



Parc national  
de La Réunion



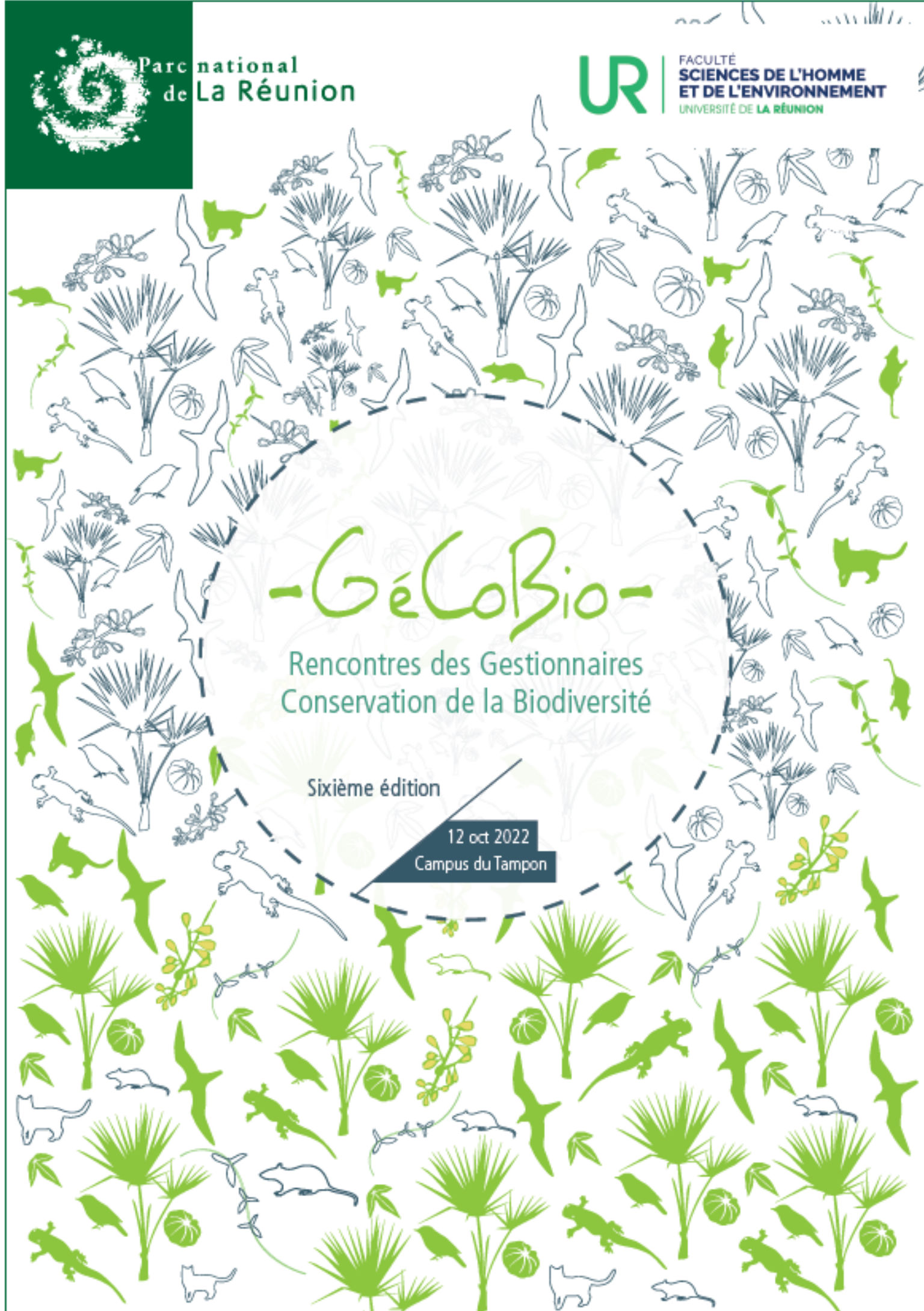
FACULTÉ  
SCIENCES DE L'HOMME  
ET DE L'ENVIRONNEMENT  
UNIVERSITÉ DE LA RÉUNION

# -Gélobio-

Rencontres des Gestionnaires  
Conservation de la Biodiversité

Sixième édition

12 oct 2022  
Campus du Tampon



**Directeur de la publication** : Jean-Philippe DELORME

**Coordination** : Etienne PROLHAC

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

**Conception** : Atelier de valorisation des patrimoines & Nafissah NOOAGAT

**Citation** : PROLHAC E., LEQUETTE B., NOOAGAT N., BESSE P., DELORME J-P. 2022 Actes du séminaire des gestionnaires de la conservation de la biodiversité à La Réunion, GECOBIO. Campus Universitaire du Tampon, le 12 octobre 2022. 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.


Associations, bureaux d'étude, nouveaux acteurs privés... l'ampleur du travail à mener conduit à imaginer de nouveaux modes d'intervention, de nouveaux métiers, pour engager les opérations sur des territoires plus vastes où chacun pourra agir. Il est primordial de poursuivre les efforts d'amélioration de la connaissance indispensable pour gagner en efficacité, de mise en œuvre et de partage des acquis, afin de bâtir au mieux les projets de demain.

Afin de présenter et valoriser les travaux réalisés par les acteurs locaux, le Parc national organise depuis 2015, le séminaire GECOBIO : GEstionnaire de la COnservation de la BIOdiversité Réunionnaise.

Cet événement est organisé en étroite collaboration avec l'Université de la Réunion, qui a accueilli une fois de plus les acteurs impliqués dans la conservation de la biodiversité réunionnaise sur le site du Campus Universitaire du Tampon. C'est également l'occasion d'impliquer les étudiants du M2 BEST qui participent à l'organisation et qui ont eu l'opportunité cette année de présenter leurs travaux, exercice formateur pour ces acteurs de demain.

A l'occasion de cette sixième édition, le mercredi 12 octobre 2022, l'accent a été mis sur la notion de restauration écologique et la diversité des actions présentées a une nouvelle fois conduit à de nombreux échanges particulièrement fructueux.

Le Directeur



Jean-Philippe DELORME





## Sommaire

- Phénologie et diversité génétique du petit Molosse de La Réunion** 7  
 Samantha AGUILLON, Gildas LE MINTER, Camille LEBARBENCHON, Axel O.G HOARAU, Céline TOTY, Léa JOFFRIN, Riana V. RAMANTSLAMA, Stéphane AUGROS, Pablo TORTOSA, Patrick MAVINGUI et Muriel DIETRICH
- Caractérisation fine des comportements de la Roussette Noire - *Pteropus niger* - à l'aide de données inertielles** 8  
 Lise BARTHOLUS
- Recherche pluridisciplinaire appliquée à la conservation des oiseaux marins à la Réunion** 13  
 Jérôme DUBOS, Claire-Cécile JUHASZ, Nais AVARGUES, Sabine ORLOWSKI, Merlène SAUNIER, Romain FERNANDEZ, Marion MANORO, Léo CHEVILLON, Margot THIBAUT, Marie-Laure CHAURAND, Yahaïa SOULAIMANA -MATTOIR, Audrey JAEGER, Laurence HUMEAU, Marie THIANN BO MOREL et Matthieu LECORRE
- Caractériser l'état d'invasion d'un massif : méthodologie, déploiement et état d'invasion de l'ACI de Bon Accueil, les Makes** 15  
 Margot CAUBIT, Léa MARIE, Gael KARCZEWSKI, Emilie CAZAL, Julien TRIOLO et Mathieu ROUGET
- Coopération régionale entre le Parc national de la Réunion et les parcs nationaux d'Afrique du Sud pour la préservation de la biodiversité et le renforcement de capacités mutuelles des gestionnaires des aires protégées** 22  
 Laure-Anne PEYRAT, Mathieu ROUGET, Pauline FENOUEILLAS, Roxane LHORSET, Hugo TREUIL-DUSSOUET, Dany LO SEEN, Mathieu CASTETS, Cédric AJAGUIN-SOLEYEN, Margot CAUBIT, Emilie CAZAL, Benoît LEQUETTE, Wendy FODEN, Nicola BEREDENKAMP et Chad CHENEY
- Analyse coûts/bénéfices de la mise en place d'un projet de lutte biologique contre le Psylle *Acizzia uncatoides* pour la protection du Tamarin des Hauts** 27  
 Merveille BAGNABANA, Katia ANGUE, Mathieu ROUGET, Bernard REYNAUD et Bertrand MAILLET
- Mise en œuvre d'un plan de lutte visant à éliminer la Perruche à collier (*Alexandrinus krameri*) et la Perruche alexandre (*Palaeornis eupatria*) du milieu naturel à la Réunion** 30  
 Kalyan LECLERC, Gilles David DERAND et Sarah CACERES
- Contrôle d'une population exotique de poissons laveurs de vitres (*Ancistrus sp.*), sur un petit cours d'eau des hauts de la Réunion : premiers retours d'expérience et pistes de lutte à long terme.** 34  
 Pierre VALADE, Guy-Claude VIENNE, Johnny MAILLOT et Laurence PROVOT
- Gestion Ex-situ de Gecko vert Endémique prélevé à l'éclosion - Projet d'élevage transitoire des Geckos verts de Manapany** 41  
 Markus ROESCH
- Premiers retours d'expériences concernant le chantier de renaturation du gîte du Volcan : lutte contre les espèces exotiques envahissantes et cicatrization des milieux à l'aide de plants endémiques de l'étage oligotherme produits sur place** 42  
 Ludovic BONIN & Luc DANIEL
- Retour d'expérience de 5 ans de lutte contre *Prosopis juliflora*** 46  
 Pauline GAUD, Léo PAIRAIN, Célia GOBEAUT et Stéphane CICCIONE

Réintroductions de plantes indigènes menacées en milieu naturel : évaluation du succès à court et moyen terme (projets RHUM et ESPECE)	51
Amaya RICHER, Emilie CAZAL et Sarah ROUSSEL	

## LES POSTERS

L'écologie de la germination au service de la restauration écologique et de la lutte contre les espèces exotiques envahissantes, étude de cinq cas d'espèces dans l'étage subalpin à la Réunion	54
Maëva NAZE, Jean-Noël Éric RIVIERE, Frédéric CHIROLEU, Antoine FRANCK et Isabelle FOCK-BASTIDE	
Dynamique spatio-temporelle des plantes invasives à la Réunion	60
Roxane LHORSET, Mathieu ROUGET, Danny LO SEEN, Mathieu CASTETS, Pauline FENOILLAS, Cédric AJAGUIN-SOLEYEN, Margot CAUBIT et Hugo TREUIL-DUSSOUET	
Vers l'émergence d'une banque de semences d'espèces indigènes à la Réunion	61
Rosa MARTEAU, Bruno TREBEL, Dominique OUDIN et Sandrine GILSON	
Stratégie de conservation ex-situ de la flore vasculaire menacée d'extinction de la Réunion	62
Camille DANGER, Christophe LAVERGNE, Bertrand MALLET et Dominique OUDIN	
L'Opinion du « grand public » sur la lutte contre les mammifères introduits pour protéger l'avifaune	66
Marion MANORO, Marie THIANN BO MOREL et Matthieu LE CORRE	
Etudes des communautés animales des bois de morts du bois noir ( <i>Albizia lebeck</i> ) et du cocotier ( <i>Cocos nucifera</i> ) dans la réserve naturelle nationale de l'îlot M'Bouzi	67
Corey BOUCHARD, Benjamin DUPLOUY et Moïra THOMAS	
Etude de l'avifaune d'un écotone: à l'interface de la mangrove et de la forêt dans la réserve naturelle de M'Bouzi	67
Lyse HEYMANS, Mélinda NAIT-KACI et Anne PIRON	
Etude de la place des EEE dans le régime alimentaire de l'avifaune endémique	68
Estella BERTIL, Diana ORTAIN et Noémie SALIBA	
Impact du rat noir ( <i>Rattus rattus</i> ) sur la dispersion des espèces végétales de l'îlot M'Bouzi à Mayotte	68
Maya BATAILLE et Manon SCHAAN	

# Phénologie et diversité génétique du Petit Molosse de La Réunion

Samantha AGUILLON<sup>1</sup>, Gildas LE MINTER<sup>1</sup>, Camille LEBARBENCHON<sup>1</sup>, Axel O.G. HOARAU<sup>1</sup>, Céline TOTY<sup>1</sup>, Léa JOFFRIN<sup>1</sup>, Riana V. RAMANANTSALAMA<sup>1</sup>, Stéphane AUGROS<sup>2</sup>, Pablo TORTOSA<sup>1</sup>, Patrick MAVINGUI<sup>1</sup> et Muriel DIETRICH<sup>1</sup>

## Résumé :

Le Petit Molosse de la Réunion est le seul mammifère indigène et endémique de l'île. Malgré son caractère patrimonial et les pressions humaines exercées sur sa population, peu d'études se sont intéressées à la biologie de cette chauve-souris. Grâce à un suivi réalisé pendant 27 mois dans 19 colonies, nous avons pu collecter des données inédites et des échantillons biologiques sur plus de 6700 individus, afin de caractériser sa phénologie, ses comportements d'occupation des colonies et sa structure génétique. Nos résultats montrent des variations saisonnières de la taille des colonies et du sex-ratio, associées à une ségrégation spatiale entre sexes à certaines périodes de l'année. Nous avons mis en évidence, pour la première fois, les signes morphologiques témoignant de l'activité reproductrice chez les mâles et identifiés la période probable d'accouplement chez cette espèce. Celle-ci suggère une longue interruption (7 mois) du cycle de reproduction (entre l'accouplement et la gestation) chez les femelles, comme souvent observé chez les chauves-souris en milieu tempéré. Enfin, l'étude génétique dévoile une grande diversité au sein de la population et la coexistence de plusieurs groupes génétiques, mais qui ne sont, de manière surprenante, pas structurés géographiquement. L'ensemble de nos résultats montre que le Petit Molosse possède une organisation sociale complexe, notamment liée à des mouvements saisonniers importants et différents entre mâles et femelles. Il permet d'identifier les périodes clés du cycle biologique de cette espèce, éléments indispensables à la mise en place de mesures de conservation.

---

<sup>1</sup> UMR PIMIT (Processus Infectieux en Milieu Insulaire Tropical), Université de la Réunion / INSERM1187 / CNRS9192 / IRD249, 97490 Sainte-Clotilde, Reunion Island

<sup>2</sup> Cabinet ECO-MED Océan Indien, 97400 Saint-Denis, Reunion Island

# Caractérisation fine des comportements de la Roussette noire - *Pteropus niger* – à l'aide de données inertielles

Lise BARTHOLUS<sup>1</sup>

## 1. Introduction

Les roussettes, famille des *Pteropodidae*, sont des espèces de chauves-souris frugivores principalement réparties dans les zones tropicales et subtropicales (Marshall, 1983). Étant des espèces exotiques souvent présentes sur des îles à fort taux d'endémicité, elles contribuent de par leur alimentation, à la pollinisation et à la dispersion des graines de nombreuses espèces végétales indigènes (Albert, 2020 ; Banack, 1998). En ce sens, elles peuvent avoir un rôle d'espèces pionnières dans la régénération des forêts en étant les seules à pouvoir disperser certaines graines, notamment celles des fruits aux plus gros diamètres (Albert, 2020). Ainsi, elles pourraient avoir un rôle non redondant dans les écosystèmes, essentiel pour le maintien d'une communauté végétale diversifiée et des équilibres écosystémiques (Albert, 2020; Florens et al., 2017; McConkey and Drake, 2015).

Néanmoins, la réduction de leur habitat naturel les amène parfois à se nourrir dans les cultures fruitières et de nombreuses espèces de roussettes sont accusées de causer des ravages dans les vergers. C'est par exemple le cas d'une espèce de Yinpterochiroptère, la roussette noire, *Pteropus niger*, qui a été accusée de ravage dans les cultures fruitières à l'île Maurice, où des campagnes d'abattages ont été orchestrées de 2015 à 2018. La perte totale a été estimée à près de 50 000 individus soit plus de 50% de la population et le statut mondial de l'espèce est passé de " vulnérable " à " en danger " sur la liste rouge de l'UICN. Son statut à La Réunion est classé comme en danger critique d'extinction (Florens et al., 2017; Florens and Baider, 2019; Kingston et al., 2018; Oleksy et al., 2021).

Dans ce contexte, un projet d'étude sur la roussette noire à La Réunion a été initié en 2018 par le GCOI, afin d'anticiper les potentiels conflits avec les arboriculteurs locaux et d'initier des mesures favorables à la conservation et au développement de l'espèce sur l'île ; la mise en œuvre du projet a fait l'objet d'un suivi télémétrique et accélérométrique sur quatre individus entre 2018 et 2020. Les localisations GPS ont permis d'apporter de nouvelles connaissances sur le domaine vital de l'espèce et l'utilisation de son habitat mais des précisions sur les comportements occurrents aux localisations GPS sont nécessaires, afin d'identifier les zones d'alimentation et les espèces végétales réellement consommées (GCOI, 2019).

L'accélérométrie est un outil très utilisé en écologie comportementale et en écologie du mouvement qui a

permis d'identifier les comportements de diverses espèces animales (Brown et al., 2013; Nathan et al., 2012; Shepard et al., 2008). Il s'agit néanmoins d'un outil complexe nécessitant une haute fréquence d'enregistrements (de 1 à 100 Hz). L'utilisation de modèles statistiques adaptés s'est donc développée pour de telles études, permettant une automatisation de la lecture et de l'interprétation des signaux d'accélération en comportements. Parmi eux : les classifications supervisées, sont un type de modèles pour lesquels un jeu de données d'apprentissage associant des comportements connus à des données d'accélération est utilisé en entrée, en opposition aux classifications non supervisées, pour lesquelles aucune connaissance sur les comportements à identifier ou sur les patterns d'accélération associés n'est nécessaire (Wang, 2019).

Une première étude réalisée dans le cadre de ce projet utilisant une classification non supervisée a permis d'identifier certains comportements des roussettes noires suivies sur l'île de La Réunion, notamment, ceux aux patterns bien spécifiques tels que le vol. Cependant, la classification manquait de précision pour identifier des comportements plus fins comme l'alimentation (Cornulier, 2019; GCOI, 2019). La présente étude s'inscrit dans la suite de ce projet et vise dans un premier temps à savoir si l'identification du comportement d'alimentation chez les roussettes est réalisable à partir de données accélérométriques. Pour cela, nous supposons qu'une classification supervisée permettra d'obtenir un niveau de précision assez fin pour identifier l'alimentation. L'objectif de cette étude sera d'identifier les variables principales permettant de décrire les comportements des roussettes, en construisant le modèle le plus parcimonieux. La supervision d'une classification nécessite d'avoir un jeu de données d'accélération associées en temps réel à des comportements par observations directes d'individus (Wang, 2019). Par manque d'observations des individus équipés en milieu naturel à La Réunion, la collecte du jeu de données de calibration sera effectuée en captivité et sur une autre espèce, proche en terme d'écologie et de taille notamment.

## 2. Méthodes

### 2.1. Collecte des données pour la calibration du modèle

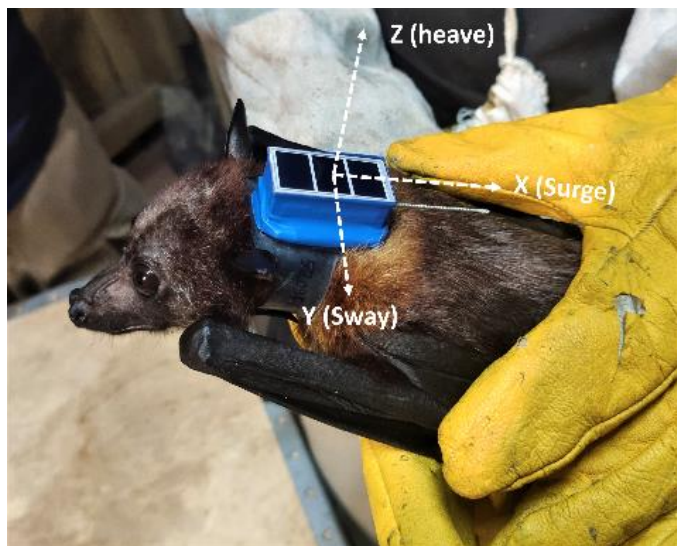
5 individus de la roussette de lylei, *Pteropus lylei*, ont pu être équipés de capteurs accélérométriques et observés pendant 5 jours au zoo Biotropica, en Normandie. L'espèce est proche de la roussette noire avec une

<sup>1</sup> Groupe Chiroptères Océan Indien, 97422 La Saline, Ile de La Réunion



envergure d'environ 1 mètre chez les deux espèces mais a un poids légèrement inférieur (480 g en moyenne contre 520 g chez la roussette noire). Des efforts pour réduire au maximum les biais dus à la captivité ont été faits, parmi eux, l'alimentation des roussettes a été adaptée pour leur administrer des fruits suspendus dans toute la cage en remplacement de leurs bols de croquettes habituels, créant des déplacements et des mouvements d'alimentations proches de ceux en milieu naturel. Le zoo présente une grande cage pour les roussettes, permettant d'observer une diversité de comportements. Un éthogramme fin de l'espèce a pu être établi avec 10 comportements observés et annotés sur BORIS, un logiciel libre d'annotation de comportements animal (Friard and Gamba, 2016) : « Alimentation », « Crachat », « Repos », « Toilettage », « Interactions », « Vol », « Combat », « Excrétion », « Déplacements » et « Territorialité ».

Les individus observés étaient équipés de balises RadioTag-14 (@MILSAR), effectuant une acquisition en 50 Hz en continu et selon 3 axes orthogonaux, l'axe antéro-postérieur X, l'axe médio-latéral Y, et l'axe dorso-ventral Z. Le jeu de données final comprend 3 heures de comportements observés sur 4 individus et 449 101 données d'accélération.



**Figure 1:** Photo d'un individu de *P. lylei* équipé d'une balise accélérométrique RadioTag-14, au zoo Biotropica en Normandie. Les trois axes orthogonaux X, Y et Z relatifs au corps de l'animal sont représentés.

## 2.2. Modélisation

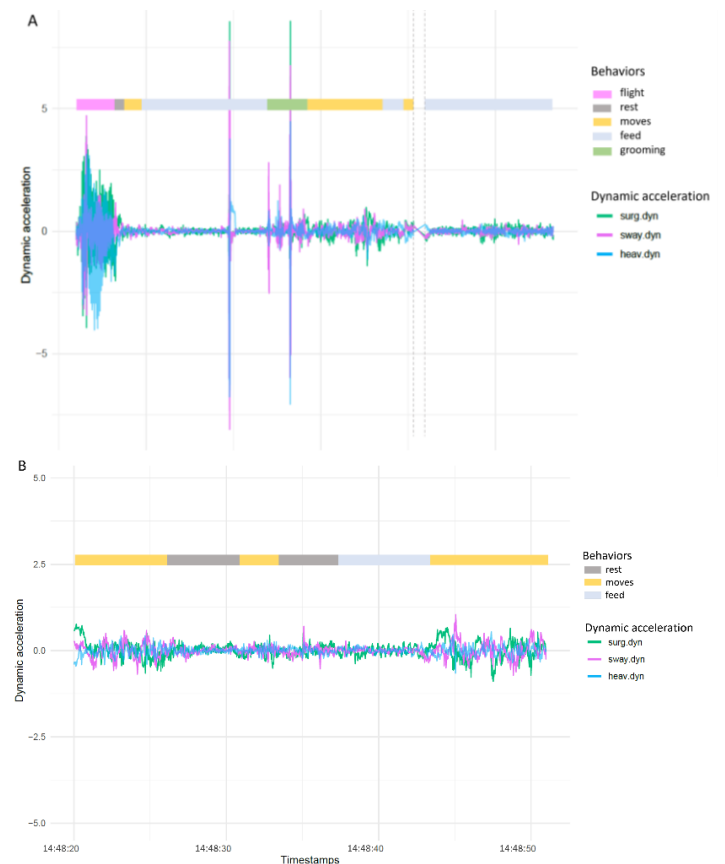
33 variables descriptives des signaux ont été dérivées des données d'accélération (Shepard et al., 2008; Wilson et al., 2008) et sont utilisées comme prédicteurs dans un premier modèle de classification supervisée en forêt aléatoire (ou random forest), qui sont adaptées aux grands jeux de données et aux nombreux prédicteurs redondants. Les random forest disposent également d'outils pour réduire les variables du modèle et construire un modèle plus parcimonieux (i.e. le modèle le plus simple avec le meilleur pouvoir prédictif); l'outil du package VSURF a été utilisé pour réaliser cette fonction (Speiser et al., 2019).

Les variables calculées à partir des données d'accélération en 50Hz ont été lissées en 1Hz pour obtenir une classification de comportements à la seconde. Ce traitement par sous-échantillonnage automatisé a impliqué une perte du comportement crachat dans les données puisqu'il était enregistré pour une durée de moins d'une seconde à chaque occurrence. La première classification réalisée classe donc les 9 comportements restants.

## 3. Résultats

### 3.1. Jeu de données de supervision

L'association des comportements aux données d'accélération a permis d'identifier visuellement les patterns de chaque comportement et de mieux appréhender la complexité des signaux. On note par exemple la spécificité des signaux associés au comportement de vol en début d'enregistrement en Figure 2-A, avec une forte amplitude sur les 3 axes. A l'inverse, une faible amplitude et une similitude des signaux en B associés à des comportements de plus faible activité, dont l'alimentation.



**Figure 2:** Deux exemples d'accélération tri-axiales enregistrées sur des individus de *P. lylei* équipés à Biotropica le 26 mai 2022. Les comportements correspondants annotés pendant les observations sont donnés au-dessus des signaux d'accélération. (A) Le signal montre 5 comportements différents sur une minute et 20 secondes d'enregistrement. (B) Le signal montre 3 comportements de faible amplitude sur un enregistrement de 30 secondes.

### 3.2. Analyses statistiques

Un premier modèle a été construit à partir des 33 variables explicatives pour évaluer la performance de ce modèle global qui apparaît bonne avec un taux d'erreur inférieur à 23% et une précision de 77%. L'alimentation en particulier est correctement classifiée par le modèle avec seulement 28% d'erreurs. Néanmoins, certains comportements sont mal identifiés et montrent des taux d'erreurs élevés avec 63 et 70% d'erreur pour le combat et l'excrétion respectivement (Table 1); ils ont été regroupés avec des comportements proches : « territorialité » et « déplacements » pour améliorer le modèle et identifier les variables qui permettent de réellement classer les 7 comportements retenus (Table 2).

**Table 1:** Statistiques globales et par classe du premier modèle à 33 variables. Le taux d'erreur OOB, la précision et l'intervalle de confiance à 95% sont donnés pour le modèle.

	Feed	Flight	Grooming	Interaction	Moves	Rest	Territorial	Fight	Excretion
Error-rate	0.28	0.16	0.22	0.12	0.22	0.17	0.34	0.70	0.63
Sensitivity	0.798	0.856	0.778	1.00	0.683	0.791	0.736	0.545	0.933
OOB error-rate	22.9%								
Accuracy	0.771								
CI (95%)	(0.7623, 0.7796)								

La réduction du modèle par le VSURF et par identification des variables corrélées a permis de sélectionner 8 variables à tester pour un modèle parcimonieux. Le modèle ne montre aucune différence significative avec le premier modèle, avec une précision globale de 77% et un taux d'erreur pour l'alimentation de 26%.

**Table 2:** Statistiques globales et par classe du modèle final à 8 variables. Le taux d'erreur OOB, la précision et l'intervalle de confiance à 95% sont donnés pour le modèle global.

	Feed	Flight	Grooming	Interaction	Moves	Rest	Territorial
Error-rate	0.26	0.17	0.22	0.09	0.23	0.19	0.34
Sensitivity	0.786	0.835	0.794	0.988	0.693	0.807	0.708
Specificity	0.924	0.996	0.963	0.998	0.954	0.910	0.969
OOB error-rate	22.46%						
Accuracy	0.775						
CI (95%)	(0.7667, 0.7839)						

## 4. Discussion

Les modèles de forêts aléatoires construits dans cette étude ont démontré que l'identification de comportements fins tels que l'alimentation chez les roussettes est possible à partir de données accélérométriques et ce, en accord avec notre hypothèse de départ selon laquelle une classification supervisée permettra de répondre à cet objectif. La réduction du modèle a ensuite permis d'identifier 8 variables importantes pour décrire les comportements des roussettes, 3 décrivant la position du corps, 3 pour l'intensité des mouvements et 2 pour l'accélération sur un plan Y-Z.

L'intérêt démontré de l'accélérométrie pour décrire les comportements d'espèces difficilement observables nous a conduit à utiliser un tel outil pour étudier l'écologie alimentaire de la roussette noire, dont l'activité est principalement nocturne. Les contraintes particulières

rencontrées telles que l'impossibilité d'observer des individus équipés en milieu naturel pour constituer un jeu de données de calibration nous ont conduites à réaliser les observations comportementales sur des individus captifs d'une autre espèce, la roussette de lylei (*P. lylei*). De précédentes études ont montré les limites d'une telle méthode basée sur une espèce de substitutions avec la réduction de la performance des modèles (Campbell et al., 2013; Dickinson et al., 2021). Pour pallier ces limites, nous avons choisi une approche différente de celles employées dans la littérature, consistant en deux étapes de modélisation. La première étape, faisant l'objet de cette étude, visait à construire un modèle de classification supervisée pour classer les comportements d'une roussette proche de la roussette noire, afin de créer des connaissances sur les comportements des roussettes et d'identifier les variables explicatives les plus importantes pour décrire leurs comportements. De telles connaissances sont des éléments clés pour la seconde étape de modélisation et la suite de cette étude. En effet, la proximité entre les deux espèces (morphologique et comportementale) nous permet de généraliser certaines de ces connaissances et d'utiliser les 8 variables identifiées, pour construire un modèle de classification non supervisée adapté à *P. niger*. L'interprétation des résultats de ce modèle est ensuite possible en comparant les relations dans les données chez *P. lylei* à celles obtenues chez *P. niger* (Figure 3). Ainsi, par comparaison des signaux et clusters de comportements chez les deux espèces, dont les positions relatives dans un espace de variables explicatives sont identiques (Figure 3), nous serons à même d'interpréter et d'identifier les comportements fins de la roussette noire à partir des signaux d'accélération enregistrés en milieu naturel à La Réunion. Il est également intéressant de souligner la possibilité et l'intérêt d'appliquer ces connaissances à d'autres espèces de roussettes pour identifier leurs comportements.

Enfin, la spatialisation des résultats obtenus constituera des connaissances inédites sur l'écologie alimentaire de l'espèce à La Réunion. En effet, en croisant les comportements avec les données d'utilisation du territoire réunionnais, une première quantification de l'impact de la roussette noire sur les cultures pourra être établie. D'autre part, son rôle dans l'écosystème, pourra également être mieux connu en croisant la spatialisation des comportements d'alimentation avec des données d'essences d'arbres connues sur le territoire, permettant d'identifier les espèces d'arbres dont les fruits sont consommés par la roussette noire et de connaître son rôle potentiel quant à la dissémination des graines et à la pollinisation de certaines espèces végétales.

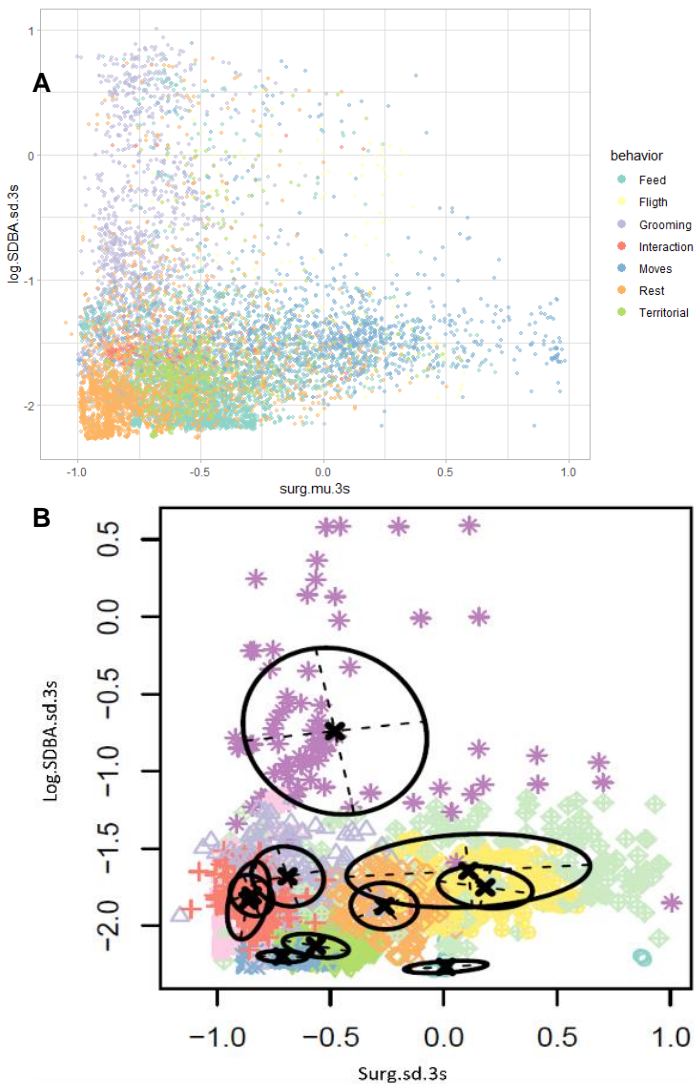


Figure 3 : Clusterisation des données d'accélérométrie en comportements (A) chez la roussette de lylei, *Pteropus lylei* et (B) chez la roussette noire, *Pteropus niger*. Les clusters sont représentés dans un espace de deux des 8 variables prédictives utilisées dans les classifications.

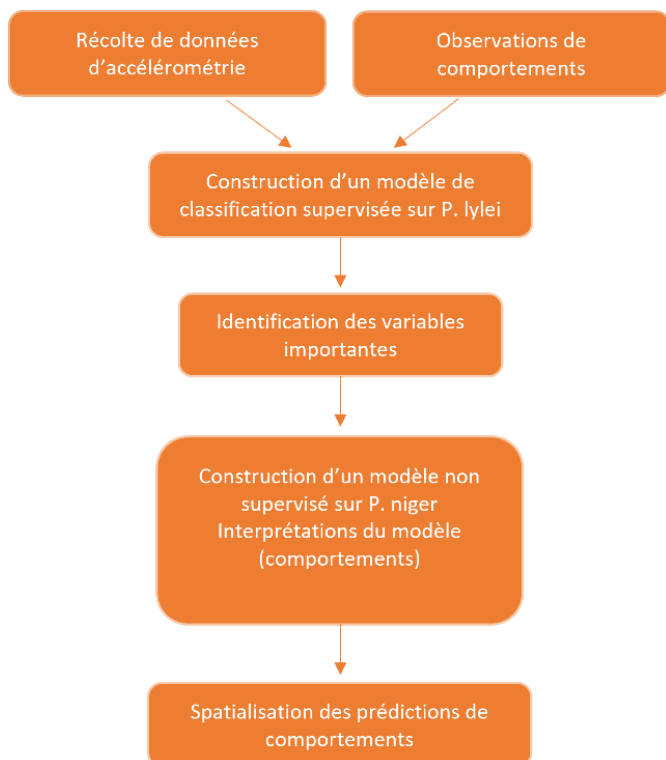


Figure 4 : Schéma conclusif de l'étude et des différentes étapes de modélisation.

## 5. Bibliographie

Albert, S., 2020. Rupture des interactions mutualistes plantes à fruits charnus-vertébrés frugivores, et conséquences sur la régénération des forêts tropicales dans les Mascareignes. Université de la Réunion. <https://doi.org/2020LARE0035>

Brown, D.D., Kays, R., Wikelski, M., Wilson, R., Klimley, A.P., 2013. Observing the unwatchable through acceleration logging of animal behavior. *Anim. Biotelemetry* 1. <https://doi.org/10.1186/2050-3385-1-20>

Campbell, H.A., Gao, L., Bidder, O.R., Hunter, J., Franklin, C.E., 2013. Creating a behavioural classification module for acceleration data: Using a captive surrogate for difficult to observe species. *J. Exp. Biol.* 216, 4501–4506. <https://doi.org/10.1242/jeb.089805>

Cornulier, T., 2019. Analyses comportementales de Roussette noire (*Pteropus niger*) à partir de données inertielles dans le cadre du projet BEST- RUP.

Dickinson, E.R., Twining, J.P., Wilson, R., Stephens, P.A., Westander, J., Marks, N., Scantlebury, D.M., 2021. Limitations of using surrogates for behaviour classification of accelerometer data: refining methods using random forest models in Caprids. *Mov. Ecol.* 9. <https://doi.org/10.1186/s40462-021-00265-7>

Florens, F.B.V., Baider, C., 2019. Mass-culling of a threatened island flying fox species failed to increase fruit growers' profits and revealed gaps to be addressed for effective conservation. *J. Nat. Conserv.* 47, 58–64. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.11.008>

Florens, F.B.V., Baider, C., Marday, V., Martin, G.M.N., Zmanay, Z., Oleksy, R., Krivek, G., Vincenot, C.E., Strasberg, D., Kingston, T., 2017. Disproportionately large ecological role of a recently mass-culled flying fox in native forests of an oceanic island. *J. Nat. Conserv.* 40, 85–93. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.10.002>

Friard, O., Gamba, M., 2016. BORIS: a free, versatile open-source event-logging software for video/audio coding and live observations. *Methods Ecol. Evol.* 7, 1325–1330. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12584>

GCOI, G.C.O.I., 2019. Ecologie alimentaire de la Roussette noire, interactions avec les cultures fruitières et implications pour la conservation de l'espèce sur l'île de La Réunion – Livrable Action 2.2.

Kingston, T., Florens, V., Oleksy, R.Z., Ruhomaun, K., Tatayah, V., 2018. *Pteropus niger*, Greater Mascarene Flying Fox. IUCN Red List Threat. Species. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T18743A86475525.en>

McConkey, K.R., Drake, D.R., 2015. Low redundancy in seed dispersal within an island frugivore community. *AoB Plants* 7, 88. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plv088>

Nathan, R., Spiegel, O., Fortmann-Roe, S., Harel, R., Wikelski, M., Getz, W.M., 2012. Using tri-axial acceleration data to identify behavioral modes of free-ranging animals: General concepts and tools illustrated for griffon vultures. *J. Exp. Biol.* 215, 986–996. <https://doi.org/10.1242/jeb.058602>

Oleksy, R.Z., Ayady, C.L., Tatayah, V., Jones, C., Froidevaux, J.S.P., Racey, P.A., Jones, G., 2021. The impact of the Endangered Mauritian flying fox *Pteropus niger* on commercial fruit farms and the efficacy of mitigation. *Oryx* 55, 114–121. <https://doi.org/10.1017/S0030605318001138>

Shepard, E.L.C., Wilson, R.P., Quintana, F., Gómez Laich, A., Liebsch, N., Albareda, D.A., Halsey, L.G., Gleiss, A.,

Morgan, D.T., Myers, A.E., Newman, C., Macdonald, D.W., 2008. Identification of animal movement patterns using tri-axial accelerometry. *Endanger. Species Res.* 10, 47–60. <https://doi.org/10.3354/esr00084>

Speiser, J.L., Miller, M.E., Tooze, J., Ip, E., 2019. A comparison of random forest variable selection methods for classification prediction modeling. *Expert Syst. Appl.* 134, 93–101. <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2019.05.028>

Wang, G., 2019. Machine learning for inferring animal behavior from location and movement data. *Ecol. Inform.* 49, 69–76. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.12.002>

Wilson, R.P., Shepard, E.L.C., Liebsch, N., 2008. Prying into the intimate details of animal lives: Use of a daily diary on animals. *Endanger. Species Res.* 4, 123–137. <https://doi.org/10.3354/esr00064>



# Recherche pluridisciplinaire appliquée à la conservation des oiseaux marins à la Réunion

Jérôme DUBOS, Claire-Cécile JUHASZ, Nais AVARGUES, Sabine ORLOWSKI, Merlène SAUNIER, Romain FERNANDEZ, Marion MANORO, Léo CHEVILLON, Margot THIBAUT, Marie-Laure CHAURAND, Yahaïa SOULAIMANA MATTOIR, Audrey JAEGER, Laurence HUMEAU, Marie THIANN BO MOREL et Matthieu LE CORRE

La Réunion abrite six espèces d'oiseaux marins dont deux espèces de pétrels endémiques et menacées. L'objectif du programme SMAC « Seabird Multidisciplinary Applied research for Conservation » est de réaliser des recherches appliquées à la conservation de ces espèces. Quatre thématiques complémentaires et interconnectées sont abordées : la dynamique des populations, l'écologie en mer, la génétique des populations et les sciences sociales et participatives.

Dans le domaine de la dynamique des populations, il s'agit de déterminer les paramètres démographiques de survie et de reproduction des principales espèces et d'utiliser ces paramètres pour réaliser des analyses de viabilité de population (AVP). Ces AVP permettent de quantifier les effets démographiques des actions de conservation sur la croissance des populations (en particulier la lutte contre les prédateurs introduits et le sauvetage des oiseaux désorientés par la pollution lumineuse) afin d'orienter les futures décisions de conservation.

L'étude de l'écologie en mer permet d'identifier par différentes méthodes de suivi et de modélisation les zones et habitats océaniques utilisés par les différentes espèces tout au long de leur cycle annuel : pendant la période de reproduction et pendant la période de non-reproduction. Ceci permet ensuite d'identifier les menaces actuelles ou potentielles qui agissent en mer dans ces habitats : pollution chronique ou accidentelle (dont la pollution plastique et la bioaccumulation de métaux lourds), la pêche industrielle, les effets du changement climatique sur la productivité marine, les exploitations industrielles futures (exploitation minière, gazière ou pétrolière).

La génétique des populations permet de savoir si les différentes colonies à l'échelle de La Réunion, de l'Océan Indien, voire de l'Indopacifique, sont connectées entre elles ou si elles forment des groupes génétiques distincts, suggérant un fort niveau d'isolement. Cette analyse permet d'identifier l'unité de conservation la plus appropriée pour chaque espèce. L'état de santé génétique des colonies peut également être estimé (détection de consanguinité par exemple).

Dans le domaine des sciences sociales, l'objectif est d'analyser les représentations sociales des actions de conservation de la biodiversité en général et des oiseaux

marins en particulier. Une action de sciences participatives est également réalisée. Elle consiste à étudier, grâce à la participation des réunionnais et réunionnaises, le phénomène de la reproduction en milieu urbain des pailles-en-queue à brins blancs (« opération paille-en-queue la kour »).

Lors de ce 6ème séminaire GECOBIO, nous avons présenté quelques résultats de trois des quatre thématiques du projet : la dynamique des populations, la génétique des populations et l'opération de sciences participatives.

Les résultats de la partie sur la dynamique des populations sont intégrés à la thèse en cours de Merlène Saunier. Ils portent sur la démographie du Pétrel noir de Bourbon, suivi par « Capture Marquage Recapture » depuis la découverte des deux colonies actuellement suivies en 2016 (une publication en préparation et un poster présenté lors du congrès de la WIOMSA en octobre 2022). Globalement, les analyses montrent que le taux de survie des adultes est bon, mais que le succès reproducteur est dépendant des actions de dératisation : en l'absence de dératisation, le succès reproducteur est extrêmement faible voire nul. De ce fait, la population n'est pas viable à long terme en l'absence de dératisation des colonies.

Les résultats qui ont été présentés sur la partie génétique des populations concernent la génétique des Pétrels de Barau. Ils montrent une très forte structuration spatiale et donc un isolement des deux principales colonies connues, celle du Grand Bénare et celle du Bras des Etangs au Piton des Neiges. Ces résultats, déjà publiés (Danckwerts et al. 2021), confirment la nécessité de protéger les deux colonies car elles forment des entités génétiques uniques. Ils montrent par ailleurs l'extraordinaire philopatrie de cette espèce, à l'origine de cette structuration génétique. Concernant les sciences participatives, les résultats présentés dans le cadre de GECOBIO sont ceux qui ont été présentés par Sabine Orłowski (technicienne du projet FEDER SMAC) sous la forme d'un poster lors du congrès de la WIOMSA en octobre 2022. Ils sont également intégrés au stage de Master de Vinita Singainy et Emma Turpin. La partie représentation sociale est également intégrée à la thèse de Marion Manoro, dirigée par Marie Thiann-Bo-Morel. Globalement, l'opération de sciences participatives « Paille-en-queue la kour » a permis de signaler une soixantaine de cas de reproduction de paille-

en-queue en milieu urbain et péri-urbain. Plusieurs données totalement nouvelles ont été obtenues sur les types d'habitats utilisés et les succès reproducteurs des couples nichant en milieu urbain. Ces résultats sont encore en cours d'acquisition avec de nouveaux signalements et de nouveaux suivis de succès reproducteur. D'un point de vue représentation sociale,

les personnes ayant signalé un paille-en-queue en milieu urbain font globalement un retour positif quant à la présence de cette espèce dans leur environnement immédiat. Cette opération inédite souligne l'intérêt d'impliquer la population locale dans les études sur la biodiversité et les actions de conservation.



# Caractériser l'état d'invasion d'un massif : méthodologie, déploiement et état d'invasion de l'ACI de Bon Accueil, Les Makes

Margot CAUBIT<sup>1</sup>, Léa MARIE<sup>2</sup>, Gaël KARCZEWSKI<sup>1</sup>, Emilie CAZAL<sup>1</sup>, Julien TRIOLO<sup>2</sup> et Mathieu ROUGET<sup>3</sup>

## 1. Introduction

L'invasion par les espèces exotiques végétales est une menace majeure pour la biodiversité de l'île océanique qu'est la Réunion. La connaissance de l'état d'invasion est nécessaire pour définir, prioriser et coordonner les actions de conservation.

Depuis 2019, sous l'impulsion du Département de la Réunion ; le Parc National de la Réunion et le CIRAD co-animent un groupe de travail autour de ces questions. Un premier travail de priorisation des actions de lutte a eu lieu à l'échelle régionale (Fenouillas et al. 2020). Un second travail est entrepris ici à l'échelle d'un massif afin de gagner en connaissance et en opérationnalité.

A travers le groupe de travail du projet intégré de lutte et restauration des milieux prioritaires, une méthodologie d'inventaire du degré d'invasion a été mise en place. Elle a été testée dans différents types d'habitat, et a récemment été déployée à plus grande échelle aux Makes et sur le massif de la Plaine des Fougères. L'objectif de cette méthodologie est de quantifier de façon robuste l'état d'invasion d'un massif. L'état d'invasion ou degré d'invasion se définit comme une estimation de la gravité de l'invasion biologique, autrement dit, il caractérise la mesure dans laquelle le milieu a déjà été envahi ou non. La méthodologie doit être simple, rapide et permettre d'obtenir une vision globale d'un massif.

Les objectifs de ce rapport sont de présenter cette méthodologie, de prouver la faisabilité de la méthode à travers son déploiement aux Makes et à la Plaine des Fougères ; et enfin de montrer un exemple de résultat et utilisation des résultats dans l'adaptation de la stratégie de lutte de l'ACI de Bon Accueil aux Makes.

## 2. Matériel et méthode

### 2.1 Sites d'études

La méthodologie de caractérisation du degré d'invasion a été testée dans différents habitats à la Réunion, sur des sites à fort enjeux de conservation, notamment, en forêt humide de basse altitude à Mare Longue, en végétation éricoïde au Volcan (Piton de caille), et en forêt mésotherme dans les Hauts de Mont-Vert.

Ce rapport présente le déploiement de la méthodologie dans l'ACI (Aire de Contrôle Intensif) de Bon Accueil et sur le massif de la Plaine des Fougères.

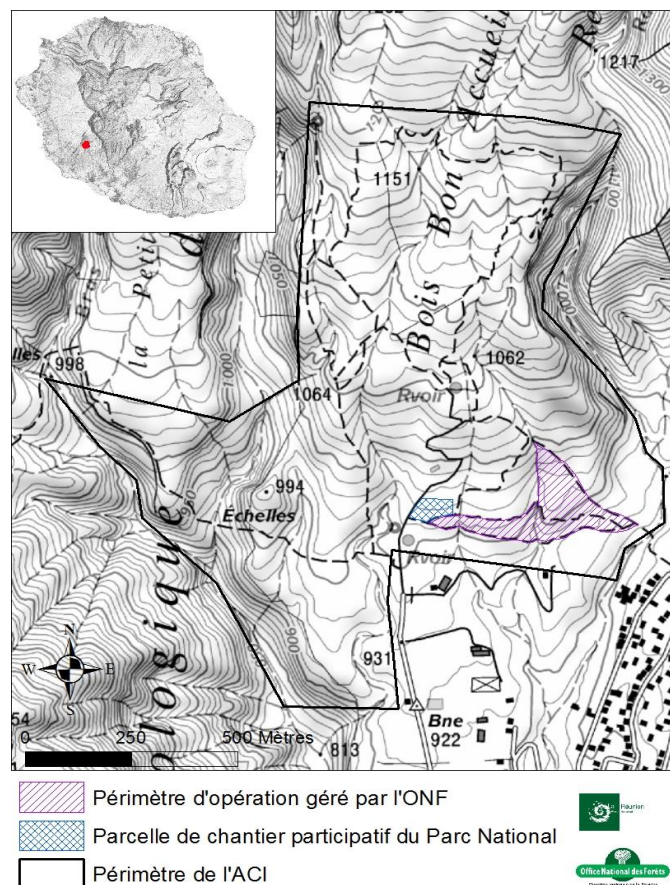


Figure 1: ACI de Bon-Accueil

L'ACI de Bon Accueil se situe aux Makes.

Aux Makes, le site d'étude se situe dans la forêt départemento-domaniale de Bon-Accueil, relevant du régime forestier et gérée par l'Office National des Forêts (ONF). Afin de répondre aux besoins de gestion de l'ONF, notamment, en terme de stratégie de lutte, il est apparu nécessaire de dresser un état des lieux sur l'état d'invasion du périmètre de l'Aire de Contrôle Intensif (ACI) de Bon Accueil (Figure 1).

Bénéficiant de travaux de lutte depuis les années 2000, cette zone a été érigée en tant qu'ACI en 2015 à l'initiative de l'ONF, ceci afin de garantir le maintien des actions de lutte au long terme dans cette espace prioritaire à la conservation.

Sa superficie de 102 ha, s'étale de 920 m à 1150 m d'altitude et s'inscrit à la transition entre l'étage

<sup>1</sup> Parc national de la Réunion

<sup>2</sup> Office National des Forêts (ONF)

<sup>3</sup> CIRAD

mégatherme et mésotherme. Ainsi, cette ACI héberge des faciès de forêts humides de moyenne altitude et constitue un véritable refuge pour certaines espèces de l'étage mégatherme, raréfiées à l'échelle de l'île. La forêt de Bon-Accueil et les espèces qu'elle abrite sont menacées par l'expansion des espèces végétales exotiques envahissantes, dont les plus problématiques sont le longose jaune (*Hedychium garderianum*), le goyavier (*Psidium cattleianum*) et le raisin marron (*Rubus alceifolius*). Tout l'enjeu est d'assurer la persistance de ces forêts dans le temps face à ces phénomènes d'homogénéisation du milieu. C'est pourquoi, en plus des travaux de lutte de l'ONF, cette zone a bénéficié depuis 2019 de chantiers participatifs organisés par le Parc national de la Réunion ayant pour objectif d'arracher le Longose, le goyavier et le Bois de Noël (0.45ha) (cf Figure 1).

Le massif de la Plaine des Fougères a été choisi pour répondre à un besoin d'acquisition de connaissance. Le massif se situe au nord de l'île de la Réunion, il surplombe le cirque de Salazie, à l'est de la Roche Ecrite. Il s'étend sur plus de 2 000 ha entre 800 et 1 800m d'altitude. A l'ouest, la végétation mésotherme alterne éricoïde (avoune), forêt de bois de couleur, et forêt de Tamarin des hauts. A l'est, la végétation marque davantage la transition vers l'étage mégatherme ponctuée de forêts à Vacoas (*Pandanus montanus*) (Lacoste et al. 2021). L'ouest du massif constitue une ACI, en gestion par l'ONF (Figure 3, zone délimitée en noir).

## 2.2 Echantillonnage systématique

L'objectif étant d'obtenir une vision d'ensemble de la zone d'étude, l'échantillonnage a été réalisé de façon systématique. Autrement dit, la zone d'étude a été quadrillée en mailles d'au minimum 1 hectare (100 x 100m) et un relevé de l'état d'invasion (=point d'échantillonnage) a été réalisé au centre de chaque maille (Figure 2 (A)).

La taille du maillage (=effort d'échantillonnage) a été définie grâce à l'analyse des résultats obtenus à Mare Longue et au Volcan, où l'échantillonnage avait été réalisé dans un maillage de 62,5 mètres.

Il a été estimé que l'on perdait peu de précision en élargissant la taille des mailles à 100 mètres.

De plus, cet effort d'échantillonnage doit prendre en considération des facteurs de faisabilité tels que la surface à parcourir ou les moyens humains disponibles.

Ainsi, l'ACI de Bon Accueil a été échantillonnée dans un maillage 100 x 100 mètres, le massif de la Plaine des Fougères a été échantillonné dans un maillage de 150 x 150 mètres.

## 2.3 Mesure quantitative de l'état d'invasion

A chaque point d'échantillonnage est réalisé un inventaire de la végétation, sous la forme de placettes circulaires autour du point central d'échantillonnage (Figure 2 (B)).

La méthodologie prend en compte la structure verticale de l'habitat. Les strates sont définies par des limites de hauteur (Figure 2 (B)) : la strate herbacée inférieure à 1 m, la strate arbustive entre 1 et 5 m et la strate arborée au-dessus de 5 m. La surface de la placette d'échantillonnage dépend de la strate étudiée : la strate basse est échantillonnée dans un rayon de 1 m autour du point d'échantillonnage (= 3m<sup>2</sup>), les strates arbustives et arborées sont échantillonnées dans un rayon de 3 m autour du point central (28m<sup>2</sup>) (Figure 2 (B)).

Pour chaque strate, les variables suivantes sont relevées:

- le recouvrement total des espèces exotiques ;
- le recouvrement total des espèces indigènes ;
- le recouvrement de chaque espèce exotique présente.

La différenciation des espèces indigènes aurait demandé des connaissances botaniques plus pointues et aurait nécessité davantage de temps. La diversité en indigène n'a donc pas été relevé. Le recouvrement est défini par la proportion occupée par une espèce considérant la projection au sol de l'ensemble de ces organes vivants de la plante par rapport à la surface totale considérée ; il est estimé à l'œil nu. Les individus sont considérés dans chaque strate où ils sont présents. Par exemple, la branche basse d'un grand arbre sera comptabilisée dans la strate arbustive, tandis que la partie haute de l'arbre sera considéré dans la strate arborée.

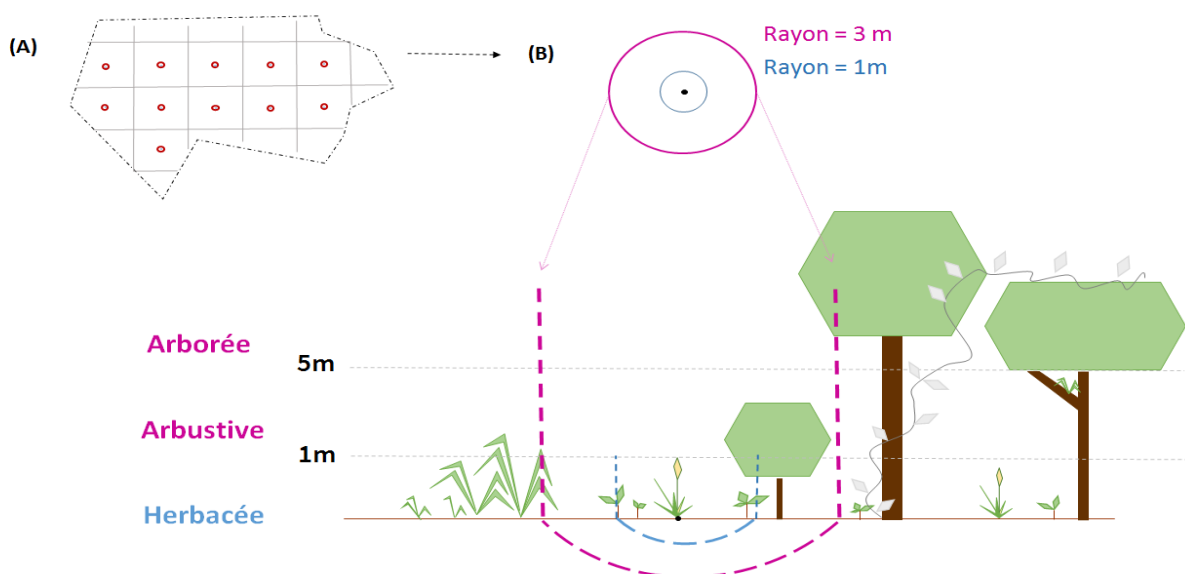


Figure 2: Schématisation du protocole mis en place pour évaluer le degré d'invasion.



Plusieurs moyens ont été mis en place pour limiter les biais observateurs liés à l'estimation du recouvrement : le roulement des binômes à chaque jour de terrain, l'étalonnage des agents au début de chaque session et la distribution d'une plaquette de conversion surface / pourcentage en fonction de la strate considérée.

## 2.4 Détection d'espèces cibles

Lors des déplacements au sein des mailles, certaines espèces végétales ont fait l'objet de relevés ponctuels :

- Les espèces exotiques à caractère fortement envahissant encore peu présentes sur la zone (à l'instar de *Strobilanthes hamiltoniana*),
- Les espèces exotiques nouvelles sur la zone,
- Et le raisin marron (*Rubus alceifolius*), dont l'invasion se distribue essentiellement par trouée.

Chaque détection est géolocalisée et la surface occupée par l'espèce est estimée.

## 2.5 Outils numériques

Pour rendre le protocole plus opérationnel, 2 types d'outils numériques ont été utilisés : OruxMap ou ArcGIS Field Maps, deux GPS mobiles, ainsi que KoboCollect (KoboToolbox), une application mobile de saisie.

## 2.6 Analyses

Les données ont été récupérées via la plateforme web KoboToolBox. La mise en forme des données et les analyses ont été réalisées sur R (R Core Team (2021)). Les cartographies ont été réalisées sur ArcGIS 10.8.1 (ESRI, 2020).

Les analyses sont en cours de réalisation. Sont présentés ici les résultats sur le déploiement du protocole aux Makes et à la Plaine des Fougères, ainsi que, les premiers résultats sur l'état d'invasion de l'ACI de Bon Accueil aux Makes.

A partir des données relevées, plusieurs indicateurs ont

été calculés pour rendre compte de l'état d'invasion de chaque strate :

- Le recouvrement en PEE = proportion occupée par les individus exotiques dans chaque strate
- Le taux d'invasion = abondance relative des plantes exotiques envahissantes par rapport aux indigènes par strate. Il se calcule de la façon suivante :

$$\text{Taux d'invasion} = \frac{\text{"Recouvrement exotiques"}}{\text{"Recouvrement (exotiques + indigènes)"}}$$

## 3. Résultats

### 3.1 Déploiement aux Makes

Suite à plusieurs jours de préparation et de test terrain, trois jours de terrain ont été réalisés les 4, 5 et 6 juillet, mobilisant 4 à 8 personnes par jour de terrain (ONF, Parc national de la Réunion, CIRAD, Université).

Au total, 102 hectares ont été parcourus en 20 jours/hommes, soit en moyenne 10 relevés degré d'invasion réalisés par jour par binôme. Chaque point d'échantillonnage demande environ 5-10 min, sans compter les temps de déplacements au sein de la maille (10-30 min selon l'habitat, la topographie, l'envahissement...).

### 3.2 Déploiement à la Plaine des Fougères

Deux sessions d'un mois de terrain ont été menées en juin et août 2022 à raison de 3 jours de terrain par semaine. Plus de 20 personnes ont été mobilisés sur sites (Parc national de la Réunion, ONF, CIRAD, Université). Au total 870 hectares (390 relevés degré d'invasion) ont été parcourus en 125 jours hommes, soit en moyenne 6 relevés degré d'invasion réalisés par binôme par jour. Certains endroits peu accessibles ont été prospectés avec une durée de marche d'approche supérieur à 2h et/ou des déplacements difficiles entre les points (20 min - 1h30). La Figure 3 présente l'ensemble de la zone échantillonnée.

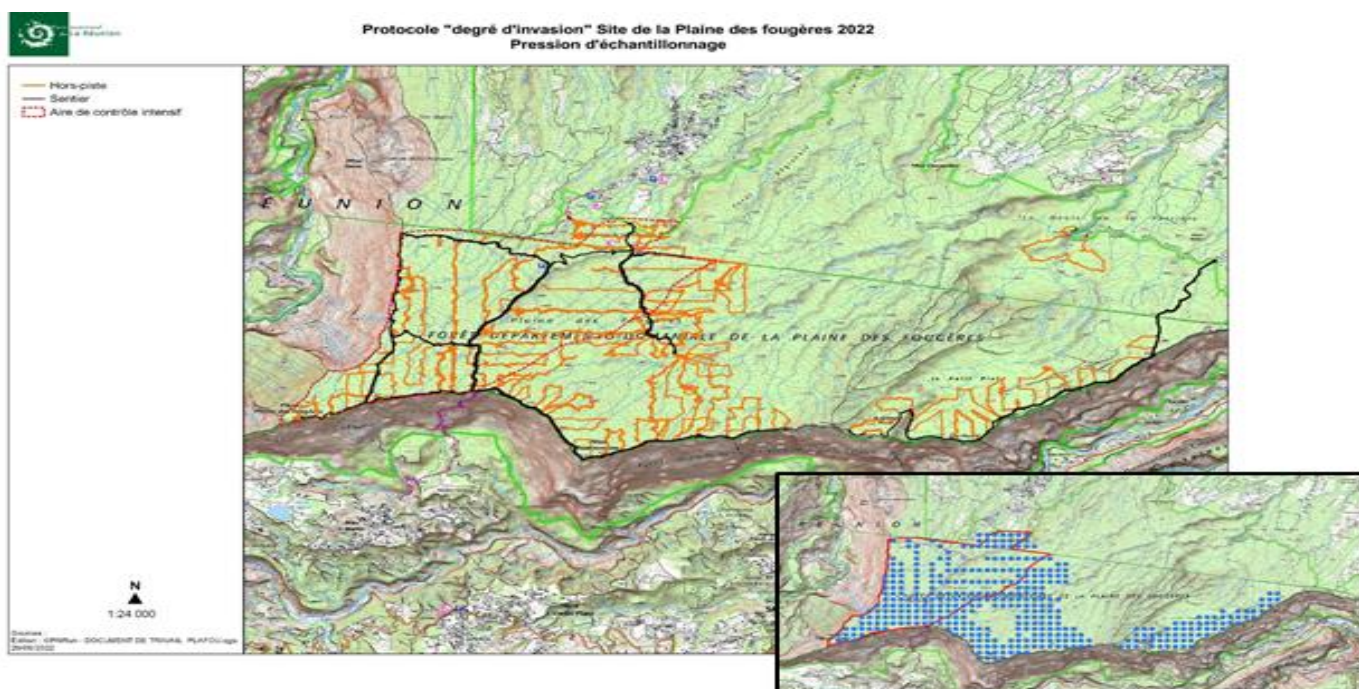


Figure 3: Déploiement de la méthodologie de caractérisation du DI sur le massif de la Plaine des Fougères.

### 3.3 Etat d'invasion de l'ACI de Bon Accueil – Les Makes

- Diversité et occurrence des PEE

Au total, 16 espèces végétales exotiques ont été rencontrées dans l'ACI de Bon-Accueil.

D'une part, 10 espèces végétales exotiques ont été relevées dans les placettes d'échantillonnage (*Ageratina riparia*, *Ardisia crenata*, *Eriobotrya japonica*, *Hedychium Gardnerianum*, *Lantana camara*, *Litsea glutinosa*, *Psidium cattleianum*, *Rubus alceifolius*, *Solanum mauritianum*, *Strobilanthes hamiltoniana*). Certaines espèces sont omniprésentes sur le massif, tel que le Longose (*Hedychium Gardnerianum*) qui est présent dans 100% des relevés, ou le Goyavier (*Psidium cattleianum*) qui est présent dans plus de la moitié des relevés (occurrence = 52%).

D'autre part, 11 espèces ont été relevées en dehors des points d'échantillonnage, dont 7 espèces qui n'avaient pas été détectées dans les placettes d'échantillonnage (*Begonia diadema*, *Boehmeria penduliflora*, *Eriobotrya japonica*, *Fuchsia boliviana*, *Passiflora edulis*, *Persicaria chinensis*, *Solanum americanum*). Les espèces exotiques les plus problématiques sont cartographiées ci-dessous (Figure 4).

- Taux d'invasion

Les taux d'invasion (TI) ont été calculés pour chaque strate structurante de l'habitat (Figure 5).

En cohérence avec les résultats précédents (omniprésence du longose), la strate herbacée est la plus envahie avec un TI moyen = 0,76 (± 0,25). La strate arbustive est moins envahie avec TI moyen = 0.54 (± 0.19), la distribution spatiale est plus hétérogène avec des zones qui semblent plus préservées. La strate arborée est globalement bien préservée (TI moyen = 0.16 (± 0.13)) avec quelques zones envahies, soit par le raisin marron, soit par le goyavier.

- Zoom sur l'abondance du Longose

Certaines espèces problématiques ont fait l'objet de cartographies plus précises, tel que le Longose (Figure ), ou le goyavier. La Figure rend bien compte de l'hétérogénéité spatiale de l'abondance du longose laissant apparaître des zones où il est dominant et où il atteint plus d'1m de hauteur, et des zones où il est moins dense, situées principalement dans le sud de l'ACI.

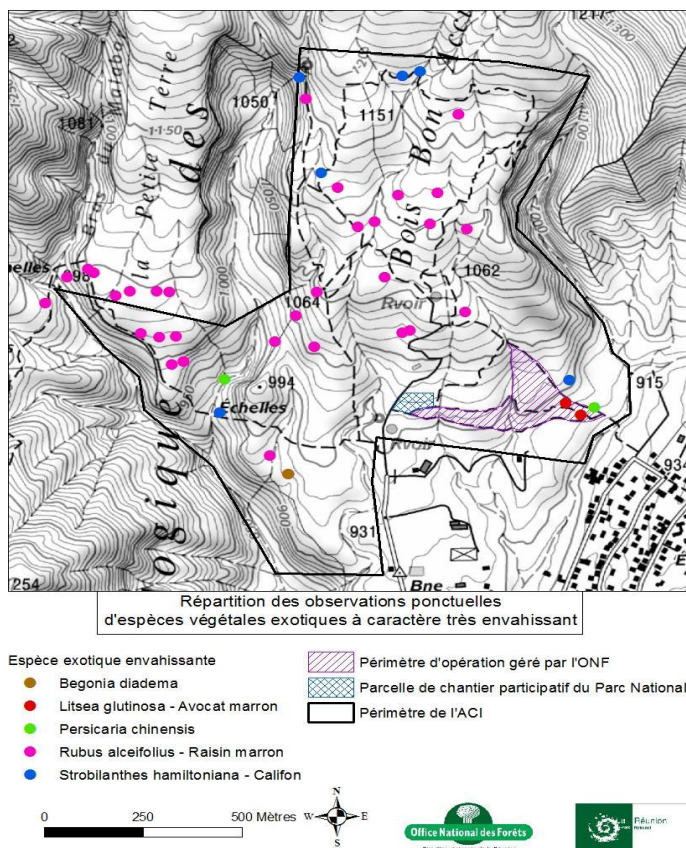
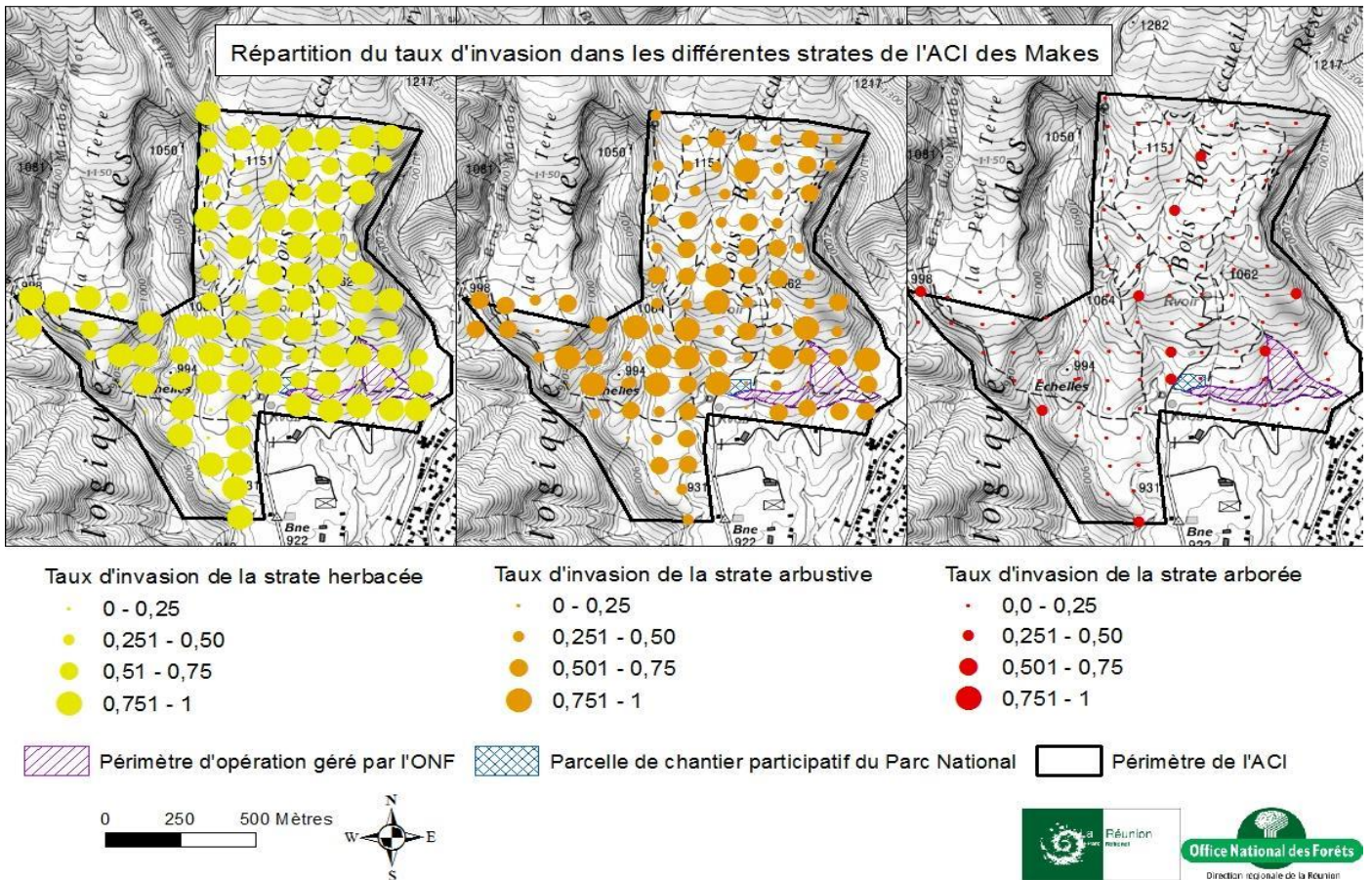
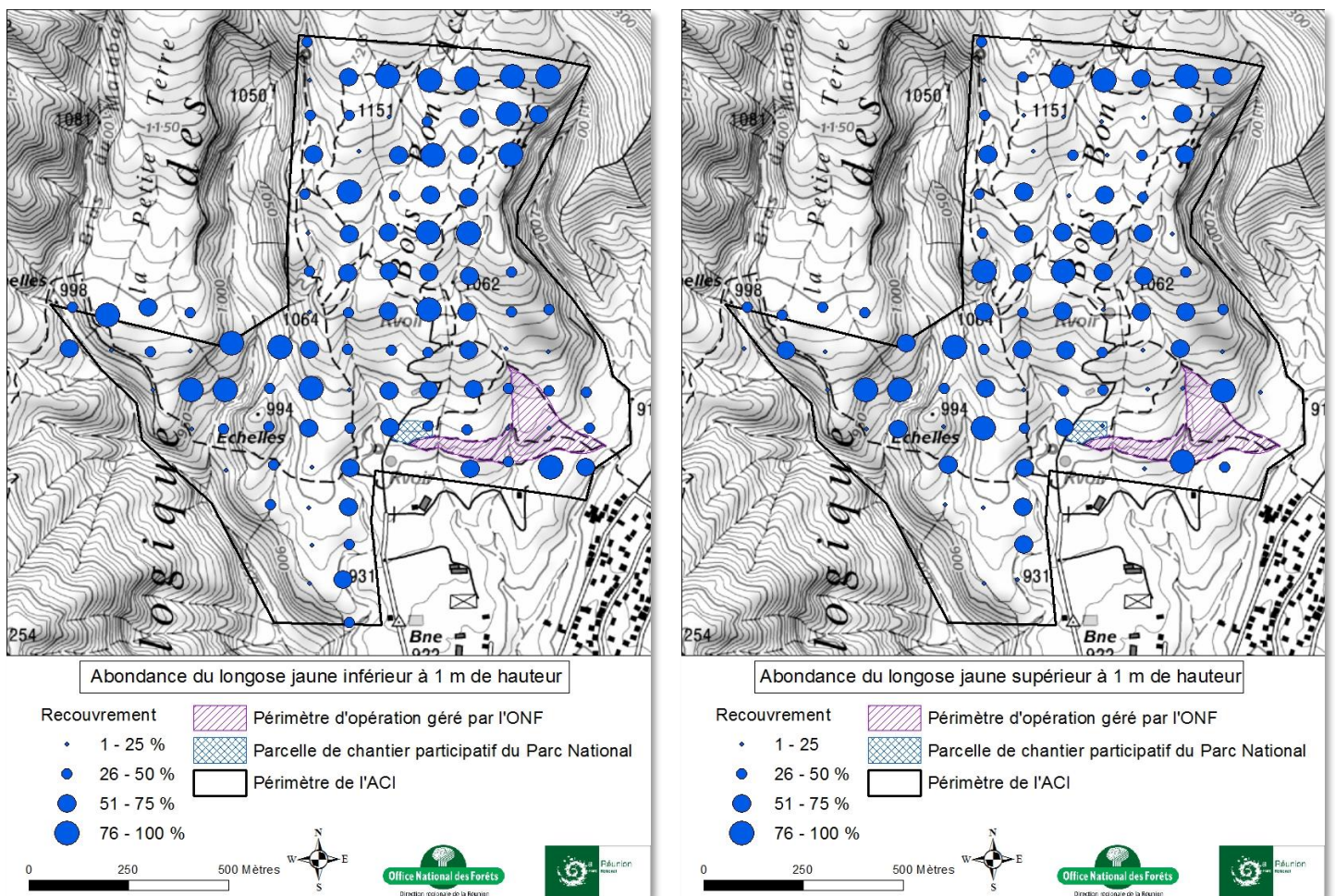


Figure 4: Cartographie des détections d'espèces cibles.



*Figure 5: Cartographie des taux d'invasion par strate*



*Figure 6: cartographie de l'abondance du Longose*

## 4. Discussion

### 4.1 Faisabilité méthodologique

Un des objectifs de cette étude était d'évaluer la faisabilité de la méthodologie.

La méthodologie de relevé systématique de l'état d'invasion s'est révélée efficace pour parcourir de grands espaces en peu de temps. Complétée par la méthodologie de détection ponctuelle d'espèce cible, elle a permis d'acquérir une image globale de l'état d'invasion de la zone parcourue.

Les différents participants se sont rapidement appropriés la méthodologie et ont rapidement été autonomes dans le déploiement. Les outils numériques ont grandement participé au bon déploiement du protocole. Les GPS mobiles se sont avérés pratiques, optimisant les déplacements en forêt et la cohérence des parcours (anticipation des obstacles, distance aux sentiers...).

L'utilisation de KoboCollect a notamment permis:

- un gain important de temps dans la saisie et la bancarisation des données,
- une uniformisation de la prise de données par les différents participants (notamment en donnant des précisions sur la méthodologie à chaque question du protocole),
- une minimisation des erreurs de saisie,
- Une acquisition facilitée de données multipartenariales,

### 4.2 Etat d'invasion de l'ACI de Bon-Accueil

Les résultats ont démontré que la strate arborée de l'ACI est globalement préservée des espèces végétales envahissantes. L'état peu envahi de la canopée contraste néanmoins avec l'état très envahi du sous-bois.

En effet, la végétation en strate herbacée et arbustive subit une forte dynamique d'invasion, d'une part en terme de nombre de PEE présentes (9 PEE ont été détectées en sous-bois contre 5 PEE en strate arborée), d'autre part, parce que ces deux strates de sous-bois sont colonisées par les PEE classées parmi les plus envahissantes des milieux naturels de la Réunion (MacDonald, 2010) : le longose jaune (*Hedychium gardnerianum*), le goyavier (*Psidium cattleianum*) et le raisin marron (*Rubus alceifolius*). Ces espèces dites « transformatrices » limitent la régénération et le recrutement des espèces indigènes et ont la capacité de former des fourrés monospécifiques denses (Richardson et al., 2000).

Largement répandu à l'échelle de l'île, du fait de sa capacité ubiquiste (Cadet, 1980), le goyavier est dispersé au sein de l'ACI. Par endroits, il forme quelques fourrés denses, notamment sur les crêtes exposées, du fait de sa compétitivité vis à vis de la ressource lumineuse. Le goyavier, et le raisin marron qui est une liane héliophile proliférant dans les zones dépourvues de couvert (Baret, 2002), constitue les deux espèces capables de coloniser

la canopée de l'ACI en faveur de la formation de chablis. En cela, ces deux espèces représentent une grande menace pour l'intégrité de la végétation de l'ACI dans le futur, puisqu'elles semblent déjà se disperser de façon insidieuse dans le milieu (Figure 4 et 5).

Par contre, le sous-bois de l'ACI est massivement envahi par le longose jaune. Cette espèce est particulièrement problématique dans les forêts de montagne de l'île (MacDonald, 2010). Le contrôle de son expansion est d'ailleurs estimé par MacDonald comme étant très difficile, du fait de sa reprise active via le moindre morceau de rhizomes laissé sur le sol.

Néanmoins, cette étude a mis en exergue des zones où l'invasion du longose semble moins dense : les superficies bénéficiant de lutte semblent contenir l'invasion du longose à la strate herbacée (en dessous d'1 m) ; les forêts majoritairement constituées de bois de perroquet (*Cordemoya integrifolia*), un arbre à l'ombrage intense, semblent avoir également un effet limitant la croissance du longose, ceci traduisant un possible effet de l'habitat dû à une limitation de l'entrée de lumière en sous-bois.

### 4.3 Déclinaison d'une stratégie de lutte dès 2023

Cette étude offre au gestionnaire (ONF) un aperçu de l'état d'invasion de l'ACI. L'objectif dès 2023 est de capitaliser le bon état de conservation des zones encore peu envahies où la restauration écologique est moins onéreuse, plus aisée et moins incertaine en terme de résultats. Un plan d'action relatif à cet objectif est proposé ci-dessous et sera étudié avec les partenaires, visant à lutter prioritairement dans les zones les moins envahies par le longose et le goyavier.

Les actions de lutte proposées dès 2023 sont les suivantes :

- Le contrôle du longose et du goyavier dans les zones ayant déjà bénéficié de lutte par l'ONF sera maintenu afin de limiter sa reprise et de favoriser la régénération des plantules d'espèces indigènes ;
- Des actions de lutte seront menées contre les trouées de raisin marron prioritaires, déterminées à la suite d'une cartographie par drone, exhaustive et précise, de toutes les trouées dans l'ACI ;
- Les stations d'espèces à caractère très envahissant détectées durant cet inventaire seront éliminées, telles que *Begonia diadema*, *Persicaria chinensis*, *Strobilanthes hamiltonianus* et *Litsea glutinosa*. De plus, les ouvriers mettant en œuvre les actions de lutte seront invités à veiller à l'apparition de nouvelles espèces exotiques, qui seront systématiquement localisées et détruites ;
- Une étude de l'état d'invasion à échelle plus fine sera menée afin de trouver une nouvelle zone pour étendre les actions de lutte, notamment,

dans la partie sud de l'ACI pointée comme peu envahie par le longose par nos résultats.

## 5. Conclusion

Cette étude établie au sein d'une démarche partenariale vise à proposer une méthodologie simple, rapide qui permet de parcourir de grandes surfaces et d'obtenir une vision globale de l'état d'invasion d'un massif. Elle est également statistiquement robuste, reproductible, et permettra de suivre l'état d'invasion dans le temps. Des outils ont pu également être développés pour l'ensemble des partenaires.

L'ensemble de l'exercice de caractérisation du degré d'invasion a pu être mis en place depuis la conception du protocole, les outils de saisies, et de cartographie, la gestion de la base de données, ainsi que l'analyse de donnée (uniquement pour le site des Makes).

Concernant le site des Makes, une vision nouvelle sur l'ACI a été apportée, notamment, sur la partie haute de l'ACI, où quelques secteurs moins envahis ont pu être caractérisés. Aussi, il semble que l'invasion par le longose soit largement freinée par le type d'habitat, notamment, les forêts à Bois de Perroquet (*Cordemoya integrifolia*) où l'espèce y est peu représentée.

On note également, que les chantiers de lutte maintiennent les longoses en strate basse.

Ces données nouvelles permettent d'adapter de nouvelles stratégies de lutte qui seront discutées avec le gestionnaire et l'ensemble des partenaires.

A noter également que l'échelle utilisée pour ce massif donne une bonne vision d'ensemble, et oriente les actions de lutte à mettre en place. En revanche, elle ne permet pas une localisation précise des futurs chantiers. Ainsi, un travail complémentaire reste nécessaire pour la mise en place de chantier et la définition des itinéraires technique de restauration.

## 6. Références Bibliographiques

BARET S. (2002) Mécanismes d'invasion de *Rubus alceifolius* à l'île de la Réunion : interaction entre facteurs écologiques et perturbations naturelles et anthropiques dans la dynamique d'invasion. Ecologie, Environnement. Université de la Réunion, Thèse.

CADET T. (1980) La végétation de l'île de La Réunion : Etude phytoécologique et phytosociologique. Thèse d'état Université d'Aix Marseille, France. 312p.

ESRI 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

LACOSTE M., FERARD J., FNTAINE C., PICOT F., ROCHIER T. & ODIN D. (2021) Cahiers d'habitats de La Réunion : étage mésotherme. Conservatoire Botanique de Mascarin, Saint-Leu, Réunion, 271 p. + annexes

MACDONALD I.A.W. (2010) Final report on the 2010 resurvey of alien plant invaders on the island of reunion. A project of the University of Reunion with funding and logistical support from the National Park of Reunion. 43 pp.

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RICHARDSON D.M., PYSEK P., REJMANEK M., BARBOUR M.G., PANETTA F.D. et WEST C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants : concepts and definitions. *Biodiversity and Distribution*. 6, p. 93-107.

FENOUILAS, P., AH-PENG, C., AMY, E., BRACCO, I., GOSSET, M., INGRASSIA, F., LAVERGNE, C., LEQUETTE, B., NOTTER, J.C., PAUSE, J.M., PAYET, N., PAYET, G., PICOT, F., POUNGAVANON, N., STRASBERG, D., THOMAS, H., TRIOLO, J., TURQUET, V. & ROUGET, M. (2020) Priorisation spatiale des actions de gestion des plantes exotiques envahissantes : une étape-clé de la conservation à long terme des milieux naturels à La Réunion. CIRAD, Saint Pierre.

# Coopération régionale entre le Parc national de la Réunion et les parcs nationaux d'Afrique du Sud pour la préservation de la biodiversité et le renforcement de capacités mutuelles des gestionnaires des aires protégées

Laure-Anne PEYRAT<sup>1</sup>, Mathieu ROUGET<sup>2</sup>, Pauline FENOUEILLAS<sup>3</sup>, Roxane L'HORSET<sup>2</sup>, Hugo TREUIL-DUSSOUET<sup>2</sup>, Danny LO SEEN<sup>4</sup>, Mathieu CASTETS<sup>4</sup>, Cédric AJAGUIN-SOLEYEN<sup>2</sup>, Margot CAUBIT<sup>1</sup>, Emilie CAZAL<sup>1</sup>, Benoît LEQUETTE<sup>1</sup>, Wendy FODEN<sup>5</sup>, Nicola BREDEKAMP<sup>5</sup> et Chad CHENEY<sup>5</sup>

## 1. Contexte général

L'Agence Française de Développement (AFD) soutient le Parc national de La Réunion et SANParks (South African National Parks) dans leur collaboration et échanges de pair-à-pair et de parc à parc. Ce projet de coopération vise à échanger une expertise dans différents domaines : espèces exotiques invasives végétales et animales, tourisme, Label Unesco, gestion du feu, communication, pédagogie... Cette communication orale expose les avancées réalisées depuis le début de ce projet dans les domaines de la flore et de la faune envahissantes en vue de la préservation de la biodiversité.

## 2. Gestion des espèces exotiques animales

Lors de l'arrivée sur l'Île de La Réunion, l'homme a importé, de façon intentionnelle ou non intentionnelle, de nombreuses espèces animales telles que le Chat, les rats, la Chèvre ou encore le Cerf rusa. Le Parc national a déjà mis en place des programmes de gestion pour lutter contre la propagation des chats et des rats. Aujourd'hui, la question de l'évolution et de l'impact des populations de chèvres ensauvagées et de cerfs se pose.

### 2.1. Chèvres ensauvagées

Les chèvres sauvages (*Capra hircus*) sont considérées comme une menace environnementale et l'une des 100 espèces envahissantes les plus problématiques par l'UICN. Leur présence altère le fragile équilibre de la biodiversité endémique et endommage des paysages uniques avec une forte érosion des sols.

Récemment, il a été relevé de nombreux signes de présence d'une population de cabris sur le massif du

Grand Bénare. Ces groupes sont issus d'individus échappés de troupeaux appartenant à des éleveurs, et qui se sont reproduits pour générer des populations sauvages.

La taille de la population de chèvres présente sur ce site et sa répartition globale sont actuellement inconnues. Le Parc a initié deux premières missions de terrain afin d'évaluer la taille de la population et l'impact sur la biodiversité et l'érosion de cette espèce.

Ces deux premières missions ont permis :

- d'objectiver des traces de présence ;
- de réaliser une première objectivation d'impact ;
- d'installer des équipements pour estimer le nombre d'individus et leur répartition : au total 6 pièges photographiques et 4 pierres à sel ont été disposés sur le massif du Grand Bénare.

Concernant les traces de présence, de nombreux indices ont été relevés tels que la présence de fèces, broutage, écorçage, frottement des cornes, piétinement et érosion des sols sur les couloirs empruntés par les chèvres. Certaines espèces végétales paraissent plus impactées par la présence de chèvres telles que *Sophora denudata* « le Petit Tamarin des Hauts » et *Faujasia squamoza* « la Faujasie écaillée », deux espèces endémiques et menacées.

Il est important de noter que les cabris pourraient affecter la préservation de l'un des oiseaux les plus emblématiques de la région : le Pétrel de Barau, en danger d'extinction selon l'UICN. Les cabris sont susceptibles d'impacter la conservation d'habitats abritant les colonies de reproduction des pétrels de Barau de manière :

- directe, par piétinement et effondrement potentiel des zones de terriers détruisant des sites de pontes et enfouissant des oiseaux pendant la période de reproduction ;

<sup>1</sup> Parc national de La Réunion, 258 rue de la République, 97431 LA PLAINE DES PALMISTES, LA REUNION

<sup>2</sup> CIRAD, UMR PVBMT, 97410 SAINT-PIERRE, LA REUNION

<sup>3</sup> Université de La Réunion, UMR PVBMT, 97410 SAINT-PIERRE, LA REUNION

<sup>4</sup> CIRAD, UMR TETIS, 97410 SAINT-PIERRE, LA REUNION

<sup>5</sup> SANPARKS, Tokai Rd, Tokai Parc, Cape Town, Afrique du Sud

- indirecte, par la réduction du couvert végétal et donc de la fixation du sol, mais aussi l'augmentation de l'érosion par la création de coulées dans l'humus du sol propice aux zones de terriers.

La prochaine mission visera à relever les données des pièges photographiques afin d'évaluer la taille et la répartition de la population de cabris sur le site du Grand Bénare.

## 2.2. Cerf de Java

Le Cerf de Java a été introduit volontairement à La Réunion au 17<sup>ème</sup> siècle. Au début des années 1980, il n'était présent qu'à La Roche Écrite, à Bélouve et dans une ferme à Bras Panon. Aujourd'hui, il existe plusieurs parcs de chasse et parcs d'élevage disséminés sur toute l'île.

Le Cerf de Java est une espèce exotique potentiellement envahissante à La Réunion. Dans d'autres îles tropicales, comme la Nouvelle-Calédonie, elle est considérée comme envahissante et impacte négativement la biodiversité. A La Réunion, plusieurs impacts ont été signalés et constatés tels que : broutage, écorçage, piétinement... Cependant, ces éléments ne suffisent pas à déterminer si ces impacts sont significatifs et s'ils représentent une menace pour certains milieux naturels en jeu.

Depuis 2009, une surveillance du territoire a été mise en place par le Parc national. La présence de cerfs a été constatée par l'observation d'indices (fèces, broutage, etc.) et l'installation de pièges photographiques, notamment autour des parcs clôturés. La collection d'information totalise 808 données (SINP Régional, Borbonica), dont 777 par les agents du Parc national. Si l'espèce a été volontairement introduite à la Roche Ecrite et Bélouve, des observations sont rapportées sur les sites de Cratère, Cambourg, Hauts de Sainte-Anne, Notre-Dame de la Paix, Grand Tampon les Hauts, Saint-Philippe, Dimitile et Les Makes.

Aujourd'hui, la présence de cerfs de Java errants est liée à des évasions et des diffusions, plus ou moins anciennes, à partir :

- du lot de chasse de la Roche Ecrite, et du site de Bélouve ;
- de parcs d'élevage et parcs de chasse répertoriés et conformes ;
- d'élevages « lakour » et/ou illégaux.

Avant d'engager une réflexion sur la nécessité de mener des opérations de gestion des cerfs de Java, il est prévu de préciser leur tendance de population et leur impact sur l'environnement. Les études envisagées prévoient de :

1. déterminer l'état actuel de la population
2. identifier sa trajectoire de développement ;
3. évaluer son impact sur la biodiversité ;
4. proposer un plan de gestion si nécessaire ;
5. établir un programme de surveillance.

## 3. Dynamiques et stratégies de gestion des plantes exotiques envahissantes : Partenariat Recherche-Action

### 3.1. Contexte

Afin de mener à bien ce projet de coopération, le Parc national travaille en partenariat avec le Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD) et l'Université de La Réunion, réunis au sein de l'UMR PVBMT. Par les enjeux communs, le CIRAD, l'Université et le Parc national de La Réunion contribuent, tous trois, à des travaux de recherche et développement sur la protection et la conservation de la biodiversité. Le CIRAD et le Parc national de la Réunion ont ainsi signé le 28 août 2020, un accord cadre de collaboration précisant les axes prioritaires à traiter.

Dans ce cadre, le Parc national de La Réunion a confié au groupement CIRAD - Université de La Réunion la réalisation d'un service de recherche pour la mise en œuvre du programme de coopération territoriale SANPARKS Afrique du Sud et Parc national de La Réunion sur le fondement de l'article L. 2512-5 du Code de la commande publique.

L'objectif du projet est en premier lieu de développer un outil de modélisation de la dynamique spatio-temporelle des plantes invasives les plus préoccupantes en y intégrant les dimensions liées au changement climatique. La quantification de l'impact écologique et socio-économique de la lutte à travers plusieurs scénarios de lutte fait également partie du projet.

Les premiers travaux du Groupe de Travail « Priorisation des actions de lutte » avaient permis en 2019 de proposer la première stratégie spatialisée des actions de lutte sur le territoire de La Réunion (Figure 1). Un effort conséquent avait été réalisé afin d'harmoniser l'ensemble des données disponibles parmi les acteurs du territoire pour produire plusieurs résultats cartographiques (degré d'invasion, enjeux de conservation et priorités de lutte). Ces résultats ont permis d'orienter les actions de gestion contre les plantes invasives. Cette première stratégie, cependant, ne tenait pas compte de la dynamique temporelle des invasions et ne permettait pas d'évaluer les bénéfices des actions de lutte.

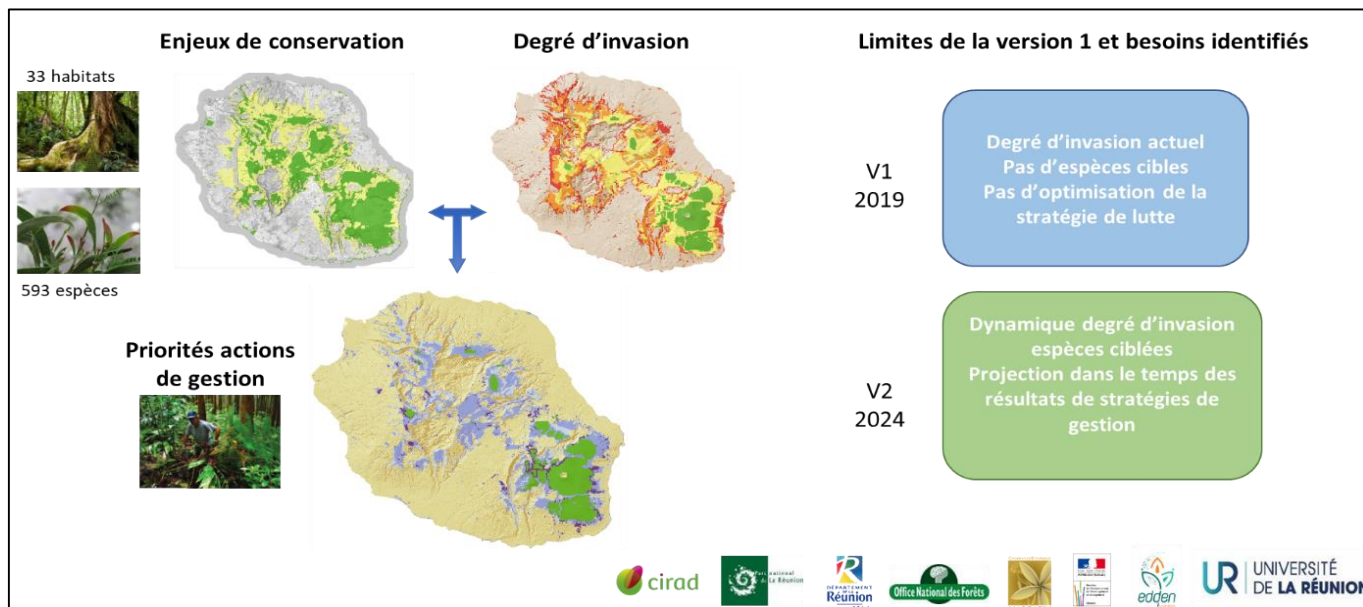


Figure 1 : Identification des priorités d'actions de gestion en 2019 (Version 1)

### 3.2. Approche

Le but de ce projet est de construire un certain nombre d'outils et de démarches permettant d'aider à la prise de décision en matière de priorisation des actions de lutte, de capitaliser et transmettre les résultats. Ce travail est mené par le biais d'une démarche de type recherche-action, à une échelle utile aux décideurs et aux gestionnaires afin d'améliorer l'efficacité des politiques publiques sur le sujet de la lutte contre les PEE (Plantes Exotiques Envahissantes) et de restauration des milieux.

Pour répondre à ces objectifs, le projet se focalise sur plusieurs objectifs opérationnels qui doivent contribuer à la construction d'une stratégie d'action partagée entre les principaux gestionnaires du territoire :

- co-construire une méthode et les outils permettant de suivre l'évolution du degré d'invasion dans le temps ;
- développer des scénarios de lutte intégrant la notion de dynamique spatio-temporelle des invasions, afin de prioriser les actions de gestion des PEE et adapter les stratégies d'intervention en fonction de l'évolution du degré d'invasions (sur quelles espèces intervenir ? où intervenir ? qui doit intervenir ?) ;
- capitaliser et transmettre les résultats à l'ensemble des acteurs.

Les résultats obtenus permettront d'anticiper la progression des PEE et d'identifier des fronts d'invasion. Ce modèle sera couplé à différents scénarios de lutte afin de caractériser les bénéfices attendus (en termes de réduction de la pression des PEE, création d'emplois, coût financier). Cela permettra aux décideurs de quantifier l'effort nécessaire de lutte à mettre en place.

La spatialisation des résultats se fera à l'échelle de l'île.

Parallèlement, à l'échelle locale, le développement d'une méthode commune et partagée de recueil des données sera entamé afin de pouvoir suivre l'évolution des PEE dans le temps sur le terrain.

La démarche et les programmes qui en découlent seront élaborés de manière concertée. Ainsi, ils seront partagés et validés par le Groupe de Travail (GT) « Projet intégré de lutte et de restauration des milieux prioritaires à La Réunion » (PI LRMP). Le Projet Intégré, qui regroupe l'ensemble des acteurs, est organisé selon une séquence logique allant du diagnostic à l'évaluation, dont ce projet répond plus particulièrement à la phase des dynamiques (Figure 2).

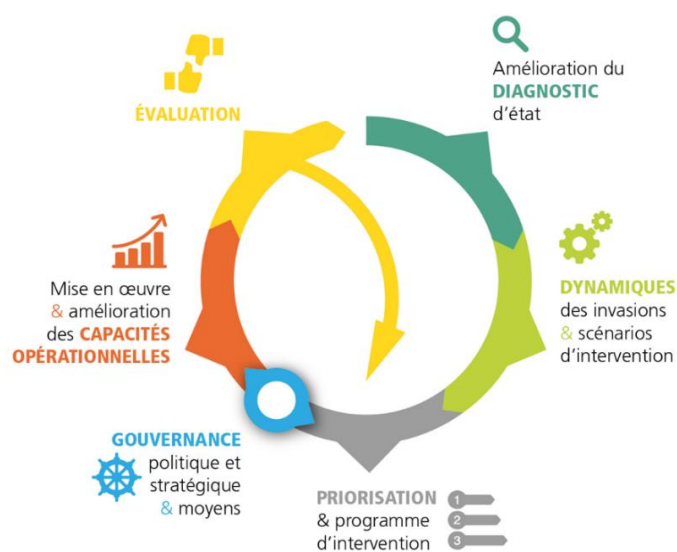


Figure 2 : Démarche séquentielle du diagnostic à l'évaluation mise en place dans le cadre du Projet Intégré LRMP



Ce projet s'inscrit dans les actions de DPP BSV du CIRAD (2015-2021) et du DPP SANTE ET BIODIVERSITE (2022-2027). Le projet se décline en plusieurs activités : cartographie du degré d'invasion, modélisation de la dynamique des PEE, et développement des scénarios de lutte.

Celles-ci permettront d'alimenter la réflexion sur la version 2 de la priorisation des actions de lutte et de restauration qui sera menée au sein du GT du Projet Intégré LRMP (Figure 3).

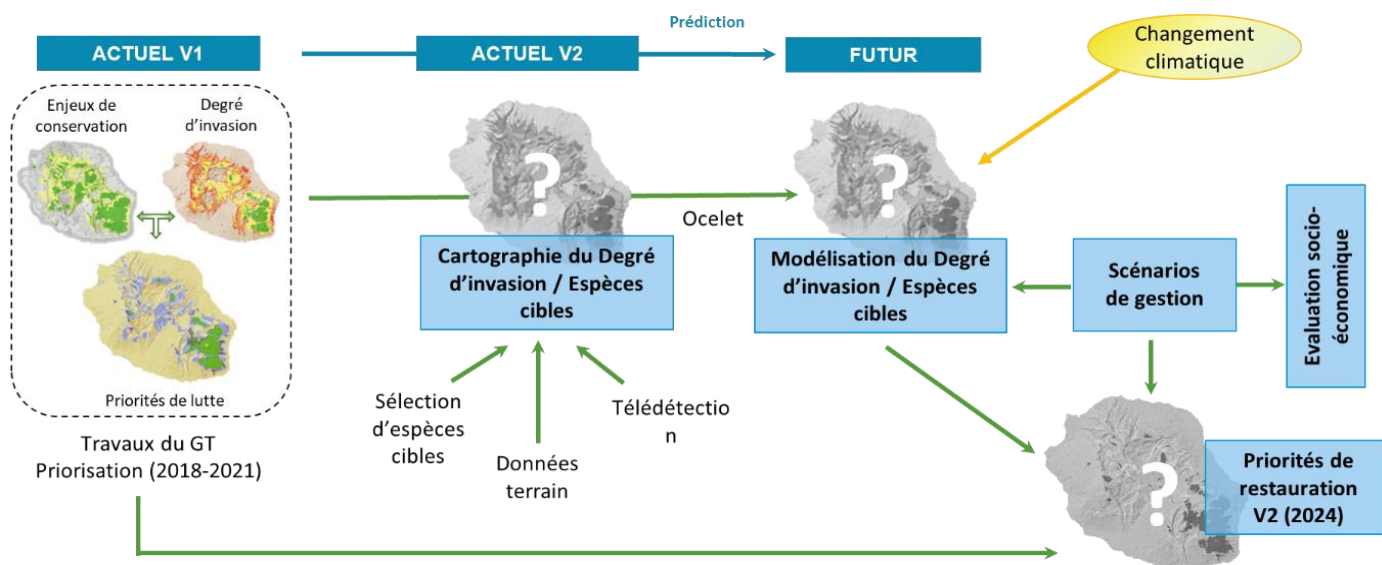


Figure 3 : Contribution des actions de recherche du projet à la co-construction de la Version 2 des priorités de restauration

### 3.2.1. Cartographie du degré d'invasion et des PEE par télédétection

L'interprétation d'images aériennes (prises par satellite, avions, ULM, drones) par des outils de télédétection permet de classifier une image en plusieurs objets, y compris des zones envahies par les PEE.

Pour ce projet, nous avons ciblé plusieurs espèces pour lesquelles l'utilisation d'outils de télédétection serait possible : le Cannelier (*Cinnamomum verum*), le Raisin marron (*Rubus alceifolius*), l'Ajonc d'Europe (*Ulex europaeus*), et l'Acacia noir (*Acacia mearnsii*).

La cartographie de ces espèces sera réalisée sur plusieurs sites pilotes, choisis en concertation avec le GT du Projet Intégré, notamment : le massif de la Plaine des Fougères, le massif du Grand Bénare, Bébour et le massif du Piton de la Fournaise.

Des analyses préliminaires pour *R. alceifolius* montrent une bonne classification de l'image et permettent d'identifier des zones envahies de *Rubus* sur une grande superficie, dont la majorité est difficilement accessible à pied (Figure 4).

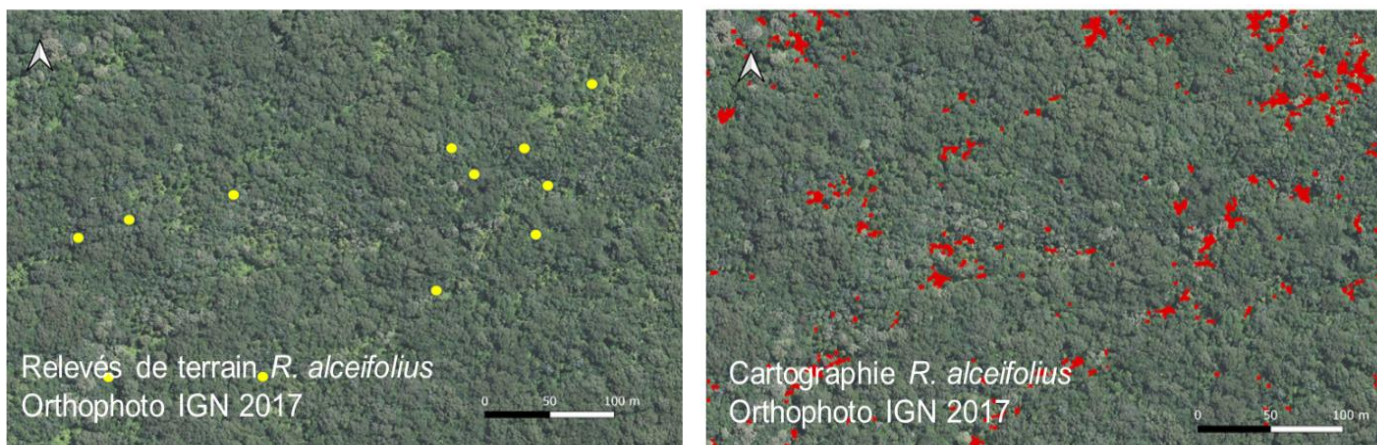


Figure 4 : Cartographie de *Rubus alceifolius* par classification d'images aériennes

### 3.2.2. Modélisation de la dynamique spatio-temporelle des plantes invasives

Cette action est menée par Roxane L'Horset, doctorante de l'UMR PVBMT, et a été présentée en détail dans un poster [Cf Poster n°1 – Dynamique spatio-temporelle des plantes invasives à la Réunion].

### 3.2.3. Identification des scénarios de lutte et caractérisation des bénéfices attendus

Afin d'estimer les potentiels bénéfices de différents scénarios de lutte ou de restauration, un outil de modélisation a été développé permettant d'estimer le retour sur investissement. Par scénario, on entend un programme d'actions avec un budget, un périmètre d'intervention et des espèces ciblées (voir Figure 5). Plusieurs indicateurs sont mis en place pour suivre dans le temps le bénéfice des actions, tels que le recouvrement en espèces exotiques (qui devrait diminuer) ou le recouvrement en espèces indigènes (qui devrait augmenter).

L'outil de modélisation des scénarios est en cours de développement sur le massif du Grand Bénare. Il permettra notamment d'estimer le budget nécessaire afin d'observer une inversion de la tendance, c'est-à-dire une diminution des espèces exotiques et un regain des espèces indigènes (Figure 6).

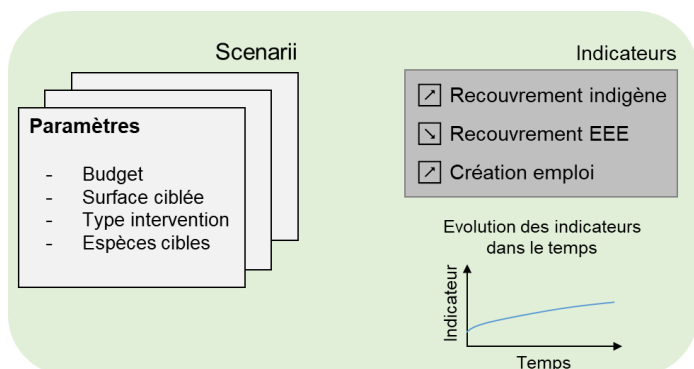


Figure 5 : Développement de scénarios de gestion pour évaluer l'efficacité des actions

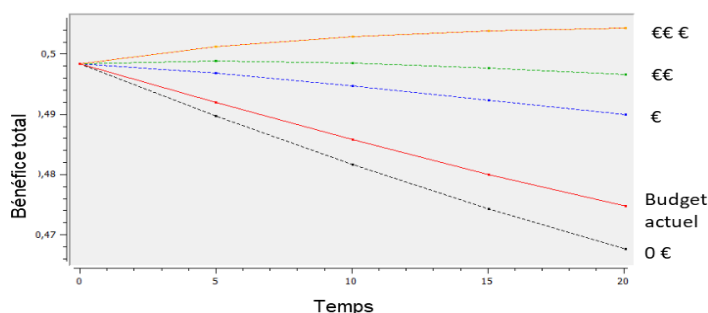


Figure 6 : Estimation du budget nécessaire pour une amélioration de la situation.

## 4. Echanges avec l'Afrique du Sud

Dans le cadre des retours d'expérience entre les deux pays, La Réunion pourrait bénéficier de la longue expérience de l'Afrique du Sud dans la gestion des plantes exotiques envahissantes. Un programme d'insertion est en place depuis plusieurs décennies à l'échelle nationale. Grâce à ce vaste programme, le Parc national du Cap (Table Mountain National Park) a vu son budget augmenter de 400 000€ en 2010 à 1 200 000€ en 2020 pour une superficie de 25 000 ha.

Concernant la faune invasive, l'Afrique du Sud possède une expertise dans le domaine de la détection et l'évaluation de populations ainsi que dans le relevé d'indices de présence. Certaines problématiques et espèces sont très similaires entre les deux parcs. Le Parc national de Table Mountain est concerné par un caprin : le Thar de l'Himalaya (*Hemitragus jemlahicus*), et un cerf envahissant : le Sambar (*Rusa unicolor*). Ces similarités nous permettront d'enrichir nos domaines d'expertise.

## 5. Conclusion

Le programme de coopération entre La Réunion et l'Afrique du Sud a permis de mettre en place des actions concrètes relatives à la Faune et la Flore envahissante. Concernant la Faune, des projets d'évaluation de taille de population et d'objectivation d'impacts sont en cours. Concernant la Flore, grâce à un programme de recherche-action, de nouvelles connaissances sur la dynamique des invasions permettront d'améliorer la priorisation des actions de restauration et la programmation d'interventions efficaces.

Plusieurs retours d'expérience sont programmés entre les deux pays afin d'enrichir notre savoir-faire.

### Remerciements

Nous remercions vivement tous les membres du Projet Intégré LRMP qui contribuent à la réflexion sur une meilleure gestion des PEE et nos collègues sud-africains pour le partage d'expérience. Ce projet bénéficie de financement du Fonds Outre-Mer (FOM, AFD), du Fonds d'Expertise Technique et d'Echanges d'Expériences (FEXTE, AFD), du Parc national de la Réunion, du Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural (FEADER), du Conseil Départemental de La Réunion et du Centre de Coopération internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD)

# Analyse Coûts/Bénéfices *ex ante* de la mise en place d'un projet de Lutte Biologique contre le psylle *Acizzia uncatoides* pour la protection du Tamarin des Hauts.

Merveille BAGNABANA<sup>1</sup>, Katia ANGUÉ<sup>1</sup>, Mathieu ROUGET<sup>2</sup>, Bernard REYNAUD<sup>1,2</sup> et Bertrand MAILLET<sup>1</sup>

## 1. Introduction

Nous réalisons une évaluation d'un projet de Lutte Biologique (LB), à partir d'une Analyse Coûts/Bénéfices (ACB). Cette dernière a pour objectif d'éclairer les décisions des acteurs économiques sur les éventuels bénéfices de la mise en place d'un tel projet.

La biodiversité exceptionnelle de La Réunion est menacée par des changements globaux, en particulier par les invasions d'Espèces Exotiques Envahissantes (EEE). Depuis 2010, la région La Réunion s'est dotée d'une stratégie régionale de conservation avec un Programme Opérationnel de Lutte contre les Invasives (POLI). Le projet de « Conservation et Restauration des Espèces et Milieux Endémiques » (CREME) a été lancé en Septembre 2020 par l'Université de La Réunion. Il est co-financé par l'Union Européenne (financement 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 les écosystèmes et sur certaines 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.

L'invasion des psylles étant d'une grande ampleur, son contrôle est limité, aussi bien avec les méthodes physiques qu'avec des insecticides dont le développement est beaucoup plus onéreux que l'emploi d'une Lutte Biologique. Cette dernière consiste à utiliser des micro-organismes ou des macro-organismes tels que les champignons, les bactéries ou virus, les prédateurs, les parasitoïdes, et d'autres ennemis naturels pour contrôler des espèces envahissantes dans les écosystèmes naturels (Meyer, 2002).

Dans le processus d'élaboration de moyens de lutte durable contre les invasions, l'intérêt pour la Lutte Biologique (LB) est désormais privilégié, avec une connaissance renforcée des effets néfastes des produits phytosanitaires sur les écosystèmes et la santé humaine (Kouassi, 2001). En effet, à travers ces différentes méthodes, la LB assure une protection phytosanitaire performante vue l'omniprésence naturelle des agents microbiologiques dans les écosystèmes, leur grande variété, leur dissémination facile, leur spécificité d'action et aussi leur persistance dans l'environnement (Sellami et al., 2015). La LB entre d'ailleurs dans le bloc des luttes intégrées qui sont des systèmes d'aide à la décision pour la sélection et l'utilisation de techniques de lutte contre les espèces nuisibles, seules ou coordonnées au sein d'une

stratégie de gestion (Kogan, 1998). Cette dernière est basée sur des Analyses Coûts/Bénéfices (ACB) qui prennent en compte l'intérêt de la lutte et l'impact sur les producteurs, la société et l'environnement. Cependant, certaines LB nécessitent l'introduction d'une nouvelle espèce dans un milieu naturel. Il est donc important, pour des motifs d'intérêt général, d'effectuer une évaluation des conséquences de cette introduction. Ce dernier point illustre l'importance de notre étude afin d'évaluer les pertes/gains engendrés par la mise en place d'une Lutte Biologique (LB) contre les psylles.

## 2. Le Tamarin des Hauts (*acacia heterophylla*)

L'*acacia heterophylla* est un arbre robuste qui vit entre 1200 et 2200 mètres d'altitude. Ses racines courtes le maintiennent peu et les cyclones, courant à La Réunion, peuvent les coucher au sol. Son bois, d'une très belle veine, est utilisé en marqueterie, dans la construction, en menuiserie ou sculpture, et tout simplement comme bois de chauffe. Les deux principales zones dédiées à la production de Tamarin des Hauts sont dans la forêt de Bélouve et dans le massif des Hauts sous le Vent (entre le Maïdo et le Tévelave). 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). Aussi, le Tamarin des Hauts est : « la seule essence forestière indigène de l'île à constituer naturellement des peuplements homogènes permettant une récolte intensive et une mise en culture de peuplements » (Pagès, 2018, p. 1).

## 3. Le psylle (*acizzia uncatoides*)

Le psylle, originaire d'Australie, a été observé pour la première fois sur l'île de La Réunion par un membre de l'Association Citoyenne de Saint Pierre (ACSP) en 2010 au massif du volcan du « Piton de la Fournaise » dans la commune du Tampon. L'ACSP et d'autres observateurs comme Jean-François Bègue (photographe, guide naturaliste et natif de l'île de La Réunion) ont remarqué que les tamarins des hauts étaient attaqués, dès décembre (pendant l'été austral), par de petits insectes : les psylles. Depuis, il envahit de plus en plus les Tamarins des hauts et il cause la perte des feuilles et des branches des arbres, menant parfois à la mort de ceux-ci. Un premier échantillon a été récolté par Serge Quilici,

<sup>1</sup> Université de la Réunion, F-97410, Saint-Denis et Saint-Pierre, La Réunion, France.

<sup>2</sup> CIRAD, UMR PVBMT, F-97410, Saint-Pierre, La Réunion, France.

entomologiste du CIRAD en 2011 et il a été identifié par David Ouvrard, spécialiste des psylles au Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris (MNHN). Cependant, l'invasion de ce psylle n'a fait l'objet d'une première publication scientifique qu'en 2016 (Ouvrard et al., 2016). Le psylle se nourrit dans le phloème des plantes, tissu conducteur de la sève qu'il ingère. Le prélèvement de la sève du Tamarin des Hauts provoque une dénutrition et une spoliation des feuilles. Ce qui conduit au dessèchement et à la défoliation de la plante. Parallèlement à cela, il sécrète un miellat très concentré en sucre qui favorise la fumagine, un champignon qui noircit les feuilles des plantes, ce qui réduit la photosynthèse à cause de son opacité. Ces caractéristiques biologiques du psylle (effet de spoliation et de dénutrition), en plus de la réduction de la photosynthèse, entraînent un dépérissement de ses plantes hôtes (Leeper et Beardsley, 1973). Les larves des psylles sont mobiles ; seuls les adultes sont ailés, permettant une dispersion de leur population.



**Figure 1 :**Psylles (*Acizzia uncatoides*) et ses pullulations sur les feuilles de Tamarins des Hauts

Source : Antoine FRANCK (CIRAD).

De haut en bas, sont illustrés un psylle *Acizzia uncatoides* sur une feuille de Tamarin, des dépôts de larves du psylle sur des feuilles de Tamarins et une colonie de psylles sur des feuilles de Tamarins.

## 4. De la méthodologie de travail

Afin d'offrir un cadre commun aux acteurs locaux, aux porteurs de projets des pays européens dans la mise en œuvre de l'Analyse Coûts/Bénéfices (ACB), et de permettre les comparaisons éventuelles entre projets, le Centre Européen de Prévention du Risque d'Inondation (CEPRI) a établi une chronologie des étapes à suivre pour sa réalisation (Meunier et al., 2009 & Centre Européen de Prévention du Risque d'Inondation-CEPRI, 2011). Ces étapes ont été validées par le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement (MEDDTL). L'ACB évalue deux facteurs principaux : les coûts et les bénéfices. L'identification claire des méthodes d'évaluation de ces facteurs est nécessaire. La méthode d'évaluation des bénéfices d'un projet, y compris ceux non monétaires, constitue un élément important d'une ACB. Pour évaluer les bénéfices, nous utilisons pour notre cas d'étude la méthode des dommages évités. Celle-ci évalue, grâce à des fonctions de production ou de relations « dose-réponses », les dommages liés à l'invasion qui seraient évités si un projet de lutte était mis en place. Elle combine à la fois les aspects humains, environnementaux et économiques. Les coûts pris en compte correspondent aux montants des salaires, des frais de recherches en laboratoires, des frais pour l'introduction de l'Agent de Lutte Biologique (ALB) dans l'environnement des Tamarins des Hauts, les coûts de restauration des espaces après l'introduction, et les résidus (coûts prévus pour supporter les effets secondaires éventuels). Ces coûts et bénéfices sont par la suite actualisés pour obtenir la valeur actualisée nette du projet avec un Taux d'Actualisation (TA). La valeur actuelle nette socioéconomique (VAN SE) d'un projet mesure la variation de l'espérance mathématique de l'utilité collective intertemporelle monétarisée que ce projet suscite pendant toute sa durée de vie. Le TA retenu pour notre étude est de la valeur 3% en référence aux TA utilisés dans la littérature récente sur les travaux de lutte biologique et d'ACB sur la protection de l'environnement (Ni et al., 2021 & Commissariat Général du Plan, 2005).

## 5. Des résultats provisoires

Concernant les dommages directs économiques, ils ont été évalués pour différentes échéances temporelles envisagées de 40 à plus de 100 ans (Vignaud et al., 2015 & Zeddies et al., 2001), et en faisant varier les probabilités de réussite (taux de réduction des impacts causés par le psylle, de 25% à 100%). Les bénéfices (estimés en millions d'EUR pour la plus petite période temporelle, soit 40 ans) sont largement supérieurs aux coûts (estimés en milliers d'EUR pour la plus petite échéance temporelle, soit 40 ans), dans un rapport de 1,6 à 9,5. Ainsi quelles que soient les hypothèses postulées, les coûts supportés pour la mise en place du projet de lutte biologique sont nettement inférieurs aux bénéfices espérés.

## 6. Des perspectives

Cette étude présente les résultats d'une Analyse Coûts/Bénéfices (ACB) de la mise en place d'une Lutte Biologique (LB) face à l'invasion du Tamarins des Hauts

par les psylles sur l'île de La Réunion. Réalisé dans le cadre du projet CREME, qui a pour but de fournir un moyen de lutte durable pour préserver l'environnement et conserver la biodiversité. Elle pourrait ainsi guider les parties prenantes dans leur prise de décision sur la mise en place ou non d'un projet de Lutte Biologique. Au vu des premiers résultats, il nous semblerait optimal de mettre en place cette lutte biologique.

## 7. Références bibliographiques

Association Citoyenne de Saint Pierre, ACSP. (2016). « Alerte aux psylles à la Réunion ! Un Scandale à l'île de La Réunion ! ». 1 p.

Centre Européen de Prévention du Risque d'Inondation-CEPRI. (2011). « L'ACB (Analyse Coût/Bénéfice) : une aide à la décision au service de la gestion des inondations. Guide à l'usage des maîtres d'ouvrage et de leurs partenaires ». 44 p.

Commissariat Général du Plan. (2005). « Révision du taux d'actualisation des investissements publics ». Présidé par D. Lebègue, La Documentation Française, 112 p.

Le Roux J., Strasberg D., Rouget M., Morden C., Koordom M., et Richardson D. (2014). « Relatedness defies biogeography: the tale of two island endemics (*Acacia heterophylla* and *Acacia koa*) ». *New Phytologist*, 204 (1), pp. 230-242.

Kouassi M. (2001). « La lutte biologique : une alternative viable à l'utilisation des pesticides ? ». *VertigO - La Revue Electronique en Sciences de l'Environnement*, 2(2), 24 p.

Meunier, V. et Marsden, E. (2009). « Analyse coût-bénéfices : guide méthodologique ». Cahiers de la Sécurité Industrielle, Foundation for an Industrial Safety Culture, pp. 1-40.

Meyer J.-Y. (2002). « La Lutte Biologique contre les espèces introduites envahissantes : solution miracle ou méthode risquée ». Fiche technique, 16 p.

Ni J. (2017). « The discount rate in project analysis ». *France Stratégie*, 6 p.

Ouvrard D., Streito J.-C., Clain C., Fontaine R. et Germain J.-F. (2016). « *Acizzia uncatoides* (Psyllidae) et *Furcaspis biformis* (Diaspididae) nouveaux pour l'île de La Réunion (Hemiptera) ». *Bulletin de la Société Entomologique de France*, 121(3), pp. 283-284.

Pagès R.-K. (2018). « Le tamarin des hauts, un arbre endémique menacé ». *Bio et Agri, Diversité Culture, Océan Indien*. 1 p.

Sellami S., Tounsi S., et Jamoussi K. (2015). « La Lutte Biologique, alternative aux produits phytosanitaires chimiques ». *Journal of New Sciences*. 19(5), pp. 736-743.

Sicard G. (2011). « Régénération du Tamarin des Hauts à objectif de production ». Guide technique. Direction Regionale de l'ONF de La Réunion.

Vignaud P., Cardinael R., Liagre F., Béral C., Barthes S., Lafon C. et Bachevillier Y. (2015). « L'agroforesterie, un outil carbone pour les PCET-Etude de cas sur deux territoires de PCET en Languedoc-Roussillon ». *Cahier Technique de l'ADEME*. 44 p.

Zeddies J., Schaab R., Neuenschwander P. et Herren H. (2001). « Economics of biological control of cassava mealybug in Africa ». *Agricultural Economics*, 24(2), pp. 209-219.

# Mise en œuvre d'un plan de lutte visant à éliminer la Perruche à collier (*Psittacula krameri*) et la Perruche alexandre (*Psittacula eupatria*) du milieu naturel à La Réunion

Kaylan LECLERC<sup>1</sup>, Gilles David DERAND<sup>1</sup> et Sarah CACERES<sup>2</sup>

## 1. La problématique des oiseaux envahissants à La Réunion

Les oiseaux exotiques envahissants représentent une menace à l'échelle mondiale pour les écosystèmes et les activités humaines, l'ouvrage de référence étant celui de Downs & Hart (2020), qui documente les impacts des espèces citées ci-après. L'île de La Réunion, au cours de son histoire récente, a connu plusieurs introductions d'espèces exotiques aviaires, la plupart introduites comme oiseaux de cage et aujourd'hui considérées comme envahissantes. L'exemple le plus connu est sans doute celui du Bulbul orphée (*Pycnonotus jocosus*), observé pour la première fois dans le milieu naturel à La Réunion en 1972, mais introduit dans l'île Sœur dès 1892, d'où son nom local de « Merle Maurice » (Barré *et al.*, 1996). Le Bulbul orphée est visé depuis 2011 par un arrêté préfectoral encadrant strictement la destruction de cette espèce par piégeage (arrêté préfectoral n°2011-516/SG/DRTCV).

Deux autres espèces, probablement introduites au cours des années 1980, sont également préoccupantes de par leur écologie strictement forestière. Il s'agit du Léiothrix jaune (*Leiothrix lutea*) et du Mainate religieux (*Gracula religiosa*), les populations reproductrices de ce dernier étant actuellement restreintes aux communes de Sainte-Rose et de Saint-Philippe (SEOR, 2022), alors que le Léiothrix jaune se retrouve aujourd'hui sur toute l'île (Borbonica, 2021). Le Mainate religieux s'avère préoccupant de par son régime alimentaire, composé notamment de petits reptiles, en particulier durant la période de reproduction (Del Hoyo *et al.*, 2009), ce qui représente une menace majeure pour le Gecko vert de Bourbon (*Phelsuma borbonica*) espèce endémique classée « En danger d'extinction », et dont certaines populations vivent en sympatrie avec celles du Mainate religieux (Sanchez, 2021). Parmi ces deux espèces initialement introduites comme oiseaux de cage à La Réunion, seul le Mainate religieux fait l'objet d'un arrêté préfectoral de lutte depuis 2015, révisé en 2021 (arrêté préfectoral n°2021-2578/SCoPP/BCPE).

Plus récemment, le Corbeau familier (*Corvus splendens*) a été introduit par voie maritime et a été signalé dans notre île à plusieurs reprises depuis 2004, sans que l'espèce ne se soit pour l'instant naturalisée (DEAL, 2019). Il fait l'objet d'un arrêté préfectoral de lutte depuis 2005 (arrêté préfectoral n°05/204/SG/DRCTCV), en cours de révision.

Parmi toutes ces espèces exotiques aviaires, on retrouve la Perruche à collier (*Psittacula krameri*), également importée à La Réunion comme oiseau de cage, et dont les premières mentions dans le milieu naturel datent de 1972 (Barré *et al.*, 1996). La Perruche à collier fait depuis 2020 l'objet d'un arrêté préfectoral de lutte (arrêté préfectoral n°2020-2490/SG/DRECV), également en cours de révision.

La Perruche à collier se reproduit déjà dans le milieu naturel à La Réunion (Caceres *et al.*, 2022) et pourrait, si elle s'implantait durablement dans notre île, provoquer des dégâts majeurs à l'agriculture, en particulier aux cultures fruitières. Elle pourrait également impacter négativement la qualité de vie des populations humaines concernées, de par la transmission de pathogènes et les nuisances sonores qu'elle occasionne. De par sa nidification dans les cavités des arbres et dans les bâtiments, la Perruche à collier représente également une menace pour la faune indigène, notamment pour les microchiroptères. Plusieurs études rapportent en effet des attaques létales et une forte diminution des populations de microchiroptères là où la Perruche à collier s'est installée. A Maurice, la Perruche à collier est le principal compétiteur pour les cavités de nidification de la Perruche verte des Mascareignes (*Psittacula eques*), dernier Psittacidé de notre archipel ayant survécu à la colonisation humaine (Jones *et al.*, 2013) et qui fait l'objet d'un projet de réintroduction à La Réunion.

Par ailleurs, la Perruche alexandre (*Psittacula eupatria*), une autre espèce de Psittacidés de cage observée dans le milieu naturel à La Réunion depuis 2016 (DEAL/OFB, 2021), menace également de s'installer durablement à La Réunion, du fait notamment de la naturalisation plus ancienne de la Perruche à collier avec laquelle cette espèce est susceptible de former des dortoirs mixtes. L'hybridation faciliterait la colonisation du territoire par les deux espèces, étant données leurs préférences complémentaires en termes d'habitats, la Perruche alexandre ayant des mœurs plus forestières que la Perruche à collier (Ancillotto *et al.*, 2016).

Compte tenu que ces deux espèces de perruches exotiques envahissantes ne sont pas encore implantées durablement dans notre île, il est apparu nécessaire et urgent de concevoir et mettre en œuvre une stratégie de lutte coordonnée et efficace, afin de prévenir les dégâts agricoles et impacts négatifs potentiels sur la faune indigène locale, ainsi que les coûts d'un contrôle de ces deux espèces sur le très long terme.

<sup>1</sup> Initiative pour la Restauration écologique en milieu Insulaire, 9 rue Pierre Raymond Hoarau, Saint-Pierre 97410

<sup>2</sup> Office Français de la Biodiversité, Direction des Outre-mer / Unité technique connaissance Océan Indien, Parc de la Providence 12, allée de la forêt F-97400 Saint-Denis, La Réunion

## 2. Rappel de la lutte initiée par l'Office Français de la Biodiversité

C'est pour encadrer la lutte précoce contre la Perruche à collier qu'un arrêté préfectoral est paru en juillet 2020, permettant à l'Office Français de la Biodiversité (OFB), aux agents de la Fédération Départementale des Chasseurs de La Réunion (FDC-974), et aux lieutenants de louveterie, d'intervenir par tir contre cette espèce.

Les 11 opérations qui ont pu être organisées par l'OFB entre septembre 2020 et juillet 2021 ont ciblé les principaux foyers de population connus, situés en zones péri-urbaines, à savoir la forêt de l'Étang-Salé et la forêt littorale de Saint-Paul. Ces opérations ont permis d'éliminer un total de 22 Perruches à collier, et une Perruche alexandre. Cette dernière a été tuée à Saint-Denis après que des dégâts aient été constatés sur l'installation électrique d'un stade dont le coût avoisinait les 25 000 € (Mairie de Saint-Denis, comm. pers.). La moyenne du taux de capture de 0,26 perruche prélevée/heure/agent (min-max : 0-1,33), pour une moyenne du taux de rencontre visuelle de 1,86 perruche/heure/agent (min-max : 0-4,38) et un effort de travail de 148,27 heures-agents reflète bien la difficulté de la lutte contre cette espèce (Caceres *et al.*, 2022), ce temps de travail ne prenant pas en compte le temps total nécessaire à l'organisation des missions (repérages, organisation des missions...).

L'une des premières actions de cette phase de lutte a été de favoriser la remontée des signalements de terrain. De par la nature même des opérations menées, la prise en compte de la configuration des sites d'intervention a également constitué un élément essentiel. En effet la Perruche à collier est à La Réunion une espèce qui se retrouve principalement en zones urbaines et périurbaines, dans les parcs et les jardins, où elle parvient à trouver les espèces végétales dont elle s'alimente. Les opérations de tir dans ces zones ont donc été réalisées en dehors des heures de fréquentation du public (i.e. au lever du soleil). Un autre facteur pris en compte a été la mobilité de l'espèce, la Perruche à collier pouvant réaliser quotidiennement plus de 4 km depuis son dortoir jusqu'à son site d'alimentation (Jones, 1987). Cette mobilité a nécessité de réaliser des repérages en amont des opérations de lutte, afin de déterminer le plus précisément possible les habitudes des oiseaux, leurs perchoirs et leurs éventuels sites de nidification. Enfin, le « capital sympathie » dont bénéficie l'espèce ajoute une difficulté supplémentaire à son élimination du milieu naturel. Pour être efficaces les actions de lutte doivent être réalisées en parallèle d'une sensibilisation large.

Selon le bilan de l'OFB, la réussite d'un programme d'élimination de la Perruche à collier et de la Perruche alexandre du milieu naturel à La Réunion dépend par conséquent de l'augmentation de la remontée de signalements de terrain, des moyens humains qui lui seront alloués sur le terrain pour le repérage des individus et les actions de lutte en elles-mêmes, et également pour l'information et la sensibilisation de la population.

Dans son bilan des actions de lutte menées de septembre 2020 et juillet 2021, l'OFB a insisté sur la nécessité d'un « *plan de contrôle bien financé (avec des moyens*

*humains), soutenu et à large échelle* », comme préconisé par la littérature (Klug *et al.* 2019). Le rapport de l'OFB rappelle également la nécessité d'impliquer « *la population locale [pour] la réussite des opérations* » (Caceres *et al.*, 2022), en prenant exemple sur des éradications menées avec succès dans d'autres contextes insulaires (Saavedra & Medina 2020). Il a également permis d'argumenter en faveur d'une évolution de la réglementation actuelle, afin de lutter également contre la Perruche alexandre et de permettre à un plus grand nombre d'acteurs de terrain d'intervenir par tir de manière coordonnée et efficace.

## 3. Des exemples de lutte réussies pour prévenir les impacts de la Perruche à collier

Il existe en effet deux exemples d'éradication réussie en contexte insulaire tropical, des exemples dont les acteurs de la lutte à La Réunion peuvent s'inspirer afin de garantir l'efficacité des actions de lutte menées localement.

C'est d'abord l'exemple de l'île de Mahé (République des Seychelles), qui a mis en place dès 2012 un programme d'éradication de la Perruche à collier (Bunbury *et al.*, 2019 ; Seychelles Islands Foundation, 2019). Ce programme d'éradication a débuté en 2012 avec une première phase d'étude de l'effectif et des habitudes de la population de Perruche à collier qui a permis de dénombrier 288 individus naturalisés sur l'île de Mahé. Cette première phase a également mis en évidence que le tir représente, dans ce contexte insulaire tropical, la méthode de lutte la plus efficace. S'en est suivie une deuxième phase de lutte par tir, qui a duré quatre ans de 2013 à 2016. Une troisième phase de suivi de l'efficacité des actions de lutte a consisté en la surveillance du territoire afin de confirmer l'éradication de l'espèce. Ce programme d'une durée totale de six ans a permis d'éradiquer la population naturalisée de Perruches à collier de l'île de Mahé, en éliminant un total de 548 individus.

L'éradication des Perruches à collier présentes dans le milieu naturel sur l'île de La Palma (archipel des Canaries – Espagne) s'est étalée de 2015 à 2018 et a permis d'éliminer près de 80 % des individus à l'aide de pièges non létaux. Les 153 individus capturés ont été systématiquement euthanasiés, les individus restants ayant été éliminés par tir (Saavedra & Medina 2020).

Une réglementation relative à l'élevage et au commerce de la Perruche à collier avait été mise en place à Mahé et à La Palma, en parallèle et en préalable respectivement, des actions de lutte menées dans ces deux îles (Saavedra & Medina 2020 ; Rocamora, comm. pers.).

## 4. Rappel du contexte réglementaire à La Réunion et premiers résultats du plan de lutte actuel

La question de l'adéquation de la réglementation en vigueur et de son application est en effet cruciale afin de garantir le succès d'une élimination de la Perruche à collier et de la Perruche alexandre du milieu naturel à La Réunion. En effet, si l'arrêté ministériel du 28 juin 2021

interdit bien l'introduction sur le territoire, la reproduction et le commerce de la Perruche à collier, et a soumis la détention par les particuliers à une obligation déclarative dans les six mois après la parution de ce texte, seuls quelques particuliers ont fait cette démarche (Provot, comm. pers.). Un nombre à priori très élevé (mais difficilement quantifiable) de particuliers se livrent toujours à la reproduction et la vente sur Internet de la Perruche à collier et d'autres espèces d'oiseaux visées par l'arrêté ministériel du 28 juin 2021. Ceci concourt à maintenir sur le territoire une population captive source dont une certaine proportion est immanquablement vouée, comme par le passé, à être relâchée dans le milieu naturel, involontairement ou volontairement. Par ailleurs, malgré son caractère envahissant reconnu en dehors de son aire de répartition d'origine, la Perruche alexandre est toujours autorisée d'introduction sur le territoire de La Réunion, ce qui constitue indéniablement un frein à son élimination pérenne du milieu naturel.

La stratégie mise en œuvre par l'IRI en collaboration avec l'ensemble des structures présentement habilitées au tir (OFB, FDC-974, Louveterie de la Réunion), et qui vise à éliminer la Perruche à collier et la Perruche alexandre du milieu naturel à La Réunion, se base sur les retours d'expérience d'acteurs internationaux intervenant dans la lutte contre les oiseaux envahissants. Ainsi, il existerait un risque de fragmentation de la population en cas de lutte au niveau même des dortoirs, ce qui est le cas sur l'île de Kua'i (Hawaii) où un programme de contrôle de la population de la Perruche à collier est en cours (J. Anderson, *in press*). Le retour d'expérience de S. Saavedra (directrice de la société INBIMA - *Invasive Bird Management*) et de P. Haverson (consultant indépendant, spécialiste des opérations de tir) apportent également des informations importantes sur la stratégie d'élimination par piégeage et par tir à adopter.

Enfin, le Pôle Espèces Exotiques Envahissantes (EEE) du Conservatoire des Espaces Naturel (CEN) de Nouvelle-Calédonie (P. Barrière & L-L Lafille) recommande une « *communication au niveau micro-local* » s'appuyant sur des relais locaux pour chaque quartier et sur de très courtes vidéos facilement accessibles sur les réseaux sociaux, ceci afin de limiter les oppositions qui pourraient émerger au sein de la population. Il insiste également sur l'intérêt d'utiliser « *la langue locale et l'humour* » pour communiquer sur ces sujets.

L'ensemble des acteurs internationaux contactés sont dans l'attente de retours d'expérience concernant la lutte menée à La Réunion (réponses des oiseaux face à l'utilisation de carabines à air comprimé, de la repasse, etc.).

Le programme d'élimination mis en œuvre par l'IRI et ses partenaires s'appuie donc sur quatre axes stratégiques. L'amélioration de la connaissance de l'écologie de la Perruche à collier et de la Perruche alexandre constitue un premier axe d'intervention, avec la mise en place de prospections sur le terrain et d'enquêtes auprès de la population qui ont déjà permis de recueillir des données de répartition avec des niveaux de précision spatiale et temporelle, certes différents, mais qui sont néanmoins très utiles à la priorisation géographique des actions de lutte.

Ces prospections ont notamment permis d'observer en août 2022 au Jardin de l'État (commune de Saint-Denis) un cas très probable d'hybridation entre une femelle Perruche à collier et un mâle Perruche alexandre, phénomène qui a déjà été observé dans le milieu naturel, notamment en Europe (Postigo, 2016 ; Viviano & Mori, 2021).

Un deuxième axe d'intervention est la mise en place d'une dynamique partagée de lutte contre ces deux espèces de perruches exotiques avec l'ensemble des acteurs locaux concernés. Il s'appuie notamment sur des supports de communication (diffusés en format papier ou en format numérique) et des réunions d'information ciblant les zones où des noyaux de population avaient déjà été identifiés. L'objectif est de favoriser la remontée de signalements de terrain, d'améliorer *in fine* l'efficacité des opérations de lutte qui seront menées et de confirmer à terme l'élimination des noyaux de population ciblés.

La poursuite et le renforcement des opérations de lutte par tir contre la Perruche à collier avec les structures présentement habilitées à intervenir (OFB, FDC-974, Louveterie de La Réunion) constitue le troisième axe d'intervention. Une première opération au niveau du Parc Jean de Cambiaire (commune du Tampon) le 08/09/2022 a permis de stopper une tentative de reproduction en éliminant deux individus adultes. Une autre intervention, réalisée au sein du Jardin de l'État le 03/10/2022, a également pu mettre un terme à deux tentatives de reproduction, en éliminant cinq perruches, dont un juvénile probablement hybride provenant du couple mixte.

Dans la continuité des actions de lutte initiées par l'OFB, l'association IRI souhaite développer et mettre en œuvre des méthodes complémentaires qui ont fait leurs preuves ailleurs dans le monde. Il s'agit en particulier du piégeage avec utilisation d'appelant, une méthode déjà utilisée dans l'aire d'origine de la Perruche à collier (Bashir, 1979). Elle pourrait être mise en place à La Réunion, notamment dans les zones où le tir est actuellement déconseillé (enceinte du Grand Port Maritime de La Réunion), ainsi qu'au niveau des foyers de populations les plus importants, en partenariat avec la population locale afin de sécuriser les dispositifs de piégeage.

C'est la mobilisation de l'ensemble des acteurs concernés, l'implication de la population dans la détection des individus, l'intensification de l'effort de lutte sur le terrain, et la mise en place d'un contrôle des particuliers détenteurs, de la reproduction illégale et de la vente sur Internet qui permettront de garantir le succès de l'élimination de la Perruche à collier et de la Perruche alexandre du milieu naturel à La Réunion.

## 5. Références bibliographiques

Ancillotto L, Strubbe D, Menchetti M, Mori E (2016) An overlooked invader? Ecological niche, invasion success and range dynamics of the Alexandrine parakeet in the invaded range. *Biol Invasions* 18:583–595

Anderson, J. *et al.*, (*in press*). Roost Culling as an Effective Management Strategy for Reducing Invasive Rose-Ringed Parakeet (*Psittacula krameri*) Populations.



Barré, N., Barau, A., Jouanin, C. (1996). Oiseaux de la Réunion. Imp. Cazal, St Denis, La Réunion.

Bashir, E. A. (1979). A new "parotrap" adapted from the MAC trap for capturing live parakeets in the field. Pmc. Blrd Control Seminar 8: 167-171

Borbonica (2021). Léiothrix jaune, Léiothrix jaune *Leiothrix lutea* (Scopoli, 1786). Consulté la dernière fois le 05/10/2022 à l'adresse : <http://atlas.borbonica.re/espece/444425>

Caceres, S., Cornuaille, J.F., Udo, H., Rozet, F., Tressens, O., Chiron, D., Leclerc, K. (2021). Perruche à collier *Psittacula krameri* à La Réunion - Bilan de la mise en œuvre de l'arrêté préfectoral de destruction de juillet 2020 à juillet 2021.

DEAL (2019) Fiche GEIR – *Corvus splendens*. Consulté la dernière fois le 05/10/2022 à l'adresse : [http://atlas.borbonica.re/static/medias/fiches\\_descriptives\\_geir/Fiche\\_Faune\\_Corvus\\_splendens\\_190308.pdf](http://atlas.borbonica.re/static/medias/fiches_descriptives_geir/Fiche_Faune_Corvus_splendens_190308.pdf)

DEAL/OFB (2021) Fiche GEIR – *Psittacula eupatria*. Consulté la dernière fois le 05/10/2022 à l'adresse : [https://www.especiesinvasives.re/spip.php?action=accéder\\_document&arg=2301&cle=d59d1ea385a4e72fba688931188f14d4c4d0c0e6&file=pdf%2FFiche\\_Perruche\\_alexandre-V2.pdf](https://www.especiesinvasives.re/spip.php?action=accéder_document&arg=2301&cle=d59d1ea385a4e72fba688931188f14d4c4d0c0e6&file=pdf%2FFiche_Perruche_alexandre-V2.pdf)

Del Hoyo, J., Elliott, A., Christie, D. (2009). Family Sturnidae (Starlings) ; Handbook of the birds of the World ; Vol.14 : 713-714

Downs, C. T., & Hart, L. A. (2020). Invasive birds: Global trends and impacts. CAB International.

Jones, C. G. (1987). "The larger land-birds of Mauritius". In Jones, A. W. (ed.). Studies of Mascarene Island Birds. Cambridge University Press. pp. 271–300. doi:10.1017/CBO9780511735769.007. ISBN 978-0-521-11331-1

Jones, C. G., et al. (2013). *Psittacula eques*, in Safford R, Hawkins F: The Birds of Africa, Volume VIII: The Malagasy Region., London: Christopher Helm, 517-522.

Klug P. E. et al. (2019). Rose-Ringed Parakeets. Wildlife Damage Management Technical Series, U.S. Department of Agriculture Animal & Plant Health Inspection Service Wildlife Services, 16 pp.

Saavedra, S., Medina, F.M. (2020). Control of invasive ring-necked parakeet (*Psittacula krameri*) in an island Biosphere Reserve (La Palma, Canary Islands): combining methods and social engagement. Biol Invasions 22:3653–3667. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02351-0>

Sanchez, M. (2021). *Phelsuma borbonica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T17429273A17430906. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-2.RLTS.T17429273A17430906.en>. Consulté la dernière fois le 04/10/2022.

SEOR (2022). Lutte contre le Mainate religieux, *Gracula religiosa*. Le Chakouat, n°72, 10-11.

Seychelles Islands Foundation (2019). World's first successful national eradication of *Psittacula krameri*. Consulté la dernière fois le 10/07/2022, à l'adresse : [https://www.sif.sc/sites/default/files/downloads/NB\\_2019\\_RNP%20presentation\\_IBC\\_Final.pdf](https://www.sif.sc/sites/default/files/downloads/NB_2019_RNP%20presentation_IBC_Final.pdf)



# Contrôle d'une population exotique de poissons laveurs de vitres (*Ancistrus* sp.) sur un petit cours d'eau des hauts de la Réunion : premiers retours d'expérience et pistes de lutte à long terme

Pierre VALADE<sup>1</sup>, Guy-Claude VIENNE<sup>2</sup>, Johny MAILLOT<sup>2</sup> et Laurence PROVOT<sup>3</sup>

*Nota : il est fait mention ici de poissons du genre Ancistrus. L'identification de l'espèce est en cours, auprès du MNHN de Paris et du Muséum de Genève. Pour éviter toute erreur, on conserve ici la mention du genre, même si, à priori une seule espèce est concernée.*

## 1. Introduction

Les poissons laveurs de vitre du genre *Ancistrus* et de la famille des Locariidae, en général, sont originaires de l'Amérique du Sud et ne sont naturellement pas présents à La Réunion ni dans le bassin de l'Océan Indien. Comme leur nom l'indique, ces poissons sont généralement élevés par les aquariophiles pour assurer l'entretien des vitres des aquariums. Ils représentent un risque de compétition pour les espèces indigènes brouteurs-racleurs (comme les adultes des bichiques) et peuvent entrer en compétition territoriale, entre autres, avec toutes les espèces indigènes de poissons ou de crustacés benthiques (les plus fréquentes à La Réunion).

Suite à des signalements d'individus du genre *Ancistrus* sur la plate-forme GEIR et à des reconnaissances de terrain début 2022, la DEAL Réunion a engagé la réalisation de campagnes tests de pêche et de destruction des individus du genre *Ancistrus* sur le Bras Long à l'Entre Deux en 2022. Ces campagnes ont débuté en avril et se sont poursuivies en juin et septembre. Les opérations de destruction ont été menées par pêche électrique, permettant de trier les espèces en vie et de sélectionner celles sur lesquelles portent l'action de destruction. Les campagnes ont été réalisées par la FDAAPPMA de La Réunion, sous la direction d'OCEA Consult.

La présente note rend compte des résultats à l'issue des trois premières campagnes de captures. Ceux-ci permettent déjà de mettre en évidence les limites d'une telle lutte et d'envisager les besoins et perspectives de moyens de lutte à mettre en œuvre à court et moyen terme.



Figure 1: Présence mondiale 1829-2022 du genre *Ancistrus* Kner, 1854 - source GBIF <https://www.gbif.org/species/2339294> (A) et *Ancistrus* sp. capturés sur le Bras Long à l'Entre Deux (B)

## 2. Matériels et méthodes

Deux méthodes de capture ont été mises en œuvre : la pêche électrique et la pêche aux nasses. Les premiers résultats de pêche aux nasses sont peu représentatifs et seront étayés lors de la dernière campagne avec des interventions nocturnes, à priori plus efficaces (novembre 2022). Seuls les résultats des pêches électriques sont présentés ici.

### 2.1. Pêche électrique

La pêche électrique a été mise en œuvre avec des appareils portatifs de marque Smith Roots, modèle LR24. Les appareils ont été réglés en courant crénelé (50 Hz, 30%) et avec un voltage de 300 V. Une à deux équipes ont été mobilisées pour réaliser jusqu'à deux passages de pêche successifs lors d'une même intervention. Chaque équipe de pêche comprenait un pêcheur (personne portant le matériel de pêche électrique), 2 personnes aux épupettes et une personne pour porter les seaux de stabulation des captures.



<sup>1</sup> OCEA Consult, 19 Chemin Anda, 97432 RAVINE DES CABRIS / pierre.valade@oceare (correspondant)

<sup>2</sup> FDAAPPMA 974, 208, route de la Passerelle, 97 480 Saint Joseph, gc.vienne.fdp974@gmail.com et j.maillot.fdp974@gmail.com

<sup>3</sup> Mission espèces exotiques envahissantes, DEAL Réunion-Providence / laurence.provot@developpement-durable.gouv.fr



Figure 2 : Equipes de pêche électrique en action.

Lors de chaque campagne, les deux équipes ont pêchés successivement les dix premiers tronçons de cours d'eau, permettant de calculer l'efficacité de pêche.

## 2.2. Mesures sur les captures

- **Dénombrement des captures**

Pour chaque tronçon, et chaque passage, l'ensemble des poissons et des crustacés capturés a été dénombré, en identifiant chaque espèce.

- **Mesures biométriques**

Sur toute ou partie des tronçons, des individus d'*Ancistrus spp.* ont été tous mesurés de façon à disposer d'une image de la distribution des tailles des individus sur l'ensemble du secteur.

- **Analyses complémentaires**

Des femelles d'*Ancistrus spp.* ont été disséquées en laboratoire, pour prélever leurs gonades. Pour chaque femelle, les mesures biométriques ont été reprises (taille, poids) et les gonades extraites et pesées (à 10-2g près). Ces données permettent d'estimer d'une part la taille à première maturité des femelles *Ancistrus sp.* Sur la Bras Long à l'Entre Deux, ainsi que le Rapport Gonado-Somatique ( $RGS = \text{Poids des Gonades} / \text{Poids du reste de l'individu}$ ) qui permet de caractériser l'activité de reproduction.

- **Destination des captures**

La totalité des poissons exotiques capturés lors des inventaires a été euthanasiée par baignade dans une solution anesthésiante surdosée (eugénol). La totalité des poissons et des crustacés indigènes capturés a été relâchée dans le Bras Long, à proximité de leur lieu de capture.



Figure 3 : Mesures biométriques (taille / poids) réalisées in-situ (a) et bac servant à l'euthanasie des poissons exotiques (b) – Avril 2022.

## 2.3. Autres données collectées

En complément des captures et de leur description, les longueurs et largeurs mouillées de chaque secteur de pêche ont été relevés lors de chaque campagne en vue de retraduire les abondances observées en abondances relative (nb individus par surface ou par linéaire de cours d'eau). Enfin, un enregistreur de température a été installé après la première campagne de capture, permettant de caractériser les évolutions journalières et saisonnières de ce paramètre clés dans l'activité des poissons (reproduction notamment).

### 3. Résultats

#### 3.1. Planning de réalisation des campagnes et évolution des conditions d'habitats

- **Bilan des opérations**

Trois campagnes de capture ont été menées d'avril à septembre 2022 :

- Campagne 1 du 19 au 22 avril,
- Campagne 2 du 27 au 30 juin,
- Campagne 3 du 6 au 9 septembre.

Chaque opération a mobilisé 5 équipes/jour de pêche et un agent complémentaire sur 3 journées pour gérer les captures et les prises de notes, soit un total de 69 personnes/jour.

- **Largeur et surface mouillée**

Le tronçon échantillonné dans le cadre de ce suivi test mesure 600m, situés en amont immédiat du bassin de Sassa sur le Bras Long de l'Entre Deux. Les 600 m ont été découpés en 12 tronçons de 50m, permettant de situer les captures à une échelle relativement fine.

LA largeur et la surface mouillée du Bras Long ont progressivement diminué au cours des trois campagnes, accompagnant la fin de la saison des pluies (décembre-avril) et la mise en place de la saison fraîche et sèche (juin à novembre).

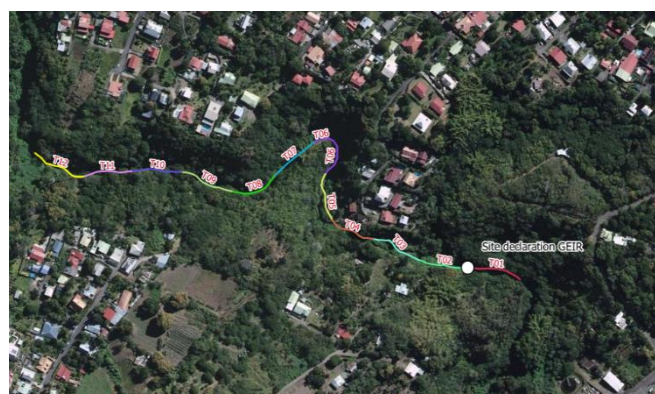
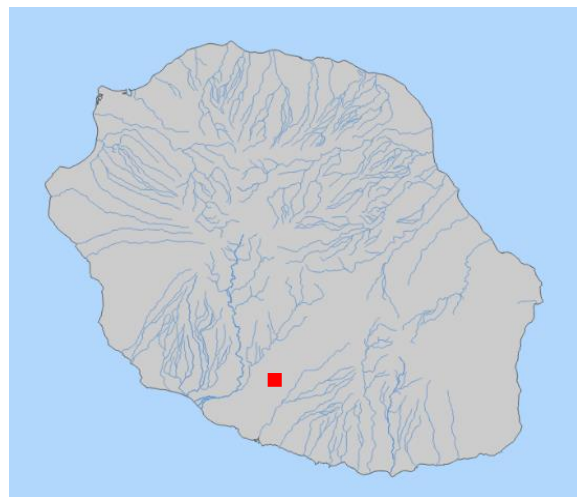


Figure 4 : Localisation du tronçon de 600 m et des 12 tronçons échantillonnés.

Tableau I : Evolution des tronçons d'étude au cours des trois campagnes

Tronçon	Longueur (m)	Campagne 1		Campagne 2		Campagne 3	
		Largeur mouillée (m)	Surface mouillée (m <sup>2</sup> )	Largeur mouillée (m)	Surface mouillée (m <sup>2</sup> )	Largeur mouillée (m)	Surface mouillée (m <sup>2</sup> )
T01	50,9	4,1	206,6	2,7	136,2	3,3	169,7
T02	51,9	3,7	190,7	3,6	188,1	2,7	141,7
T03	45,4	5,1	231,2	3,8	172,0	2,9	133,6
T04	50,8	3,7	187,6	2,9	145,5	2,4	120,9
T05	50,1	4,0	198,4	3,4	171,6	2,8	139,3
T06	50,8	5,7	291,3	4,8	241,5	3,6	182,9
T07	51,2	4,5	228,0	4,0	206,7	4,5	231,9
T08	52,3	4,4	230,5	4,5	236,7	4,3	222,3
T09	50,7	4,1	206,0	3,5	177,0	3,7	189,2
T10	49,3	5,0	247,7	4,6	228,5	4,5	219,7
T11	51,4	5,5	280,1	4,9	249,3	3,5	182,0
T12	47,6	5,5	261,8	5,0	236,8	3,9	185,4
<b>Total</b>	<b>602,3</b>	<b>4,6</b>	<b>2 759,9</b>	<b>4,0</b>	<b>2 389,8</b>	<b>3,5</b>	<b>2 118,5</b>

- **Température de l'eau**

Le suivi de la température est représenté dans la figure ci-dessous par les valeurs instantanées (un relevé toutes les 20 minutes) et la température moyenne lissée sur 10 jours. Les variations journalières de la température de l'eau sont de l'ordre de deux degrés Celsius.

Les températures minimales observées en saison fraîche sont de 15°C. Le suivi ne permet pas d'estimer les températures maximales. Au cours de la période de suivi, la température moyenne journalière est passée de 22°C fin avril à 17°C début juillet. Ces données seront par la suite croisées avec les données d'activité de la reproduction.

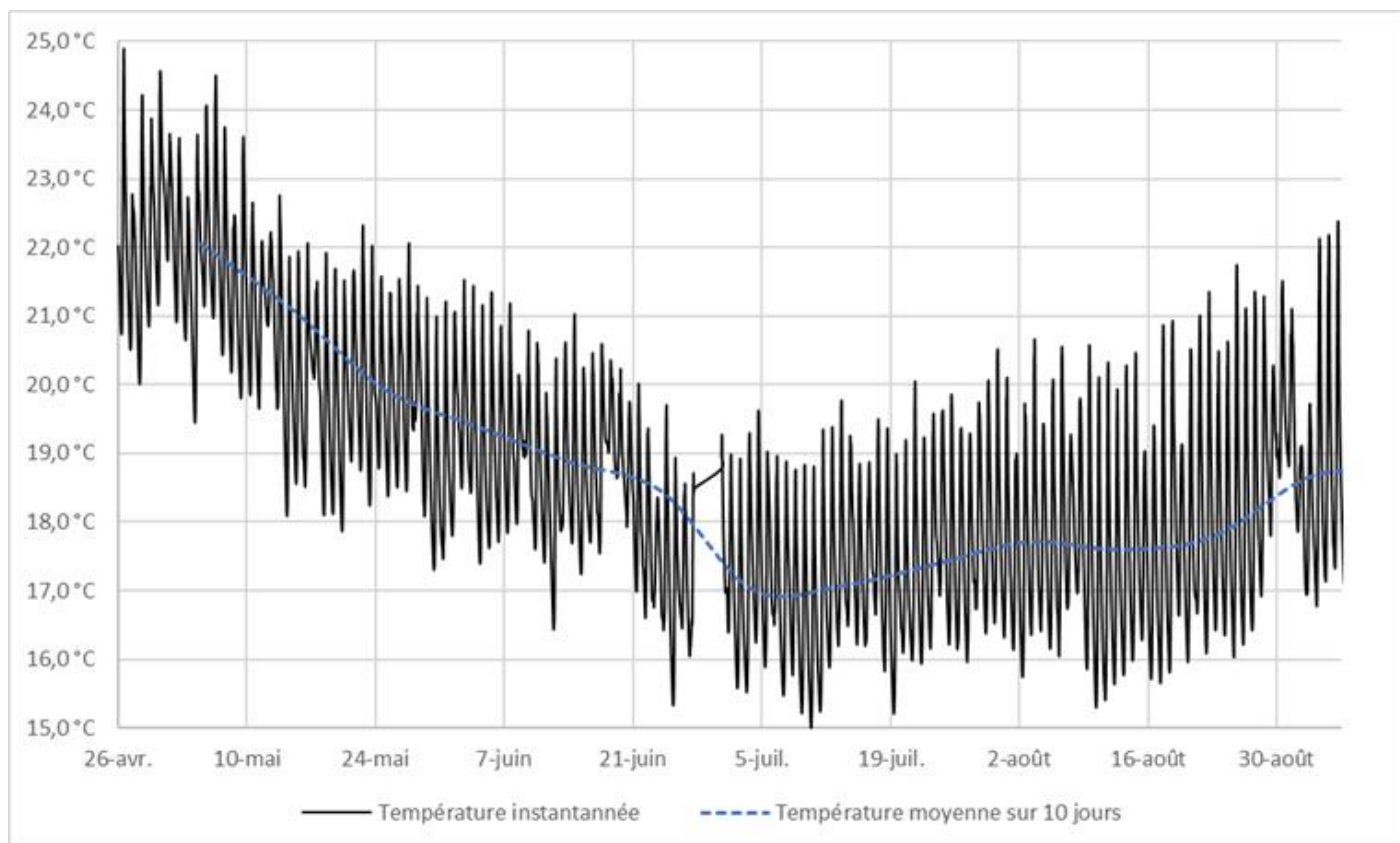


Figure 5 : Suivi de la température de l'eau sur le Bras Long du 26 avril au 9 septembre 2022.

### 3.2. Peuplements de poissons et de crustacés observés sur le Bras Long

- Richesse et abondance des populations

Le tableau ci-dessous résume les captures de poissons et de crustacés effectuées à chaque campagne :

Tableau II – Synthèse des captures de poissons et de crustacés lors des 3 campagnes de prélèvement

		Campagne 1		Campagne 2		Campagne 3	
		Nb individus	%	Nb individus	%	Nb individus	%
<b>Espèces Exotiques</b>							
<i>Ancistrus sp.</i>	Ancistrus	5 225	56%	2 802	39%	835	34%
<i>X. helleirii</i>	Porte-épée	2 686	29%	2 500	35%	1 145	47%
<i>P. reticulata</i>	Guppy	776	8%	1 440	20%	309	13%
<i>A. nigrofasciata</i>	Nigro	67	1%	45	1%	18	1%
<b>Total espèces exotiques</b>		<b>8 754</b>	<b>94%</b>	<b>6 787</b>	<b>94%</b>	<b>2 307</b>	<b>94%</b>
<b>Espèces Indigènes</b>							
<i>A. marmorata</i>	Anguille marbrée	1	0%	0	0%	0	0%
<i>A. serrata</i>	Chevaquine	581	6%	440	6%	135	6%
<i>M. lar</i>	Camaron	10	0%	2	0%	1	0%
<b>Total espèces indigènes</b>		<b>592</b>	<b>6%</b>	<b>442</b>	<b>6%</b>	<b>136</b>	<b>6%</b>

Les peuplements sont dominés à 94 % par des espèces de poissons exotiques : *Ancistrus* (objet de la campagne de pêche), mais aussi les porte-épées et les guppys. Ces deux dernières espèces sont présentes et acclimatées depuis de nombreuses années dans de nombreux bras de rivières à La Réunion. Leur origine est double : aqua-

riophilie et lutte contre les moustiques, agents vectoriels de maladies comme la dengue, le paludisme, ...

Le peuplement d'espèces indigène est surtout représenté par des crustacés : la chevaquine et dans une moindre mesure, le camaron. Une seule anguille marbrée a été capturée, lors de la première campagne.

- **Evolution de l'abondance de la population d'Ancistrus**

La figure ci-après retrace l'évolution de la population d'Ancistrus entre le début et la fin de chaque campagne, illustrant la réduction liée aux opérations de pêche et entre les campagnes, illustrant la résilience de la population.

Elle illustre les principaux résultats de la capacité de lutte par pêche contre l'espèce et sa capacité de résilience d'un autre côté :

- Chaque campagne de prélèvement a permis une réduction de 76% à 92 % de la population en place. Cette efficacité est relativement forte.

Elle a été plus forte lors de la seconde campagne, c'est-à-dire en début de conditions de basses eaux (juin). Les moins bonnes efficacités des autres campagnes peuvent être attribuée à un échappement des individus en plus fortes eaux (campagne1) et une difficulté à capturer les individus entre les interstices du substrat lors des plus basses eaux (campagne 3) ;

- Entre chaque campagne, la population d'Ancistrus s'est reconstituée à une vitesse de 550 à 770 individus par mois sur l'ensemble du linéaire de 600m.

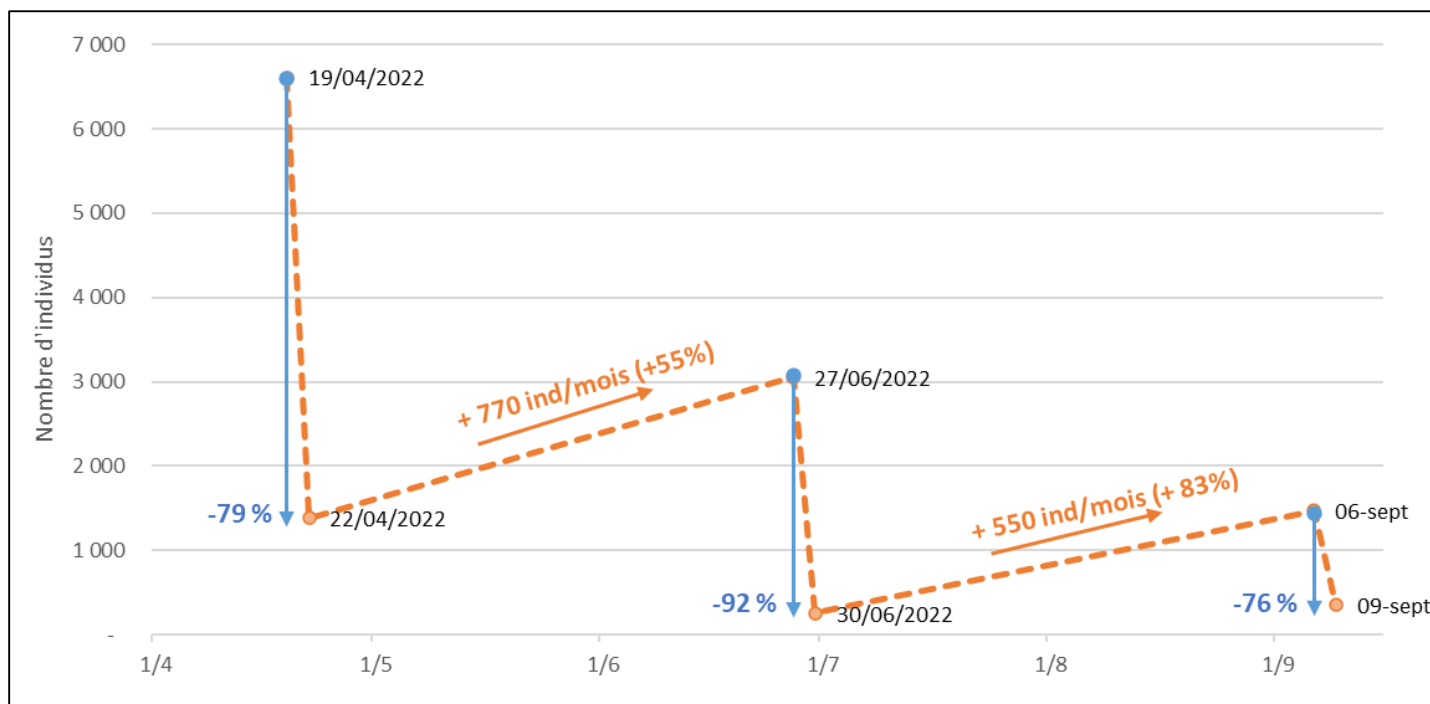


Figure 6 : Suivi de l'abondance de la population d'Ancistrus sur le tronçon de contrôle de 600 m sur le Bras Long du 26 avril au 9 septembre 2022.

- **Evolution de la structure en taille de la population d'Ancistrus**

Les histogrammes de la figure ci-dessous représentent la distribution en taille des Ancistrus capturés lors de chaque campagne et la différence observée pour chaque classe de taille entre deux campagnes successives. Lors de chaque campagne, les tailles minimales et maximales observées sont relativement proches :

les plus petits individus mesuraient entre 12 et 16 mm selon la campagne et les plus grands individus 110 à 160 mm. La part d'individus de + 70 mm (individus femelles matures, cf. ci-après) a diminué de 5.1 % à 1.6 % entre les deux premières campagnes pour réaugmenter à 6.9 % lors de la troisième campagne.



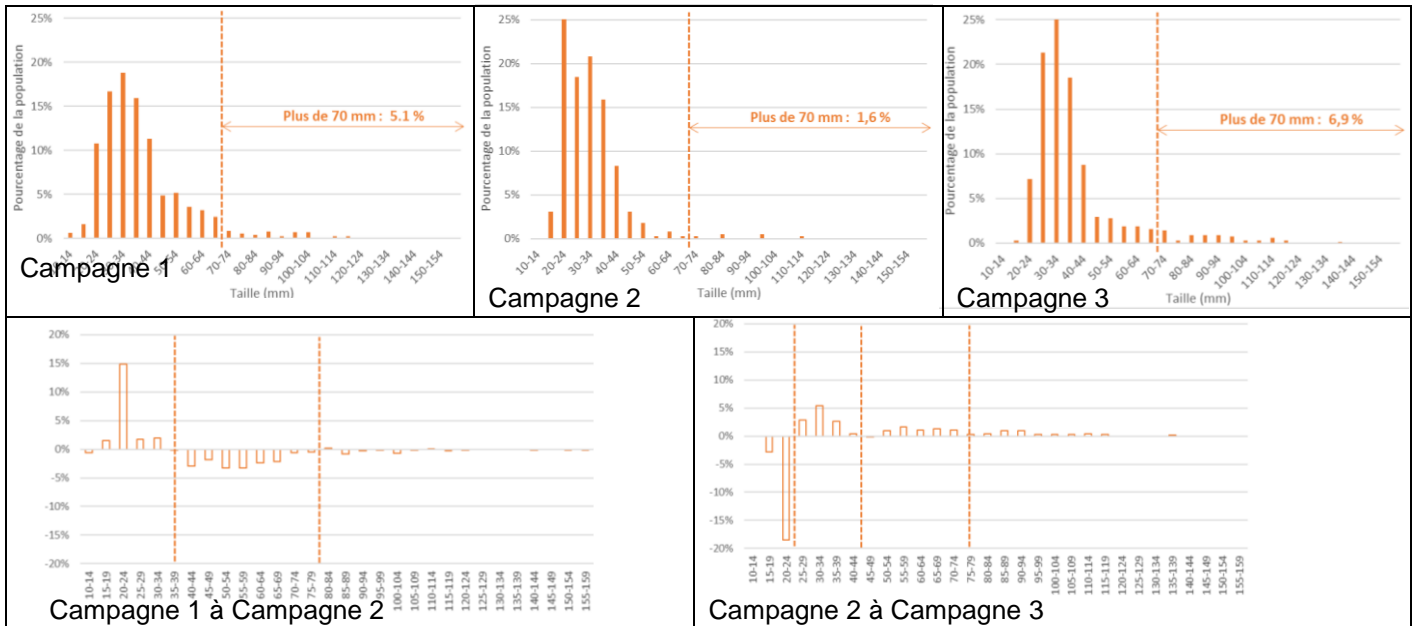


Figure 7 : Distribution en taille des *Ancistrus* capturés lors de chaque campagne (haut) et différence observée pour chaque classe de taille entre deux campagnes successives (bas)

La population est centrée sur les modes entre 20 et 50 mm qui représentent plus de 80 % des effectifs de chaque campagne. Entre les campagnes 1 et 2, on observe une augmentation des classes de 15 à 35 mm et une diminution des classes de 40 à 70 mm. Cela traduirait un effet de la pêche sur les plus grandes tailles ((40 à 70 mm) et l'apparition de jeunes individus issus d'une reproduction récente.

D'un autre côté, entre les campagnes 2 et 3, on observe une diminution de la représentativité des très petites classes de tailles (moins de 25 mm) et une augmentation de la représentativité des classes de taille comprises entre 25 et 40 mm et entre 50 et 70 mm. Cette évolution traduirait une croissance des individus entre les deux périodes.

### 3.3. Caractérisation de l'activité de reproduction des *Ancistrus* sur le Bras Long

- Taille à maturité sexuelle

Sur l'ensemble des campagnes, 96 femelles d'*Ancistrus* mesurant de 51 à 118 mm ont été disséquées. La relation entre la taille et le RGS de chaque femelle est représenté dans la figure ci-dessous.

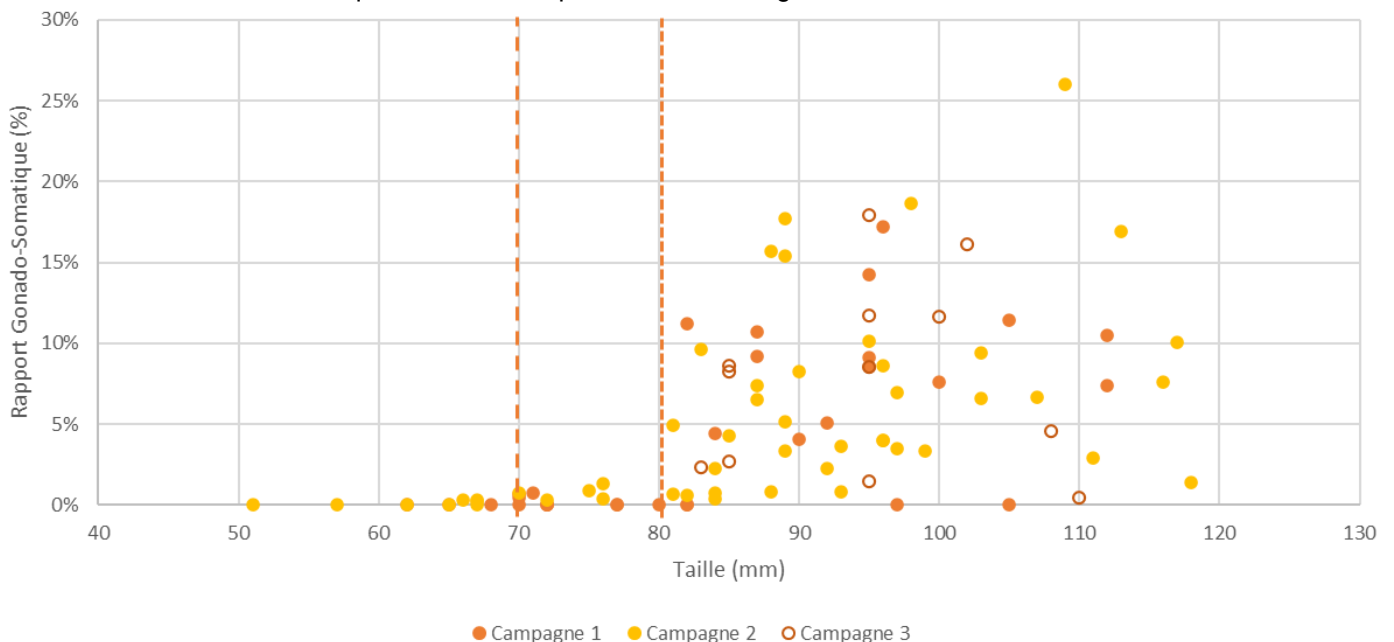


Figure 8 : Relation entre la taille et le RGS des 96 femelles disséquées dans le cadre du suivi

Si la quasi-totalité des femelles de plus de 80 mm avaient des gonades développées, les plus petites femelles ayant des gonades développées mesureraient 70 mm (3 individus dont le RGS était compris entre 0.5 et 0.8 %).

Ces résultats nous éclairent sur une première taille à maturité sexuelle de 70 mm et montrent qu'au-delà de 80 mm, toutes les femelles semblent matures.

- **Evolution du Rapport Gonado Somatique**

Sur l'ensemble des campagnes une forte proportion des femelles de plus de 70 mm a été observé avec un développement des gonades en cours (observation des gonades et RGS supérieur à 0.5 %.

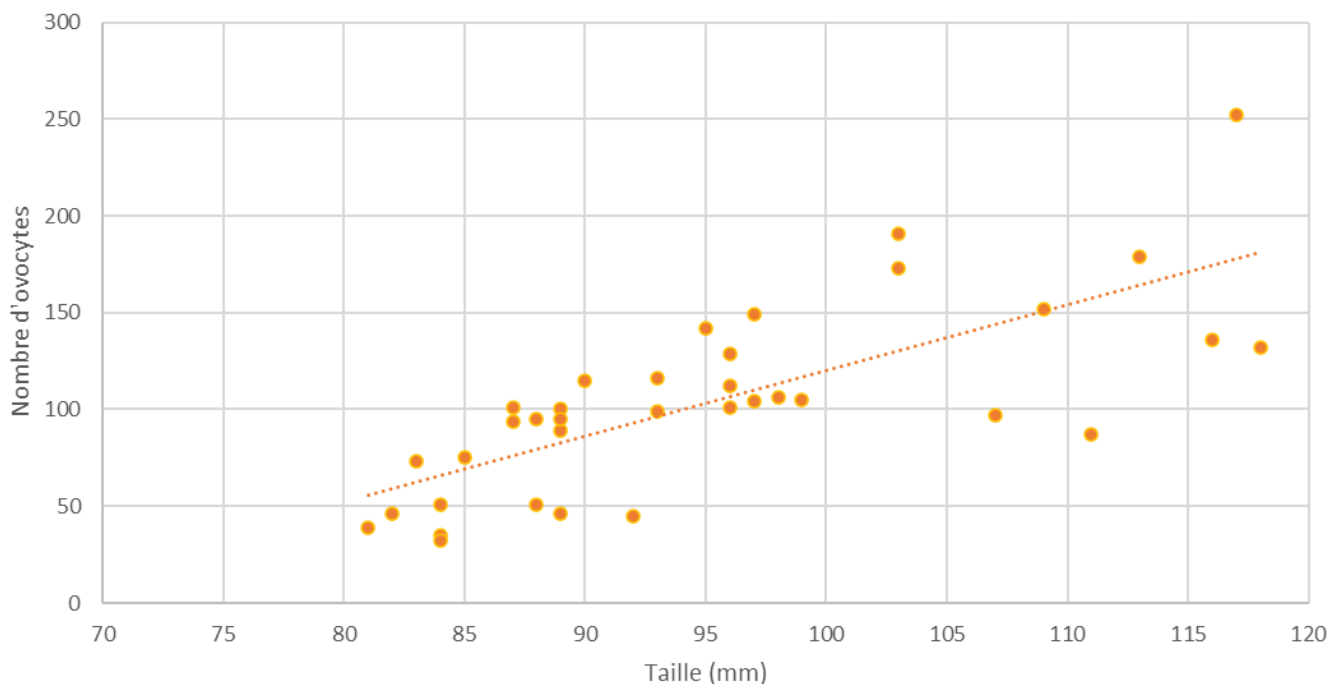
Le taux d'activité de reproduction est supérieur lors des campagnes 2 et 3 (90 % des femelles de plus de 70 mm)

- **Fécondité des femelles Ancistrus**

Lors de la seconde campagne, des comptages des ovocytes des femelles Ancistrus en maturation a été

effectué sur 36 individus compris entre 81 et 118 mm. par rapport à la première campagne (68 % des femelles de plus de 70 mm).

La fécondité absolue observée varie de 35 ovocytes sur une femelle de 84 mm à 252 ovocytes chez une femelle de 117 mm. Les premiers résultats montrent une tendance à l'augmentation du nombre d'ovocyte avec la taille de la femelle, mais, à taille égale, on observe une forte variabilité du nombre d'ovocytes produits (140 à 250 ovocytes pour une femelle de 115 mm environ).



*Figure 9 : Relation entre la taille et le nombre d'ovocytes chez les femelles Ancistrus du Bras Long*

#### 4. Conclusions et perspectives :

Les trois premières campagnes ont déjà permis de réduire significativement la population de ces poissons sur une portion de 600 m de rivière. Une quatrième campagne sera menée en novembre 2022 pour poursuivre l'action.

Les premiers bilans de ces opérations mettent en évidence une bonne capacité de capture et de réduction des populations d'Ancistrus sp par pêche électrique. Ainsi, dès la seconde campagne, on estimait qu'il ne restait plus qu'environ 4% de la population initiale (troisième campagne en cours, du 6 au 9 septembre 2022).

Cependant, les suivis menés ici ont montré que les Ancistrus avaient une forte capacité de reproduction, même en conditions de saison fraîche et que des individus sont moins bien capturés en hautes eaux (effet de dilution) et en basses eaux (individus cachés dans les interstices du substrat). A noter que la pêche à pied ne permet pas de prospecter les chenaux profonds et les fosses de chutes qui seront prospectées par pêche aux nasses (en cours).

Ces premiers résultats nous éclairent pour dimensionner l'effort de prospection à mettre en œuvre pour réduire significativement la présence de cette

espèce sur un cours d'eau, mais mettent également en évidence la nécessité d'engager d'autres méthodologies de lutte pour réduire les chances de résilience de l'espèce : déploiement de techniques de luttés complémentaires : pêche aux nasses, mise en place d'action de lutte participative, introduction d'espèces indigènes pour contrôler cette population exotique, ...

Dès fin 2022, la dernière campagne prévue à ce premier plan d'action permettra de conclure sur l'étendue de la présence d'Ancistrus sur un plus long linéaire du Bras Long, si possible la totalité du linéaire où l'espèce est présente (effort de pêche limité à un seul passage pour permettre de prospecter un plus long linéaire).

Enfin, si les tests sont encourageant pour envisager un contrôle de cette population, son éradication complète à court terme sera difficile et les coûts associés à cette lutte ne seront pas négligeables et possiblement à maintenir sur une longue durée. Aussi, cet exemple doit alimenter la réflexion à porter sur la stratégie législative sur la détention et le transport des espèces exotiques dans le contexte de La Réunion où les milieux aquatiques offrent un panel de conditions d'habitats favorables à une très vaste diversité d'espèces aquatiques issues des climats tropicaux ou tempérés (Effet Arche de Noé).



# Gestion ex-situ de Gecko vert endémique prélevé à l'éclosion – Projet d'élevage transitoire de Geckos vert de Manapany

Markus ROESCH<sup>1</sup>

## 1. Contexte

Le Gecko vert de Manapany est un lézard en danger critique d'extinction, micro-endémique du littoral du sud de La Réunion. La population globale des geckos est fragmentée en plusieurs petites sous-populations à cause de l'agriculture et du développement urbain et est fortement menacée par la poursuite de la perte d'habitat et la présence d'espèces exotiques envahissantes. Les populations dans les habitats naturels relictuels sont rares et confinées à une petite bande de végétation littorale dans la commune de Petite-Ile. Deux populations sont exceptionnellement bien étudiées qui sont situées sur une parcelle qui appartient au Conservatoire du Littoral et qui est gérée par l'association Nature Océan Indien depuis 2012. Les tendances d'estimation des effectifs de ces deux populations sont négatives depuis 2016 et il ne reste aujourd'hui que des fractions des anciennes populations. Il a été constaté que les deux populations souffrent d'un recrutement faible à très faible de geckos à l'âge adulte (Chœur, 2021). En effet, les juvéniles qui éclosent ne survivent pas et donc le recrutement de nouveaux adultes est perturbé, entraînant un vieillissement des populations résidentes sans remplacement des geckos mourants et conduisant à terme à l'extinction des populations. Pour tenter de sauvegarder ces deux populations, un programme « head start » en captivité a été lancé (Sanchez & Chœur, 2020). L'idée est de surmonter la faible survie des geckos juvéniles en les gardant en captivité et en les réintroduisant à l'âge adulte dans leurs populations sources. La faisabilité de ce projet a été évaluée, les moyens financiers et personnels nécessaires ont été identifiés et les autorisations requises ont été accordées.

## 2. Installation et phase de captivité

Dans les locaux de Nature Océan Indien, un enclos anti-prédateurs a été installé à l'intérieur duquel des cages individuelles pour l'allaitement des geckos ont été mises en place. En parallèle, des recherches d'œufs dans les sites de ponte ont été initiées et un suivi des œufs détectés a été mis en place. A l'approche de l'éclosion, les sites de ponte ont été protégés et les geckos ont été prélevés à l'éclosion. Lorsqu'aucun site de ponte n'a été identifié. Les geckos juvéniles ont été capturés à la main dès leur détection.

Au total, 40 geckos ont été prélevés et transportés à l'installation de Nature Océan Indien. Les juvéniles ont été élevés individuellement pour un meilleur contrôle sanitaire et pour réduire le stress éventuel lié à l'agressivité intraspécifique. Des mesures morphométriques mensuelles ont été effectuées pour suivre le développement des geckos. On a constaté que les geckos se développaient beaucoup plus rapidement que prévu, atteignant la taille adulte après 8 mois en moyenne. Une éventuelle relâche précoce des geckos a été discutée et approuvée en plénum.

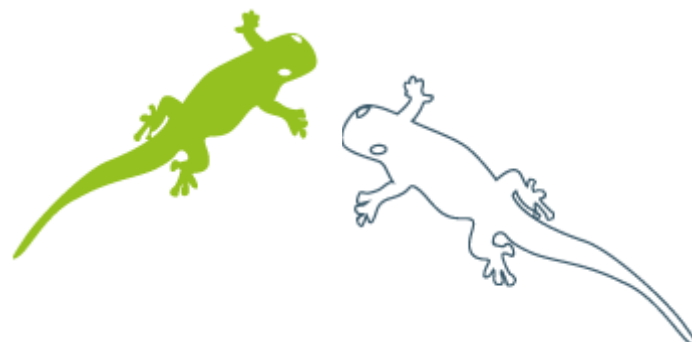
### Réintroduction et suivi post-relâche

La première relâche de geckos a eu lieu dans la population de Cap Sel en 13. Décembre 2021, où neuf geckos ont été relâchés dans le cadre d'un test visant à évaluer la survie des jeunes geckos adultes. Un suivi intensif a été mis en place et après 6 mois, on a estimé que 41% des geckos relâchés sont encore présents dans la population (estimé à l'aide du logiciel MARK). Au cours du suivi, les femelles relâchées ont été détectées comme étant gravides, contribuant à la prochaine génération de jeunes dans la population. Les résultats sur la survie de cette première relâche peuvent être comparés à la relâche ultérieure de geckos ayant à peu près le double de l'âge afin de mieux définir la période optimale pour une relâche qui permet de maximiser la survie des geckos relâchés.

## 3. Références

Chœur, 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 l'île de La Réunion. Ph.D Dissertation, University of Reunion Island.

Sanchez, M. & Chœur, A. (2020b). Elevage transitoire du gecko vert de Manapany (*Phelsuma inexpectata*) dans le cadre du programme FEDER LITTOREHAB. Partie 3 : Protocoles de prélèvement, de réintroduction et de suivi. Financement programme FEDER, DEAL. Version provisoire soumise au COPIL fin Juillet 2020. 27 pp.



<sup>1</sup> Responsable scientifique et d'élevage, Nature Océan Indien

# Premiers retours d'expériences concernant le chantier de renaturation du Gîte du Volcan - Lutte contre les espèces exotiques envahissantes et cicatrization des milieux à l'aide de plants endémiques de l'étage oligotherme produits sur site

Ludovic BONIN<sup>1</sup> et Luc DANIEL<sup>2</sup>

## 1. Contexte de l'opération

Dans le cadre de la mise en valeur du patrimoine naturel exceptionnel de l'île inscrit au patrimoine mondial de l'UNESCO, le Département s'est engagé dans la rénovation profonde du gîte du Volcan sur la commune de Sainte-Rose. Le programme consiste en la déconstruction et la reconstruction du gîte existant complété par une revégétalisation du site en espèces indigènes et endémiques.

Le gîte du Volcan est situé sur la commune de Sainte Rose et fait parti du coeur naturel du Parc national de la Réunion, lui-même entièrement inclus dans le Bien inscrit sur la liste du Patrimoine mondial UNESCO. Le site du gîte du volcan s'illustre principalement par son isolement et par le caractère fragile du milieu dans lequel il se trouve.

Compte tenu de la spécificité et la forte valeur patrimoniale du milieu récepteur ainsi que de la vocation de la future construction, le projet a été conçu dans une démarche « Haute Qualité Environnementale ». Préalablement, le Conseil Général a ainsi lancé une démarche de programmation, afin de disposer de critères objectifs sur le choix d'une proposition puis d'établir le cadre du concours d'architectes du projet de reconstruction.

Parmi les mesures de renaturation mis en place dans le cadre de ce projet :

→ Déconstruction de 6 anciens bâtiments pour intégration du nouveau gîte et renaturation de ses abords immédiats ;

→ Mise en défens des espèces indigènes présentes sur le site pour préservation tout au long du chantier (en dehors des surfaces d'implantation des futurs bâtiments) ;

→ Transplantation des espèces indigènes présentes sur l'emprise des futurs bâtiments (Branle vert, Branle blanc, Fleurs jaune, Ambaville bâtard et Petit Tamarin des hauts) ;

→ Lutte contre les espèces exotiques envahissantes présentes aux abords du gîte (sur la zone de travaux dite « zone anthropisée »)

→ Revégétalisation des abords du futur bâtiment et des zones à renaturer (zone anthropisée, notamment au droit des anciens bâtiments à déconstruire) avec des plants d'espèces indigènes adaptées au contexte et produites sur site à partir de semence et propagules prélevées aux abords (lot 4 : EVE/KLORYS).

Les travaux de reconstruction du gîte et de revégétalisation de ses abords ont débutés en février 2020 et devrait se finaliser en mars 2024. L'entretien des plantations (dégagements) sera ensuite réalisé jusqu'en 2026.

## 2. Périmètre du projet

Le futur gîte en construction, implanté sur une unité foncière départemento-domaniale de 80 ha (Plaines du volcan) au sein du Parc National de la Réunion (zone coeur), présente une surface globale de 7 557 m<sup>2</sup> (1 522 m<sup>2</sup> pour le parking et 6 035 m<sup>2</sup> pour le gîte). La surface extérieure initiale à renaturer (lutte EEE et revégétalisation au sein de la zone anthropisée définie dans le cadre des cahiers des charges travaux) est d'environ 4 700 m<sup>2</sup>.

Pour ce faire, une emprise travaux, dénommée « zone anthropisée », d'une superficie de 0,78ha a été définie afin de contenir l'ensemble des interventions inhérentes au présent projet et ainsi limiter la divagation des ouvriers sur les milieux naturels adjacents. Au vu de l'envahissement des abords proches de la zone anthropisée mise en évidence dès le début du chantier, une réflexion a été initiée sur l'opportunité d'étendre la zone d'intervention des mesures de renaturation sur une surface d'environ 1 900 m<sup>2</sup> actuellement très envahie ceinturant la zone de travaux.

## 3. Enjeux environnementaux en présence

Le site du gîte du volcan, fort de son histoire et des diverses plantations réalisées depuis son ouverture, était initialement composé de divers massifs ornementaux, haies et zones rudérales recouvertes majoritairement par des espèces exotiques envahissantes. Parmi ces espèces, citons notamment le Troène (*Ligustrum ovalifolium*), le Frêne (*Fraxinus florinbunda*), l'érable (*Acer pseudoplatanus*) ou encore l'Arbre à papillon (*Buddleia davidii*). Ces espèces exotiques ligneuses ont été historiquement plantées au sein du parc arboré du gîte et se sont développées spontanément en marge de celui-ci.

Il est important de noter que la majorité des espèces ligneuses exotiques mentionnées ci-dessus ne sont actuellement pas présentes (ou en très faible quantité) aux abords du périmètre de la présente demande.

<sup>1</sup> BIOTOPE, Assistant à maîtrise d'ouvrage en charge du suivi écologique du chantier pour le compte du Département de la Réunion

<sup>2</sup> KLORYS, Consultant et praticien en restauration écologique, en sous-traitance de l'entreprise EVE

Au global, parmi les 20 espèces exotiques « cibles » identifiées au sein de la zone anthropisée et ses abords proches :

→ 7 sont considérées comme très envahissantes en milieu naturel (niveau 5 de l'échelle d'invasibilité de LAVERGNE, 2016) ;

→ 7 sont considérées comme envahissantes en milieu naturel (niveau 4) ;

→ 1 reste à être évaluée (espèce non mentionnée dans l'index CBNM 2020) et présente donc un risque potentiel d'invasion (espèce considérée comme fortement invasive en Europe, *Buddleia davidii*, actuellement connue sur trois localités à La Réunion : gîte du volcan, Plaine des Cafres et citernes Sainte Rose).

La présence de ces espèces exotique impacte tout particulièrement plusieurs habitats endémiques à haute valeur patrimoniale, et en relatif bon état de conservation, présents aux abords :

→ Fourrés post-pionniers frais à *Sophora denudata* et *Hypericum lanceolatum* subsp. *angustifolium* des dunes de lapilli (CBR 39.42121 / TDHR 6.2.2.3), fourrés hygrophiles à *Sophora denudata* et *Geniostoma pedunculatum* (CBR 39.42124 / TDHR 6.2.2.5), fourrés à *Acacia heterophylla* (CBR 39.4223 / TDHR 6.3.2.4), fourrés à *Erica reunionensis* et *Phyllica nitida* (CBR 39.4211 / TDHR 6.1.2.6), etc.

→ Pelouses à *Ischaemum koleostachys* et *Costularia melicoides* (CBR 39.4324 / TDHR 6.1.1.5), voile à *Cynoglossum borbonicum* (CBR NC / TDHR 6.2.1.1), pelouses fraîches à *Festuca borbonica* (CBR 39.4322 / TDHR 6.2.1.7), tomillars frais à *Erica galioides* (CBR 39.4325 / TDHR 6.2.1.10), etc.

Outre ces habitats à haute valeur patrimoniale en bon état de conservation présents à proximité immédiate du gîte, différentes espèces endémiques remarquables sont également fortement menacées par ces espèces exotiques envahissantes. Citons notamment le Petit Tamarin des hauts, espèce endémique de la Réunion protégée par l'arrêté du 17 octobre 2017 et considéré comme « en danger » (EN) par l'UICN. 81 individus de cette espèce ont été piquetés par Biotope au sein de la zone anthropisée et ses abords proches (inventaire non exhaustif à compléter sur les zones d'extension).

#### 4. Travaux de « renaturation » en cours : lutte EEE et plantations

Vue la grande sensibilité du milieu et des espèces de passereaux forestiers qui fréquentent le secteur, le retrait des espèces exotiques est effectué de manière progressive et minutieuse. Il ne s'agit en aucun cas de débroussailler de manière brutale une grande surface d'un seul tenant, cette option n'étant de toute façon pas envisageable du fait de la présence d'espèces indigènes disséminées qu'il convient absolument de conserver sur pied. Les déchets verts générés par les opérations de lutte sont évacués du site pour compostage en centre de tri agréé.

Les espèces indigènes présentes sur l'emprise de la zone du projet ont été conservées. Les individus

impactés par les nouvelles constructions ont été déplacés et réimplantés dans l'arboretum et dans la zone de revégétalisation en aval. S'agissant des Petit Tamarin des Hauts (*Sophora denudata*), les 8 individus impactés ont été déplacés et les autres ont fait l'objet de mesure de protection pendant le chantier. A l'issue des travaux, ils participeront à la composition paysagère des espaces.

Des mesures de revégétalisation seront également mises en place après opérations de lutte afin de garantir la cicatrisation progressive des secteurs dégagés. L'ouverture du milieu induit par les opérations de lutte mécanique relativement lourdes va en effet favoriser l'apparition de nouvelles espèces exotiques non souhaitée. Des plantations denses (0,5 à 2 pl / m<sup>2</sup>) d'espèces indigènes recouvrantes caractéristiques du milieu (Fleurs jaune, Petit Tamarin des hauts, Faujasia, Branles vert et blanc, etc.) sont ainsi prévues en aval des opérations de lutte.

L'objectif est de rétablir un assemblage végétal proche de celui des habitats autour. Pour ce faire, les espèces indigènes en place seront conservées ; les espèces exotiques seront retirées selon les modalités présentées ci-avant. Dans les espaces créés par le retrait de ces espèces exotiques, des plantations d'espèces indigènes seront réalisées. La palette végétale a été décidée conjointement aux experts du CBNM, sur la base d'une analyse des conditions biotiques et abiotiques du site et de l'analyse des habitats environnants.

Les plants, qui serviront à remplacer les espèces exotiques et à rétablir la structure et l'assemblage végétal « originel », sont produits sur place afin de limiter le risque d'apport de semences exotiques et éviter un double sevrage. Une unité de production a été mise en place fin 2020 sur le site même, dans une partie du gîte non impacté par les premiers travaux de construction des nouveaux bâtiments. Les plants mis en culture sont issus du prélèvement de sauvageons et de diaspores (graines, boutures) sur le site et les voies d'accès, afin de garantir la conservation du patrimoine génétique et l'adaptation des individus aux conditions climatiques et biotiques du secteur. Ces prélèvements sont toujours en cours et sont dépendant de la phénologie des espèces concernées.

La revégétalisation du site, qui sera réalisée en 2023 après déconstruction totale des anciens bâtiments, s'organisera autour de trois zones distinctes :

→ Une zone de végétalisation des abords immédiats des cordées et toitures terrasses en partie (toiture de la cordée basse et médiane en partie), à partir d'espèces arbustives et herbacées. Sont concernés 245 m<sup>2</sup> et 265 m<sup>2</sup> de toitures végétalisées

→ Une zone « d'arboretum » pédagogique et conservatoire (4ème cordée) d'une surface de 480 m<sup>2</sup> qui accueillera près de 4 300 plants à partir d'une palette d'une vingtaine d'espèces arborées, arbustives et herbacées

→ Une zone de revégétalisation en espèces endémiques d'une surface environ de 3 430 m<sup>2</sup>. Le principe retenu pour cette zone est une mise en œuvre des plantations en massifs d'espèces indigènes (densité d'1 plant/m<sup>2</sup> d'une palette de 7 espèces différentes)

#### 5. Premiers retours d'expérience et pistes d'amélioration

Pour la collecte des diaspores, différentes campagnes de prélèvement ont d'ores-et-déjà été réalisées sur des secteurs préalablement définis en concertation avec le Parc National et le CBNM. Un partenariat a également été institué entre le groupement EVE-KLORYS en charge des opérations et l'ARMEFHOR. La rareté relative de certains taxons reste cependant problématique pour la récolte de graines et propagules de ces espèces.

A l'heure actuelle, les itinéraires techniques de production de nombreuses espèces caractéristiques de l'étage oligotherme ne sont encore pas maîtrisés : germination, bouturage, culture des plants, etc... Une recherche bibliographique a été effectuée en début d'opération et a permis de faire le point sur l'état des connaissances actuelles. Les informations collectées ont été mise en pratique concrètement dans le cadre de l'opération : par exemple, un traitement pré-germinatif à l'acide sulfurique des graines de *Sophora* a permis d'observer des taux de germination intéressants pour cette espèce se régénérant difficilement en milieu naturel. L'équipe s'est également rapprochée de recherches en cours, non encore publiées. Pour certaines espèces, où aucune information n'était disponible, la recherche a été élargie à des espèces du même genre botanique (bouturage à talon pour *Phyllica nitida*, basé sur des techniques utilisées en Afrique du Sud pour d'autres espèces de *Phyllica*).

Certaines techniques mises en œuvre sont ainsi expérimentées pour la première fois sur certaines espèces, comme par exemple les divisions de touffes de certaines herbacées (*Festuca borbonensis*, *Pennisetum caffrum*, *Cynoglossum borbonicum*, etc.). L'ensemble des productions ont fait l'objet d'un suivi rigoureux depuis la récolte jusqu'à la plantation. Les plants sont actuellement produits dans les godets anti-chignon de 0,6L.

A ce manque de connaissance initiale sur les itinéraires techniques de production, s'ajoutent des contraintes logistiques et matérielles fortes liées à l'exploitation d'une pépinière installée sur le site : difficultés d'arrosage (livraison d'eau par camion-citerne), absence d'électricité imposant la mise en place d'une petite centrale photovoltaïque pour l'alimentation de la pompe d'irrigation, manque de place, etc....

Après 2 ans de chantier, différents « tests » de lutte ont également pu être mis en place et suivis dans le temps par l'entreprise EVE et son co-traitant, KLORYS, et par BIOTOPE en tant qu'assistant à maîtrise d'ouvrage.

Pour la strate herbacée (Kikuyu, Flouve et Lierre notamment), plusieurs tests de lutte ont ainsi été réalisés : lutte thermique (mousse ©SOLUBIO), désherbage manuel à la pioche, décapage des horizons superficiels sur différentes épaisseurs, etc. Si cette dernière constitue très clairement la méthode la plus efficace pour traiter ces espèces vigoureuses (décapage sur 40 cm de profondeur), celle-ci est toutefois très onéreuse car elle nécessite l'évacuation complète des matériaux souillés décapés. Aucune revalorisation sur site n'est ainsi envisageable, compte tenu du risque de contaminer d'autres secteurs (graines, stolons et rhizomes contenus dans la terre). Des méthodes d'optimisation sont toutefois en cours d'analyse.

Il est important de noter que l'objectif escompté pour ces espèces n'est pas une éradication totale et définitive :

elles sont en effet abondamment présentes aux abords et risquent donc, à terme, de recoloniser le milieu. Les opérations de lutte sont toutefois maintenues sur ces espèces afin notamment de diminuer leur agressivité et ainsi garantir le bon développement des plants réintroduits.

Concernant la végétation exotique épiphytique, et notamment le Lierre (*Hedera helix*), il apparaît que cette dernière impacte significativement les espèces indigènes ligneuses, et notamment le Petit Tamarin des hauts dont le houppier est parfois complètement envahi, déséquilibrant totalement le port des individus concernés. Si le traitement thermique du Lierre sur la strate herbacée s'est avéré peu concluant, le cernage manuel des individus présents tout autour du tronc semble être plus prometteur. Cette technique est toutefois longue et fastidieuse et peut engendrer des blessures sur l'arbre atteint. Deux ans après intervention, seule la moitié des individus traités ont vu leur invasion par le Lierre significativement diminuer. Un arrachage régulier des rejets et repousses sur chaque individu traité est de plus indispensable pour assurer l'efficacité sur le long terme de cette méthode.

Enfin, concernant les strates arbustive et arborée, l'arrachage mécanique restent la solution la plus efficace compte tenu du fort pouvoir de régénération / recépage des espèces concernées (Troëne, Erable, Frêne, Buddleia, etc.). Ces opérations de dessouchage, réalisées à la pelle mécanique, sont toutefois impactantes pour le milieu et doivent donc être réalisées de manière diffuse et progressive. Elles ne peuvent également pas être envisagées sans programme de revégétalisation en aval : les secteurs traités sont en effet propices à la recolonisation immédiate par des espèces exotiques plus ou moins rudérales comme la Montbrétie (*Crocsmia x crocosmiiflora*), le Zanneau (*Fuchsia x exoniensis*), le Rumex d'Abyssinie (*Rumex abyssinicus*) ou encore l'Herbe à robert (*Geranium robertianum*). Les plantations prévues devraient permettre, à terme, de limiter la reprise de ces espèces.

## 6. Perspectives et conclusion

Les opérations en cours ont commencé fin 2020 avec les premiers travaux de lutte contre les Espèces Exotiques Envahissantes et la mise en place de la pépinière de production sur le site. Après une phase de plantation programmée en 2023, les opérations d'entretien, de dégagement des plantations et de suivi sont actuellement programmées jusqu'en fin 2026. Cette durée « longue » de 6 ans, avec l'implication d'une équipe composée des mêmes interlocuteurs, fait partie des caractéristiques inédites de cette opération. Elle présente l'avantage de permettre une gestion évolutive et, sur la base du suivi des expérimentations mis en place, d'adapter régulièrement le projet en fonction des progrès de la connaissance acquise grâce aux retours d'expériences. La stabilité de l'équipe en charge des travaux et du suivi vient renforcer les bénéfices de cette durée relativement longue. Dans le cadre d'un marché public de travaux uniques couvrant toute la chaîne des opérations nécessaires, de la collecte des graines à l'entretien ultérieur, l'entreprise EVE s'appuie sur les compétences

complémentaires d'un consultant externe (KLORYS) et d'un organisme de recherche (ARMEFLHOR). De son côté, le maître d'Ouvrage, outre la prestation de la maîtrise d'œuvre Paysage assurée par Uni Vert Durable (UVD), bénéficie également de l'appui d'un coordinateur environnemental (BIOTOPE) et d'un assistant Maîtrise d'ouvrage (CBNM).

Au-delà des relations contractuelles imposées par le contexte du marché public de travaux, la complémentarité de ces différents intervenants permet la mutualisation des compétences nécessaires (logistiques, techniques, botaniques, etc...). Cette coopération est encore enrichie par l'intervention ponctuelle d'autres intervenants spécialisés en fonction des besoins (CIRAD, UNIVERSITE, etc...)

Les exigences de traçabilité des végétaux et le caractère expérimental de certaines démarches, ont également nécessité de structurer de façon originale le retour d'expérience sur cette opération, avec notamment l'emploi de logiciels de SIG, encore peu utilisés dans le

contexte d'opération de bâtiments, et qui sont avérés indispensables pour le suivi et la documentation des interventions.

Les premiers résultats très encourageants de cette opération mettent en exergue la nécessité d'une approche beaucoup plus holistique pour les opérations de ce type, encore trop souvent victimes d'une vision trop « botanique », trop peu orientée sur les autres compartiments écologiques. La nécessité de prendre en compte l'environnement immédiat du projet (nécessité d'intervention sur des secteurs écologiquement homogènes bien différenciés des emprises foncières) s'impose également comme une évidence. Par ailleurs, une meilleure prise en compte d'une plus grande diversité de paramètres, notamment liés aux natures de sols, aux populations mycorhiziennes et à la faune seront certainement des facteurs clefs de succès.



# Retour d'expérience de 5 ans de lutte contre le *Prosopis juliflora*

Pauline GAUD<sup>1</sup>, Léo PAIRAIN<sup>1</sup>, Célia GOBEAUT<sup>1</sup> et Stéphane CICCIONE<sup>2</sup>

## 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. Les actions entreprises visent à réimplanter une végétation favorable à l'empreinte olfactive pour attirer des tortues et au maintien de la plage face à l'érosion, à réduire les sources de pollution lumineuse et à impliquer et sensibiliser le public dans la démarche.

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) se développant au détriment de la végétation endémique et indigène de La Réunion, favorable à la ponte des tortues marines.

La plage de Cap Champagne, un des derniers sites de ponte actifs de La Réunion, a fait l'objet d'actions pilotes en matière de lutte contre le *Prosopis juliflora*. Cet arbre épineux, inscrit par l'UICN sur la liste des espèces les plus envahissantes au monde, était présent sur une grande partie du site à revégétaliser.

Son élimination a nécessité l'utilisation successive de plusieurs techniques à la croisée des enjeux d'acceptation sociale, des contraintes techniques et d'un maintien continu des efforts de lutte dans le temps.

## 2. Historique de lutte de 2018 à 2020

La partie sud de la plage de Cap Champagne, qui débute entre l'hôtel Boucan Canot et l'ancien hôtel Maharani et se prolonge devant les habitations, présentait des individus épars de *Prosopis juliflora* dans un substrat sableux. La plupart d'entre eux a été éliminée par de la lutte manuelle, sans grande difficulté technique.

La partie nord du site (de la dernière maison rue du Boucan Canot jusqu'au Pain de Sucre) présentait en revanche un couvert dense de *Prosopis juliflora* sur le talus de la RN1a, constituant une barrière contre les pollutions sonores et lumineuses en provenance de la route mais empêchant toute autre espèce de se développer. La lutte s'est donc faite de manière progressive, en parallèle de plantations d'endémiques et d'indigènes.

Sur le premier semestre 2018, une lutte manuelle a été effectuée par les agents de l'Association Piton Saint-Leu Lève La Tête (APSLLLT, dispositif Emploi Vert partenaire du CEDTM), afin de commencer à 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 surélever les voûtes.

En complément, la SARL TEPA est intervenue en avril 2018 pour retirer la première ligne de *Prosopis juliflora*

par des moyens mécaniques dans le contrebas du talus de la RN1a. Les végétaux enlevés ont ensuite 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 en haut et après intervention en bas.

La repousse rapide de cette EEE nécessitant trop d'entretien de la part des agents de l'APSLLLT et la concurrence vis-à-vis des plantations se faisant ressentir, la société Nuage Elagage est intervenue en 2020 pour éhouper les *Prosopis juliflora* restants le long de la RN1a, également broyés puis épandus sur place (cf. Fig.2). Les travaux se sont échelonnés entre août et novembre 2020 pour prévenir un changement paysager trop brutal. Les souches résultantes de cette opération ont ensuite été rognées à environ 1 mètre d'envergure.

<sup>1</sup> CEDTM, Centre d'Etude et de Découverte des Tortues Marines ([cedtm@cedtl-asso.org](mailto:cedtm@cedtl-asso.org))

<sup>2</sup> KELONIA, l'observatoire des tortues marines



**Figure 2 :** Elimination des *P.juliflora* restants sur le secteur nord de la plage en 2020, avant intervention en haut et après intervention dessous.

Ces souches, malgré un fort risque de reprise, maintenaient le talus sous la route et ne pouvaient donc pas être déracinées : leur retrait aurait grandement fragilisé la structure routière. Ne souhaitant pas recourir à une lutte chimique (autre méthode référencée dans la

littérature), le CEDTM a expérimenté différentes techniques alternatives permettant la dévitalisation des souches de *Prosopis juliflora* sur place et propose ici un bilan de leur efficacité.

### 3. Expérimentation de dévitalisation des souches

#### 3.1. Méthode

Sur les 190 souches de *Prosopis juliflora* recensées en mars 2021, 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. Les méthodes de dévitalisation testées, mises en œuvre en mars 2021, ont été les suivantes :

- Lutte manuelle : coupe des rejets à l'aide d'une machette jusqu'à épuisement de la souche, effectuée mensuellement après chaque suivi ; à noter que cette coupe comporte une forme d'écorçage
- Injection d'ail, de gros sel, d'ail et de gros sel combinés, de lait fermenté : produits libérant des substances favorables à la dévitalisation des souches, introduits dans des trous d'une profondeur de 20 cm percés dans les souches puis rebouchés avec de la colle à bois afin de les protéger de la pluie ;
- 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. Réalisé en période sèche et en l'absence de vent, les souches ont toutes été arrosées afin de garantir l'extinction des feux avant le départ du site ;
- Bâchage : recouvrement par une bâche, maintenue par des pierres puis recouverte de terre, pour priver la souche d'eau et de lumière.

- 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

Chaque souche est marquée sur le terrain à la bombe de peinture orange selon la technique utilisée. Les souches bâchées sont localisées grâce à un drapeau orange plantée dans le sol. Pour permettre le suivi, toutes les souches sont identifiées à l'aide d'une étiquette en aluminium clouée à la souche, sur laquelle un code de suivi est attribué.

Les suivis sont effectués mensuellement, d'avril (T0) à décembre 2021 (T8), et consistent à relever les données suivantes :

- ID ou code de suivi (exemple : « SA-1 » correspond à la première souche traitée au sel à l'ail) ;

- Modalité : « T » pour témoin, « M » pour lutte manuelle, « A » pour ail, « S » pour sel, « SA » pour sel et ail, « L » pour lait fermenté, « P » pour bâchage, « B » pour brûlage ;

- Diamètre : gros (> 20 cm), moyen (entre 10 et 20 cm), petit (< 10 cm), mesuré à l'aide d'un mètre ruban ;

- Position : l'emplacement du plant est positionné sur une photo aérienne et les coordonnées géographiques sont récoltés à l'aide d'un GPS (OREGON 700) ;

- Rejet : absence ou présence, nombre ;

- Photographie : un suivi qualitatif de l'évolution des souches est effectué par la prise d'une photo tous les mois.

### 3.2. Résultats

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 retirer du suivi. Ce résultat ne signifie pas pour autant l'inefficacité de cette méthode. En effet, des pluies ont eu lieu entre le jour de l'insertion du produit et le jour du rebouchage des trous. Ces dernières ont très certainement retiré du produit inséré.

D'après nos résultats du nombre de souche vivante après dévitalisation, la méthode du brûlage est celle qui présente les meilleurs résultats puisque aucune reprise n'a été observée à la suite de ce traitement. La méthode du bâchage semble également être efficace puisqu'aucun rejet n'a été observé après retrait des bâches au T7. Cependant nous n'avons pas de visibilité sur le temps minimum nécessaire de bâchage pour la dévitalisation des souches.

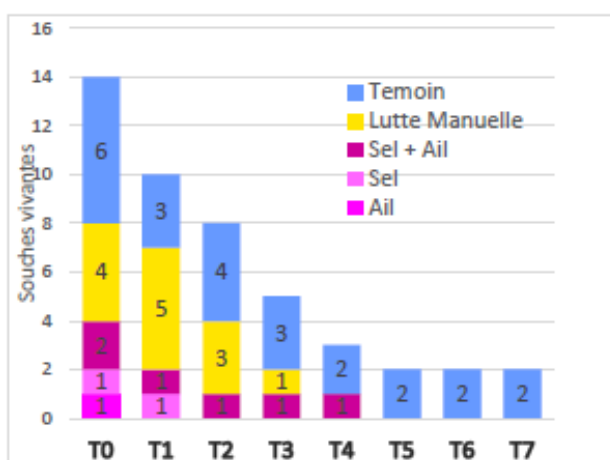


Figure 4 : graphique représentant le nombre de souches vivantes en fonction des méthodes de lutte utilisées, d'avril 2021 (T0) à novembre 2021 (T7)

La figure 4 nous montre qu'avec 6 souches sur 10 vivantes au T0 pour le témoin, la coupe rase est certainement également facteur de mortalité du *Prosopis juliflora*. D'autre part, nous avons pu mettre en évidence une mortalité des témoins au cours du temps, passant de 6 souches vivantes au T0 à 2 souches vivantes au T5. Ce résultat pourrait s'expliquer par l'influence de la saison sèche qui limiterait la reprise des souches. Les résultats de la survie des souches selon chaque méthode de dévitalisation comportent donc certainement les biais de l'influence de la coupe rase et de la saisonnalité.

D'après la figure 4, l'insertion de sel et/ou d'ail semble être une méthode de dévitalisation efficace, avec la totalité des souches mortes dès le deuxième mois pour la méthode d'insertion d'ail, dès le troisième mois pour le sel et au 6<sup>ème</sup> mois pour le sel et l'ail. Cependant, ce résultat est influencé par le biais du passage des pluies entre le moment de l'insertion des produits et le rebouchage des trous.

Enfin, les souches sous traitement de lutte manuelle semblent s'épuiser au cours du temps, jusqu'à leur dévitalisation complète à partir du 5<sup>ème</sup> mois. Il est important de préciser que la lutte manuelle effectuée par les agents de l'APSLLLTT comportait également de l'écorçage, qui est à elle seule une méthode de dévitalisation des ligneux. D'autre part, au vu du changement d'équipe au sein de l'association, nous

avons des incertitudes quant à leur fréquence de passage.

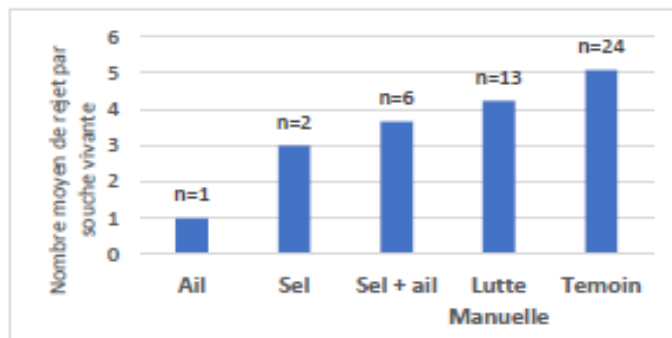


Figure 5 : Histogramme du nombre moyen de rejet par souche vivante du T0 au T7

Le nombre moyen de rejet par souche vivante laisse supposer que les méthodes de dévitalisation par insertion d'ail et/ou de sel diminuent plus efficacement la vivacité des souches que la méthode de lutte manuelle (fig.5). Cependant, en plus des différents biais que présente l'étude, le nombre d'échantillon n'est pas suffisant pour affirmer cette hypothèse. D'autre part, la vivacité de la reprise des souches ne doit pas seulement être évaluée à travers le nombre moyen de rejet mais également à travers la croissance des rejets.

### 4. Bilan et perspectives

Cette expérimentation est une étude préliminaire qui nécessiterait un approfondissement et un échantillonnage plus robuste. Il aurait été plus rigoureux de s'assurer que les souches soient réellement vivantes avant d'effectuer l'échantillonnage.

D'autre part, il aurait été intéressant de compléter l'étude notamment en mesurant la croissance des rejets, en testant différentes méthodes de lutte manuelle (sans écorçage et avec des fréquences différentes), en y incluant la variable du diamètre des souches et la saison à laquelle est effectuée la dévitalisation.

Notre étude a pu révéler que l'ensemble des méthodes de dévitalisation des souches de *Prosopis juliflora* semblent être efficaces. Cependant on observe une efficacité plus ou moins rapide ainsi que des moyens humains et financiers plus ou moins importants selon la méthode.

En vue de ces résultats, nous préconisons l'utilisation du brûlis qui est une méthode peu coûteuse tant en moyens financiers qu'en moyens humains et qui est d'une efficacité immédiate. Cependant, il est important ici de rappeler qu'il existe un arrêté encadrant l'emploi du feu dans le département de La Réunion (arrêté n°1088).

### 5. 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'Etat 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.





## Annexe 1 : bilan des différentes méthodes de lutte définitive contre le *Prosopis juliflora*

	Lutte manuelle *Prérequis coupe mécanisée	Arrachage mécanisé	Brûlage *Prérequis coupe mécanisée	Injection Sel/Ail *Prérequis coupe mécanisée	Désherbage thermique *Prérequis coupe mécanisée	Recouvrement *Prérequis coupe mécanisée
Environnement	Sujets petits Zones peu accessibles	Sujets imposants Grandes superficies	Sujets imposants Zones peu accessibles	Sujets imposants Zones peu accessibles	Tous types de sujets Zones peu accessibles	Sujets imposants Zones peu accessibles
Avantages	Souplesse et réactivité Favorise l'emploi et l'implication des parties prenantes	Rapidité et efficacité Travail facilité en terrain difficile Permet un travail du sol	Rapidité et efficacité	Rapidité et adaptabilité aux différents sujets et topographie du site	Rapidité et travail facilité en terrain difficile	Rapidité de réalisation
Inconvénients	Difficile et dangereux Régularité des passages Gestion difficile des produits de coupe	Accès engins Logistique importante et couteuse Prestataires peu nombreux	Dangereux et polluant Nécessite un savoir- faire et dépendant des conditions météo (vent, pluie)	Régularité pour réinjecter les produits par suite de déperditions Perçage difficile	Régularité des passagers Accès engins	Difficile en terrain accidenté
Moyens financiers	> 5000 euros	> 5000 euros	< 500 euros	< 500 euros	> 500 euros	< 500 euros
Moyens humains	Une équipe de gestionnaire Matériels de lutte	1 conducteur de travaux et 1 chef de chantier Signalétiques de chantier	2 personnes minimum Essence, chalumeau et tuyau arrosage	1 personnes Perceuse, colle, sel/ail	1 personne Machine de désherbage	1 personne Pelle et bêche
Résultats envisagés (efficacité)	Variable > 4 mois minimum Variable selon la fréquence	Immédiate Pas de rejets observés	Immédiate Pas de rejets observés	Inconnue Variable selon le produit et la fréquence et la quantité injectée	Inconnue 7 mois d'intervention (1/mois) = sans succès	7 mois environ (1 passage au démarrage)

## Annexe 2 : test de dévitalisation par la méthode de désherbage thermique par mousse écologique chaude

Cette technique a été expérimentée sur 6 souches (5 souches de Tamarin de l'inde et une souche de Zépinard) situées en contrebas de l'hôtel Boucan Canot.

### Méthode

(Source : SoluBio)

Le procédé consiste à appliquer sur les parties aériennes des plantes une mousse à haute température. La mousse (FOAMSTREAM) est fabriquée à partir d'huiles et de sucres végétaux dérivés de la pomme de terre, du maïs, du blé et de l'huile de colza. Le mélange est réalisé dans la cuve, puis pompé et envoyé vers la machine de désherbage où il est chauffé à 95 °C.



➤ Une chaleur est appliquée sur la plante sous forme de mousse et d'eau chaude.

➤ La mousse agit comme une couverture, elle conserve la chaleur sur la plante.

➤ La mousse contient un agent mouillant qui accélère le transfert de la chaleur sur les parois cellulaires de la plante.

Nous avons opté pour un passage tous les mois pendant 7 mois à partir d'octobre 2021.

### Résultats et discussion

Bien que les rejets meurent moins d'une semaine après le passage de la mousse, nous avons constaté une reprise des souches moins de 3 semaines après chaque passage. L'ensemble des souches sont restées vivantes et continuaient à rejeter malgré les 7 interventions.

Ce résultat est très certainement en lien avec le fait que la mousse ne brûle pas l'écorce et que la souche garde donc sa capacité à rejeter.

Il aurait été intéressant d'évaluer la croissance des rejets afin de voir une potentielle réduction de la vivacité des rejets. Si tel aurait été le cas, il est probable qu'à terme, tout comme la lutte manuelle, la souche se fatigue jusqu'à sa dévitalisation complète.

Cette méthode a donc été arrêtée, les sujets seront éliminés manuellement par écorçage.

# Réintroductions de plantes indigènes menacées en milieu naturel : évaluation du succès à court et moyen terme (Projets RHUM\* et ESPECE\*\*)

Amaya RICHER<sup>1</sup>, Emilie CAZAL<sup>2</sup> et Sarah ROUSSEL<sup>3</sup>

## 1. Introduction

Avec un tiers de sa flore indigène menacée d'extinction, La Réunion fait face à une urgence en matière de conservation. Si la conservation *in situ* est indispensable pour éviter la perte de biodiversité, trop peu de retours d'expérience sont publiés en matière de réintroduction. Deux programmes de réintroduction intitulés RHUM\* et ESPECE\* ont été conduits respectivement en 2015 et 2021 par le Conservatoire Botanique National de Mascarin et le Parc national de La Réunion ciblant un total de 20 taxons indigènes menacés d'extinction. Au total, 1650 individus ont été plantés sur 29 sites dans l'île dans des forêts semi-sèche et humide de basse altitude. Cette étude pilotée par le CBNM vise à : (i) évaluer le succès des réintroductions à court terme et moyen terme, (ii) identifier les facteurs influençant la mortalité, (iii) proposer des recommandations à de futurs programmes du même type.

## 2. Matériels et Méthodes

### 2.1. Protocole de suivi

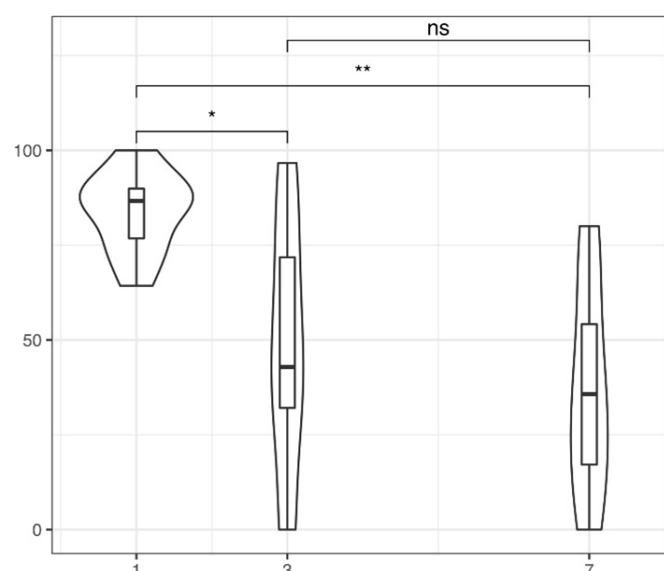
Le protocole de suivi a été établi avec les partenaires du projet et a été conçu pour limiter les biais d'interprétation. Les paramètres sont relevés à deux échelles : échelle du site de plantation (paramètres environnementaux), échelle du plant. En 2022, soit respectivement 1 an et 7 ans après les plantations des projets ESPECE et RHUM, une campagne de terrain réalisée de concert avec les gestionnaires a permis de suivre l'ensemble des plants et des stations. Les données ont été collectées à l'aide d'un bordereau numérique de terrain grâce à l'application KoBoToolbox®. Pour chaque plant géoréférencé et étiqueté de manière unique les paramètres suivants ont été relevés : survie, hauteur, phénologie, état du feuillage, impacts. Les menaces actives observées comme l'herbivorie ont également été prises en compte. Les paramètres relevés pour le suivi de la station sont le degré d'envahissement par strate, l'ombrage et la pente. Tous ces sites ont bénéficié d'actions de lutte contre les espèces envahissantes. Tous ces paramètres étaient connus au moment de la plantation. Les données récoltées ont été compilées aux suivis antérieurs du projet RHUM réalisés par le Parc national 1, 2, 3, 4 et 5 ans après réintroduction.

## 2.2. Analyses statistiques

Les analyses ont été réalisées sur R-Studio. Un test de Wilcoxon a été utilisé pour la comparaison des moyennes des taux de survie à T+1 an pour les deux projets. Les taux de croissance ont été calculés à partir de la différence entre la hauteur du plant mesurée le jour du suivi et celle connue le jour de la plantation. Des analyses multivariées de type FAMD ont été

## 3. Résultats

### 3.1 Evolution de la survie des plants au cours du temps



Le taux de survie est de 75% pour les deux programmes un an après la plantation. 30% des individus du projet RHUM sont encore vivants après 7 ans, taux qui semble stabilisé depuis la 3<sup>ème</sup> année après plantation. Ces résultats indiquent que l'essentiel de la mortalité a lieu au cours des premières années.

<sup>1</sup> ENS Lyon, 46, allée d'Italie, 69364 LYON Cedex 07 [amaya.richer@ens-lyon.fr]

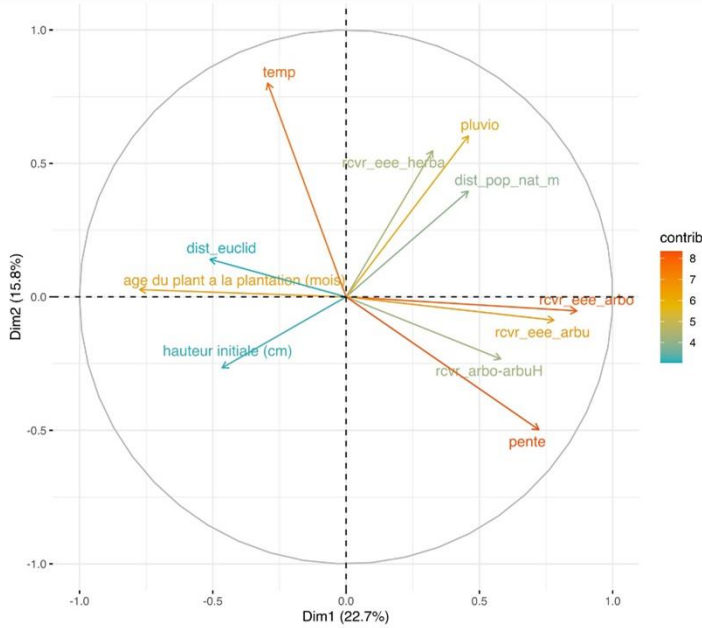
<sup>2</sup> Parc national de La Réunion, 258 rue de la République, La Plaine Des Palmistes 97431

<sup>3</sup> CBN-CPIE Mascarin, 2 rue du Père Georges, Saint-Leu 97436, [sroussel@cbnm.org]

\* RHUM : Restauration d'Habitats Uniques au Monde

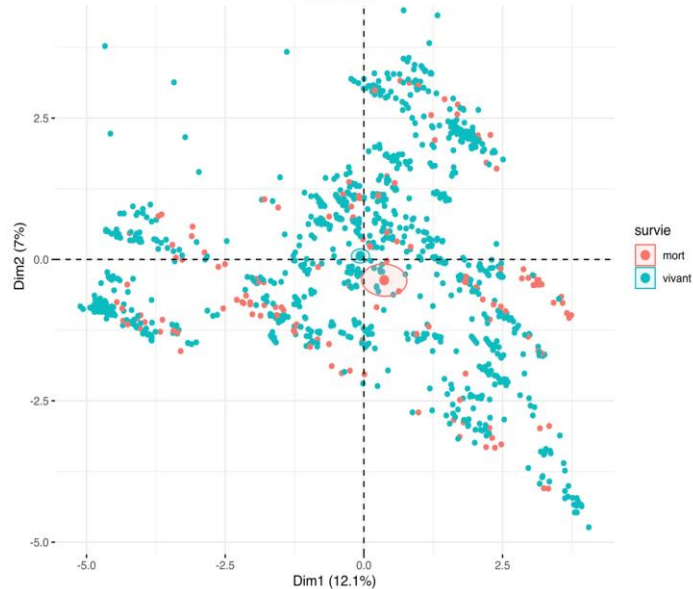
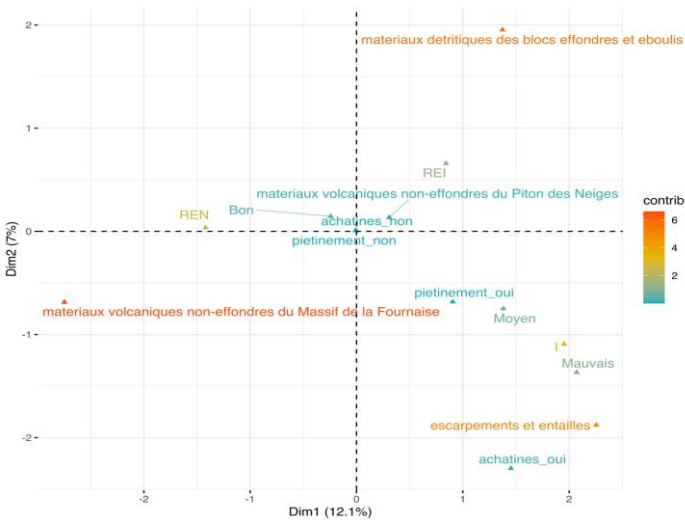
\*\* ESPECE : Etude et Sauvegarde des Plantes en Danger Critique d'Extinction

### 3.2 Survie à T+1 an



Les variables associées à la mortalité sont le mauvais état initial des plants, une pente et un ombrage élevés ainsi que les impacts de prédation, piétinement, et envahissement.

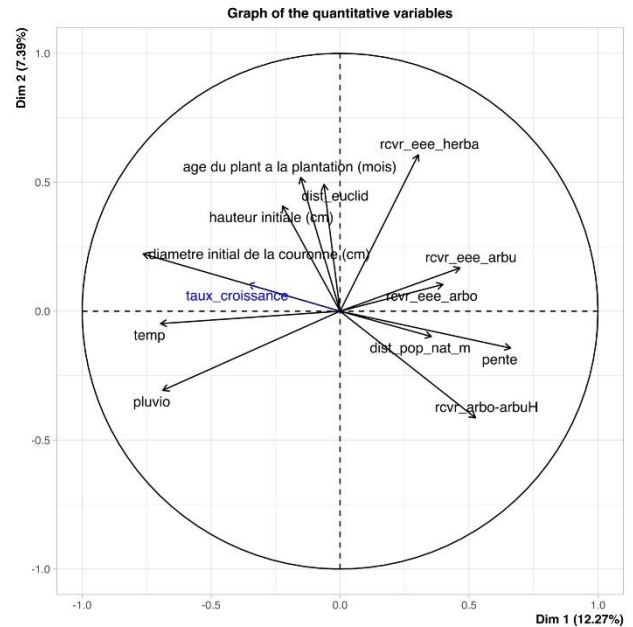
La survie est plus importante à court terme pour les opérations de renforcement.



### 3.2 Survie à T+7 ans

Les figures ne sont pas présentées dans le présent résumé. Les variables associées à la mortalité à moyen terme (T+7 ans) sont l'envahissement arboré et arbustif de la parcelle, la pente et l'ombrage. L'état initial des plants n'est plus corrélé. Une mortalité plus forte a été observée pour les cas d'introduction que pour les renforcements ou réintroduction.

### 3.3. Croissance



Les individus plantés de petite taille ont le taux de croissance le plus faible la première année. La croissance des plants liée à la pluviométrie et la température, est anti-corrélée avec la pente et l'ombrage de la parcelle.

Les opérations de réintroduction étant complexes et nécessitant un suivi sur le long terme, ces résultats suggèrent l'importance du choix du site et de la vigueur des plants à la plantation afin de maximiser les chances de succès.

### 3.4. Recrutement

Aucun recrutement issu des populations réintroduites n'a été observé. En revanche, des floraisons et fructifications ont été observées pour *Aloe macra* (T+1 an), *Carissa spinarum* (T+6 ans), *Croton mauritianus* (T+5 ans), et *Tournefortia arborescens* (T+1 an). *Hernandia mascarenensis* a été observé en fleurs pour la première fois sept ans après plantation.





### 3. Discussion

Il faut plusieurs dizaines d'années afin de conclure sur le succès d'une réintroduction. S'il est trop tôt pour prédire la viabilité à long terme des populations réintroduites, le succès à court terme peut être évalué à partir des variables de survie, croissance et reproduction. Le taux de survie après un an égal à 75 % est proche de ce qui mentionné dans la littérature pour des projets de ce type. Le suivi des plantations s'impose sur le long terme pour vérifier la survie des plants. Les premiers résultats issus de cette étude suggèrent l'importance de réintroduire des plants vigoureux, en bonne santé initiale. Si les plants ne doivent être ni trop jeunes, ni trop âgés, planter des plants de différents âges maximise les chances de succès. Par ailleurs, il est fondamental que les sites de réintroduction bénéficient d'une gestion régulière afin d'éviter la concurrence avec les espèces exotiques envahissantes. En outre, nos résultats suggèrent que si cela est possible, les renforcements sont à préférer à l'introduction en milieu naturel, ce qui avait été le cas dans les projets RHUM et ESPECE. L'effet de plusieurs paramètres non pris en compte dans cette étude reste à explorer : mycorhizes, pollinisateurs, génétique des populations.



# L'écologie de la germination au service de la restauration écologique et de la lutte contre les espèces exotiques envahissantes : étude de cinq cas d'espèces dans l'étage subalpin à La Réunion

Maëva NAZE<sup>1,2</sup>, Jean-Noël Eric RIVIERE<sup>2</sup>, Frédéric CHIROLEU<sup>2</sup>, Antoine FRANCK<sup>2</sup> et Isabelle FOCK-BASTIDE<sup>1</sup>

*Note préalable : cette présente note synthétique est une version simplifiée du contenu de la publication associée. Naze, M., Riviere, J.-N. E., Chiroleu, F., Franck, A., & Fock-Bastide, I. (2022). Seed germination of five species from the subalpine shrubland of a mountainous oceanic island with high conservation value (Reunion Island). Global Ecology and Conservation, 38, e02269. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02269>*

## 1. Introduction

Un petit nombre d'îles océaniques dans le monde abritent une végétation subalpine voire alpine (Juvik et al., 2014 ; Leuschner, 1996). À La Réunion, cet étage de végétation est souvent considéré comme le plus épargné par des impacts humains négatifs. En réalité, la persistance des espèces endémiques et l'installation des plantules peuvent être grandement perturbées, notamment suite aux incendies criminels et accidentels (Payet et al., 2015 ; Strasberg et al., 2005). À cela s'ajoutent d'autres pressions potentielles telles que des aménagements d'infrastructures, des activités touristiques qui peuvent aussi faciliter les invasions biologiques (UNESCO WHC, 2013). Malgré les enjeux de conservation de la biodiversité de cette végétation, l'écologie de la germination des espèces subalpines est très peu étudiée dans le monde et à La Réunion (Baskin & Baskin, 2014 ; Juvik et al., 2014). Or, la transition de la graine à la plantule est une étape critique pour le succès de recrutement d'une population et d'une espèce (Baskin & Baskin, 2014 ; Donohue, 2002). Si la germination d'une graine viable est bloquée, malgré des conditions considérées favorables, alors la graine est dormante (Benech-Arnold et al., 2000 ; Bewley, 1997). Pour déterminer la présence de dormance, les graines doivent être exposées à un panel large de conditions environnementales, y compris la température, qui est un facteur important pour la germination (Baskin & Baskin, 2014 ; Fernández-Pascual et al., 2021). La lumière peut aussi simuler et induire la germination (Baskin & Baskin, 2014 ; Flores et al., 2006 ; Leperlier et al., 2018). Par ailleurs, les interactions entre les phytochromes et les phytohormones sont reportées avec la régulation de l'acide abscissique (ABA) et l'augmentation de la biosynthèse des gibbérellines, en présence de lumière, pour la germination des graines (Lympieropoulos et al., 2018 ; Oh et al., 2006 ; Seo et al., 2009). À l'obscurité, l'acide gibbérellique (GA<sub>3</sub> à une concentration de 500–1000 ppm) ou d'une solution infusée de dérivés de fumée peuvent être des traitements alternatifs pour améliorer la germination (Alcorn & Kurtz, 1959 ; Ortega-Baes & Rojas-

Aréchiga, 2007 ; van Staden et al., 1995 ; Todorović et al., 2007).

En considérant les enjeux de conservation et le manque de données en écologie de la germination, notre étude avait pour objectifs :

(1) D'identifier la présence de dormance et les besoins en lumière pour la germination des graines à trois températures et deux photopériodes pour cinq espèces (*Agarista buxifolia* (Comm. ex Lam.) G. Don, *Erica reunionensis* E.G.H. Oliv., *Hubertia tomentosa* Bory, *Hypericum lanceolatum* subsp. *angustifolium* (Lam.) N. Robson et *Stoebe passerinoides* (Lam.) Willd.) ;

(2) D'évaluer si des traitements pré-germinatifs (GA<sub>3</sub> et une solution infusée de dérivés de fumée) peuvent se substituer à la lumière pour la germination des graines d'*A. buxifolia* et *E. reunionensis*.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Sites d'étude

Un transect de 12,8 km, de 1931 à 2350 m d'altitude, sur le massif de Fournaise au Sud de l'île de La Réunion (de la route du Volcan, 21° 12 33 S ; 55° 36 34 E au Pas des Sables, 21° 13 53 S ; 55° 38 55 E) a été prospecté mensuellement en 2019 et 2020. À une altitude d'environ 2200 m, sur le massif du Piton des Neiges, le site de Maïdo (21° 4 15 S ; 55° 23 13 E) à l'Ouest de l'île et celui de la Roche Écrite (21° 0 39 S ; 55° 27 36 E) au Nord ont également été prospectés ponctuellement en mai et juin 2020.

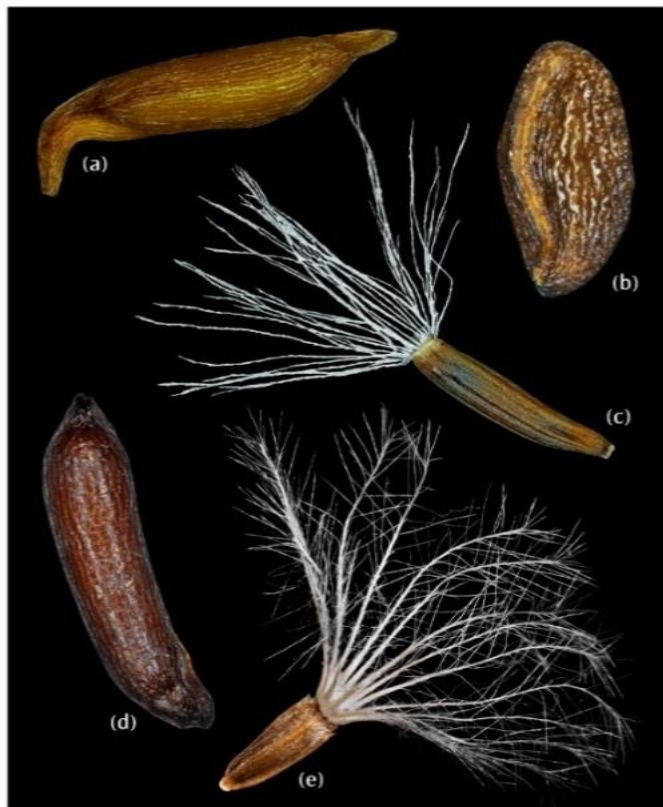
### 2.2. Récolte des semences

Des akènes ou des capsules des cinq espèces de l'étude (Figure 1 ; Tableau 1) ont été prélevés aléatoirement à la main, directement sur la plante (autorisation des autorités locales : Parc national de La Réunion). Cinq à vingt-cinq arbustes ont été sélectionnés pour l'échantillonnage, selon la disponibilité des graines. Les fruits et graines

<sup>1</sup>Université de la Réunion, UR PVBMT, F-97410 saint-Pierre, La Réunion, France

<sup>2</sup>CIRAD, UMR PVBMT, F-97410 Saint-Pierre, La Réunion, France

récoltés étaient conditionnés dans des sacs en papier pour le transport. Les graines ont été extraites et



entreposées à température ambiante (26,6 °C) pendant un à 45 jours (selon les lots) avant les tests de germination.

**Figure 1 :** Graines des espèces étudiées. (a) *Agarista buxifolia*, (b) *Erica reunionensis*, (c) *Hubertia tomentosa*, (d) *Hypericum lanceolatum* subsp. *angustifolium*, et (e) *Stoebe passerinoides*. Les caractéristiques des graines étudiées sont montrées dans le Tableau 1.

**Tableau 1 :** Caractéristiques des graines étudiées.

Lettre	Espèce	Taille des graines (mm)	Masse des graines (mg)
(a)	<i>Agarista buxifolia</i>	1,50 ± 0.19	0,052 ± 0.008
(b)	<i>Erica reunionensis</i>	0,64 ± 0.04	0,022 ± 0.003
(c)	<i>Hubertia tomentosa</i>	2,17 ± 0.31	0,140 ± 0.044
(d)	<i>Hypericum lanceolatum</i> subsp. <i>angustifolium</i>	1,0	0,060 ± 0.005
(e)	<i>Stoebe passerinoides</i>	1,24 ± 0.14	0,120 ± 0.009

Les lettres sont indiquées à la Figure 1. La taille des graines correspond à la moyenne de la plus longue dimension (± écart type). Les mesures ont été effectuées à l'aide du logiciel ImageJ 1.53e (Schneider et al., 2012) sur des planches photographiques de haute définition de 20 graines par espèce acquises à l'aide d'un microscope Multizoom AZ100 (Nikon, Japon), sauf la mesure pour *Stoebe passerinoides* avec une mesure estimée sur un cliché représentatif. La masse des graines (± écart type) a été mesurée à l'aide d'une balance de précision (lisibilité de 0,01 mg ; Sartorius, Cubis©) sur trois lots de 20 graines par espèce.

## 2.3. Tests de germination

Les graines ont été sélectionnées à l'aide d'une loupe binoculaire (Leica – Wild M3B), étant donné la petite taille des graines (Tableau 1). Des tests de germination ont été réalisés dans les laboratoires du Pôle de Protection des Plantes, à Saint-Pierre, dans le Sud de l'île de La Réunion (21° 19 16 S ; 55° 29 06 E). Les graines (cinq répétitions de 20 graines) ont été semées dans des boîtes de Pétri en plastique (60 x 15 mm, Greiner Bio-One International GmbH) sur un disque plat de coton, qui a été humidifié avec de l'eau jusqu'à saturation. En tenant compte des conditions environnementales des serres et des pépinières exploitées pour les programmes de restauration, les boîtes ont été placées dans des chambres de culture (Sanyo, MLR 350) à trois températures (15, 20 ou 25 °C), avec 80 % d'humidité relative, sous 12H de lumière (lampes fluorescentes blanches) ou à l'obscurité (dans une boîte noire). Deux traitements ont également été testés : asperger le disque de coton d'une solution d'acide gibbérellique (GA<sub>3</sub>) à 1 000 ppm (Duchefa Biochemie) ou d'eau infusée de fumée (terme simplifié en « eau de fumée ») utilisée par Leperlier et al. (2018). La germination a été détectée par l'émergence de la radicule (> 1 mm) si possible, sinon par un stade plus avancé. Les graines ont été observées chaque semaine pendant quatre semaines (seulement la deuxième et la quatrième semaine pour les boîtes noires). Les boîtes de Pétri étaient humectées si nécessaire.

## 2.4. Analyse des données

Les données ont été analysées à l'aide de R, version 4.1.2 (R Core Team, 2021 ; Wickham, 2016). Pour déterminer la présence de dormance sur les espèces tropicales, dans des conditions de température et de lumière données, un lot de semences présente des graines dormantes, si le nombre de germination cumulé (intégrant la limite supérieure de l'intervalle de confiance) est inférieure à 50 %, au bout de quatre semaines après le semis (Baskin & Baskin, 2014 ; Ng, 1978). Pour *A. buxifolia* et *E. reunionensis*, afin de comparer les conditions de germination (i.e. température, lumière et/ou traitement pré-germinatif avant le semis), un modèle linéaire (mixte) généralisé (GLM(M), package « lme4 », Bates et al., 2015), sur des données binomiales (avec une fonction de lien logit), a été réalisé, intégrant les répétitions comme effet aléatoire. Nous avons validé le GLMM après l'analyse de la table de déviance entre GLM et GLMM basée sur une distribution du Chi-deux. Nous avons testé les effets fixes par un test de déviance basé sur une distribution du Chi-deux. Nous avons utilisé le package « emmeans » (Russel, 2021) pour obtenir les moyennes marginales estimées pour les probabilités de germination et les intervalles de confiance corrigés (95 %), et pour réaliser les comparaisons deux à deux post-hoc (H0 : OR = 1), en intégrant une correction de type Bonferroni (Benjamini & Hochberg, 1995). Nous avons comparé la lumière et l'obscurité séparément (en tenant compte des interactions entre les facteurs).

### 3. Résultats

#### 3.1. Identification de la présence de dormance et des besoins en lumière pour les cinq espèces de l'étude

Les détails de l'analyse statistique sont consultables dans la publication associée.

#### 3.2. Évaluation de l'effet de l'acide gibbérellique et de l'eau fumée sur la germination à l'obscurité

Avec l'acide gibbérellique (GA<sub>3</sub>) pour *A. buxifolia*, les pourcentages finaux estimés de germination (PFEGs) (71 % à 15 °C, 79 % à 20 °C et 70% à 25 °C) n'étaient pas différents ( $P \geq 0,1695$ ). Toutes les comparaisons deux à deux pour les PFEGs avec et sans GA<sub>3</sub> pour une température donnée ont indiqué une différence ( $P < 0,0001$ ). Pour le traitement à l'eau fumée, les PFEGs à 20 °C (29 %) et 25 °C (40 %) n'étaient pas différents ( $P = 0,1277$ ), mais ils étaient différents de celui à 15 °C, 5 % ( $P < 0,0001$ ). Toutes les comparaisons deux à deux pour les PFEGs avec et sans eau fumée pour une température donnée n'ont pas indiqué de différence ( $P \geq 0,1622$ ) (Figure 2).

Avec GA<sub>3</sub> pour *E. reunionensis*, les pourcentages finaux estimés de germination (PFEGs) à 15 °C (49 %) et 20 °C (37 %) n'étaient pas différents ( $P = 0,4420$ ), mais ils l'étaient de celui à 25 °C (5,8 %,  $P \leq 0,0012$ ). À 15 °C, les PFEGs n'étaient pas différents, 27 % sans GA<sub>3</sub> et 49 % avec GA<sub>3</sub> ( $P = 0,1228$ ). À 20 °C, ils étaient différents, 0,8 % sans GA<sub>3</sub> et 37 % avec GA<sub>3</sub> ( $P = 0,0010$ ). Pour le traitement avec de l'eau de fumée, le PFEG le plus élevé était de 58 % à 15 °C. Il s'agissait également de la valeur la plus élevée pour toutes les conditions à l'obscurité. Elle était différente de celles à 20 °C et 25 °C, qui étaient proches de 0 ( $P < 0,0001$ ). À 15 °C, les PFEGs de 27 % sans eau fumée et 58 % avec eau fumée, étaient différents ( $P = 0,0216$ ). À 20 °C et 25 °C, les PFEGs avec et sans eau fumée étaient très faibles (proches de 0) et n'étaient pas différents ( $P = 1$ ) (Figure 2).

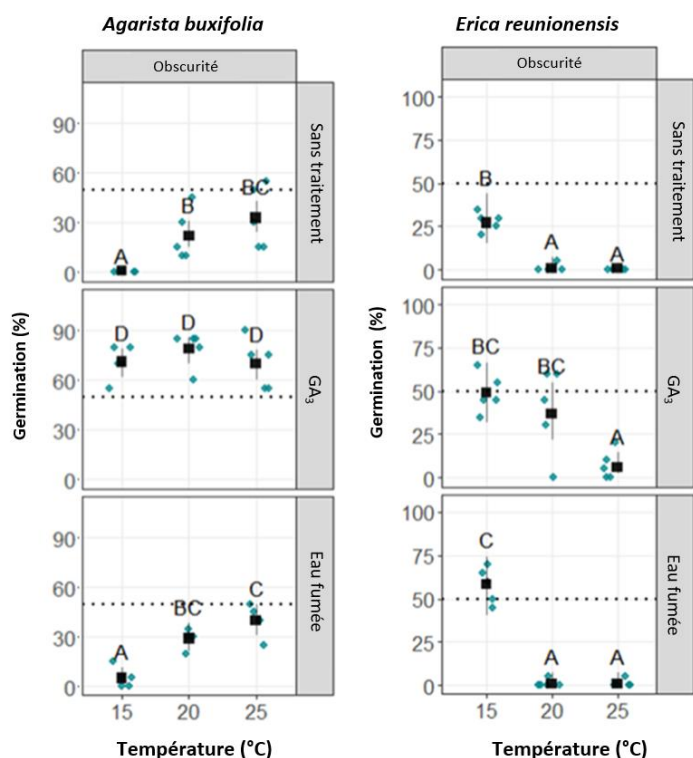


Figure 2 : Pourcentages Finaux Estimés de Germination (carrés noirs), intervalles de confiance ajustés par les modèles (lignes grises), pourcentages observés par répétition (points bleus), pour *E. reunionensis* et *A. buxifolia*.

La ligne pointillée noire représente le seuil de 50 % utilisé pour définir la dormance dans les analyses de données (Baskin & Baskin, 2014 ; Ng, 1978). Les moyennes avec la même lettre ne sont pas significativement différentes (au niveau de 95%) .

### 4. Discussion

#### 4.1. Identification de la présence de dormance et des besoins en lumière pour les cinq espèces de l'étude

Pour *Agarista buxifolia* et *Erica reunionensis* (Ericaceae), la germination des graines nécessite de la lumière. Ce trait pourrait être une stratégie adaptative pour les espèces à petites graines, afin d'assurer la germination uniquement lorsque les graines sont à la surface du sol dans les interstices (Bliss & Smith, 1985 ; Woolley & Stoller, 1978). Ces besoins en lumière peuvent varier selon la température (Heschel et al., 2007). Par exemple, pour *E. reunionensis*, le taux de germination est plus élevé à 15 °C à l'obscurité. En ce qui concerne la détection de la dormance pour ces deux espèces, le seuil de 50 % au bout de quatre semaines après le semis est atteint à la lumière aux trois températures. Par conséquent, nous supposons que les graines d'*A. buxifolia* et d'*E. reunionensis* ont une dormance physiologique non profonde, avec un état de dormance conditionnelle dans notre étude (Baskin & Baskin, 2004 ; Baskin & Baskin, 2014). En d'autres termes, les graines germent dans des conditions spécifiques, *i.e.* seulement à la lumière pour ces trois températures. Pour la multiplication de ces espèces, un semis des graines en surface est préconisé pour assurer l'accès à la lumière (Naze et al., 2022).

Pour *Stoebe passerinoides*, aucune dormance n'a été détectée pour les graines.

En revanche, pour *Hubertia tomentosa*, la température optimale pour la germination des graines est de 25 °C dans notre étude. On peut supposer la présence d'une dormance physiologique non profonde, avec un changement d'état de dormance pour *H. tomentosa*, comme pour *A. buxifolia* et *E. reunionensis* (Baskin & Baskin, 2004 ; Baskin & Baskin, 2014). Par ailleurs, les exigences en température semblent plus importantes pour *H. tomentosa* (probablement 25 °C) que pour *A. buxifolia* et *E. reunionensis*.

Pour *Hypericum lanceolatum* subsp. *angustifolium* (Hypericaceae), il est probable que les graines présentent une dormance physiologique, en se basant également sur la littérature scientifique sur d'autres *Hypericum* (Campbell, 1985 ; Çirak et al., 2007).



## 4.2. Évaluation de l'effet de l'acide gibbérellique et de l'eau fumée sur la germination à l'obscurité

En vue d'optimiser la germination en pépinière à des fins de restauration écologique ou de revégétalisation, l'acide gibbérellique (GA<sub>3</sub> à 1000 ppm) pourrait se substituer à la lumière pour la germination des graines d'*A. buxifolia* et d'*E. reunionensis*, sauf à 25 °C pour cette dernière. Ainsi, l'effet de GA<sub>3</sub> est différent selon la température. L'importance des gibbérellines et de la température est également soulignée pour la germination des graines d'une autre Ericaceae, *E. junonia* (Small et al., 1982). Pour expliquer cela, y compris l'absence de germination pour *E. reunionensis* à 25°C, notre hypothèse est basée sur la régulation des gibbérellines par l'interaction entre la qualité de la lumière, le phytochrome et la température (Dechaine et al., 2009 ; Lympelopoulos et al., 2018, Oh et al., 2006 ; Seo et al., 2009).

Par ailleurs, en présence d'eau fumée, la germination des graines peut être affectée différemment, c'est-à-dire une amélioration, une inhibition ou aucun effet, selon l'espèce (Brown & Botha, 2004 ; Schwilk & Zavala, 2012). Dans notre étude, à l'obscurité, aucun effet majeur de l'eau fumée n'a été observé, sauf une amélioration à 15 °C pour *E. reunionensis*. La germination des graines peut également dépendre de la composition et de la concentration de l'extrait de fumée et de l'espèce (Brown, 1993). En ce qui concerne l'eau de fumée dans notre étude, nous savons que le cyanure, un composé qui peut améliorer la germination, n'était pas présent (Brown et van Staden, 1997 ; Chiwocha et al., 2009, Kulkarni et al., 2007 ; Leperlier et al., 2018). Il serait intéressant d'identifier les composés chimiques dans l'eau de fumée de notre étude et de tester une autre eau de fumée produite par la combustion d'espèces subalpines à La Réunion.

## 4.3. Implications dans un contexte de restauration écologique et de lutte contre les espèces exotiques envahissantes

Une étude supervisée par le Parc national au Maïdo a montré que la couverture végétale post-incendies par les espèces exotiques tend à augmenter par rapport à celle des espèces endémiques, dont *E. reunionensis* (Payet et al., 2015). Ces résultats concordent avec les données de germination des graines acquises dans notre étude sur les besoins en lumière. Dans les zones non impactées par les incendies, *E. reunionensis* domine, tandis que dans les zones touchées, même avec un faible impact, *E. reunionensis* présente un couvert réduit. Cela s'explique par la présence importante d'espèces, telles que *Pteridium aquilinum* et *Ulex europaeus*, qui privent les graines de lumière, nécessaire à la germination. En particulier, *U. europaeus*, l'une des 100 espèces les plus envahissantes au monde, semble être plus compétitive que les espèces indigènes de l'île de La Réunion (Lowe et al., 2000). Cette espèce présente des graines à dormance physique, mais celles de l'île de La Réunion sont plus aptes à germer sans scarification (Udo et al., 2017). Ainsi, cela renforce le fait que la lutte contre les espèces exotiques envahissantes commence dès la détection précoce et l'élimination anticipée des plantules, qui impactent la germination des espèces subalpines à petites graines.

Par ailleurs, la lutte contre les espèces exotiques peut faire partie intégrante des opérations de restauration écologique ou revégétalisation. Or, planter massivement des espèces indigènes et endémiques de La Réunion peut se heurter à des verrous lors de la multiplication des espèces (*i.e.* comment récolter, conserver, faire germer les graines et obtenir des plants). Cette étude a permis d'acquérir des données scientifiques associées à ces problématiques. D'une part, préalablement, des données botaniques sur les espèces étudiées ont été acquises permettant l'identification et la récolte des fruits et/ou graines sur le terrain (Naze, 2022). D'autre part, les données sur la germination d'*E. reunionensis*, *H. tomentosa*, *H. lanceolatum* subsp. *angustifolium* et de *S. passerinoides* ont été valorisées dans le cadre de l'élaboration de l'ouvrage-outil « Multiplication de 16 plantes indigènes et endémiques d'intérêt mellifère – île de La Réunion » (Naze et al., 2022). Il a été réalisé pour le projet ENDEMIEL de la commune du Tampon, qui ambitionne de planter plus de 61 000 arbres et arbustes sur 36 km de 400 à 1600 mètres d'altitude, le long d'un itinéraire routier existant « la route mellifère » et au sein de quatre jardins dits « endémiques » (UMR PVBMT, 2019).

## 5. Remerciements

Cette recherche a été cofinancée par l'Union européenne : Fonds européen de développement régional (FEDER), par le Conseil régional de La Réunion et par le Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD). Les auteurs remercient grandement la Plateforme de Protection des Plantes (3P, IBISA). Nous remercions les étudiants de l'Université de La Réunion, en particulier Mikael STAHL et Houmadi ISSOUFI pour leur contribution. Nous remercions également Anna DOIZY et Thuy Trang CAO pour leur aide dans les analyses de données, Edith GAROT pour les conseils sur ImageJ. Nous remercions également les deux reviewers anonymes pour leurs recommandations pour la révision de la publication associée dans *Global Ecology and Conservation*.

## 6. Références

- Alcorn, S. M., & Kurtz, E. B. (1959). Some factors affecting the germination of seed of the saguaro cactus (*Carnegiea gigantea*). *American Journal of Botany*, 46(7), 526–529. <https://doi.org/10.1002/J.1537-2197.1959.TB07045.X>
- Baskin, C. C., & Baskin, J. M. (2014). Seeds: Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/C2013-0-00597-X>
- Baskin, J. M., & Baskin, C. C. (2004). A classification system for seed dormancy. *Seed Science Research*, 14(01), 1–16. <https://doi.org/10.1079/SSR2003150>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. <https://doi.org/doi:10.18637/jss.v067.i01>
- Benech-Arnold, R. L., Sánchez, R. A., Forcella, F., Kruk, B. C., & Ghera, C. M. (2000). Environmental control of dormancy in

- weed seed banks in soil. *Field Crops Research*, 67(2), 105–122. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(00\)00087-3](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(00)00087-3)
- Benjamini, Y., and Hochberg, Y. (1995). Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society Series B*, 57, 289–300. doi: 10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x. <https://www.jstor.org/stable/2346101>.
- Bewley, J. (1997). Seed Germination and Dormancy. *The Plant Cell*, 9(7), 1055–1066. <https://doi.org/10.1105/tpc.9.7.1055>
- Bliss, D., & Smith, H. (1985). Penetration of light into soil and its role in the control of seed germination. *Plant, Cell & Environment*, 8(7), 475–483. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1985.tb01683.x>
- Brown, N. A. C. (1993). Promotion of germination of fynbos seeds by plant-derived smoke. *New Phytologist*, 123(3), 575–583. <https://doi.org/10.1111/J.1469-8137.1993.TB03770.X>
- Brown, M., & Botha, P. A. (2004). Smoke seed germination studies and a guide to seed propagation of plants from the major families of the Cape Floristic Region, South Africa. *South African Journal of Botany*, 70(4), 559–581. [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)30194-0](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30194-0)
- Brown, N. A. C., & van Staden, J. (1997). Smoke as a germination cue: A review. *Plant Growth Regulation*, 22(2), 115–124. <https://doi.org/10.1023/A:1005852018644>
- Campbell, M. H. (1985). Germination, emergence and seedling growth of *Hypericum perforatum* L. *Weed Research*, 25(4), 259–266. <https://doi.org/10.1111/J.1365-3180.1985.TB00643.X>
- Cerabolini, B., Andreis, R. D., Ceriani, R. M., Pierce, S., & Raimondi, B. (2004). Seed germination and conservation of endangered species from the Italian Alps: *Physoplexis comosa* and *Pri-mula glaucescens*. *Biological Conservation*, 117(3), 351–356. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2003.12.011>
- Chiwocha, S. D. S., Dixon, K. W., Flematti, G. R., Ghisalberti, E. L., Merritt, D. J., Nelson, D. C., Riseborough, J. A. M., Smith, S. M., & Stevens, J. C. (2009). Karrikins: A new family of plant growth re-gulators in smoke. *Plant Science*, 177(4), 252–256. <https://doi.org/10.1016/J.PLANTSCI.2009.06.007>
- Çirak, C., Kevseroğlu, K., & Ayan, A. K. (2007). Breaking of seed dormancy in a Turkish endemic *Hypericum* species: *Hypericum aviculariifolium* subsp. *depilatum* var. *depilatum* by light and some pre-soaking treatments. *Journal of Arid Environments*, 68(1), 159–164. <https://doi.org/10.1016/J.JA-RIDENV.2006.03.027>
- Dechaine, J. M., Gardner, G., & Weinig, C. (2009). Phytochromes differentially regulate seed germination responses to light qua- lity and temperature cues during seed maturation. *Plant, Cell & Environment*, 32(10), 1297–1309. <https://doi.org/10.1111/J.1365-3040.2009.01998.X>
- Donohue, K. (2002). Germination Timing Influences Natural Se-lection on Life-History Characters in *Arabidopsis thaliana*. *Ecology*, 83(4), 1006–1016. <https://doi.org/10.2307/3071909>
- Fernández-Pascual, E., Carta, A., Mondoni, A., Cavieres, L., Ros-bakh, S., Venn, S., Satyanti, A., & Guja, L. (2021). The seed ger- mination spectrum of alpine plants: A global meta-analysis. *New Phytologist*, 2021(6), 3573–3586. <https://doi.org/10.1111/nph.17086i>
- Flores, J., Jurado, E., & Arredondo, A. (2006). Effect of light on germination of seeds of Cactaceae from the Chihuahuan Desert, Mexico. *Seed Science Research*, 16(2), 149-155. <https://doi.org/10.1079/SSR2006242>
- Heschel, M. S., Selby, J., Butler, C., Whitelam, G. C., Sharrock, R. A., & Donohue, K. (2007). A new role for phytochromes in tem-perature-dependent germination. *New Phytologist*, 174(4), 735–741. <https://doi.org/10.1111/J.1469-8137.2007.02044.X>
- Juvik, J., Kueffer, C., Juvik, S., & Nagata, S. (2014). Introduction—Losing the High Ground: Rapid Transformation of Tropical Island Alpine and Subalpine Environments. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 46(4), 705–708. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-46.4.705>
- Kulkarni, M. G., Sparg, S. G., & van Staden, J. (2007). Germination and post-germination response of *Acacia* seeds to smoke-water and butenolide, a smoke-derived compound. *Journal of Arid En-vironments*, 69(1), 177–187. <https://doi.org/10.1016/J.JA-RIDENV.2006.09.001>
- Leperlier, C., Riviere, J. N. E., Allibert, A., Dessauw, D., Lacroix, S., & Fock-Bastide, I. (2018). Overcoming dormancy and light requi- rements in seeds of *Heteropogon contortus*, a target species for savanna restoration. *Ecological Engineering*, 122, 10–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.017>
- Leuschner, C. (1996). Timberline and alpine vegetation on the tropical and warm-temperate oceanic islands of the world: Ele- vation, structure and floristics. *Plant Ecology*, 123, 193-206.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database [First published as special lift-out in Aliens 12, December 2000. Updated and reprinted version: November 2004.]. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commis- sion (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).
- Lymperopoulos, P., Msanne, J., & Rabara, R. (2018). Phyto- chrome and phytohormones: Working in tandem for plant growth and development. *Frontiers in Plant Science*, 9, 1037. Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01037>
- Naze M., (2022). Ecologie des semences pour la reconquête de la biodiversité insulaire tropicale : étude de quatre espèces indi- gènes et de trois espèces endémiques de La Réunion dans diffé- rents étages de végétation. Thèse de doctorat, Université de La Réunion.
- Naze M., Riviere E. & Franck A., (2022). Multiplication de 16 plantes indigènes et endémiques d'intérêt mellifère, Île de La Ré-union. Commune du Tampon, CIRAD, UMR PVBMT, 106 p. <https://doi.org/10.18167/agritrop/00689>
- Ng, F. S. P. (1978). Strategies of establishment in Malayan forest trees. In Baskin, C. C., & Baskin, J. M. (2014). Seeds: Ecology, Bio-geography, and, Evolution of Dormancy and Germination. Else- vier Inc. <https://doi.org/10.1016/C2013-0-00597-X>
- Oh, E., Yamaguchi, S., Kamiya, Y., Bae, G., Chung, W.-I., & Choi, G. (2006). Light activates the degradation of PIL5 protein to pro-mote seed germination through gibberellin in *Arabidopsis*. *Plant Journal*, 47(1), 124–139. <https://doi.org/10.1111/j.1365-313X.2006.02773.x>
- Ortega-Baes, P., & Rojas-Aréchiga, M. (2007). Seed germination of *Trichocereus terscheckii* (Cactaceae): Light, temperature and gibberellic acid effects. *Journal of Arid Environments*, 69(1), 169–176. <https://doi.org/10.1016/J.JARIDENV.2006.09.009>
- Payet, G., Barbarin, G., & Mercier, M. (2015). Suivi scientifique des zones incendiées en coeur de Parc national et gestion des es- pèces exotiques envahissantes: Stratégies, bilans et perspec- tives. Actes du séminaire des Gestionnaires de la Conservation de la Biodiversité à La Réunion GECOBIO 1, Parc national de La Réunion, 26–31.

- R Core Team. (2021). A language and environment for statistical computing. Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Razmjoo, K., Khodaeian, N., Razzazi, A., & Askari, E. (2009). Breaking Seed Dormancy of *Clematis ispahanica* Bioss. A Medicinal Plant of Iran. *Seed Technology*, 31(1), 101–107.
- Russel, V. L. (2021). Emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.6.1. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- Schneider, C. A., Rasband, W. S., & Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9(7), 671–675. <https://doi.org/doi:10.1038/nmeth.2089>
- Schwilk, D. W., & Zavala, N. (2012). Germination response of grassland species to plant-derived smoke. *Journal of Arid Environments*, 79, 111–115. <https://doi.org/10.1016/J.JARIDENV.2011.12.002>
- Seo, M., Nambara, E., Choi, G., & Yamaguchi, S. (2009). Interaction of light and hormone signals in germinating seeds. *Plant Mol. Biol.*, 69, 463. <https://doi.org/10.1007/s11103-008-9429-y>
- Small, J. G. C., Robbertse, P. J., Grobbelaar, N., & Badenhorst, C. M. (1982). The effect of time of application and sterilization method of gibberellic acid, and temperature on the seed germination of *Erica junonia*, an endangered species. *South African Journal of Botany*, 1(4), 139–141. [https://doi.org/10.1016/S0022-4618\(16\)30164-4](https://doi.org/10.1016/S0022-4618(16)30164-4)
- Strasberg, D., Rouget, M., Richardson, D. M., Baret, S., Dupont, J., & Cowling, R. M. (2005). An Assessment of Habitat Diversity and Transformation on La Réunion Island (Mascarene Islands, Indian Ocean) as a Basis for Identifying Broad-scale Conservation Priorities. *Biodiversity & Conservation* 14:12, 14(12), 3015–3032. <https://doi.org/10.1007/S10531-004-0258-2>
- Todorović, S., Živković, S., Giba, Z., Grubišić, D., & Mišić, D. (2007). Basic seed germination characteristics of the endemic species *Nepeta rtanjensis* (Lamiaceae). *Plant Species Biology*, 22(3), 205–210. <https://doi.org/10.1111/j.1442-1984.2007.00193.x>
- Udo, N., Tarayre, M., & Atlan, A. (2017). Evolution of germination strategy in the invasive species *Ulex europaeus*. *Journal of Plant Ecology*, 10(2), 375–385. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw032>
- UMR PVBMT. (2019). Endémiel / Principaux projets—UMR PVBMT. Unité Mixte de Recherche, Peuplements Végétaux et Bioagresseurs En Milieu Tropical. <https://umr-pvbmt.cirad.fr/principaux-projets/endemiel> UNESCO WHC. (2013). Decisions adopted by the world heritage committee at its 37 th session (PHNOM PENH, 2013) (p. 249). <https://whc.unesco.org/archive/2013/whc13-37com-20-en.pdf>
- van Staden, J., Jiiger, A. K., & Strydom, A. (1995). Interaction between a plant-derived smoke extract, light and phytohormones on the germination of light-sensitive lettuce seeds. *Plant Growth Regulation* (Vol. 17, pp. 213–218). Kluwer Academic Publishers.
- Wickham, H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.
- Woolley, J. T., & Stoller, E. W. (1978). Light Penetration and Light-induced Seed Germination in Soil. *Plant Physiology*, 61(4), 597–600. <https://doi.org/10.1104/pp.61.4.597>



# Dynamique spatio-temporelle des plantes invasives à La Réunion

Roxane LHORSET<sup>1,2</sup>, Mathieu ROUGET<sup>1,2</sup>, Danny LO SEEN<sup>1,3</sup>, Mathieu CASTETS<sup>1,3</sup>, Pauline FENOULLAS<sup>1,4</sup>, Cédric AJAGUIN SOLEYEN<sup>1,2</sup>, Margot CAUBIT<sup>5</sup> et Hugo TREUIL-DUSSOUET<sup>1,2</sup>

## Résumé :

Invasive plant species represent a major threat to biodiversity especially in insular systems. In 2017, the IUCN warned about the preoccupying state of the Reunion Island conservation level. As a result, the department established a workshop gathering all the actors of the weeds management. A first assessment of the invasion degree was realised with a common effort through Pauline Fenouillas thesis work. The following PhD is a part of this “research-action” partnership and the “dynamic project” started between the Reunion National Park and the Table Mountain National Park (South Africa). The main objective of this PhD is to model the spatiotemporal dynamics of invasive plant species on the Reunion Island. We selected around twenty species to model, according to a decision tree based on invasiveness indicators and the occupied surface inside protected areas. In order to process several species

altogether, we developed a “generalist model” based on the Ocelet working language. A function for each stage of the plant life has been developed. Each can be selected or not according to the studied plant species properties. For each species, specific biological parameters (such as plant life duration, maturation age or seed production number for example) and the Species Distribution Model (SDM) are required. The simulation can also take into account different scenarios, such as climate change or cleaning actions. Previous work on *Hiptage benghalensis* was done by Thomas Cedat during his internship, which illustrate very well the prediction potential of Ocelet models. This PhD will also be focused on field dynamics following Mac Donalds’s records and the effect of the climate change on invasive plant species in partnership with the Table Mountain National Park.

---

<sup>1</sup> CIRAD

<sup>2</sup> UMR PVBMT

<sup>3</sup> UMR TETIS

<sup>4</sup> Université de La Réunion

<sup>5</sup> Parc national de La Réunion



# Vers l'émergence d'une banque de semences d'espèces indigènes à La Réunion

Rosa MARTEAU<sup>1</sup>, Bruno TREBEL<sup>1</sup>, Dominique OUDIN<sup>1</sup> et Sandrine GILSON<sup>2</sup>

## Résumé :

L'île de la Réunion présente aujourd'hui un ensemble d'enjeux environnementaux : l'érosion continue de sa biodiversité, la pression constante des espèces exotiques invasives au sein de l'écosystème et l'absence du patrimoine naturel réunionnais dans les paysages et aménagements urbains. De plus, depuis quelques années, on constate une augmentation de la pression de prélèvement des espèces indigènes dans les milieux naturels. C'est dans ce contexte que le plan « 1 million d'arbres pour la Réunion » est né : il s'agit d'une initiative départementale socio-écologique et économique visant à replanter et valoriser les essences endémique et indigène sur l'ensemble du territoire. Ce projet nécessite des moyens importants, d'une part pour végétaliser les milieux urbains, les milieux dégradés et d'autre part appuyer les actions de restauration écologique dans les Espaces Naturels Sensibles (ENS). Le département a donc décidé de se doter d'un outil de centralisation et de stockage des semences indigènes pour alimenter les productions nécessaires à la réalisation du projet. Cet engagement départemental revêt un double enjeu : développer une ressource semencière d'espèces indigènes tracée et limiter les prélèvements en milieu naturel tout en accompagnant des plantations représentant la diversité

génétique de la flore réunionnaise et respectant les origines géographiques des espèces.

Une mission de préfiguration est actuellement en cours et s'achèvera en mai 2023. Le CBN-CPIE Mascarin a été sollicité pour assister techniquement et scientifiquement la collectivité dans son projet.

La banque de semence départementale porte plusieurs objectifs :

1. coordonner les récoltes *in et/ou ex situ*,
2. gérer la centralisation des lots de semences,
3. assurer la traçabilité des semences réceptionnées,
4. organiser la mise à disposition des semences auprès des producteurs

Cette unité de stockage est localisée sur le site des Colimaçons au sein du jardin botanique de Mascarin à Saint-Leu. Elle se compose d'un espace destiné au tri/nettoyages des semences, d'une chambre de stockage au froid positif et d'une salle sèche. Les agents de la BSD rédigent actuellement le cahier des charges technique et fonctionnel. Ils établissent les procédures de chacune des étapes (récolte, tri/nettoyage, stockage et mise à disposition). Afin d'assurer le suivi et l'accès aux données, une solution logicielle est actuellement en cours de développement.



<sup>1</sup> CBN-CPIE Mascarin

<sup>2</sup> CD 974

# Stratégie de conservation ex situ de la flore vasculaire menacée d'extinction de La Réunion

Camille DANGER<sup>1,2</sup>, Christophe LAVERGNE<sup>1</sup>, Bertrand MALLET<sup>1,3</sup> et Dominique OUDIN<sup>1</sup>

## 1. Contexte et enjeux

Le contexte biogéographique des îles Mascareignes a engendré une flore présentant un haut niveau d'endémisme. L'archipel des Mascareignes, et La Réunion en particulier, font aujourd'hui face à un niveau de menaces sans précédent. L'archipel est d'ailleurs aujourd'hui intégré à un hotspot mondial de biodiversité, celui de la zone sud-ouest de l'océan Indien dont font partis Madagascar, les Seychelles, les Comores, les Îles Eparses et les Chagos. Sa reconnaissance en tant que hotspot de biodiversité à l'échelle planétaire induit une grande responsabilité de la France et la nécessité de pouvoir engager les moyens nécessaires à la préservation de sa biodiversité.

Parmi les 898 espèces indigènes qui composent la flore vasculaire de La Réunion, 284 taxons indigènes (ou probablement indigènes) sont menacés d'extinction selon les critères établis par l'UICN (UICN France, MNHN, FCBN & CBNM 2010). Ces taxons sont dispersés sur l'ensemble du territoire de La Réunion et se trouvent dans tous les étages de végétation de l'île.

Face à ces enjeux de conservation de la flore indigène, le rôle du CBN-CPIE Mascarin s'articule autour de cinq Missions d'Intérêt Général définies par le *Décret n° 2021-762 du 14 juin 2021 relatif aux CBN* (Ministère de la Transition Ecologique 2021) dans le cadre de son agrément « CBN » :

- 1) La connaissance ;
- 2) La gestion et la diffusion de l'information ;
- 3) La conservation ;
- 4) L'appui technique et l'expertise ;
- 5) L'information, la communication et la sensibilisation.

La conservation *ex situ* de plantes mise en œuvre par le CBN-CPIE Mascarin sur son territoire d'agrément fait donc partie intégrante de la 3<sup>ème</sup> mission et est décrite comme suit :

*« 3<sup>o</sup> Contribution à la gestion conservatoire de la flore, de la fonge, des ressources phytogénétiques sauvages, des végétations, des habitats et des espaces, et à la restauration écologique. A ce titre, les CBN :*

*a) Apportent un appui à l'Etat, aux collectivités territoriales et à leurs groupements, ainsi qu'à leurs établissements, et aux gestionnaires d'espaces, pour la conservation in situ et la restauration écologique des habitats ainsi que du patrimoine végétal et fongique ;*

*b) Assurent la conservation ex situ de matériel végétal et fongique, notamment à travers la gestion de collections conservatoires et de banques de graines et autres diaspores ; »*

Ainsi, le CBN-CPIE Mascarin, en complément de sa contribution aux actions de conservation *in situ* sur la flore menacée, est tenu d'assurer la conservation *ex situ* de l'ensemble des espèces végétales menacées de La Réunion en mettant en place des collections en arboretum et en banque de graines. Pour cela, la première étape que s'est fixé le CBN-CPIE Mascarin est la rédaction d'une stratégie de conservation *ex situ*. La présente note décrit les objectifs, les étapes et les outils de cette stratégie.

## 2. Rôle de la conservation ex situ et articulation avec la conservation in situ

La conservation *ex situ* (« hors site ») est un ensemble de techniques de conservation impliquant le transfert d'individus d'un taxon cible hors de son habitat d'origine. C'est l'une des deux stratégies de conservation de base, avec la conservation *in situ*.

Les principaux objectifs des collections *ex situ* sont le sauvetage et la préservation de taxons dont les populations sauvages ne sont plus viables et sont en voie d'extinction afin d'obtenir des copies de sauvegarde sécurisées et représentatives de la diversité génétique.

La conservation *ex situ* est une approche complémentaire à la conservation *in situ* (et non une alternative). En effet, les individus ou diaspores stockés *ex situ* peuvent servir à produire des plants en vue de leur réimplantation en milieu naturel. On parle alors d'introduction, de réintroduction, de renforcement de populations ou de relocalisation.

Pour remplir cette mission de conservation *ex situ* de la flore menacée, le CBNM s'est fixé deux grands objectifs complémentaires : mettre en place et animer un réseau d'arboretums conservatoires sur l'ensemble de l'île et développer une banque de semences conservatoire. La priorité est mise sur les taxons menacés (catégories UICN CR/EN/VU) endémiques de La Réunion (n = 92) et des Mascareignes (n = 49)

<sup>1</sup> Conservatoire Botanique National et Centre Permanent d'Initiatives pour l'Environnement de Mascarin (CBN-CPIE Mascarin)

<sup>2</sup> [cdanger@cbnm.org](mailto:cdanger@cbnm.org)

<sup>3</sup> [bmallet@cbnm.org](mailto:bmallet@cbnm.org)

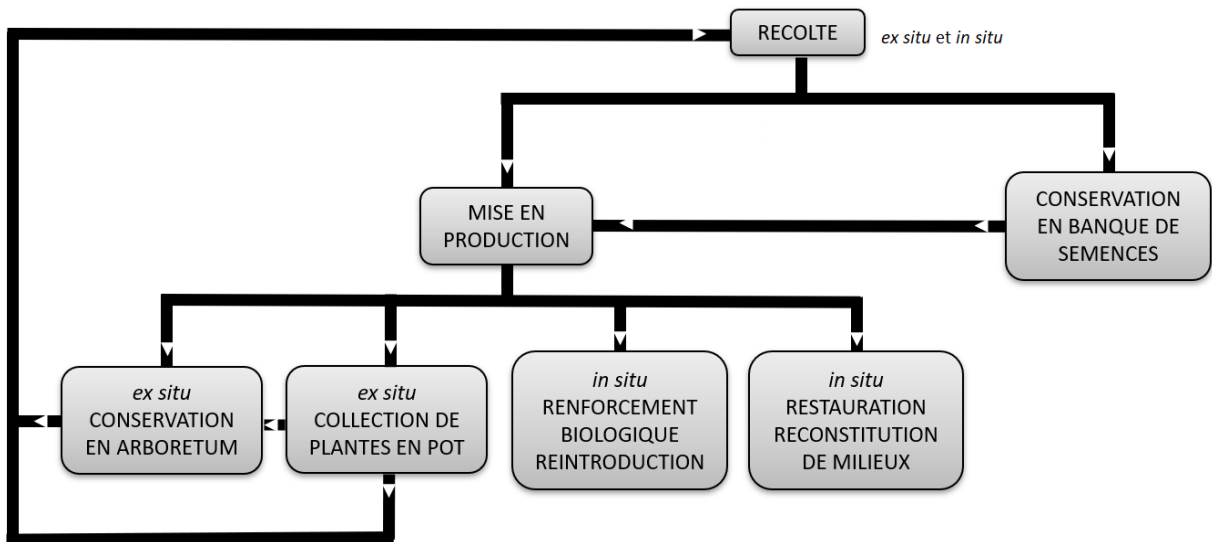


Figure 1: Schéma récapitulant les différentes étapes de la conservation de la flore menacée

### 3. Mise en place d'un réseau d'arboretums conservatoires

Les arboretums conservatoires sont des collections en pleine terre de taxons indigènes et endémiques rares et menacés dont l'origine géographique des pieds mères sauvages est connue. Ils sont destinés à accueillir des « copies de sauvegarde » des populations sauvages et ainsi préserver la diversité génétique des taxons végétaux menacés d'extinction. Ils constituent des collections conservatoires *ex situ* de référence, utiles non seulement aux opérations de conservation *in situ* mais aussi à l'acquisition de connaissances sur la biologie et l'écologie des taxons ainsi qu'à l'apprentissage et la découverte de la botanique en tant que support pédagogique pour tout public.

La création d'un réseau d'arboretums conservatoires à

l'échelle de l'île constitue un outil de conservation novateur car il intégrera l'ensemble des conditions bioclimatiques existant à La Réunion en installant les collections dans des environnements en adéquation avec les besoins naturels des taxons et des populations à conserver (Volis 2017). Pour cela, des zones écologiques conservatoires sont définies en croisant les limites des bassins versants et celles des étages de végétation (Figure 2). L'objectif est d'offrir aux différentes populations de taxons menacés des conditions favorables à leur développement tout en préservant leur diversité et leur structuration génétique. En procédant de cette manière, cela permettra ainsi de conserver au maximum le potentiel adaptatif des taxons face aux variations de l'environnement (changements climatiques globaux, introduction de pathogènes, ...).

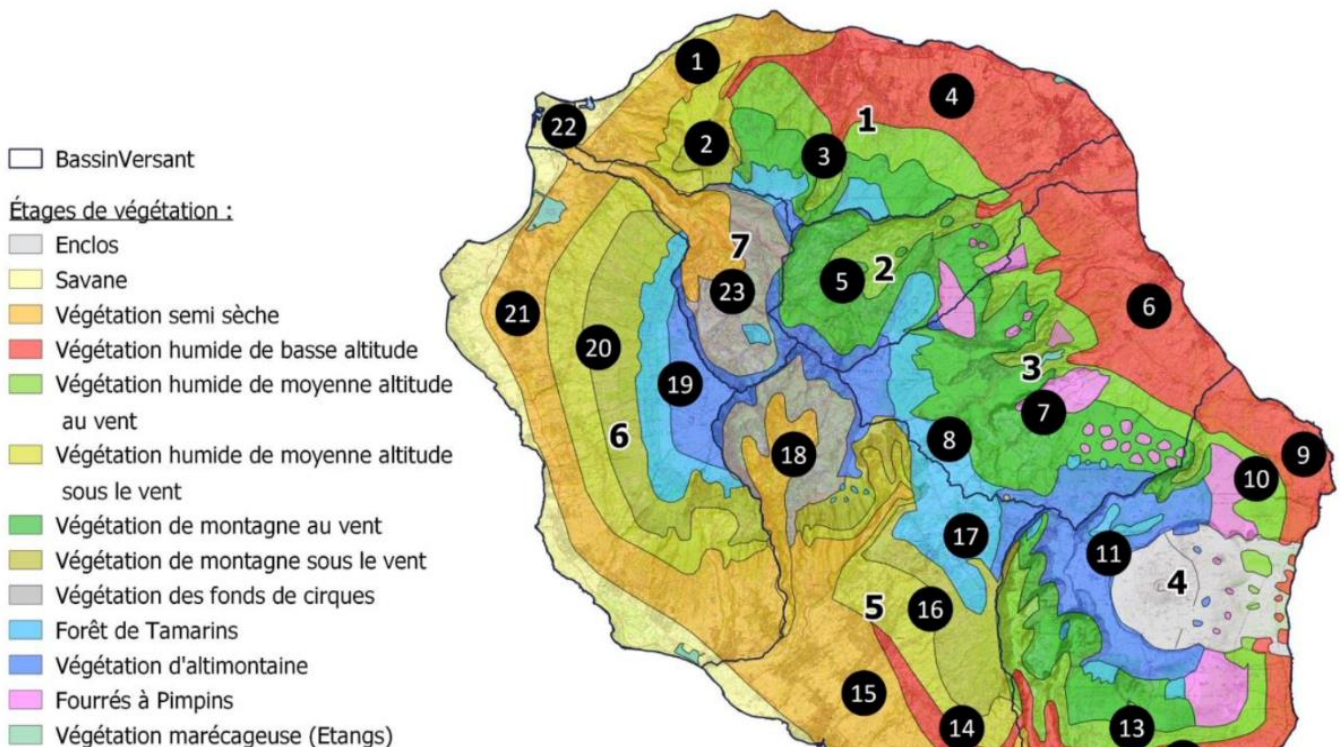


Figure 2 : Carte des zones écologiques conservatoires (ronds noirs) réparties selon le croisement des bassins versants et des étages de végétation

La première vocation étant la conservation des taxons menacés prioritaires, différents critères doivent être remplis pour qu'un arboretum intègre le réseau d'arboretums conservatoires :

- Le site hébergeant l'arboretum doit être foncièrement maîtrisé avec un engagement du propriétaire qu'il soit public ou privé,
- Les plants doivent bénéficier d'un entretien et d'un suivi de manière permanente,
- La traçabilité stricte des plants doit être respectée c'est-à-dire que l'origine sauvage de chaque plant doit être connue et enregistrée à la fois dans une base de données (tenue par le CBNM), sur le plant par un étiquetage et sur un plan détaillé de la collection,
- Le site doit être accessible, suffisamment grand pour accueillir les taxons et populations cibles de la zone concernée avec idéalement un accès sécurisé.

Aujourd'hui, il existe une cinquantaine d'arboretums à l'échelle de l'île avec lesquels le CBNM a travaillé. Certains d'entre eux remplissent tout ou partie des critères présentés ci-dessus (Mascarin Jardin Botanique de La Réunion, siège ONF Réunion, Lycée agricole de Saint-Paul, centre pénitentiaire du Port, etc.) mais sont pour la plupart situés dans la zone sèche de l'île et sont donc voués à héberger les taxons de la végétation xérophile. En outre, le nombre de localités sauvages représentées ainsi que le nombre de spécimens conservés reste faible et non représentatif de la diversité naturelle. A titre d'exemple, à Mascarin, seulement 36 taxons menacés sont représentés par des individus tracés avec deux accessions en moyenne par taxon (une accession correspondant à une récolte). Les taxons actuellement en arboretum sont quasi-exclusivement des ligneux.

#### 4. Développement d'une banque de semences conservatoire

Les taxons menacés peuvent être conservés *ex situ* non seulement sous forme de pieds mères semenciers en arboretum, mais aussi pour les taxons tropicaux à semences orthodoxes (ayant la capacité d'être déshydratées pour être stockées au froid à long terme), en banque de semences. Ces deux systèmes de conservation sont complémentaires. La banque de semences nécessite un espace beaucoup moins important que les surfaces occupées par les arboretums ce qui permet de pouvoir conserver plus facilement de nombreuses semences issues de différents semenciers sauvages et ainsi préserver la diversité génétique intraspécifique des taxons menacés.

Le CBNM s'est donc doté d'un espace exclusivement dédié au stockage de semences et à l'étude de la biologie de la conservation des semences des taxons menacés. Cet espace est composé de dessiccateurs, de chambres de culture, d'une chambre froide, de paillasse et de matériel d'observation. Les taxons menacés à conserver au sein de la banque de semences conservatoires sont,

dans l'ordre de priorité, (1) ceux présentant des semences orthodoxes et intermédiaires, (2) ceux ayant très peu d'individus sauvages (moins de 50), (3) ceux ayant une ou deux populations sauvages et (4) ceux ayant plusieurs populations sauvages et des effectifs relativement importants.

Le fonctionnement de la banque de semences conservatoire, de la récolte au renouvellement des accessions ou l'utilisation des lots pour la conservation *in situ* ou la production de plants pour l'*ex situ* est présenté Figure 3. Aujourd'hui, la banque de semences conservatoire du CBNM héberge 118 taxons représentés par 257 accessions dont 56 taxons menacés.

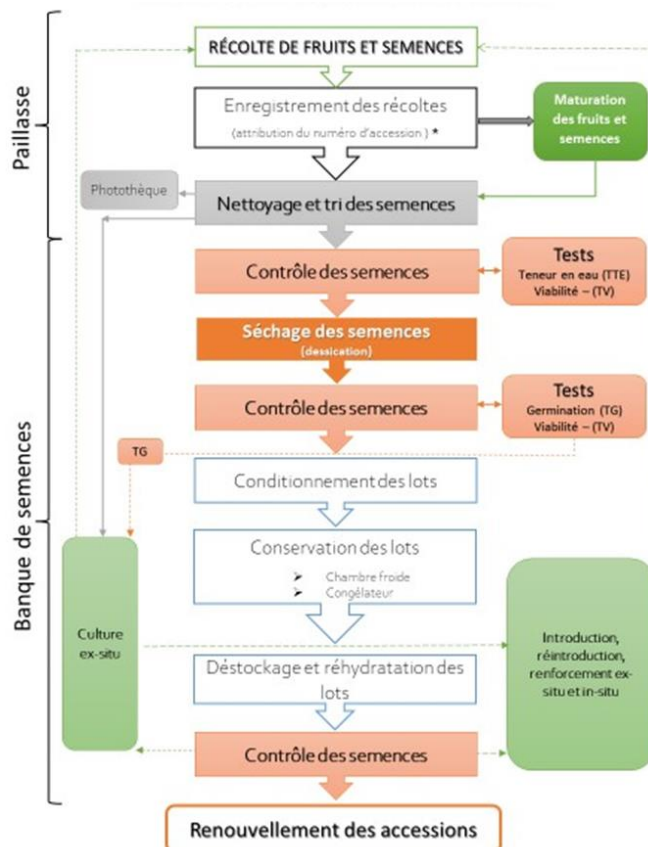


Figure 3 : Procédure de mise en conservation d'une récolte d'espèce menacée au sein de la banque de semences conservatoire du CBNM

#### 5. Perspectives

La mise en place d'un réseau d'arboretums et le développement de la banque de semences conservatoire sont actuellement à leur début et les prochaines étapes à mettre en œuvre sont les suivantes :

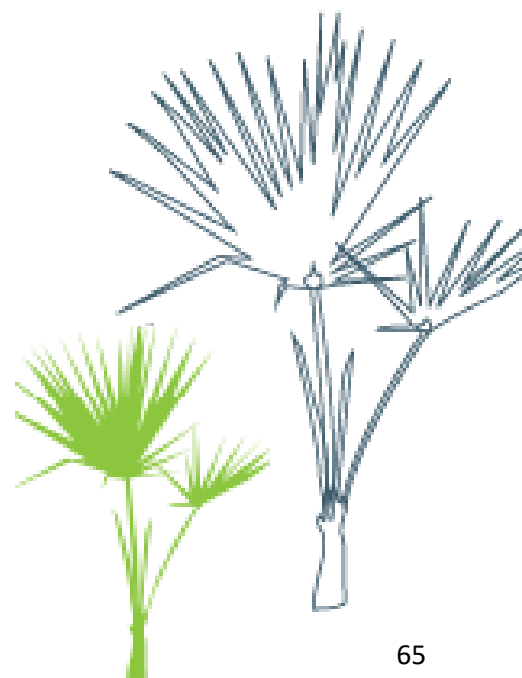
- Identifier les semenciers sauvages des taxons prioritaires à récolter pour chaque zone écologique conservatoire et mener une campagne de récolte ;
- Développer les itinéraires techniques de production des taxons dont la culture n'est pas maîtrisée, en particulier pour les groupes biologiques moins étudiés jusqu'à maintenant (orchidées, fougères, graminées) ;



- Rédiger un cahier des charges de mise en place et de gestion d'un arboretum conservatoire ;
- Créer les premiers arboretums conservatoires dans des zones jugées prioritaires (étage mégatherme hygrophile et mésotherme) ;
- Améliorer les connaissances sur la biologie de la conservation des semences et sur leurs caractéristiques morphologiques.

## 6. Financement

Le financement de la stratégie de conservation *ex situ* de la flore vasculaire réunionnaise menacée d'extinction est assuré par le Ministère de la transition écologique et de la cohésion des territoires et Département de La Réunion



# Opinions du « grand public » sur la lutte contre les mammifères introduits pour protéger l'avifaune menacée

Marion MANORO<sup>1</sup>, Marie THIANN-BO MOREL<sup>2</sup> et Matthieu LE CORRE<sup>3</sup>

## 1. Introduction

Afin de préserver l'avifaune endémique et menacée de La Réunion, des actions de lutte contre leurs prédateurs introduits sont réalisées régulièrement. Ainsi, des campagnes de dératisation et de captures de chats sont effectuées dans le but de protéger des oiseaux en danger d'extinction tels que le pétrel de Barau (*Pterodroma barau*), le pétrel noir de Bourbon (*Pseudobulweria aterrima*) et le Tuit-tuit (*Lalage newtoni*).

Nous savons désormais que la compréhension des opinions du grand public assure l'efficacité, l'acceptabilité et la durabilité des actions environnementales (Claeys et Sirost, 2010 ; Thiann-Bo, 2012). Notre communication vise donc à comprendre les opinions du grand public sur la protection de l'avifaune menacée ainsi que sur les méthodes employées pour lutter contre les mammifères introduits.

Nous nous proposons de traiter d'une partie des résultats que nous avons obtenus lors des enquêtes réalisées dans le cadre de notre thèse en sociologie de l'environnement. Cette thèse traite plus généralement de la participation du grand public dans la protection de l'avifaune. Elle s'inscrit dans le programme SMAC « Seabird Multidisciplinary Applied research for Conservation » qui a démarré en 2020.

## 2. Méthodologie

Nous avons réalisé un questionnaire en ligne dont la partie concernant le contrôle du rat et du chat comprenait 8 questions fermées et 2 questions ouvertes. Ce questionnaire, à la fois quantitatif et qualitatif a été complété par 219 répondants. Les 1752 réponses quantitatives ont été analysées grâce au logiciel SPHINX et les 438 réponses qualitatives ont été analysées manuellement.

## 3. Résultats et discussions

### 3.1. La protection d'un oiseau considéré comme rare

Notre analyse montre que le grand public est très majoritairement favorable à la protection des oiseaux menacés. L'exemple du Tuit-tuit prouve que le grand public peut vouloir un oiseau qu'il considère comme rare et qu'il n'a jamais vu.

### 3.2. Le contrôle des rats

La majorité des répondants émettent une opinion positive sur la dératisation. Le rat est considéré comme étant un animal porteur de maladies, la dératisation semble donc être, selon le grand public, bénéfique pour la santé humaine. Malgré les bénéfices que peut apporter le contrôle du rat, nombreux sont ceux qui redoutent une pollution environnementale ou une perturbation excessive de la nature.

### 3.3. Le contrôle des chats

Concernant la capture des chats, les opinions divergent. Une partie du grand public évoque la protection de la nature pour justifier le contrôle des chats. La priorité est ainsi donnée à la protection de l'oiseau menacée. À l'inverse, l'autre partie du grand public argumente contre la capture des chats en parlant de l'éthique animale. Ces personnes ne se réfèrent pas au statut de conservation des animaux. D'autres reprochent aux gestionnaires d'intervenir dans la nature.

## 4. Conclusion

Cette communication permet de présenter ces premiers résultats qui éclairent les opinions du grand public sur la lutte contre les mammifères introduits. Dans un premier temps, nous constatons que le grand public est favorable à la protection d'un oiseau considéré comme rare. Puis, nous notons que les répondants sont en faveur du contrôle des rats à condition que le raticide n'impacte pas l'environnement. Enfin, les opinions concernant le contrôle des chats divergent. Tandis que certains portent l'argument de la protection de la nature, d'autres portent celles de la protection animale. Ces opinions donnent une idée de l'acceptabilité des deux opérations.

<sup>1</sup> Doctorante, UMR Espace Dev / UMR Entropie, Université de La Réunion

<sup>2</sup> Docteure, UMR Espace Dev, Université de La Réunion

<sup>3</sup> Professeur, UMR Entropie, Université de La Réunion

# Etudes des communautés animales des bois de morts du bois noir (*Albizia lebeck*) et du cocotier (*Cocos nucifera*) dans la réserve naturelle nationale de M'Bouzi

Corey BOUCHARD<sup>1</sup>, Benjamin DUPLOUY<sup>1</sup> et Moïra THOMAS<sup>1</sup>

## Résumé

La faune du sol joue un rôle majeur dans les écosystèmes terrestres. Or, peu de recherches se sont intéressées aux communautés macro-faunistiques dans les régions subtropicales et cet élément est souvent mis de côté lors des stratégies de conservation dans ces régions. Cette étude vise justement à caractériser la diversité et les interactions au sein de la macro-faune et de définir les paramètres régissant la richesse spécifique dans un milieu encore très peu étudié sous cet angle : la réserve naturelle nationale de l'îlot M'Bouzi, à Mayotte. Ainsi, les 50 cm terminaux de 20 troncs d'*Albizia lebeck* et de 12 stipes de *Cocos nucifera* morts ont été prospectés pour inventorier la macro-faune présente. L'ordre le plus observé est celui des Hymenoptera uniquement représenté par la famille des *Formicidae* (fourmis) et souvent associé à la présence de la famille des *Rhinotermitidae* (termites). Une interaction qui

s'apparente à du mutualisme a de plus été remarquée entre ces deux familles. La richesse spécifique a été étudiée à la lumière de plusieurs variables comme l'espèce végétale hôte, son état de décomposition ou la présence de terrier de *Ratus ratus*. Aucune des variables testées n'a régi de manière significative la richesse spécifique observée. Ces résultats apportent un premier aperçu de la macro-faune de l'îlot et des interactions entre les espèces observées. Des recherches supplémentaires pourraient être menées afin de déterminer plus spécifiquement les raisons de l'association entre fourmis et termites et son impact sur le milieu. De plus, l'état de décomposition, l'espèce végétale et la présence de terrier n'impactent pas la richesse spécifique des troncs et des stipes morts de l'îlot. Cette étude amène donc des perspectives de recherches pour identifier les variables responsable de la richesse spécifique de ces habitats.

# Etude de l'avifaune d'un écotone : à l'interface de la mangrove et de la forêt dans la réserve naturelle de M'Bouzi

Lyse HEYMANS<sup>1</sup>, Mélinda NAIT-KACI<sup>1</sup> et Anne PIRON<sup>1</sup>

## Résumé

Les oiseaux ont un rôle majeur dans la chaîne trophique des écosystèmes forestiers insulaires grâce à leur capacité de dispersion des graines mais sont particulièrement menacés dans les contextes insulaires du fait de l'urbanisation et la dégradation grandissante des forêts. L'îlot M'Bouzi, réserve naturelle nationale au large de Mayotte située dans l'archipel des Comores, abrite environ une dizaine espèces d'oiseaux et sert de refuge de biodiversité. Alors qu'une diversité d'oiseaux est importante à Mayotte, il existe peu d'études sur les interactions entre l'avifaune et la communauté végétale. L'objectif sera de comprendre ces interactions au sein d'un écotone entre mangrove et forêt au regard de l'offre alimentaire : il s'agira plus précisément d'identifier des associations préférentielles.

Sur trois jours, un suivi éthologique de l'avifaune au sein de quatre zones différentes de l'écotone a été réalisé. Durant 20 minutes, deux observateurs en simultanée relevaient l'espèce et le comportement de l'oiseau. Ainsi, 7 espèces aviaires ont été identifiées avec une présence significativement plus importante de *Zosterops mayottensis*. La majorité des interactions entre l'avifaune et les espèces végétales est liée au nourrissage (nectarivorie). La diversité d'oiseaux observée est moins importante qu'attendue. L'intérêt des individus pour cette zone semble résider dans l'offre alimentaire et en particulier pour les fleurs ornithophiles d'origine exotique. Pour la suite, ces résultats pourraient être étayés par d'autres, pour envisager la conservation de la biodiversité dans une continuité écologique entre mangroves, écotones et forêts

<sup>1</sup> M2 BEE BEST-T, Campus du Tampon, Université de La Réunion

# Etude de la place des EEE dans le régime alimentaire de l'avifaune endémique (Ilot M'Bouzi)

Estella BERTIL<sup>1</sup>, Diana ORTAIN<sup>1</sup> et Noémie SALIBA<sup>1</sup>

## Résumé

La lutte contre les espèces exotiques envahissantes est une action majeure pour la conservation des espèces endémiques insulaires. Situé à dans le lagon de Mayotte, l'îlot M'Bouzi est une réserve naturelle qui abrite une biodiversité riche. Cependant, les premières activités humaines y ont causé une ouverture du paysage, laissant le champ libre à la prolifération d'EEE telles que la Corbeille d'Or (*Lantana camara*) et la Liane Corail (*Antigonon leptopus*). Menaçant le maintien des espèces et les interactions entre elles, une éradication à hauteur de 75 % des stations des EEE recensées d'ici 2027 a été programmé. L'objectif de cette étude est de déterminer l'importance des EEE dans le régime alimentaire de l'avifaune locale. Ainsi, durant notre étude, un suivi des oiseaux endémiques tels que le Souimanga (*Cinnyris coquerellii*) et Zostérops (*Zosterops mayottensis*) et une caractérisation de la ressource alimentaire fournie par les EEE a été réalisée.

Ce suivi a été mis en oeuvre sur deux sites : (1) un site de forêt sèche envahi par la Corbeille d'Or; (2) un site de forêt sèche envahi par la Corbeille d'Or et la Liane Corail. Le suivi de l'avifaune par observations aux jumelles et par pièges vidéo n'ont montré aucune visite sur la Corbeille d'Or au niveau des deux sites tandis que sur la Liane Corail, 6 visites en moyenne ont eu lieu par demi-heure. Le nectar de la Corbeille d'Or a une teneur en sucre moyenne de 28 %, et celui de la Liane Corail, de plus de 50 %. Ces résultats suggèrent que, durant la saison humide, la Liane Corail est une des ressources de nectar pour les oiseaux, contrairement à la Corbeille d'or. Cette différence s'expliquerait par la qualité de leur nectar. La reproduction de ce protocole sur des périodes plus longues lors des deux saisons australes serait nécessaire pour orienter les actions d'éradication prévues par la Réserve Naturelle de Mayotte.

# Impact du rat noir (*Rattus rattus*) sur la dispersion des espèces végétales de l'îlot M'Bouzi à Mayotte

Maya BATAILLE<sup>1</sup> et Manon SCHAAN<sup>1</sup>

## Résumé

L'îlot M'Bouzi, situé à l'est de Mayotte, est classé réserve naturelle depuis 2007, car il abrite l'une des dernières reliques de forêt sèche primaire de l'archipel des Comores. En effet, on y retrouve de nombreuses espèces d'intérêt patrimonial telles que l'Ebène des Comores (*Diospyros comorensis* Hiern, espèce protégée), mais aussi *Commiphora arafy* H. Perrier et le *Phyllarthron* des Comores (*Phyllarthron comorense* Bojer ex DC.).

Très présent en milieu insulaire, le rat noir (*Rattus rattus*) représente une menace pour la faune, mais aussi pour la flore (exemple : *Puffinus myrtae* et *Santalum insulare* en Polynésie française). Les arrivées et les départs successifs d'habitants sur l'îlot, depuis 1936, ont favorisés son introduction. Sa population varie actuellement entre 6 000 (saison humide) et 1 500 individus (saison sèche). Sur l'îlot, son influence sur la faune est avérée (exemple : *Phaethon lepturus*) toutefois, les Naturalistes de Mayotte s'interrogent de son impact sur les espèces végétales. Ainsi, l'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact du rat noir sur la régénération et la dispersion des espèces végétales de l'îlot M'Bouzi.

Les préférences alimentaires des rats ont d'abord été étudiées, en leur proposant un cortège de 6 espèces (3 indigènes, 1 endémique, 1 exotique envahissante et 1 statut d'indigénat inconnu). Lors de cette expérience, le

rat a principalement consommé et emporté les fruits de *Flacourtia indica* (EEE). Ces résultats indiquent une appétence des rats pour les fruits de *F. indica*.

Afin de caractériser la partie du fruit que le rat consomme préférentiellement, des fruits entiers et des graines de *F. indica* ont été proposés. À l'issue de cette expérience, toutes les graines de *F. indica* ont été consommées. En ce qui concerne les fruits, la moitié d'entre eux avait disparu, l'autre moitié était intacte ou peu attaquée. Il semble donc que le rat ne prédate pas les fruits entiers de *F. indica*, mais uniquement les graines. Ainsi, ce premier aurait un impact négatif sur la régénération de cette espèce.

Les résultats obtenus ont mis en évidence la consommation des graines d'une espèce exotique envahissante impactant ainsi négativement sa régénération sur l'îlot. Toutefois, il faudrait évaluer l'efficacité de la prédation afin de conclure de son influence sur la dynamique de la population de *F. indica*.

Cette étude a permis de rendre compte de l'impact négatif que peut avoir le rat sur la végétation. La quantification de la prédation et de la dispersion par le rat, sur les espèces envahissantes mais aussi endémiques et indigènes, est donc un sujet à approfondir pour in fine estimer l'impact réel sur la végétation de l'îlot.

<sup>1</sup> M2 BEE BEST-T, Campus du Tampon, Université de La Réunion



# - GéCoBio -

Rencontres des Gestionnaires  
Conservation de la Biodiversité