

Rapport de stage

Construction d'un protocole standardisé pour mesurer le degré d'invasion des communautés végétales à La Réunion

Master 2
Biodiversité et ÉcoSystèmes Tropi-
caux Terrestres

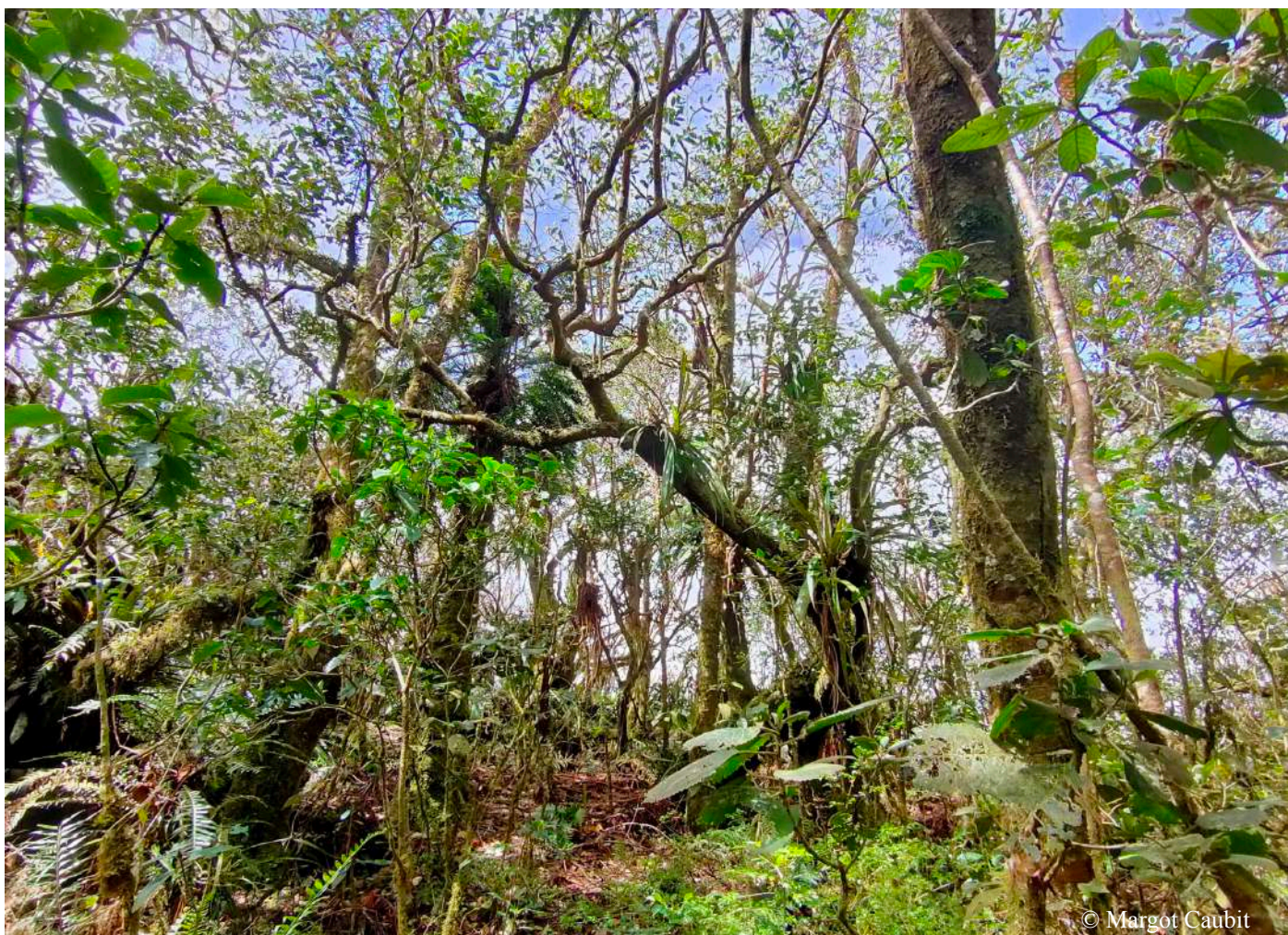
Année 2021-2022

Encadrants :
*Mathieu Rouget, Cédric
Ajaguin-Soleyen*

Gilles Mignon

Université de La Réunion - Centre de Coopération Internationale
en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD)

Le présent rapport constitue un exercice pédagogique qui n'engage pas la
responsabilité de l'entreprise ou du laboratoire d'accueil.



Remerciements

En premier lieu, j'adresse mes remerciements au CIRAD qui a financé ce stage. Je souhaite également remercier Bernad Reynaud, directeur de l'UMR PVBMT, de m'avoir permis de réaliser ce stage au sein de son unité.

Je remercie également Pierre Lefevre pour avoir accepté d'être rapporteur de ce travail.

Je tiens maintenant à remercier Mathieu Rouget, mon maître de stage. Merci pour ces chouettes discussions sur le terrain, pour ton expérience et le savoir que tu transmets avec simplicité, pour ta patience, ton écoute et la confiance que tu m'as donné.

Je remercie aussi Cédric Ajaguin-Soleyen qui a co-encadré ce stage, m'a apporté aide ou conseil en toutes conditions et transmis son savoir de terrain.

Ce stage a été le lieu de nombreuses discussions et rencontres merci à Emilie Cazal, Christophe Lavergne, Coline Shartz, Marion Neymeyer, Stephane Baret et Etienne Prohac pour les moments passés en réunion, encore !, ou sur le terrain. Merci aussi Etienne pour ces ptits moments de bota au détour d'une allée, on va encore arriver en retard en réunion haha

Je dois bien sûr remercier Margot Caubit, qui a été une super collègue de bureau et de terrain, sans qui les expéditions forestières matinales, embrumées, pluvieuses ou ensoleillées n'auraient pas été possible. Merci d'avoir été le repère dans la forêt sans jamais lâcher le cap, merci pour les triturages de neurones sur R et évidemment, merci aussi pour tous les délicieux gâteaux-banane !

Un remerciement à Roxane et Océane pour les sorties terrains, les discussions de bureau et tous ces moments passés !

Il le faut, alors merci à toi Fred pour ces grands bols d'R qui tu nous offre !

Merci aussi à tous les copains du CIRAD avec qui on s'amuse bien !

Merci les darons, de si loin vous arrivez quand même à me soutenir, merci pour tout !

Merci ma Stroubiloudinoudistribulette, pour tout,

Merci à la forêt des Hauts de Montvert,

Merci à la dernière minute...

Résumé

Les espèces invasives, classées 5^{ème} cause de changement naturel par la plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES), sont au cœur des problématiques actuelles de conservation du vivant. Développer des outils pour mesurer le degré d'invasion des écosystèmes est une priorité de la recherche et des organismes de gestion. Sur l'île de La Réunion, hot spot d'une biodiversité floristique exceptionnelle, les habitats naturels subissent de très fortes pressions par les invasions végétales. Il a donc été mis en avant le besoin d'un dispositif de suivi et de mesure du degré d'invasion sur l'île. Pour répondre à cet objectif, le Département de La Réunion a réuni les acteurs de la gestion des espaces naturels réunionnais qui ont communément construit le protocole. Des discussions, il est ressorti que les variables essentielles pour un protocole de mesure du degré d'invasion seront : (i) la richesse spécifique en espèces exotiques et (ii) l'abondance relative des espèces exotiques. Le protocole suivra un échantillonnage stratifié afin de permettre une bonne couverture des habitats étudiés et d'améliorer l'estimation du degré d'invasion. Consécutivement et afin de tester l'efficacité du protocole un essai a été réalisé sur une zone à fort intérêt de conservation : l'Espace Naturel Sensible des Hauts de Montvert. Le protocole semble efficace puisque capable de mesurer de faibles degrés d'invasion répartis de manière hétérogène, de détecter un grand nombre d'espèces rares et de réaliser une cartographie de l'invasion. Ce nouvel outil permettra d'améliorer la lutte contre les espèces invasives à La Réunion et pourra servir de comparaison à d'autre Parc nationaux.

Mots clés : Degré d'invasion, variables essentielles, indicateur écologique, échantillonnage stratifié, plantes exotiques

Abstract

Invasive species, ranked as the 5th cause of natural change by the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), are at the heart of current conservation issues. Developing tools to measure the invasion degree of ecosystems is a priority for research and management. On Reunion Island, a hot spot of exceptional floristic biodiversity, natural habitats are under very strong pressure from plant invasions. It was thus put forward the need for a monitoring and measurement system of the degree of invasion on the island. In order to meet this objective, the Department of Reunion Island gathered the actors of the management of the natural areas of Reunion Island who jointly built the protocol. From the discussions, it emerged that the essential variables for a protocol to measure the degree of invasion will be: (i) the specific richness in exotic species and (ii) the relative abundance of exotic species. The protocol will follow a stratified sampling to allow a good coverage of the studied habitats and to improve the estimation of the degree of invasion. In order to test the effectiveness of the protocol, a test was carried out in an area of high conservation interest: the forest des Hauts de Montvert. The protocol seems to be efficient since it is able to measure low degrees of invasion distributed in a heterogeneous way, to detect a large number of rare species and to carry out a mapping of the invasion. This new tool will allow to improve the fight against invasive species in Reunion Island and can be used as a comparison to other national parks.

Keywords: Invasion degree, essentials variables, ecological indicator, stratified sampling, aliens plants

Table des matières

INTRODUCTION	2
1. LES INVASIONS BIOLOGIQUES	2
1.1. DEFINITIONS ET CONCEPTS FONDAMENTAUX	2
1.2. DYNAMIQUES ECOLOGIQUES.....	2
1.3. IMPACTS ECOLOGIQUES ET PROBLEMATIQUES POUR L’HOMME.....	3
2. MESURER LE DEGRE D’INVASION DES COMMUNAUTES VEGETALES	4
2.1. CONCEPTS ET VARIABLES ESSENTIELLES	4
2.2. QUEL ECHANTILLONNAGE ?.....	5
2.3. DANS LES AIRES PROTEGEES	6
3. UN PROTOCOLE STANDARDISE POUR MESURER LE DEGRE D’INVASION DE L’ILE DE LA REUNION	8
3.1. CONTEXTE	8
3.2. OBJECTIFS	9
DEVELOPPEMENT DU PROTOCOLE DE MESURE DU DEGRE D’INVASION	10
1. MATERIELS ET METHODES	10
1.1. ANALYSE DES DONNEES PREEXISTANTES.....	10
1.2. VARIABLES ESSENTIELLES ET ECHANTILLONNAGE	11
2. RESULTATS	12
2.1. ANALYSE DES DONNEES PREEXISTANTES.....	12
2.2. VARIABLES ESSENTIELLES ET ECHANTILLONNAGE	12
LA FORET DES HAUTS DE MONTVERT – SITE PILOTE POUR L’ESSAI DU PROTOCOLE. 14	
1. MATERIELS ET METHODES	14
1.1. ZONE D’ETUDE ET METHODE D’ECHANTILLONNAGE.....	14
1.2. METHODE D’ECHANTILLONNAGE	14
1.3. ANALYSES DES DONNEES RECOLTEES.....	15
2. RESULTATS	16
1.1. ABONDANCE ET REPARTITION DES ESPECES EXOTIQUES	16
1.2. COMPOSITION DE LA COMMUNAUTE VEGETALE EXOTIQUE	17
1.3. TYPOLOGIE, CLASSIFICATION ET CARTOGRAPHIE DU DEGRE D’INVASION	18
DISCUSSIONS.....	19
1. MESURE DU DEGRE D’INVASION	19
1.1. QUELLES MESURES POUR LE DEGRE D’INVASION ?	19
1.2. VARIABLES ESSENTIELLES ET SUPPLEMENTAIRES	20
1.3. INDICATEURS OU CLASSIFICATIONS, QUELLE SYNTHESE POUR LE DEGRE D’INVASION ?	21
2. STRATEGIE ET EFFORT D’ECHANTILLONNAGE	22
2.1. UNE STRATEGIE POUR DES OBJECTIFS DE GESTIONS.....	22
2.2. UN EFFORT POUR OPTIMISER L’ECHANTILLONNAGE	23
3. L’INVASION VEGETALE DE LA FORET DES HAUTS DE MONTVERT – ENJEUX DE CONSERVATION	24
CONCLUSION	24

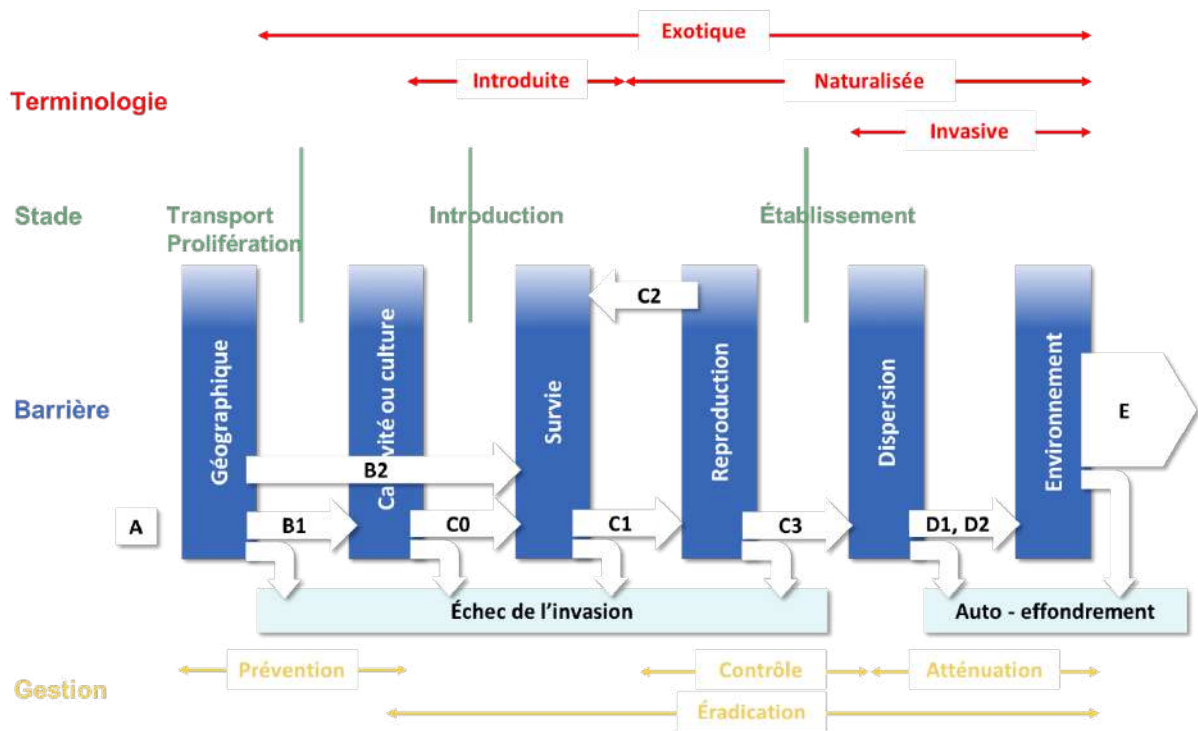


Figure 1. Cadre conceptuel unifié des invasions biologiques. Ce cadre de pensée considère que les processus d'invasions peuvent être divisés en une série de stades, chaque espèce passant au suivant (flèche blanche) en outrepassant différentes barrières. Chaque stade d'invasion se voit attribuer une terminologie particulière et peut être associé à des méthodes ou possibilités de gestion différentes. Les espèces exotiques ne deviennent pas toujours envahissantes et ont aussi de nombreuses chances d'échouer à chaque barrière. Chaque code alphanumérique, référant à la catégorisation des espèces et à leurs voies d'introduction sont définis dans le Tab. 1. D'après Blackburn et al., 2011.

Introduction

1. Les invasions biologiques

1.1. Définitions et concepts fondamentaux

Les espèces invasives sont classées 5^{ème} cause de changement naturel par la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) (Brondizio et al., 2019). L'analyse de larges bases de données internationales a permis de mettre en évidence une forte augmentation du nombre d'espèces exotiques et invasives dans tous les milieux et tous les règnes du vivant (Seebens et al., 2017; Turbelin et al., 2017). Comprendre les mécanismes des invasions et adopter des politiques pour réduire leurs impacts sont donc des enjeux majeurs de plus en plus étudiés (Qiu and Chen, 2009).

Une première définition fondatrice est celle de Charles S. Elton, qui considère invasive une espèce, déplacée de son aire d'origine, dont les descendants se reproduisent et prolifèrent (Elton, 1958). Actuellement, la définition s'affine et se complexifie en développant la notion de barrière, différenciant espèces introduites, exotiques, invasives ou transformatrices, (Fig. 1) (Richardson et al., 2000). Afin d'unifier la terminologie et les nombreux concepts utilisés (Richardson et al., 2011), Blackburn et ses collaborateurs ont proposés un cadre conceptuel, aujourd'hui fédérateur (Fig. 1 & Tab. 1) (Blackburn et al., 2011).

1.2. Dynamiques écologiques

En écologie contemporaine, de nombreuses hypothèses, parfois à l'interface entre plusieurs disciplines (Vaz et al., 2017) ont émergé pour expliquer les invasions par les plantes (Annexe 1.) (Richardson & Pysek, 2006; Dai et al., 2020). Deux grands principes sont centraux : la capacité d'invasion intrinsèque des espèces, et l'invasibilité des écosystèmes. De fait, les espèces invasives contribuent à une évolution globale et rapide de la nature induisant l'apparition de nouveaux écosystèmes à des vitesses supra-évolutives (Hobbs et al., 2013). La situation climatique actuelle et les problèmes environnementaux questionnent donc sur la place que doivent prendre les invasions biologiques dans les programmes politiques et publics. Avoir une mesure des impacts des espèces exotiques envahissantes est donc crucial pour déterminer les efforts de gestion à mettre en œuvre.

Tableau 1. Définitions associées aux codes alphanumériques présentés sur la Fig. 1. D'après Blackburn et al., 2011.

Catégorie	Définition
A	Espèces présentes uniquement dans leurs aires d'origines
B1	Individus transportés au-delà de leurs aires de répartitions mais en captivité, en culture ou en quarantaine
B2	Individus transportés au-delà de leurs aires de répartitions et directement relâchés dans l'environnement
C0	Individus relâchés dans l'environnement, proche du site d'introduction, mais incapable de survivre
C1	Individus survivant dans l'environnement, proche du site d'introduction, mais ne se reproduisant pas
C2	Individus survivant dans l'environnement, proche du site d'introduction, se reproduisant mais dont la population n'est pas autosuffisante
C3	Individus survivant dans l'environnement, proche du site d'introduction, se reproduisant et dont la population est autosuffisante
D1	Population autosuffisante dans l'environnement, avec des individus survivant à des distances importantes du point d'introduction (voir : Richardson et al., 2000, pour une métrique standard chez les plantes)
D2	Population autosuffisante dans l'environnement, avec des individus survivants et se reproduisant à des distances importantes du point d'introduction
E	Espèce très invasive, avec des individus qui survivent, se dispersent et se reproduisent sur de nombreux sites, avec un spectre potentiellement large d'habitats et de répartitions géographiques (voir : Richardson et al., 2000, pour la notion d'espèce invasive « transformatrice »)

1.3. Impacts écologiques et problématiques pour l'Homme

A l'échelle des écosystèmes les espèces envahissantes participent à une homogénéisation tendant à faire disparaître les royaumes biogéographiques (Capinha et al., 2015) ; elles peuvent induire une réduction de la diversité et de l'abondance des espèces indigènes (Vilà et al., 2011) et dans des cas extrêmes l'extinction d'espèces (Blackburn et al., 2019). Des invasions peuvent modifier les systèmes écologiques et les réseaux trophiques à de multiples échelles : génétique, individuelle, spécifique, communautaire (Kenis et al., 2009), entraînant de nouvelles pressions évolutives sur les écosystèmes et espèces natives (Suarez & Tsutsui, 2008). Des écosystèmes envahis peuvent entraîner des dérèglements dans les régimes de perturbation, comme la modification des régimes de feu (Brooks et al., 2004) ou l'augmentation de l'érosion (Mack & D'Antonio, 1998), affectant les fonctions des écosystèmes et les services qu'ils peuvent apporter (Gaertner et al., 2014; Castro-Díez et al., 2019).

Tous ces exemples montrent bien que les espèces exotiques peuvent avoir un effet majeur à tous les niveaux des écosystèmes. Cependant, certaines recherches s'intéressent aux potentiels effets positifs des espèces exotiques sur le maintien d'une diversité et de services écosystémiques dans des environnements perturbés (Walther et al., 2009; Tassin, 2010). Cela montre bien l'ambiguïté conceptuelle, parfois philosophique, des invasions biologiques et de la transformation de la « nature ». Cependant, malgré les débats discutant du caractère néfaste des invasions sur les écosystèmes (Davis & Chew, 2017; Russell & Blackburn, 2017; Tassin et al., 2017), force est de constater et d'admettre les impacts délétères de celles-ci sur les activités humaines.

Les perturbations qu'entraînent les organismes envahissants induisent d'énormes dépenses et ont des impacts sociaux importants. Les espèces invasives peuvent perturber fortement l'agriculture ou les exploitations forestières, menant dans certains cas à l'abandon de cultures (Pyšek & Richardson, 2010; Bacher et al., 2018). Les flux d'espèces induisent le transport et la transmissions d'espèces dangereuses, de parasites et de vecteurs de maladies (bactéries, virus) potentiellement dangereux pour l'homme mais aussi pour toutes les espèces vivantes (Galanidi et al., 2018). Des modifications culturelles peuvent aussi être induites par des espèces invasives, le crapaud buffle (*Rhinella marina*) ayant par exemple causé l'extinction de reptiles et mammifères, nécessaires aux rituels, pour des sociétés totémistes d'Australie (Bacher et al., 2018). Finalement les espèces envahissantes contraignent les activités de pleine nature et modifient profondément les paysages, changeant ainsi la valeur qu'on leur attribue

(Kueffer & Kull, 2017).

Les invasions biologiques transforment donc les écosystèmes mais ont aussi des impacts dans les domaines économiques et socio-culturels de notre monde contemporain. Il est donc important de considérer les menaces qu'elles représentent en mettant en œuvre des actions de contrôle. Pour cela, la description du degré d'invasion des écosystèmes est une étape primordiale pour mettre en œuvre des actions de gestions efficaces et limiter le développement des espèces invasives (Roiloa et al., 2020).

2. Mesurer le degré d'invasion des communautés végétales

2.1. Concepts et variables essentielles

Dans la recherche, la définition du degré d'invasion a été utilisée majoritairement dans l'objectif d'étudier l'invasibilité des habitats (Lonsdale, 1999; Chytry et al., 2008; Guo & Symstad, 2008). Ces deux concepts ayant parfois été confondus, il est important de les différencier (Chytry et al., 2008; Guo et al., 2015). L'invasibilité est la sensibilité intrinsèque d'un habitat, ou d'une communauté biologique, vis-à-vis de la colonisation et de l'invasion par un organisme introduit (Lonsdale, 1999; Simberloff & von Holle, 1999). Le degré d'invasion au contraire définit à quel point un habitat ou une communauté est déjà envahi. Il est donc corrélé aux facteurs intrinsèques comme l'invasibilité mais aussi aux facteurs extrinsèques comme la pression de propagule (Fig. 3) (Richardson & Pysek, 2006; Guo et al., 2015).

De nombreuses études ont tenté de définir un degré d'invasion à l'échelle de communautés végétales ou de régions entières, utilisant différents paramètres pour le mesurer. Certains définissent le niveau d'invasion comme une mesure de la biodiversité relative en végétaux exotiques (Lonsdale, 1999; Chytry et al., 2005; Hierro et al., 2005). Pour d'autres, c'est la richesse spécifique (Deutschewitz et al., 2003), l'abondance mesurée par le recouvrement en végétaux exotiques (Ortega & Pearson, 2005; Si et al., 2013) ou l'abondance mesurée par un recouvrement relatif (Catford et al., 2011; Wang et al., 2019). Les définitions du degré d'invasion restent donc très hétérogènes dans la littérature. Il est pourtant fondamental d'avoir une métrique standard du niveau d'invasion qui permettrait de jauger les conséquences écologiques des invasions, les coûts économiques qu'elles impliquent, et la possibilité d'un contrôle ou d'une éradication et potentiellement d'une régénération post-invasion (Rejmánek & Pyšek, 2002; Nicholson et al., 2009; Catford et al., 2012). En effet, Dale & Beyeler (2001) soulignent que de nombreux programmes de surveillance manquent d'une rigueur scientifique car ils échouent à homogénéiser leurs indicateurs écologiques. Avoir un protocole standardisé

est donc un élément clé pour guider les efforts de lutte contre les espèces invasives en permettant un dialogue entre chercheurs et gestionnaires (Guo et al., 2015).

Des recherches se sont intéressées à la constructions d'indicateurs standardisés du degré d'invasion (Catford et al., 2012; Guo et al., 2015), chacune mettant en avant la nécessité de définir quelques variables essentielles qui serviraient de base à une étude holistique des invasions. On retrouve une forte cohérence dans ces variables à savoir : la richesse spécifique relative et l'abondance relative des espèces exotiques (Catford et al., 2012; Guo et al., 2015). L'association de ces deux variables permet d'estimer la saturation de l'écosystème et de définir les espèces les plus problématiques. L'utilisation de valeurs relatives permet par ailleurs une comparaison inter-habitat ou communauté, comparaison qui, avec des valeurs absolues, mènerait à des erreurs d'interprétation. Afin de répondre à différents objectifs de recherche ou de gestion, il est par ailleurs important d'avoir un panel de variables supplémentaires bien définies (Catford et al., 2012; Guo et al., 2015).

Cette utilisation de variables essentielles est soutenue par de nombreux chercheurs soulignant leur pertinence pour l'étude de la biodiversité, qui, à l'instar du réchauffement climatique, est une problématique à aborder globalement (Pereira et al., 2013); Geijzendorffer et al., 2016. Latombe et ses collaborateurs (2017) ont aussi cherché à définir des variables essentielles pour le degré d'invasion. Cependant, leur objectif était de construire une surveillance mondiale du degré d'invasion et ce changement d'échelle implique un changement de priorité et de faisabilité. Les variables ainsi retenues étaient centrées autour de données d'occurrence des espèces exotiques.

Par ailleurs, d'après Dale and Beleyer (2001), un indicateur écologique optimal doit représenter des informations sur la structure, la composition et le fonctionnement d'un système écologique. Or, les indicateurs du degré d'invasion présentés (Catford et al., 2012; Guo et al., 2015) ne renseignent des informations que sur la structure (ex : abondance) et la composition (ex : richesse spécifique) des populations d'espèces exotiques. Il serait donc intéressant de chercher à définir des mesures de la fonctionnalité des écosystèmes envahis, de traits ou d'impacts des espèces invasives (Guo et al., 2015).

2.2. Quel échantillonnage ?

Décrire le degré d'invasion peut donc être réalisé en utilisant des bases de données existantes (Chytry et al., 2009; Latombe et al., 2017), mais demande la plupart du temps de réaliser des mesures sur le terrain. Or, si le choix de variables pour décrire le degré d'invasion

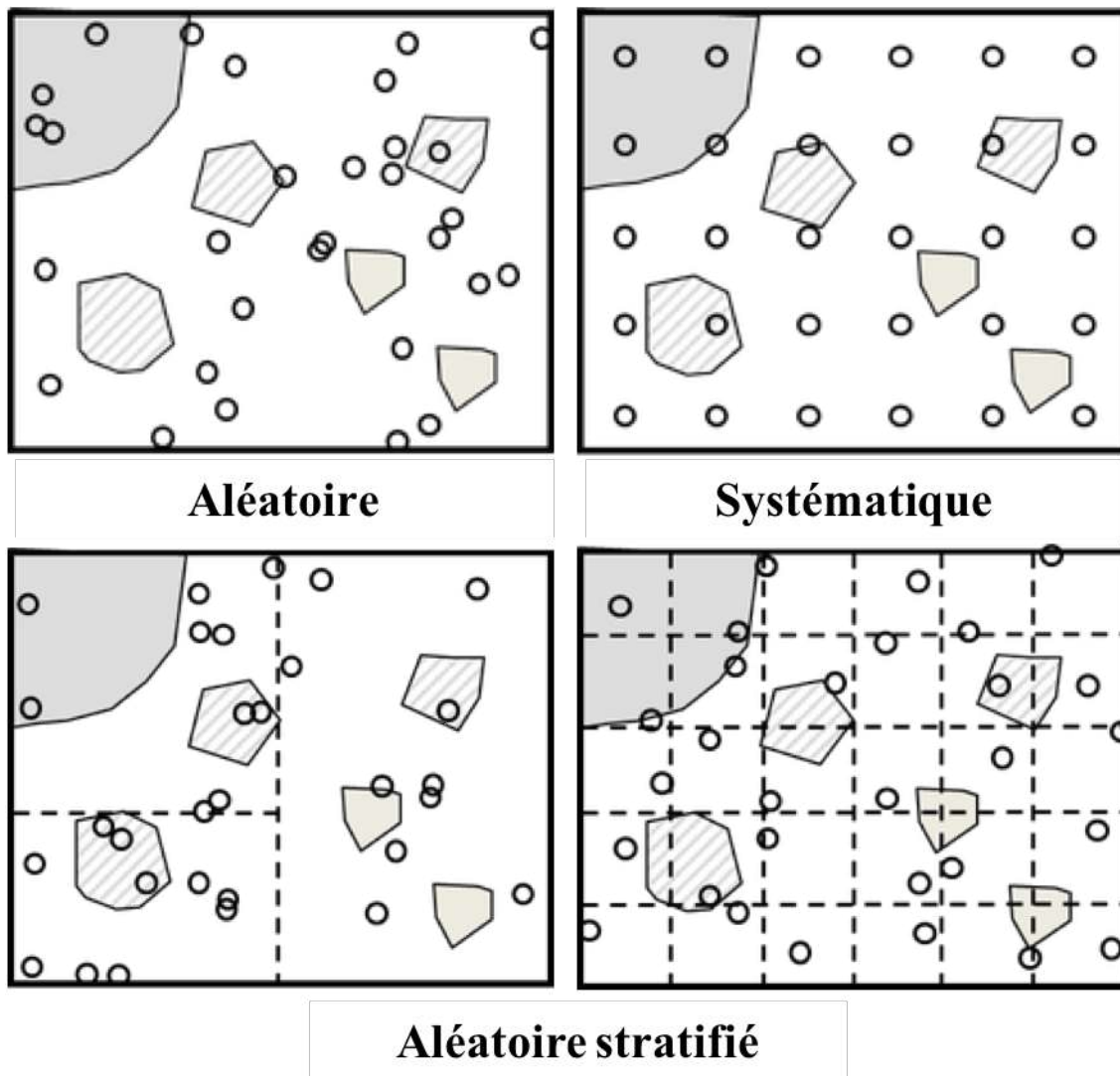


Figure 2. Principales méthodes d'échantillonnage utilisées en écologie des communautés

semble bien documenté, la définition d'échantillonnages optimaux n'est pas ou peu abordée. Même si en écologie certains protocoles de suivi, comme des suivis de populations rares, peuvent être exhaustifs, l'étude des communautés végétales ne le permet pas. L'échantillonnage est donc la première étape de la description du degré d'invasion qui influencera l'apport d'information et les conclusions que l'on pourra en tirer. Il est donc fondamental qu'il soit cohérent avec les objectifs de l'étude, ce qui en fait évidemment un point complexe à standardiser puisqu'il est très dépendant des situations : « il n'y a pas de perfection dans l'échantillonnage en écologie » (Kenkel et al., 1989).

Certaines méthodes d'échantillonnage restent cependant pertinentes pour décrire les communautés écologiques comme par exemple : les échantillonnages aléatoires, les échantillonnages stratifiés, ou les échantillonnages systématiques (Fig. 2) (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974; Elzinga et al., 2001; Thompson, 2012). Les unités d'échantillonnage les plus utilisées pour l'étude des végétations sont les quadrats ou transects, des tailles minimales pouvant être définies selon la nature de la végétation (Mueller-Dombois and Ellenberg, 1974), et emboîtées afin de simplifier l'effort d'échantillonnage (Elzinga et al., 2001). Pour décrire le degré d'invasion, notamment pour réaliser des détections précoces d'espèces, adopter un plan d'échantillonnage adaptatif peut augmenter la détection et la précision. Les plans d'échantillonnage adaptatifs permettent en effet de choisir des unités d'échantillonnage en fonction de valeurs observées de la variable d'intérêt (Thompson, 2012), en plaçant par exemple des quadrats dans une zone de forte abondance d'une espèce rare.

Un plan d'échantillonnage cohérent avec les objectifs est donc un gain de temps conséquent pour une étude du degré d'invasion (Elzinga et al., 2001). Malgré tout, au vu du caractère idiosyncratique de chaque étude et situation écologique, il semble très complexe d'établir une standardisation des méthodes d'échantillonnage pour décrire le degré d'invasion des formations végétales. De surcroît, les populations d'espèces invasives repoussent en permanence leurs limites d'aire de répartition. Cette expansion dynamique rend plus donc ardu l'analyse de la répartition spatiale des invasions (Rouget et al., 2004; Foxcroft et al., 2008). Toutefois, les aires protégées étant fortement impactées par les espèces invasives (Foxcroft et al., 2013), de nombreux protocoles de description du degré d'invasion y ont été développés, et apportent une connaissance sur l'efficacité des différentes méthodes de mesures possibles.

2.3. Dans les aires protégées

Il y a aujourd'hui un nombre croissant de milieux terrestres qui jouissent d'une protection légale ou juridique, couvrant une surface estimée à 13% des terres émergées en 2009

(Jenkins & Joppa, 2009). Les problématiques de gestion ont largement évolué depuis la création du premier parc national dans le Yellowstone il a 150 ans. L'importance de protéger les interactions des systèmes socio – écologiques est de plus en plus soutenue ces dernières décennies (Newton, 2011; Foxcroft et al., 2013). C'est au sein de ce nouveau paradigme qu'a émergé la problématique des invasions, déjà portée par des scientifiques et gestionnaires dans les années 1930 aux USA (Houston & Schreiner, 1995).

Les espaces protégés rassemblent une grande force de travail sur l'étude et la protection des écosystèmes, ils représentent donc un pilier majeur et un véritable laboratoire pour étudier les invasions et leurs gestions. Des réseaux de surveillance et de contrôle ont été développés dans les régions fortement touchées par les espèces exotiques comme les États-Unis, l'Afrique du Sud, l'Australie ou les îles d'Hawaii et de La Réunion (Tab. 2). Un point crucial abordé par la plupart des organismes est la nécessité de développer une gestion adaptative. Elle demande de définir des objectifs clairs qui peuvent être évalués et suivis par des indicateurs mesurables, permettant ainsi l'évolution et l'optimisation des actions. Ce concept est de plus en plus abordé (Salafsky et al., 2001) mais les définitions et les conclusions tirées restent parfois floues (Rist et al., 2012).

Les objectifs principaux des grands parcs vis-à-vis des espèces invasives sont : (i) établir des listes d'espèces invasives ou potentiellement invasives problématiques, (ii) détecter des espèces invasives émergentes, (iii) développer des protocoles permettant l'évaluation et le suivi du degré d'invasion et (iv) déduire les impacts des espèces invasives sur les milieux (Tab. 2) (Young et al., 2007; Ainsworth et al., 2012; Foxcroft et al., 2013; Perles et al., 2014; Perkins et al., 2016; NSW Department of Primary Industries, 2018). Les deux premiers objectifs nécessitent des suivis et une concertation à l'échelle régionale. Ils cherchent à éviter des introductions ou à enrayer des invasions lorsque les plantes ne sont pas encore bien établies. En effet, dans les parcs de grande taille, avoir un suivi exhaustif des plantes invasives est impossible : des méthodes basées sur la détection précoce sont donc plus efficaces (Hobbs & Humphriest, 1995; Rejmánek & Pitcairn, 2002). Les deux derniers objectifs requièrent cependant des protocoles de terrain plus poussés et localisés. Ils sont développés majoritairement pour définir des zones prioritaires de lutte contre les espèces exotiques envahissantes ou évaluer l'efficacité des actions mises en œuvre. Prioriser des zones d'intérêt et se focaliser sur l'étude de l'écosystème dans son ensemble peut donc être plus efficace pour renforcer les mesures de protection des écosystèmes natifs et les actions de contrôle des espèces invasives (Hobbs & Humphriest, 1995).

Les implications dans la lutte contre les espèces exotiques sont donc diverses et

Tableau 2. Différents protocoles de mesure du degré d'invasion établis par des chercheurs, organismes de recherches ou des structures de protection de la nature

Organisme et référence clé	Objectif et application	Variables	Plan d'échantillonnage	Échelle et temporalité	Avantage et Limite
1 - National Park Service – Pacific Island Network (Ainsworth et al., 2012)	Déterminer le degré d'invasion et son évolution dans des habitats types	Présence, recouvrement et richesse en espèces exotiques	Transects fixes et rotatifs (de 250 à 1000m), placés aléatoirement, et subdivisés en quadrats de 10 ou 20m (les tailles sont dépendantes des habitats)	L'intégralité des habitats ou communautés végétales choisies, protocole réalisé tous les 5 ans	L'association de transects fixes et rotatifs permet une complémentarité dans la définition de statuts et de tendances (McDonald, 2003) Pas de valeurs relatives ni de strates
2 - National Park Service – Eastern Rivers and Mountains Network (Perles et al., 2014)	Déterminer le degré d'invasion et son évolution dans les parcs du réseau, permettre des détections précoces	Présence, recouvrement par espèces (native et exotique) et par strate (herbacée/ arbustive), dénombrement des arbres	Échantillonnage emboîté semi - permanent : Arbre (cercle de 15m de rayon), arbuste (4 plots de 2m de rayon), herbacées (12 microplots de 1m2). Plus un parcours divaguant de 15min pour détecter les espèces	Tous les parcs du réseau, protocole réalisé sur ¼ des plots tous les ans pendant 4 ans, puis déplacement des plots	Valeurs relatives et par strates apportent de bonnes informations sur la structure et la composition de la communauté Un protocole lourd, déséquilibre entre complexité de l'information, temps demandé et surface couverte, faible capacité de détection précoce
3 - National Park Service – Heartland Network (Young et al., 2007)	Déterminer le degré d'invasion et son évolution dans les parcs du réseau, permettre des détections précoces	Présence et recouvrement des espèces exotiques	Pour les petits parcs : L'intégralité de la zone est subdivisée en unités d'échantillonnages Pour les grands parcs : L'intégralité de la zone est couverte pas des transects continus	L'intégralité des parcs du réseaux est couverte, protocole effectué tous les 5 ans	Très grande surface couverte : permet un aperçu global et une forte capacité de détection précoce Protocole fortement soumis à des biais d'observation, pas de valeurs relatives ni de strates
4 - National Park Service – Northern Colorado Plateau Network (Perkins et al., 2016)	Permettre la détection précoce d'espèce et d'évaluer l'évolution de l'invasion d'espèces prioritaires	Présence et recouvrement des patchs d'espèces exotiques	Transects placé le long des corridors d'introduction (routes, chemin, rivières ...) avec 3 quadrats de 1m2 pour chaque transect Observations systématiques le long des routes	L'intégralité des parcs du réseau est couverte, protocole effectué tous les 3 à 5 ans (en fonction des besoins)	Très grande surface couverte : permet un aperçu global et une forte capacité de détection précoce Protocole plus rapide à réaliser que (3) mais perd en information spatiale fine sur des sites d'intérêt, pas de valeurs relatives ni de strates

(Suite à la page suivante)

Organisme et référence clé	Objectif et application	Variables	Plan d'échantillonnage	Échelle et temporalité	Avantage et Limite
Wang et al., 2019	Déterminer le degré d'invasion d'une espèce et ses impacts	Recouvrement et dénombrements par espèces (native et exotique)	40 quadrats de 4m ² placés dans 4 zones (non envahie, faiblement envahie, moyennement envahie, fortement envahie)	Les écosystèmes anthropisés de Zhenjiang, pas d'évaluation de tendance	Valeurs relatives apportent de bonnes informations sur la composition de la communauté Très faible surface couverte, pas d'information de structure, pas d'évaluation de tendance possible, impacts considérés uniquement avec indices de diversité
Chytry et al., 2009	Cartographie du degré d'invasion à l'échelle de l'Europe	Diversité exotique relative	52 480 plots (quelque m ² à centaine de m ²) réalisés en Catalogne, en République Tchèque et en Grande-Bretagne depuis les années 1970	Europe, pas d'évaluation de tendance	Une approche régionale avec de très nombreuses données Pas d'intérêt pour la gestion locale
CIRAD (Fenouillas et al., 2021)	Déterminer le degré d'invasion et son évolution dans des sites avec un fort intérêt de conservation	Recouvrement par espèces (seules les exotiques étant déterminées) et par strate (herbacée, arbustive et arborée)	Échantillonnage systématique dans de nombreuses mailles (250x250m), 16 plots (recouvrements arbustifs et arborés) et 16 sous-plots (recouvrement herbacés) sont placés par mailles	Les sites d'intérêt choisis, pas d'évaluation de tendance	De robustes informations à l'échelle de sites et la possibilité de réaliser des cartographies fines Valeurs relatives et par strates apportent de bonnes informations sur la structure et la composition de la communauté Un protocole lourd (mais moins que (2)), échelle locale réduit les capacités de détection précoce, pas d'évaluation de tendance possible

demandent une interconnexion entre une vision globale ou régionale et une approche locale. Il s'agit alors de bien cibler les attentes des gestionnaires et les besoins des milieux protégés afin de définir les objectifs d'une étude et d'en inférer un protocole optimal.

3. Un protocole standardisé pour mesurer le degré d'invasion de l'île de La Réunion

3.1. Contexte

L'île de La Réunion se place au sein de l'archipel des Mascareignes, dans le sud-ouest de l'océan Indien. Composante du hot-spot de biodiversité de Madagascar, elle est donc reconnue internationalement comme d'intérêt prioritaire pour la conservation (Myers et al., 2000). Au contraire des îles de Rodrigues et Maurice, La Réunion conserve une grande surface d'habitats préservés d'origine, renfermant une biodiversité floristique exceptionnelle avec près de 800 espèces endémiques et indigènes (Cadet, 1980; Strasberg et al., 2005). Malheureusement le rapide développement humain ne l'a pas préservé des invasions biologiques, qui représente la première menace pesant sur les milieux naturels réunionnais (DIREN - ONCFS, 2005; Soubeyran, 2008).

L'émergence d'une prise de conscience de la problématique des espèces exotiques végétales a été impulsée par le chercheur et botaniste Thérésien Cadet (1980). Des premières stratégies de recherche et de gestion avait ensuite été proposées par Macdonald (1989). Depuis ces recommandations, de nombreuses structures ont participé à la recherche ou la gestion des plantes exotiques (Salamolard et al., 2008). Mais en 2009, Tassin et ses collaborateurs (Tassin et al., 2009) ont relevé et mis en avant le besoin d'une mise en commun des savoirs et de partenariats entre la recherche et toutes les structures qui agissent pour la protection des milieux naturels afin de développer une lutte efficace. Parallèlement, le Parc national de La Réunion a été mis en place en 2007 et une stratégie régionale de lutte contre les espèces envahissantes fut développée (DIREN, 2010). Faisant suite à cela deux Programmes Opérationnels de Lutttes contre les espèces Invasives (POLI, 2010-2013 et 2014-2017) ont été exécutés à l'échelle réunionnaise. Malgré tout, des limites ont été exprimées par un rapport de l'UICN (2017) pointant : *(i)* l'insuffisance des moyens financiers, *(ii)* des problèmes de gouvernance et de coordinations des acteurs, *(iii)* un manque de communication entre recherche et gestion et *(iv)* le besoin d'un dispositif de suivi des invasives végétale. Ainsi, quelques points essentiels ont été soulevés par Dievart et ses collaborateurs (2019), à savoir : *(i)* prioriser des zones de conservations et des espèces sur lesquelles agir, *(ii)* définir des objectifs de lutte, de

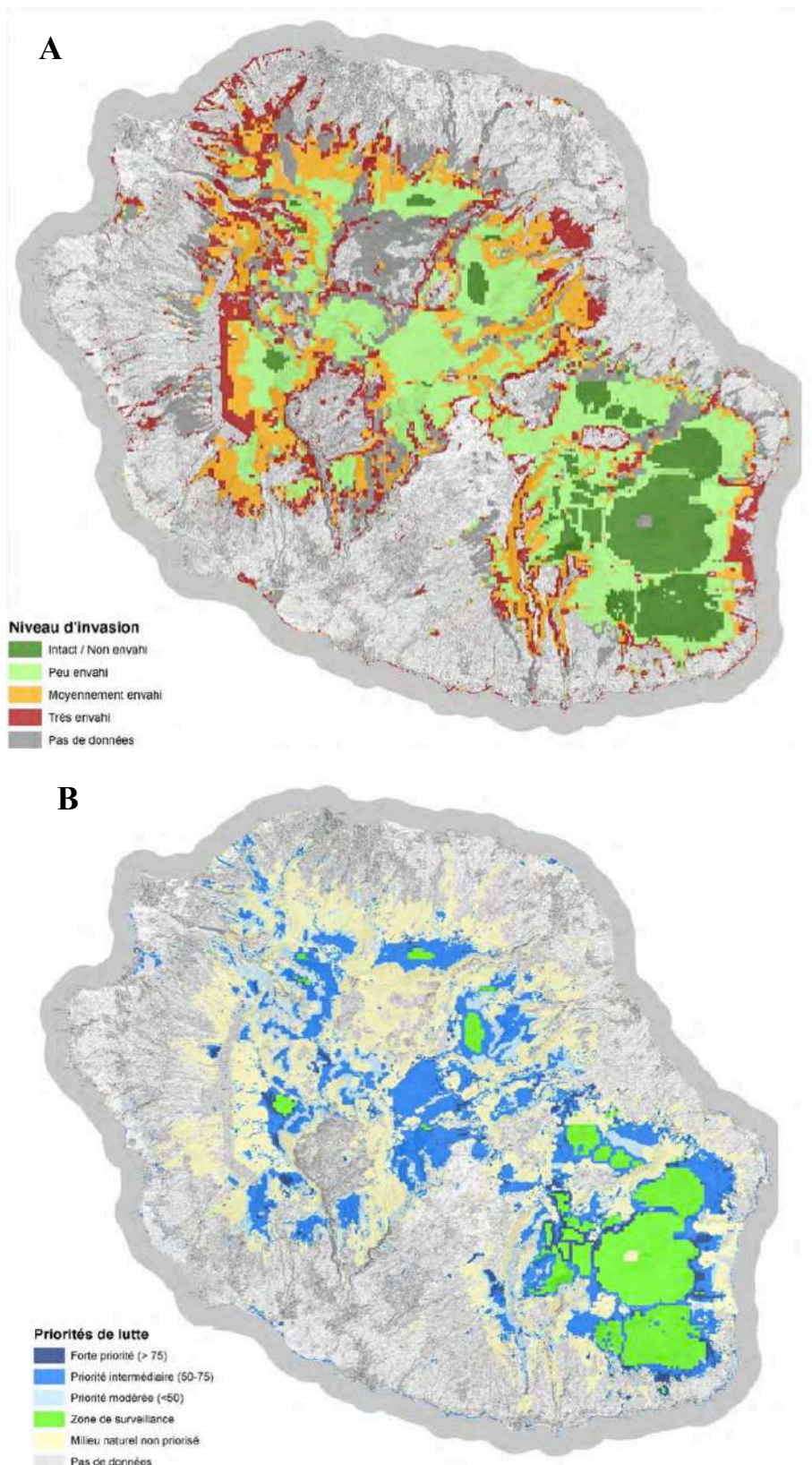


Figure 3. (A) Cartographie du degré d'invasion de l'île de La Réunion, réalisée à l'aide de données d'inventaire du Conservatoire botanique des Mascareignes (CBNM), du Parc national de La Réunion (PnRun), de l'Office national des forêts (ONF) et de la direction régionale de l'Environnement de l'Aménagement et du Logement (DEAL), vérifiée et complétée par des informations « à dire d'expert ». (B) Cartographie des zones prioritaires de luttes, estimées par un modèle incluant accessibilité et enjeux de conservation. Issues de Fenouillas et al., 2020.

conservation ou de restauration clairs, dont l'efficacité peut être évaluée pas des indicateurs et (iii) développer un cadre de gestion adaptatif (Dievart et al., 2019).

Ces démarches ont donc mené le Département à constituer un groupe de travail partenarial réunissant le Parc national de La Réunion (PnRun), le Conservatoire Botanique des Mascareignes (CBNM), L'Office National des Forêts (ONF), la Société Publique Locale Écologie et Développement Durable des Espaces Naturels (SPL EDDEN), la Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DEAL), l'Association pour la Valorisation de l'Entre-Deux Monde (AVE2M), l'Université de la Réunion (UR) et le Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD).

Un des premiers travaux majeurs réalisé au sein de ce groupe de travail a été la mesure et la cartographie du degré d'invasion, à l'échelle de La Réunion, en utilisant les nombreuses données d'occurrence préexistantes et l'expertise des participants (Fenuillas et al., 2020). Cette cartographie réalisée à l'échelle régionale donne un aperçu holistique des invasions sur l'île et est donc un point d'ancrage pour appuyer le choix de zones de préservation prioritaires (Fig. 3). Un protocole prototype (Fenuillas, 2021) a ensuite servi à cartographier plus finement des zones de fort intérêt de conservation comme la Forêt de Mare Longue, relique de forêt hygrophile de basse altitude, et la zone du piton de Caille, typique des végétations éricoïdes d'altitude (Fig. 4).

3.2. Objectifs

En plus de définir des sites pilotes et des espèces à prioriser, un objectif majeur du groupe de travail est aujourd'hui de construire un protocole partagé et standardisé pour mesurer le degré d'invasion. C'est un besoin exprimé par les acteurs de la gestion afin de déterminer le degré d'invasion sur des sites et habitats prioritaires et de pouvoir suivre l'efficacité des actions de luttés contre les espèces envahissantes. Atteindre ces objectifs permettrait ainsi d'avoir la capacité d'adapter et de faire évoluer les actions de lutte, de conservation ou de restauration. Ce protocole aura donc des usages multiples en fonction des situations. Les sites sur lesquels il a vocation d'être utilisé sont en effet variables en taille et en structure, par exemple : un chantier de lutte ou de restauration (quelques hectares), un espace naturel sensible (ENS) (plusieurs dizaines d'hectares), un massif forestier (> 100 hectares). Cette étude s'est donc articulée autour de deux axes complémentaires :

Le développement d'un protocole standardisé de mesure du degré d'invasion des communautés végétales

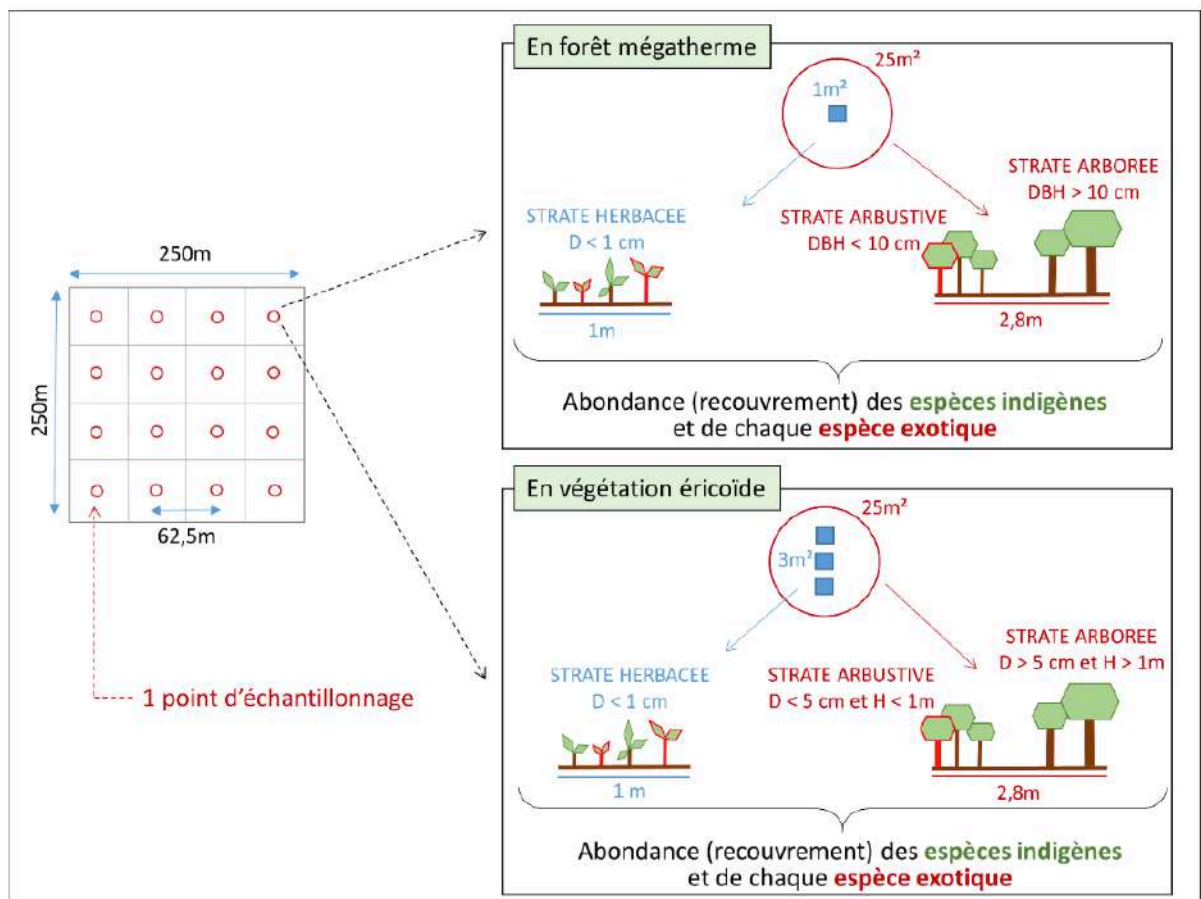
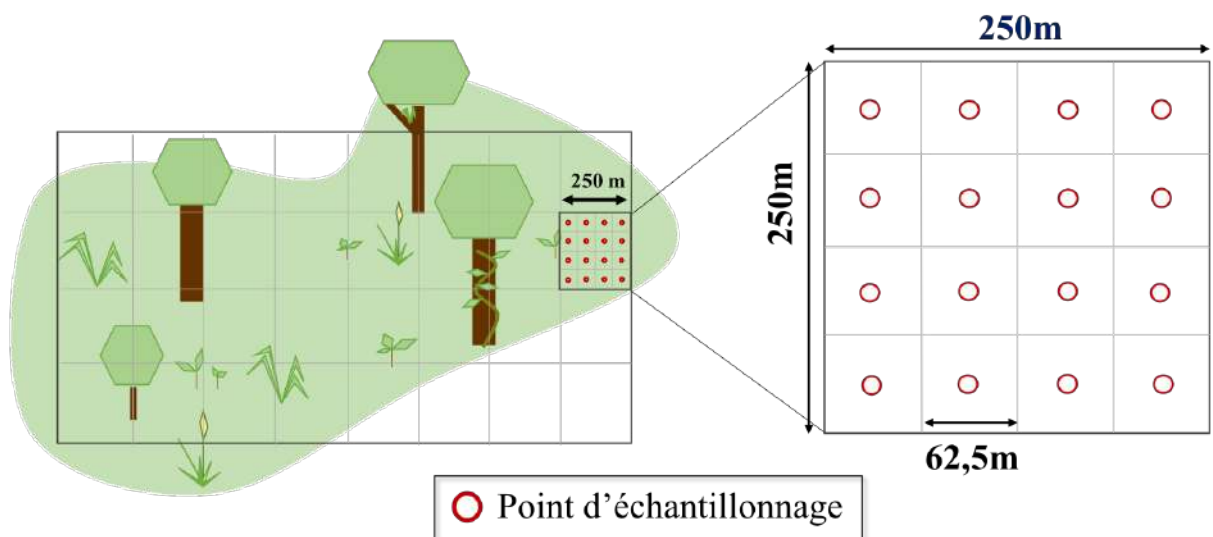


Figure 4. Schématisation du protocole prototype appliqué sur deux habitats contrastés : la forêt mégatherme hygrophile (Mare Longue) et la végétation éricoïde (Piton de Caille). DBH : Diamètre à Hauteur de Poitrine ; D : Diamètre à la base ; H : Hauteur. D'après Fenouillas et al., 2020.

Le développement du protocole a demandé des discussions entre les acteurs impliqués dans la recherche et la gestion des invasions sur l'île de La Réunion. Ces discussions ont tenté de définir, en prenant en compte les exigences de gestion, quelles étaient les variables environnementales essentielles et quel plan d'échantillonnage serait optimal pour mesurer le degré d'invasion. Afin d'appuyer la prise de décision mon rôle a été d'analyser les bases de données de relevés de végétation constituées lors de la mesure du degré d'invasion des zones de Mare Longue et du Piton de Caille (Annexe 2.).

Le test du protocole sur un site pilote

Lorsque le protocole standard a été établi, des essais ont été réalisés sur l'Espace Naturel Sensible des Hauts de Montvert dont l'intérêt de conservation a été mis en avant par le groupe de travail. L'objectif était de tester l'efficacité opérationnelle du protocole en analysant le degré d'invasion de la zone.

Développement du protocole de mesure du degré d'invasion

1. Matériels et méthodes

1.1. Analyse des données préexistantes

Pour réaliser la cartographie du degré d'invasion de l'île de La Réunion Fenouillas et ses collaborateurs (2020) ont homogénéisés des données de terrain du CBNM, du PnRUN, de l'ONF et de la DEAL dans des mailles de 250 x 250 m. Quatre niveaux d'invasions ont été catégorisés : Zone intacte / pas envahie ; zone peu envahie ; zone moyennement envahie, zone très envahie (Fenouillas et al., 2020). Cette cartographie est un outil utile pour identifier les priorités de gestions des invasions à l'échelle régionale. Toutefois, après avoir identifié des zones d'intérêt de conservation il est nécessaire d'obtenir des informations plus précises qui pourront être exploitable par les gestionnaires. C'est pour répondre à cet objectif qu'un protocole terrain de mesure du degré d'invasion a été testé sur les zones de Mare Longue et du Piton de Caille (Fenouillas, 2021). Les mailles de 250 x 250m mises en place par Fenouillas et ses collaborateurs ont servi de base à un échantillonnage systématique stratifié : dans chaque maille 16 points d'échantillonnage étaient réalisés (Fig. 4).

Afin de tester s'il est possible de réduire l'effort d'échantillonnage de ce protocole des analyses ont été effectuées à partir des données récoltées sur Mare Longue et le Piton de Caille. Des simulations ont donc été réalisées à l'aide du logiciel R (R Core Team, 2021) afin de

construire une relation entre le nombre de points d'échantillonnage et le taux d'invasion mesuré correspondant. Une simulation correspond à un nombre de points d'échantillonnage et combine toutes les positions possibles de ces points sur une maille. Chaque simulation a été réalisée pour les 3 strates (herbacée, arbustive, arborée). Ainsi les écarts à la moyenne du taux d'invasion ont pu être calculés pour chaque simulation et chaque maille. L'écart-type à la moyenne peut être considéré comme une mesure de l'hétérogénéité des valeurs du taux d'invasion entre les points d'échantillonnage d'une maille. Si celui-ci augmente cela signifie que l'hétérogénéité du taux d'invasion augmente entre les points. Dans ce cas réduire l'échantillonnage augmenterait la probabilité de ne pas détecter l'invasion.

1.2. Variables essentielles et échantillonnage

Les discussions avec le groupe de travail ont été réalisées lors de réunions physiques ou à distance. Un maximum de partenaires et au moins un représentant des différentes institutions porteuses était présent à chaque réunion. Mon rôle en tant que stagiaire du CIRAD était de participer aux discussions et d'aider à la prise de décision en présentant les analyses et les évolutions possibles du protocole précédent. Plusieurs démarches ont été appliquées pour établir de manière commune les variables essentielles et supplémentaires à utiliser pour mesurer le degré d'invasion. En premier lieu un questionnaire a été utilisé pour récolter les besoins et l'avis des gestionnaires de nombreuses structures impliquées dans la gestion des espèces envahissantes. Ce questionnaire a permis de réaliser une longue liste de variables jugées utiles et informatives pour mesurer la sévérité des invasions végétales, l'état de santé des écosystèmes et l'efficacité d'actions de lutte.

Par la suite cette liste de variables a été analysée et complétée par le groupe de travail. L'objectif étant de sélectionner un sous-ensemble au sein de la première sélection de variables. Pour cela deux sous-groupes furent formés, au sein desquels la pertinence et l'efficacité opérationnelles des variables ont été discutées. Finalement, et cette fois-ci avec l'intégralité du groupe, les variables furent définitivement classées comme variables essentielles et variables supplémentaires pour un protocole de mesure du degré d'invasion. Après validation finale, un deuxième échange a traité de la mesure des variables sur le terrain. Le second objectif était de statuer sur l'échantillonnage le plus approprié et répondant le mieux aux objectifs de mesure du degré d'invasion. Les discussions furent appuyées par le protocole initial réalisé par Fenouillas et ses collaborateurs, ainsi que les analyses réalisées en amont (Cf partie 1.1).

2. Résultats

2.1. Analyse des données préexistantes

Les différentes simulations du taux d'invasion réalisées pour chaque strate des deux milieux, Mare Longue (MR) et Piton de Caille (PC), sont présentées sur la figure 5. La dispersion des valeurs simulées autour de la moyenne du taux d'invasion des mailles augmente de manière exponentielle pour chaque strate et dans les deux milieux. On remarque que les mailles avec des taux d'invasions extrêmes, très faiblement ou très fortement envahis, ont tendances à présenter une dispersion des valeurs plus réduite. Cependant, l'évolution de la dispersion est relativement homogène dans chaque situation, pour 6 échantillons l'écart-type du taux d'invasion est inférieur à 0.1 en moyenne. Réduire de 10 points l'effort d'échantillonnage par maille revient à diviser par 2,5 le nombre de point à réaliser. Ce seuil de 6 points d'échantillonnages a semblé le plus optimal car réduisant significativement l'effort d'échantillonnage sans risquer de mal estimer le degré d'invasion des zones étudiées.

2.2. Variables essentielles et échantillonnage

Variables essentielles :

Des discussions avec le groupe de travail il est ressorti que les variables les plus essentielles étaient :

- **L'abondance des espèces exotiques** qui est un estimateur, mesurable sur le terrain, de l'étendue de l'invasion.
- **L'abondance totale des espèces indigènes** (cette mesure sera nommé abondance indigène), pensée comme un indicateur du statut de conservation d'un habitat elle permet aussi une mesure relative de l'abondance en espèces exotiques.
- **La richesse spécifique et la composition en espèces exotiques** car elles donnent des informations sur les changements dans la composition ou la structure de la communauté végétale et permettent de mettre en avant le caractère invasif ou émergeant d'une espèce.
- **La richesse spécifique et la composition en espèces indigènes** : Cette variable a été déterminé comme supplémentaires car elle demande une bonne expertise botanique et implique un temps plus long de mesure sur le terrain.

Fenuillas et ses collaborateurs (2021) ont montré la corrélation significative des effectifs et recouvrements relatifs en espèces exotiques. Pour mesurer l'abondance il a donc été choisis d'utiliser une mesure de recouvrement qui est par ailleurs plus rapide à relever sur le

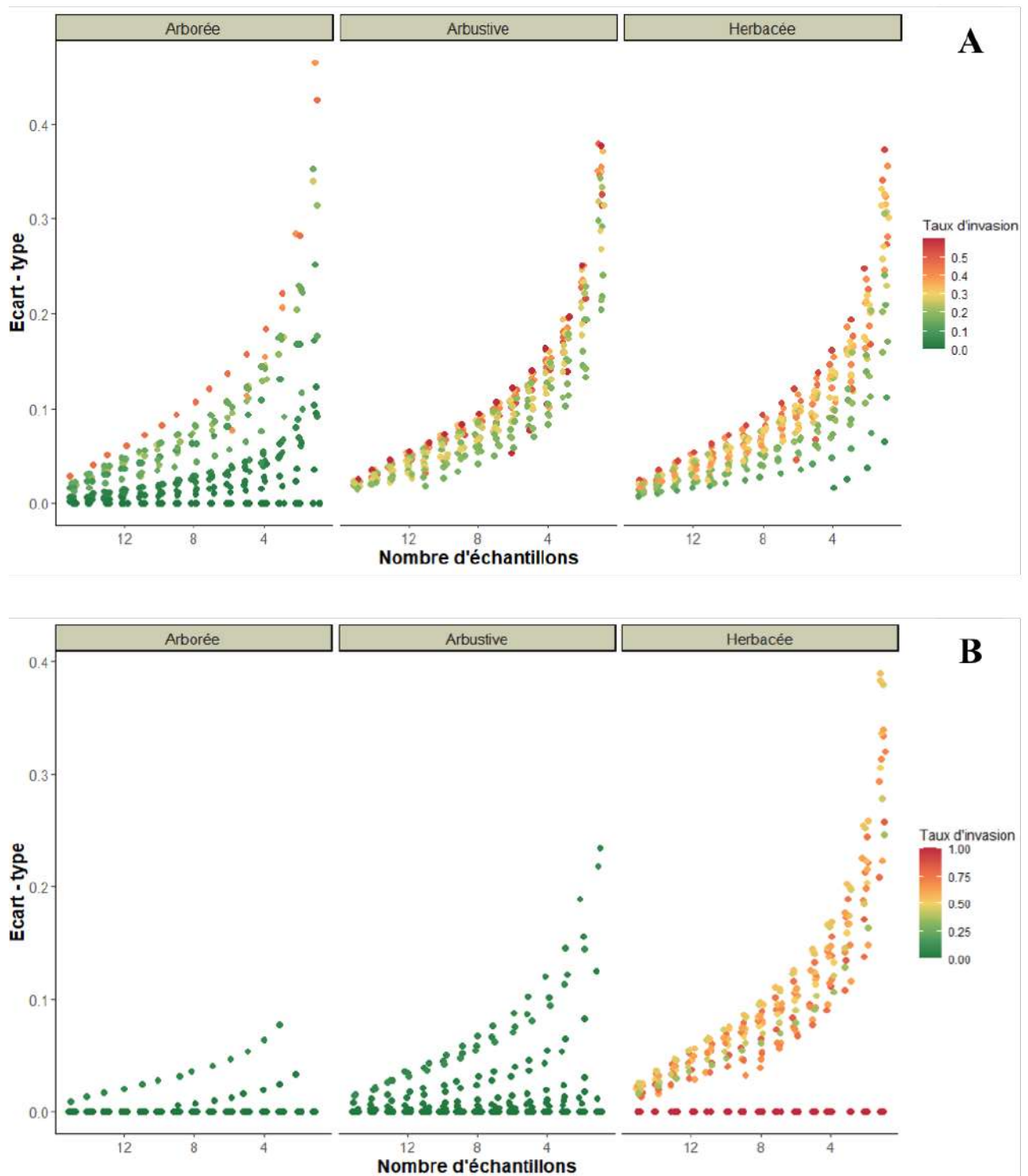


Figure 5. Écart-type du taux d'invasion en fonction du nombre de points d'échantillonnage conservés : pour chaque simulation, chaque maille et les trois strates de végétation sur les sites de (A) Mare Longue et (B) du Piton de Caille. Le gradient de couleurs indique le taux d'invasion des mailles. Les mailles les moins envahies sont représentées en vert, les mailles très envahies en rouge.

terrain.

De plus pour rendre compte au maximum de l'invasion, une distinction des variables sera effectuée par strate de végétation. Dans l'objectif d'avoir une continuité logique et pratique avec les travaux déjà réalisés sur le territoire il a été décidé d'adopter la méthode du CBNM, à savoir : 1 strate herbacée allant de 0 à 1m, une strate arbustive allant de 1m à 7m et une strate arborée au-delà de 7m.

Échantillonnage :

Plusieurs points ont été soulevés lors des discussions. Premièrement, l'importance de conserver un échantillonnage systématique afin de couvrir l'intégralité de la zone d'étude et de permettre une cartographie plus lisible. Aussi un échantillonnage systématique peut permettre un marquage des unités d'échantillonnages et un suivi temporel. Deuxièmement, le besoin d'une unité d'échantillonnage minimale de taille réduite permettant de faire les relevés rapidement et potentiellement de compléter de manière morcelé la cartographie des habitats. Réduire le nombre de points d'échantillonnage du premier protocole prototype répondait le mieux à ces recommandations. Cependant, n'ayant pas pu conclure lors des réunions, la structure minimale de l'échantillonnage a été définie après des tests de terrain. Une sortie terrain a donc été réalisé avec plusieurs partenaires du groupe de travail. Plusieurs tailles de quadrats ont été testées. C'est un quadrat circulaire de 3m de rayon qui a semblé répondre le plus aux objectifs de relevé de terrain rapide.

Le protocole sera utilisé sur des zones parfois très vaste comme des massifs forestiers. Il a donc été jugé nécessaire que l'échantillonnage soit suffisamment rapide. A l'issue des discussions, et en s'appuyant des résultats présentées partie 1.1, il a été décidé de réaliser un point d'échantillonnage tous les 100m, comparable à garder approximativement 6 points par mailles. De plus pour capter un maximum d'information des zones traversées la décision fut prise de noter les espèces exotiques observées entre les points d'échantillonnage. C'est un besoin qui avait déjà été exprimé lors de la réalisation du protocole réalisé sur les zones de Mare Longue et du Piton de Caille.

La forêt des Hauts de Montvert – Site pilote pour l’essai du protocole

1. Matériels et méthodes

1.1. Zone d’étude et méthode d’échantillonnage

La forêt des Hauts de Montvert est comprise dans un Espace Naturel Sensible (ENS) de 209 hectares géré la Société Publique Locale : Écologie et Développement Durable des Espaces Naturels (SPL-EDDEN) qui est rattachée au Département (Fig. 6). Cette ENS situé sur la commune de Saint-Pierre borde la rivière des remparts du côté nord et s'étale de 1330 m jusqu'à 1650 m. Il fut choisi comme site pilote car abritant des zones forestières de bois de couleurs des hauts (typique de l'étage mésotherme) remarquables par leurs états de conservation et la diversité des espèces indigènes qu'elles renferment. Du fait d'un relief égal sur l'ensemble de la zone cette forêt présente une structure et une composition très homogènes. La canopée est dominée majoritairement par les grands arbres des stades secondaires comme le tan rouge (*Weinmannia tinctoria* Sm.), les mapous (*Monimia* sp.) et les mahots (*Dombeya* sp.). Le sous-bois présente quant à lui une diversité importante d'arbuste endémique : *Chassalia* sp., *Bertiera* sp., *Badula* sp., *Claoxylon* sp., *Phyllanthus* sp, etc. Une caractéristique importante est la présence massive du persil marron (*Pilea urticifolia* (L. f.) Blume) et de l'ananas marron (*Astelia hemichrysa* (Lam.) Kunth) structurant la strate herbacée. Certains genres présentent une haute diversité comme les *Dombeya* (7 espèces), ou chez les fougères le genre *Asplenium* (6 espèces), et les Piperaceae le genre *Peperomia* (6 espèces). Sur la partie basse de la zone, à la jonction entre la forêt des Hauts de Montvert et de la forêt de La Mare, sont présentes des prairies ouvertes (Fig. 6). Elles ont pour origine des végétation herbacées naturelles de zone humide à *Juncus effusus* L. ou *Carex balfourii* Kük. Ces zones ouvertes ont facilité le départ des défrichements humains.

1.2. Méthode d’échantillonnage

Le placement des unités d'échantillonnage a été réalisé selon une grille standard de 100m par 100m utilisée par le Parc national de La Réunion, avec l'objectif de permettre une continuité temporelle des suivis par les agents du Parc. Selon le protocole défini par le groupe de travail les unités étaient distantes de 100m (Fig. 7). Chaque point d'échantillonnage a été atteint à l'aide d'un GPS en suivant un parcours linéaire dans le sens de la pente. Le long de ce parcours chaque espèce exotique observée étaient notée. Sur l'ensemble de la zone 109 hectares

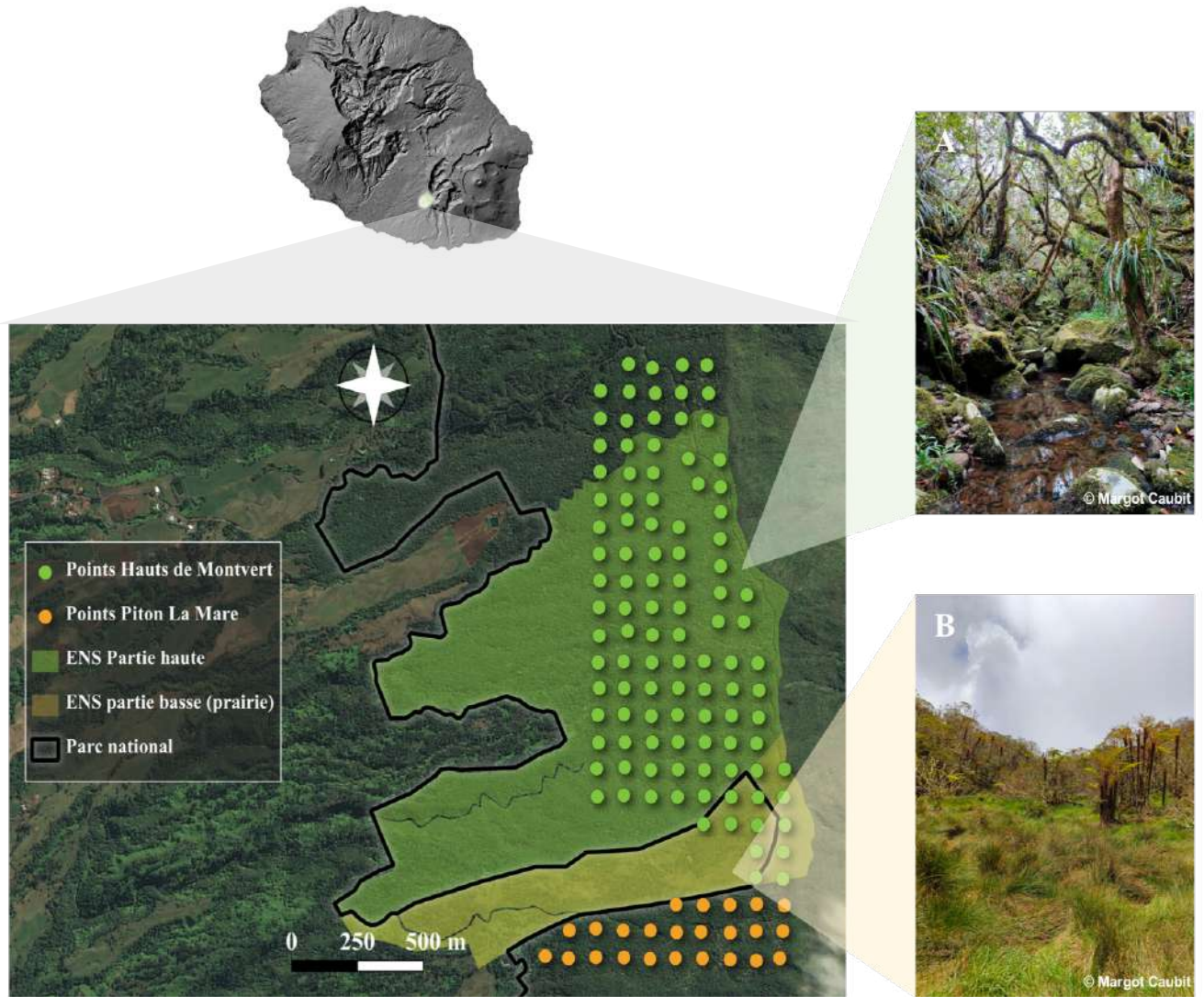


Figure 6. Zone d'étude des Hauts de Montvert, bordant la falaise de la rivière des Remparts. Les points d'échantillonnage sont pour la plupart compris dans l'Espace Naturel Sensible (ENS) de la forêt des Hauts de Montvert. Deux habitats sont présents sur l'étendue de l'ENS : (A) la forêt de bois de couleur des hauts typique de l'étage mésotherme hygrophile et (B) les prairies humides d'altitudes. Seule la partie haute de l'ENS a été inscrit au Parc national de La Réunion.

ont été échantillonnés, 24 de plus ayant été réalisés dans la zone du Piton de la Mare mitoyenne des Hauts de Montvert (Fig. 6). Au niveau de chaque point d'échantillonnage différentes mesures ont été réalisées conformément aux décisions du groupe porteur du projet. Le recouvrement de chaque espèce exotique et de toutes les espèces indigènes confondues a été mesuré selon trois strates. Les recouvrements arbustifs et arborés des espèces exotiques et des indigènes étaient mesurés dans un quadrat circulaire de 6 mètres de diamètre. Pour placer le quadrat, deux mètres ruban de 3 mètres étaient tirés. Les recouvrements des individus dans la strate herbacées (0-1m) ont été mesurés dans deux quadrats de 1m², placés symétriquement de part et d'autre du centre du quadrat (Fig. 7).

La détermination des espèces a nécessité la collection de spécimens, des prises de photos et la réalisation d'un guide botanique des espèces présentes sur la zone (Annexe 3.). La liste des espèces exotiques de la zone a été complétée en partie à l'aide d'une expertise floristique réalisée par le Conservatoire Botanique National des Mascareignes (CBNM) sur cet ENS des Hauts de Montvert (Conseil Départemental de La Réunion, 2021).

1.3. Analyses des données récoltées

Toutes les explorations et analyses géomatiques ont été réalisées à l'aide du logiciel QGIS (QGIS.org, 2022). Les analyses statistiques et la manipulation de données ont été effectuées avec le logiciel libre R (R Core Team, 2021).

Degré d'invasion et composition de la communauté végétale exotique :

A l'aide des relevés effectués sur la zone, les fréquences et abondances moyennes des espèces exotiques ont pu être calculées pour chaque strate de végétation, ainsi que la diversité exotique moyenne et totale. La richesse spécifique exotique (RSE) estimée a aussi été obtenues à l'aide des transects et comparée à celle obtenues avec les points d'échantillonnages. Des courbes d'accumulation d'espèces ont été réalisées à l'aide du package *iNEXT* de R permettant d'extrapoler les richesses spécifiques potentielles. Le taux d'invasion, défini comme le recouvrement relatif des espèces exotiques par rapport aux recouvrement indigène, a pu être calculé. Des cartographies des taux d'invasions par strates ont ensuite été réalisées. Afin d'explorer la structure de la communauté des espèces exotiques et tenter d'identifier les associations d'espèces un corrélogramme, avec les relevés de transect, et une analyse factorielle des correspondances, avec les données de point d'échantillonnage, ont été utilisés.

Construction d'indicateurs synthétiques et cartographie de l'invasion :

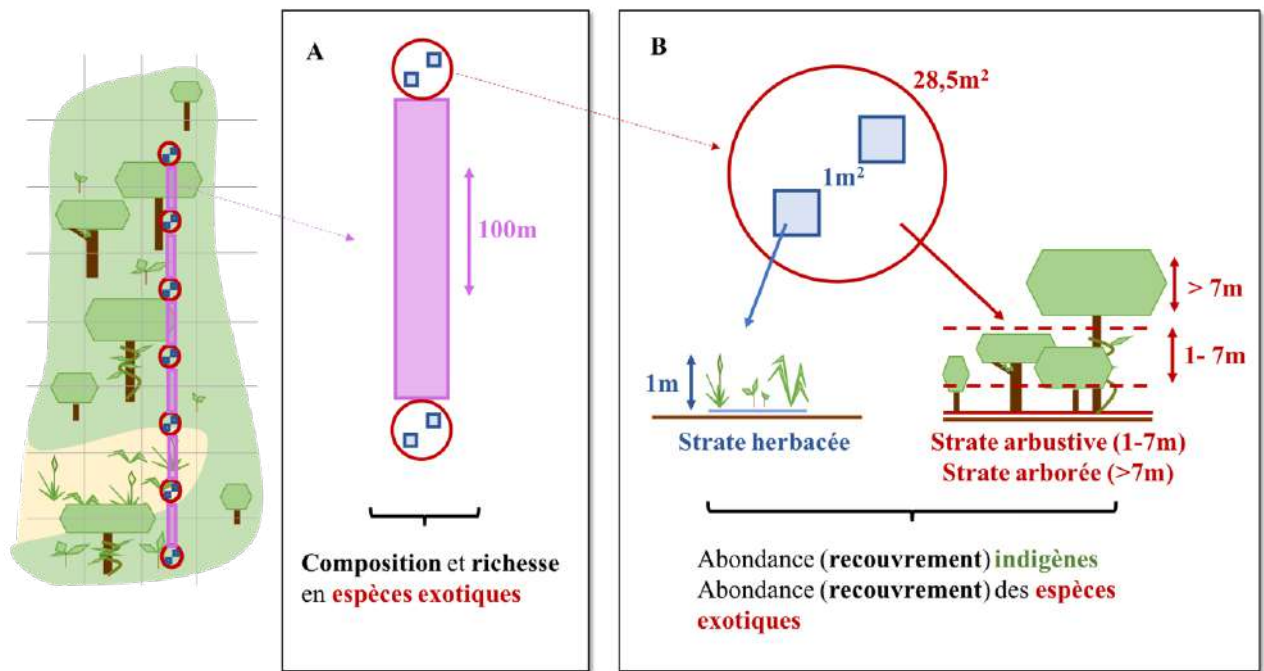


Figure 7. Description du protocole de mesure du degré d'invasion mis en place sur la zone des Hauts de Montvert. La zone a été quadrillée en utilisant une grille standard de 100x100m. Tous les 100 m un point d'échantillonnage (B) a été réalisé. Entre chaque point, soit sur un transect de 100m (B), les espèces exotiques ont été relevées.

Chaque point d'échantillonnage est caractérisé par des données de recouvrements, exotiques et indigènes, et de richesse spécifique, exotique, pour les trois strates de végétation. Afin de réaliser une cartographie synthétique, le degré d'invasion en chaque point d'échantillonnage a été défini comme une combinaison de ces variables. Guo et ses collaborateurs (Guo et al., 2015) ont proposé d'estimer le degré d'invasion par le calcul d'un indice :

$$DI = (A_{exo} / A_{tot} + S_{exo} / S_{tot}) / 2 \quad (1)$$

avec A l'abondance et S la richesse spécifique. La richesse spécifique indigène (RSI) n'ayant pu être mesurée il a été choisi de pondérer l'abondance relative par la RSE pour donner du poids à la présence d'espèce exotique. L'indice a été calculé ainsi :

$$DI = (A_{exo} / A_{tot}) * (S_{exo} / 10 + 0,9) \quad (2)$$

Lorsqu'une seule espèce est présente $DI = A_{exo} / A_{tot}$. Le DI est multiplié par 2 si 11 espèces exotiques sont présentes car : $S_{exo}/10 + 0,9$ suit une droite d'équation : $y = 0,1 * S_{exo} + 0,9$.

Une seconde méthode a consisté à réaliser des analyses de classification multivariées. Les variables utilisées pour ces analyses sont la RSE par strates et les recouvrements en espèces exotique et en indigène par strates. L'approche utilisée est celle de la classification hiérarchique sur composante principale (HCPC) réalisé à partir de la fonction *HCPC* du package *FactoMineR*. Une analyses factorielle multiple (AFM) a d'abord été réalisé puis une classification hiérarchique effectuée sur les composantes principales. Cela permet d'utiliser les variables les plus discriminantes pour la création des clusters.

2. Résultats

1.1. Abondance et répartition des espèces exotiques

Sur la zone des Hauts de Montvert les points d'échantillonnages ont permis de détecter 32 espèces exotiques, 28 étant présentes dans la strate herbacée, 14 dans la strate arbustive et 4 dans la strate arborée. Avec les transects, ce sont 44 espèces exotiques qui ont pu être observée. Les courbes d'accumulations d'espèces en fonction du nombre de points d'échantillonnages ou de transects sont présentées sur la figure 8. On remarque une capacité de détection d'espèces exotiques accrue avec les transects. En effet, en moyenne 35 espèces sont détectées avec 25 transects, tandis qu'il faudrait 150 points d'échantillonnage pour détecter un même nombre d'espèces.

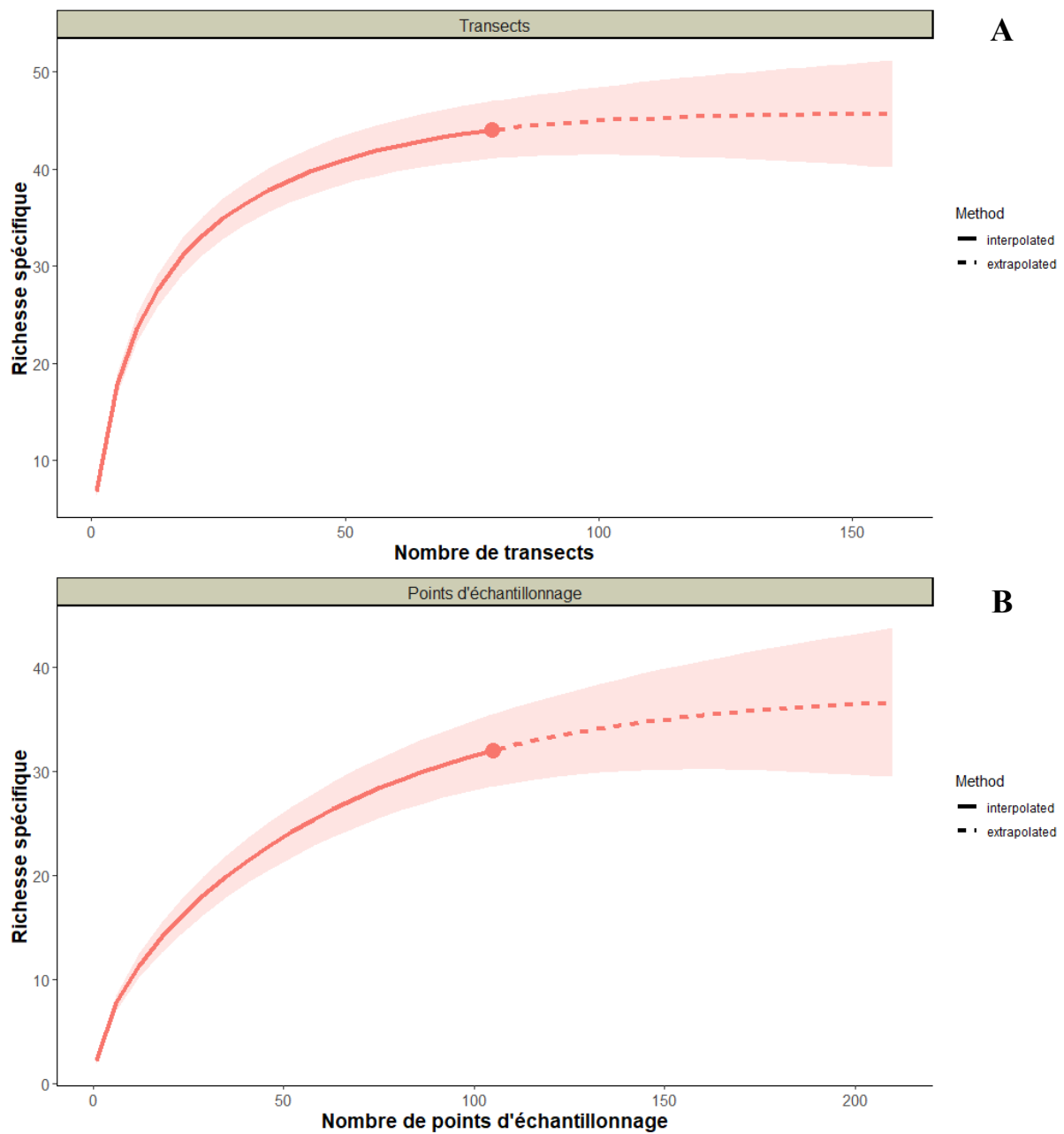


Figure 8. Courbes d'accumulation d'espèces réalisées à partir des données de transects (A) ou de points d'échantillonnage (B) mis en place sur la zone des Hauts de Montvert. Les courbes ont été représentées avec le package iNEXT permettant d'extrapoler les richesses spécifiques potentielles.

Les données de fréquence et d'abondance des espèces exotiques présentes sont rassemblées dans le tableau 3. De nombreux type biologique sont observés parmi les espèces présentes sur la zone. Beaucoup d'espèces restent cependant très rares. Les espèces les plus fréquemment rencontrées sont *Ageratina riparia* (Regel) R.M. King et H. Rob, *Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng, *Solanum mauritianum* Scop., *Psidium cattleianum* Sabine. et *Rubus alceifolius* Poir.. Toutefois les transects augmentent considérablement la fréquence d'observation de certaines espèces comme *Erigeron karvinskianus* DC. ou *Fragaria vesca* L. (Annexe 4.). Le recouvrement des espèces exotique est très variable, les grands écarts-types montre une forte hétérogénéité de l'invasion sur la zone (Tab. 4 & Fig 9). Certaines espèces très fréquemment rencontrées comme *Z. aethiopica* sont peu abondantes tandis que d'autres comme *R. alceifolius* sont plus rarement rencontrés mais abondantes lorsqu'elles sont observées. De manière générale la zone est très faiblement envahie avec des valeurs totales moyennes de recouvrement exotique ne dépassant pas 1,2 %. Néanmoins certaines espèces problématiques ont été retrouvées lors des relevés : *Acacia mearnsii* De Wild. dans la partie basse de la zone et les prairies ouvertes, *Ulex europaeus* L. dans les zones de prairies et *Strobilanthes hamiltonianus* (Steud.) Bosser et Heine jusque dans les parties de cœur de forêt.

La répartition de l'invasion semble hétérogène dans les zones forestières alors que les zones ouvertes de prairies sont envahies de manière homogène (Fig. 9). Les strates herbacées sont les plus envahies, notamment dans les zones de prairies où l'invasion est maximale avoisinant des recouvrements de 100%. Les milieux forestiers sont dans l'ensemble exempts de la majorité des espèces exotiques présentes dans les zones ouvertes ou anciennement ouvertes. La strate arbustive est moins envahie, les zones les plus touchées semblent être majoritairement dans les parties basses de la zone. La strate arborée est quasiment intacte, seul 3 points d'échantillonnage présentent des espèces exotiques en strate arborée, celles-ci ne dépassant pas les 50% de recouvrement. De manière générale, la zone de prairie intermédiaire entre la forêt des Hauts de Montvert et la forêt de la Mare est très envahie par des espèces herbacées exotiques. Les photographies aériennes prises par l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN) soulignent bien l'historique agricole de la zone qui a été défriché à plusieurs reprises, entre 1950 et 1970 et de 1990 à nos jours (Annexe 5.).

1.2. Composition de la communauté végétale exotique

L'analyse des corrélations entre espèces obtenues avec les données des transects met en avant les principaux cortèges d'espèces exotiques de la zone (Fig. 10). Deux cortèges sont très distinctement mis en avant par le corrélogramme : le premier composé d'espèces herbacées

Tableau 3. Recouvrement et fréquence moyens des espèces exotiques observées dans 133 points d'échantillonnage, sur la zone des Hauts de Montvert. Les moyennes de recouvrement n'ont été réalisées qu'avec les données de présences d'espèces. Les espèces les plus abondantes (Freq >10%) ont été colorées en rouge. Rec : recouvrement ; Freq : fréquence.

Espèces	Strate herbacée		Strate arbustive		Strate arborée	
	Rec (%)	Freq(%)	Rec (%)	Freq(%)	Rec (%)	Freq(%)
<u>Liane</u>						
<i>Rubus alceifolius</i> Poir.	10	5	25	10	5	0,8
<u>Graminée</u>						
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	51	8				
<i>Carex leporina</i> L.	4	0,8				
<i>Cenchrus clandestinus</i> (Hochst. ex Chiov.) Morrone	64	3				
<i>Holcus lanatus</i> L.	13	2				
<i>Luzula campestris</i> (L.) DC. var. <i>gracilis</i> S. Carter	6,8	0,8				
<i>Microlaena stipoides</i> (Labill.) R. Br.	3	0,4				
<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	10	1,3				
<u>Herbacée</u>						
<i>Ageratina riparia</i> (Regel) R.M. King et H. Rob.	40	23	2	2		
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	16	0,8				
<i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott			3	2		
<i>Digitalis purpurea</i> L.	9	0,8				
<i>Erigeron karvinskianus</i> DC.	11	2,5	2	1,5		
<i>Fragaria vesca</i> L.	17	2				
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	6	0,8				
<i>Kalanchoe pinnata</i> (Lam.) Pers.	10	0,4				
<i>Oxalis corniculata</i> L.	2	0,4				
<i>Plantago lanceolata</i> L.	8	0,8				
<i>Potentilla indica</i> (Andrews) Th. Wolf	3	0,8				
<i>Prunella vulgaris</i> L.	5	0,4				
<i>Rumex abyssinicus</i> Jacq.			0,5	0,8		
<i>Strobilanthes hamiltonianus</i> (Steud.) Bosser et Heine	7	0,8	5	0,8		
<i>Verbena bonariensis</i> L.	15	0,4				
<i>Zantedeschia aethiopica</i> (L.) Spreng.	12	16	2	1,5		
<u>Arbuste</u>						
<i>Boehmeria macrophylla</i> Hornem.	7	0,4	20	0,8		
<i>Fuchsia magellanica</i> Lam.	1	0,8	4	2		
<i>Ligustrum ovalifolium</i> Hassk.	2,5	0,8	1	0,8		
<i>Ulex europaeus</i> L.			13	0,8		
<u>Arbre</u>						
<i>Acacia mearnsii</i> De Wild.			11	2	25	2
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine.	5	8	10	22	2	1
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	7	3,5	8	24	7	2

retrouvées en sous-bois ou en lisière forestière comme *E. karvinksianus* ou *F. vesca* et d'espèces de zone ouverte et sèche comme *Hypochaeris radicata* L.; le second composé d'espèces herbacées de zone ouverte comme *Cenchrus clandestinus* (Hochst. Ex Chiov) Morrone ou *Dactylis glomerata* L. et d'espèce de zone humide comme *Juncus tenuis* Willd.. D'autres cortèges présentent des espèces moins clairement associées comme *A. riparia*, *Z. aesthiopica* et *S. mauritianum*. Ces résultats sont à nuancer puisque les espèces très rares peuvent sembler fortement associées aux autres espèces présentes sur le transect. Plus les espèces sont retrouvées fréquemment comme *A. riparia* ou *Z. aesthiopica* plus les corrélations sont solides.

L'analyse factorielle des correspondances réalisée avec les points d'échantillonnage (Fig. 11) met aussi en avant des associations d'espèces sur certains sites. On retrouve des similitudes avec le corrélogramme, en effet, *A. riparia*, *Z. aesthiopica* et *S. mauritianum* ont tendance à être associés sur les mêmes sites. Une association qui n'était pas mise en avant par le corrélogramme est celle entre *R. alceifolius*, *P. cattleianum* et *A. mearnsii*. Les tendances sont moins claires pour les espèces herbacées comme *Antoxantum odoratum* L., *E. karvinksianus* et *C. clandestinus*. En effet, elles semblent présentes sur moins de sites et ceux-ci se distinguent fortement des autres. La zone semble donc pouvoir être sous-structurée par plusieurs cortèges différents d'espèces exotiques.

1.3. Typologie, classification et cartographie du degré d'invasion

Le graphique présentant les corrélations entre variables et dimensions de l'analyse factorielle multiple est présenté sur la figure 12.A. Les variables contribuant majoritairement à la définition du plan factoriel sont la diversité et l'abondance d'espèces exotiques herbacées et l'abondance indigène arbustive et arborée ; abondance et diversité exotique étant négativement corrélée avec les abondances indigènes. Recouvrement et diversité exotique sont positivement corrélés pour chaque strate. Les recouvrements arbustifs et arborées des indigènes sont fortement corrélés négativement le long de l'axe 1 auquel ils contribuent majoritairement. Ces résultats aident à analyser les clusters établis à partir du plan factoriel (Fig. 12.B).

Trois clusters sont discriminés par l'analyse. Chaque cluster est relativement homogène et bien discriminé dans le plan factoriel de l'AFM. Seul le cluster 3 n'est pas bien représenté dans ces deux dimensions. Le premier cluster se définit par des faibles recouvrements exotiques et de forts recouvrements indigènes. La dispersion des sites le long de l'axe 1 s'explique par la corrélation négative des recouvrements indigène arborés et arbustifs. En forçant l'analyse à former 4 clusters, deux groupes sont discriminés au sein de ce premier cluster : l'un présentant de fort recouvrement arbustif indigène l'autre de fort recouvrement arborée (Annexe 6.). Le

Tableau 4. Recouvrement moyen par strate de végétation et sur toute la zone des Hauts de Montvert (calculés à partir des données de points d'échantillonnage) des espèces indigènes et exotiques. La richesse spécifique en espèces exotiques moyenne par strate et pour tous les points d'échantillonnage est aussi indiquée. Rec : recouvrement ; RSE : Richesse Spécifique Exotique.

Strates	Rec (%) Indigène	Rec (%) Exotique	RSE
Herbacée	55 ± 38	1,3 ± 3	28
Arbustive	56 ± 25	0,5 ± 1	14
Arborée	46 ± 32	0,2 ± 0,2	4

deuxième cluster est décrit principalement par le recouvrement et la diversité en espèces exotiques de la strate herbacée et arbustive. Le cluster 3 est composé d'un seul point d'échantillonnage et est discriminé uniquement par la diversité et l'abondance d'espèces exotiques de la strate arborée. Les clusters 2 et 3 représentent donc des degrés d'invasions différents : une invasion majoritairement limitée aux strates basses (herbacée et arbustive) et une invasion ayant gagnée la strate arborée. Le premier cluster est faiblement envahi et peut être divisé pour affiner les informations sur la structure de la végétation indigène.

L'indice du degré d'invasion donne plus de poids aux zones présentant une forte diversité en exotique, et ayant de très faibles recouvrements indigènes (Fig. 13). Tandis que la cartographie réalisée avec les clusters donne plus de poids aux zones envahies dans la strate arborée. La lecture de cartographie à l'aide des clusters est simple puisque seuls 3 facteurs sont utilisés. On remarque cependant plus de sensibilité avec l'indice. Celui-ci met en avant des espaces faiblement envahis dans la strate herbacée.

Discussions

1. Mesure du degré d'invasion

1.1. Quelles mesures pour le degré d'invasion ?

Les discussions avec le groupe de travail ont mis en avant l'importance d'avoir des variables permettant de faire le lien entre structure et sévérité d'une invasion et composition du cortège d'espèces exotiques. Un milieu très envahi avec peu d'espèces exotiques n'implique pas les mêmes actions qu'un milieu avec une très forte diversité d'espèces exotiques pouvant contenir des espèces émergentes. La distinction des informations d'abondance et de richesse spécifique est donc cruciale pour la gestion des invasions et la priorisation des actions (Catford et al., 2012).

Toutefois, les mesures de l'abondance ont été sujettes à débat. La mesure des effectifs peut en effet apporter une plus grande précision sur la dynamique des populations car c'est une mesure très précise de l'abondance (Elzinga et al., 2001). Toutefois, dans le cas de l'étude du degré d'invasion cela peut sous-estimer la place qu'occupe une espèce dans la communauté puisqu'une liane, une graminée ou un arbre ne compteront tous que pour un individu. De plus les comptages sont complexes voire impossible à réaliser pour des espèces stolonifères ou buissonnantes. Afin d'estimer l'abondance des espèces il a aussi été proposé de mesurer la biomasse. Cependant, celle-ci apporte une information dans 3 dimensions ce qui peut

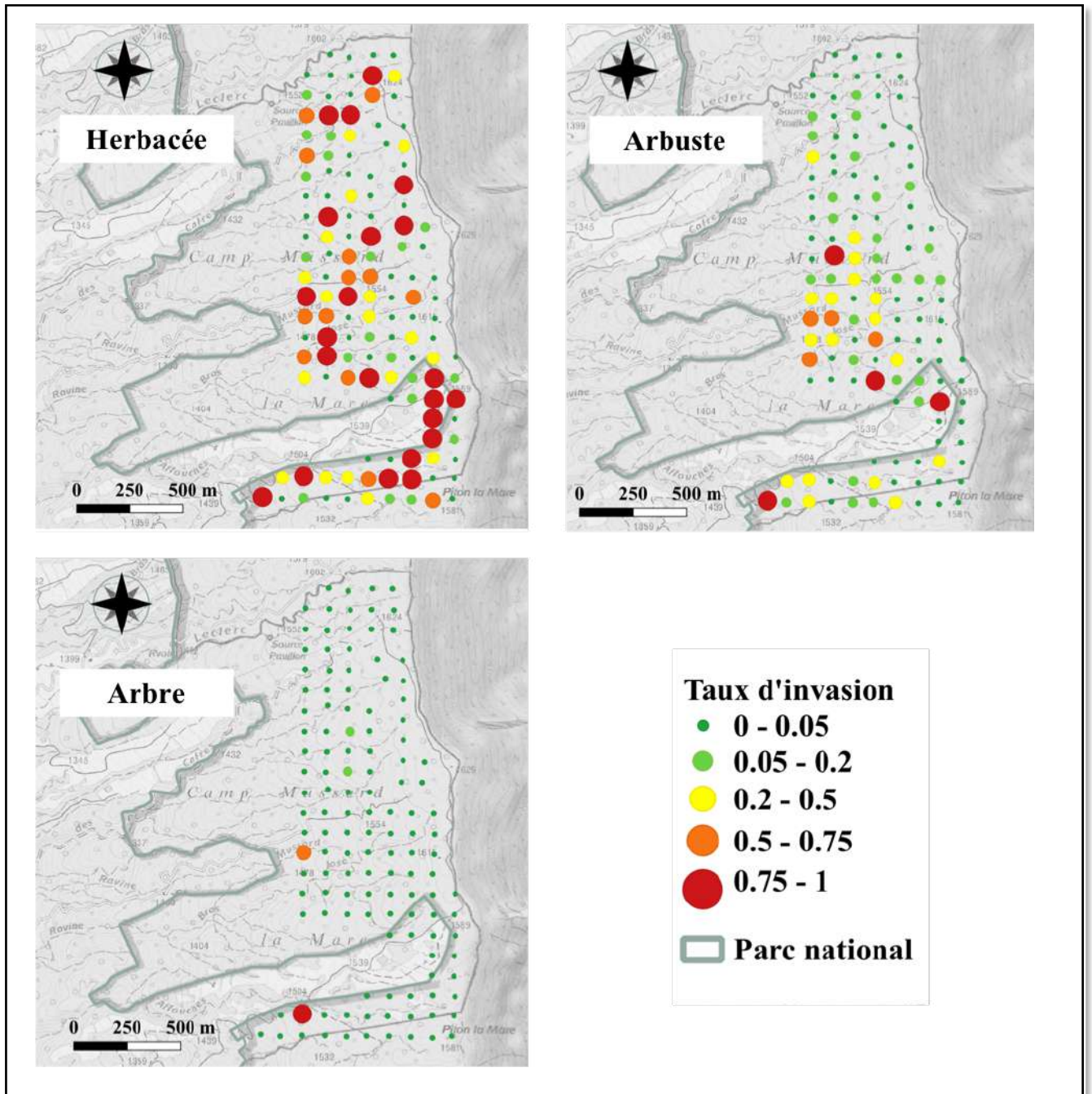


Figure 9. Cartographie du taux d'invasion (recouvrement exotique / recouvrement total), pour les 3 différentes strates de végétation, de la forêt des Hauts de Montvert.

augmenter les biais d'observateur. Même si peu d'études se sont intéressées à cette comparaison, les deux mesures semblent apporter des informations même nature (Chiarucci et al., 1999). La mesure des hauteurs d'arbres n'a été qu'estimée, or de nombreux outils ou méthodes de mesures existantes auraient permis une plus grande précision et réduit les biais d'observation (Williams et al., 1994; Andersen et al., 2006; Larjavaara and Muller-Landau, 2013).

Lors des discussions la mesure de l'impact des espèces exotiques a aussi été abordée mais semblait trop difficile à mesurer sur le terrain. L'impact des espèces exotiques est pourtant considéré comme essentiel pour la mesure globale du degré d'invasion par Latombe et ses collaborateurs (2017). Afin d'avoir une priorisation intelligente, le groupe de travail est actuellement en train de mettre en place une classification des espèces exotiques envahissantes les plus problématiques. Cela pourrait donc donner un poids plus important à certaines espèces pour la définition du degré d'invasion. C'est un moyen possible de lier la notion d'impact des espèces exotiques, difficile à mesurer sur le terrain, avec celle de degré d'invasion. En plus de la notion d'impact ce sont les capacités de régénération des habitats naturels qui pourraient permettre une meilleure estimation du degré d'invasion (Catford et al., 2012; Guo et al., 2015). Le protocole mis en place a récolté des données sur les plantules indigènes dans l'objectif de quantifier cette régénération, mais ces informations n'ont pas été exploitées dans cette étude.

1.2. Variables essentielles et supplémentaires

Les variables essentielles choisies par le groupe de travail sont cohérentes avec les recommandations présentées par les chercheurs (Catford et al., 2012; Guo et al., 2015; Latombe et al., 2017). Toutefois, la richesse spécifique et la composition indigène ont semblées moins essentielles car l'objectif du protocole standardisé est double. Les données récoltées pourront contribuer à la recherche mais seront principalement utilisées pour établir des priorités d'actions contre les espèces invasives. A l'échelle de La Réunion, il sera donc nécessaire d'être attentif à ce que les données ne soient pas mal interprétés, comme le mettent en avant Guo ou Catford et leurs collaborateurs (2012; 2015); des données de richesse spécifique absolue pouvant mener à des confusions. En effet, un habitat présentant une très forte RSE n'est pas nécessairement plus en danger. La RSE peut donc se révéler un mauvais indicateur de la gravité des invasions (Florens et al., 2016). Des exemples sont flagrants dans les îles océaniques : à La Réunion, Maurice ou Hawaii mais aussi en milieu continental comme en Floride. En effet, certaines espèces transforment radicalement les écosystèmes comme *R. alceifolius*, *Lygodium microphyllum* (Cav.) R. Br., *Hedychium gardnerianum* Sheppard ex Ker Gawl., *Melastoma*

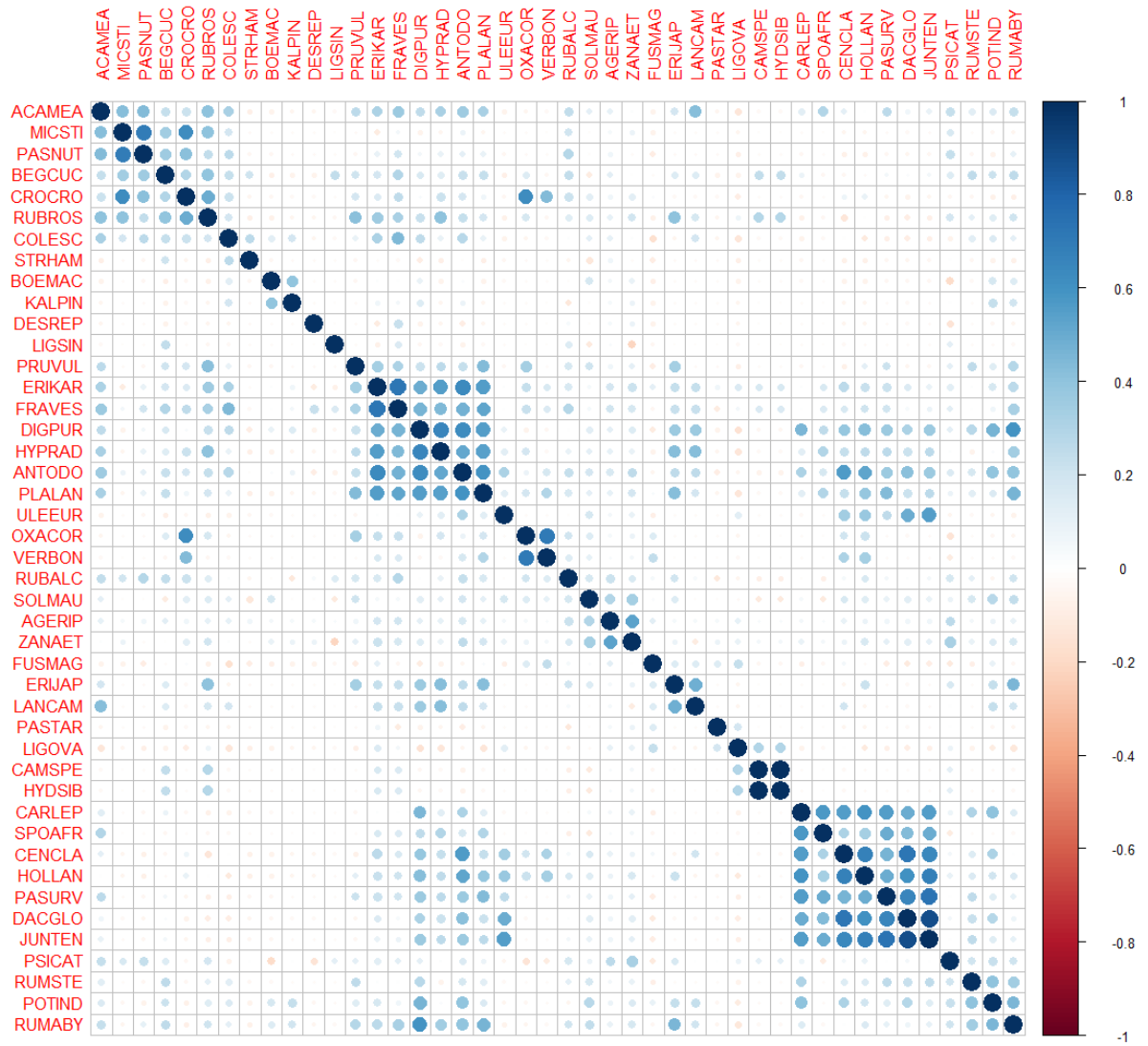


Figure 10. Corrélogramme construit à partir d'une matrice de corrélation avec la fonction *cor* (méthode Pearson). La matrice est une matrice de communauté obtenues avec les transects réalisés sur la zone des Hauts de Montvert. Les espèces associées à chaque code utilisé sur cette figure sont présentées dans l'annexe 4.

candidum D. Don, *P. cattleianum* ou *Hiptage benghaliensis* (L.) Kurz. Ces espèces forment des populations monospécifiques très agrégées qui appliquent de fortes pressions sur les communautés indigènes : réduisant la densité et la régénération des espèces indigènes ou augmentant la sensibilité des forêts aux feux et aux cyclones (Baret et al., 2013, 2006; Zimmerman et al., 2008; Fujisaki et al., 2010 ; Florens et al., 2016; Cybèle et al., 2021). D'autres habitats, comme l'ENS des Hauts de Montvert, regroupe une abondante diversité d'espèce exotique et restent pourtant très bien conservés. Par ailleurs, les théories de saturations de niches et de réduction de l'invasibilité (Case, 1990; Hierro et al., 2005) semblent avoir une limite à l'échelle paysagère, puisqu'une grande diversité d'habitats peut permettre à plus d'espèces exotiques de trouver des conditions favorables (Stohlgren et al., 1999). C'est le cas de l'ENS des Hauts de Montvert qui présente naturellement deux habitats différents : forêt de bois de couleur des hauts et prairie humide d'altitude. Ainsi, pour éviter une mauvaise interprétation des mesures de RSE à l'échelle du paysage, il peut être nécessaire de réaliser une mesure de RSI. Celle – ci permettrait le calcul de la RSE relative et empêcherait les surestimations en pondérant la haute RSE par une plus grande RSI. L'augmentation de l'hétérogénéité au sein des habitats peut aussi augmenter la richesse spécifique (Turner, 1989). Sur l'ENS des Hauts de Montvert qui est une zone pourtant considérée comme homogènes plusieurs cortèges d'espèces exotiques différents ont été retrouvés. Cette diversité des cortèges pourrait être expliquée par les défrichements successifs qui ont augmentés l'hétérogénéité structurelle de la zone (Annexe 5.).

1.3. Indicateurs ou classifications, quelle synthèse pour le degré d'invasion ?

Définir des variables essentielles permet l'utilisation d'indicateurs synthétiques (Pereira et al., 2013). Certains ont été proposés pour mesurer le degré d'invasion (Guo et al., 2015). N'ayant pas relevé la RSI, permettant de calculer l'indice de DI (Guo et al., 2015), l'essai a été ici d'utiliser des méthodes de classifications pour hiérarchiser les sites en fonction de leurs degrés d'invasion. Ce sont des outils largement utilisés pour décrire les structures forestières (Latham et al., 1998; Potts et al., 2002; Adam et al., 2007; Stephens et al., 2015), permettant plus de flexibilité quant aux variables à mesurer sur le terrain. Cependant la classification des degrés d'invasions peut être dépendante des propriétés de la zone étudiée. Des milieux aux structures différentes : pas de strates arborées (milieux altimontains) ou une très forte variabilité des végétations indigènes (forêt de montagne avec faciès de crête) pourrait impliquer la formation de cluster différents. Cette variabilité peut complexifier l'interprétation des résultats

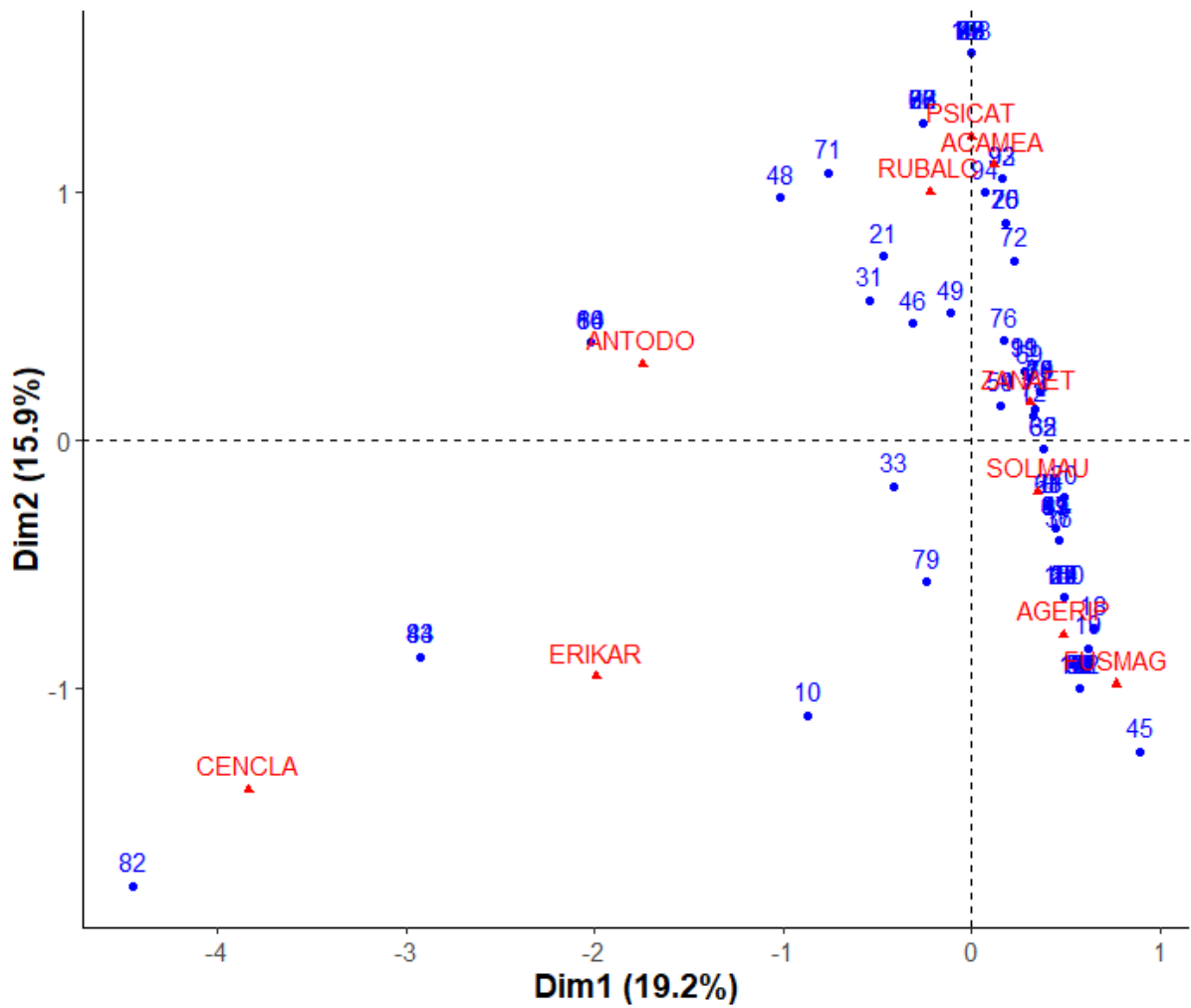


Figure 11. Analyse factorielle des correspondances réalisée avec une matrice de communauté (package FactoMineR ; fonction *ca*) représentant les points d'échantillonnage et les espèces exotiques dans le plan factoriel. Seules les espèces avec une fréquence supérieure à 3% ont été retenues pour l'analyse.

alors qu'un indicateur basé sur un calcul mathématique est facilement comparable entre différents habitats et situations. Pourtant, décrire les degrés d'invasion par des typologies de structures permet plus de finesse dans l'analyse des résultats et ces informations peuvent améliorer la priorisation ou la planification des actions de lutttes. D'autres classifications du degré d'invasion ont déjà été réalisées, celle-ci donne aussi plus de poids à une invasion de la strate arborée qui est considérée comme le stade le plus envahi (Baret et al., 2006). A l'inverse la mesure d'un indice comme celui proposé par Guo et ses collaborateurs ne permet pas de connaître la typologie d'une l'invasion. Finalement, pour avoir une classification comparable inter-habitat, il serait intéressant de croiser des données d'un grand nombre d'habitats pour tenter d'accumuler une somme de typologies représentatives d'un maximum de situations. Cette classification permettrait une homogénéité dans la discrimination des clusters de degré d'invasion qui seraient attribués à des typologies prédéfinies (Latham et al., 1998).

2. Stratégie et effort d'échantillonnage

2.1. Une stratégie pour des objectifs de gestions

Mettre en place un bon échantillonnage demande d'analyser les moyens humains et techniques nécessaire à sa réalisation (Cairns et al., 1993; Samson and Knof, 1996; Elzinga et al., 2001). Les sites d'intérêts pour lesquels ce protocole sera nécessaire sont pour la plupart des zones forestières de plusieurs dizaines d'hectares. Il était donc nécessaire d'avoir un échantillonnage rapide pour le rendre applicable et utile aux gestionnaires. Les deux méthodes d'échantillonnages testées ici (transect et point d'échantillonnage) ont chacune montrée des avantages différents. L'échantillonnage systématique permet d'estimer la répartition et le degré d'invasion sur de larges zones (>100 hectares) et donc de planifier les actions de gestions nécessaires pour la conservation et la préservation des sites pilotes (Young et al., 2007). Les transects sont complémentaires car ils augmentent la détection d'espèces rares et permettent la détection précoce d'espèces émergentes (Odion et al., 2010; Perkins et al., 2016). Afin de pouvoir agir rapidement contre des espèces envahissantes il est important d'avoir une information la plus précise possible. En effet, lorsqu'une espèce n'est présente que dans de petites poches d'invasion, son éradication est encore possible (Rejmánek and Pitcairn, 2002; Veitch and Clout, 2002). C'est notamment le cas dans des zones peu envahies comme l'ENS des Hauts de Montvert. Le protocole de mesure du degré d'invasion ne répond que partiellement à ces besoins mais l'échantillonnage systématique permet de parcourir toute la zone étudiée. Ainsi, pour affiner l'information dans des zones très préservée il peut être intéressant de noter

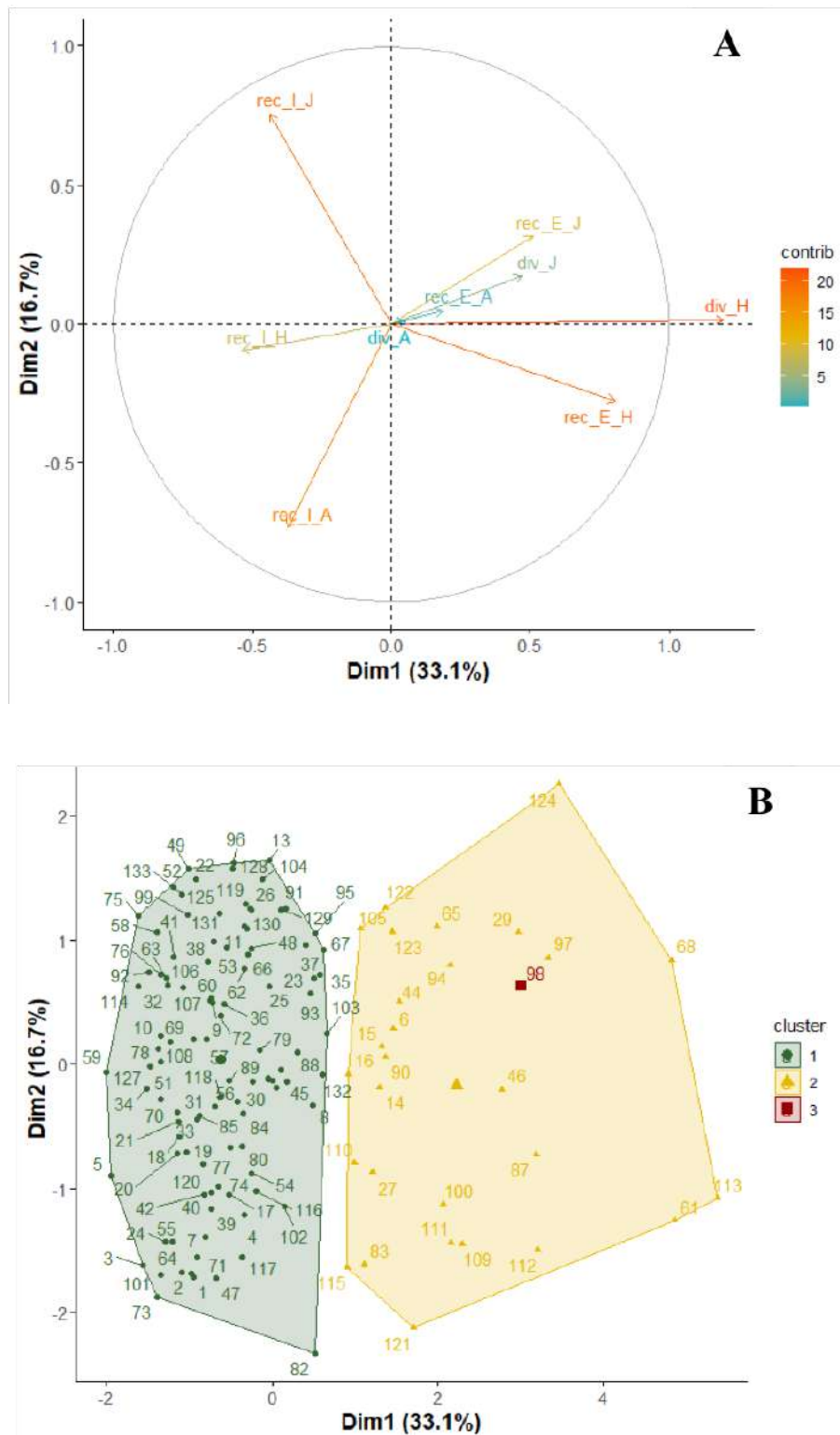


Figure 12. (A) Analyse factorielle multiple (AFM) (package FactoMineR, fonction *MFA*) associant les points d'échantillonnage réalisés sur les Hauts de Montvert et 9 variables quantitatives. (B) Clusters établis par classification hiérarchique des composantes principales obtenues avec l'AFM (A) (package FactoMineR, fonction *HCPC*) et représentés dans le plan factoriel. Les variables utilisées sont : div_H : richesse spécifique (RS) d'herbacées exotiques ; div_J : RS d'arbustes exotiques ; div_A : RS d'arbres exotiques ; rec_E_H : recouvrement (REC) des herbacées exotiques ; rec_E_J : REC des arbustes exotiques ; rec_E_A : REC des arbres exotiques ; rec_I_H : REC des herbacées indigènes, rec_I_J : REC des arbustes indigènes ; rec_I_A : REC des arbres indigènes.

et géoréférencer les poches d'invasions rencontrées. Par ailleurs, avoir un suivi des points d'échantillonnages pourrait permettre d'ajouter une dimension temporelle et d'évaluer l'évolution des invasions (Ainsworth et al., 2012). Cela peut être utile notamment pour évaluer l'efficacité des actions de lutte. Mais ici, les points d'échantillonnages sont de taille réduite. Cela peut augmenter l'effet d'événements stochastiques sur le recouvrement des espèces exotiques et entraîner des erreurs d'interprétation. Il pourrait donc être intéressant d'augmenter la taille des points d'échantillonnages que l'on déciderait de suivre.

2.2. Un effort pour optimiser l'échantillonnage

Les résultats de la Figure 1 ont montrés que des zones très fortement ou très faiblement envahies ont tendance à avoir une dispersion plus faible des valeurs simulées du taux d'invasion. Dans ces cas le taux d'invasion est donc homogène entre les différents points d'échantillonnage. Les résultats des fréquences et abondances des espèces de la zone des Hauts de Montvert appuient cette tendance. En effet on remarque que les valeurs de recouvrement des espèces très fréquemment observées sur la zone, donc réparties de manière homogène, présentent une moins grande dispersion autour de la moyenne. Une espèce dont la répartition est homogène semble donc pouvoir être détectée plus facilement et l'effort d'échantillonnage moins important pour en estimer l'abondance. Toutefois, la répartition des espèces envahissantes est particulière car souvent hétérogène et dynamique (Rouget and Richardson, 2003; Foxcroft et al., 2008a) déployer un échantillonnage efficace permettant des statistiques inférentielles demande d'en tenir compte. Des recherches ont tenté de comprendre les stratégies optimales pour échantillonner des phénomènes hétérogènes et dynamiques (Wolcott and Church, 1991; Gy, 1992). D'après Wolcott et Church (1991) la meilleure méthode pour rendre compte d'un système hétérogène et celle de l'échantillonnage aléatoire stratifié. Bien que combinant les avantages de plusieurs méthodes d'échantillonnage, c'est un protocole qui est complexe à mettre en œuvre sur le terrain. C'est donc l'échantillonnage stratifié qui semble le plus efficace (Wolcott and Church, 1991). Le protocole développé semble donc être bien choisis pour décrire le degré d'invasion. Malgré tout, il est complexe d'avoir un échantillonnage optimal car celui-ci est dépendant de la structure spatiale et de la taille des populations (Wolcott and Church, 1991; Elzinga et al., 2001; Thompson, 2012). Définir une échelle d'analyse pertinente et estimer en amont la variabilité spatiale de l'invasion pourrait permettre d'opter pour l'échantillonnage le plus robuste sur chaque site pilote (Wiens, 1989; Baskent and Jordan, 1995). Il sera donc nécessaire d'adapter le protocole en fonction des connaissances et des résultats obtenus sur les différentes zones étudiées.

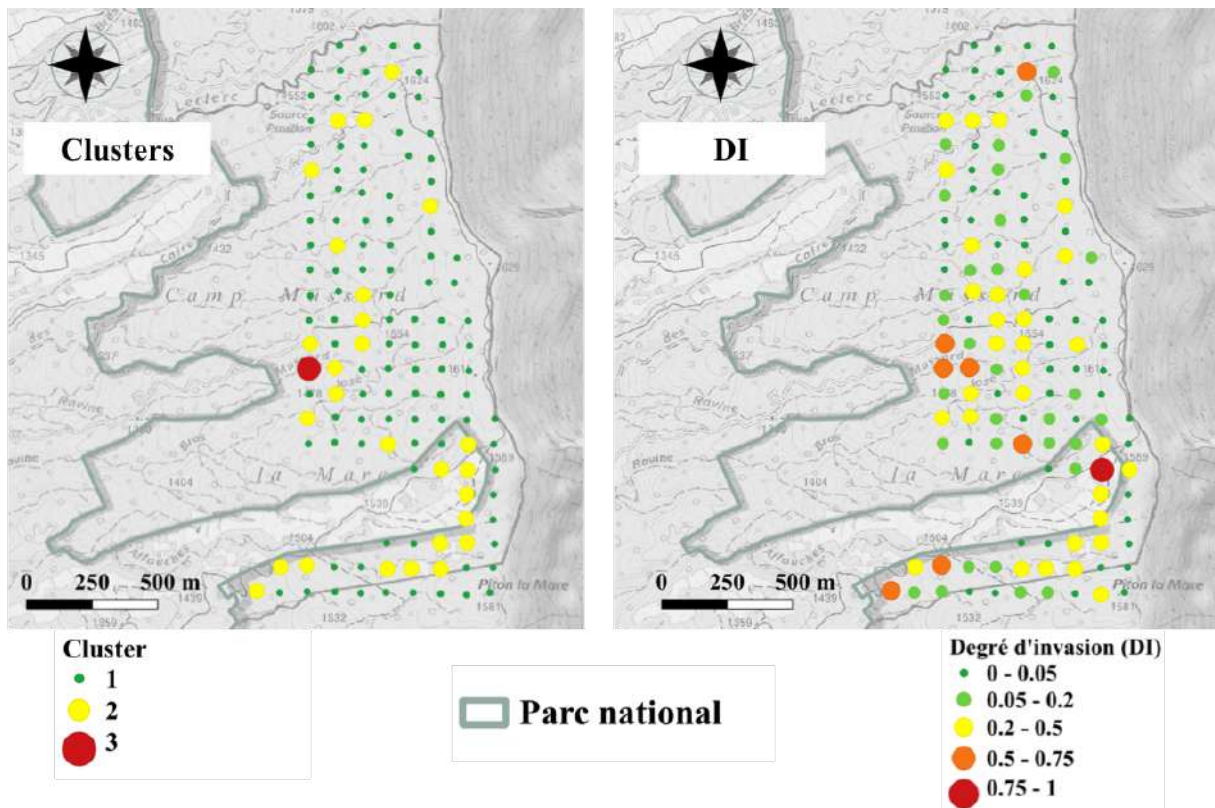


Figure 13. Cartographie du degré d'invasion de la zone des Hauts de Montvert selon deux méthodes. La première représente des clusters de degré d'invasion établis, pour 9 variables, à l'aide d'une classification hiérarchique (Fig. 12). La seconde se base sur un calcul du degré d'invasion : $DI = (Aexo / Atot) * (Sexo / 10 + 0,9)$; avec : Aexo : recouvrement en espèces exotiques ; Atot : recouvrement total ; Sexo : richesse spécifique en espèces exotiques.

3. L'invasion végétale de la forêt des Hauts de Montvert – Enjeux de conservation

Malgré qu'il reste bien préservé l'ENS des Hauts de Montvert présente de nombreuses espèces considérées comme très envahissantes en milieu naturel comme : *P. cattleianum*, *R. alceifolius*, *A. mearnsii*, *A. riparia* ou *S.mauritianum* (CBNM, 2022) ... L'association, mise en avant par l'AFC, de *A. mearnsii*, *P. cattleianum* et *R. alceifolius* est problématique puisque ce sont toutes des espèces qui peuvent avoir un fort impact sur les écosystèmes naturels. Toutefois, les individus de *A. mearnsii* n'ont été retrouvés que dans les parties basses et dégradés de la zone, ce qui suggérerait que tout ce cortège d'espèce transformatrice n'a pas pénétré dans la forêt des Hauts de Montvert. Un contrôle est donc encore possible avant leurs établissements définitifs en cœur de forêt. Par ailleurs, quelques individus d'*Ulex europaeus* ont aussi été observés en zones ouvertes et des patches de *Strobilanthes hamiltoniana* dans le sous-bois. Ce sont toutes deux des espèces très problématique puisqu'elles ont de vastes aires de répartition potentielles et peuvent avoir un impact important sur les écosystèmes (Baret et al., 2006). L'attention doit être portée au maintien de ces espèces en bordure forestière, et à l'éradication des patches arrivés en cœurs de zone.

Une des principales problématiques de conservation de l'ENS des Hauts de Montvert reste donc la gestion des prairies ouvertes qui sont une voie d'entrée pour les espèces envahissantes. L'hétérogénéité spatiale et temporelle des habitats augmente en effet leurs sensibilités aux invasions tout en facilitant le succès d'établissement des espèces exotiques et l'impacts qu'elles peuvent avoir sur les écosystèmes (Melbourne et al., 2007; Kotowska et al., 2022). Le Conseil Départemental de La Réunion a donc mis en œuvre un programme de restauration écologique afin de cicatriser les espaces ouverts. Ce programme a pour vocation d'agir sur les trois structures majoritairement envahies : les lisières forestières, les îlots pré-forestiers (résidus dégradés de forêt naturelle) et les prairies. L'objectif étant de lutter contre les espèces invasives et de renforcer les populations indigènes par des replantations.

Conclusion

La décision commune d'adopter une liste de variables essentielles pour mesurer le degré d'invasion à La Réunion est une avancée importante pour la prise en charge de la problématique des espèces exotiques. L'implication de tous les acteurs a été nécessaire pour déterminer intelligemment les variables et le résultat semble cohérent avec les avancées mondiales dans le

domaine (Catford et al., 2012; Guo et al., 2015; Latombe et al., 2017). Cela est donc encourageant pour le futur de la lutte contre les espèces envahissantes et montre de nouveau la place centrale de La Réunion pour la recherche sur les invasions végétales. Toutefois, et comme la souligné le rapport de l'UICN (2017), les améliorations vont maintenant reposer sur la bonne gestion des moyens financier et humains qui restent le premier facteur limitant. Afin d'optimiser la surveillance à une large échelle le développement d'outils comme la télédétection peut donc permettre de soutenir et d'améliorer les protocoles de terrain (Lim et al., 2003 ; He et al., 2011). Par ailleurs, la mise en avant des sciences participatives et l'encouragement à la participation citoyenne est un point important pour enrayer les invasions ou participer à leurs suivis (Pyšek et al., 2020). En effet certains outils de reconnaissance d'espèce ont déjà montré leur efficacité dans la détection précoce d'espèces émergentes. Des outils similaires pourraient donc être imaginés afin de suivre le degré d'invasion des habitats naturels.

Essayer le protocole de mesure du degré d'invasion sur un site pilote a été utile pour tester son efficacité. Si la précision des mesures de terrain comme l'estimation des hauteurs d'arbres peut être améliorée, le protocole semble être efficace. L'échantillonnage systématique permet de parcourir toute la zone et donne une bonne idée de la structure spatiale de l'invasion, maximisant la détection des répartition agrégé et hétérogène des espèces. Les transects donnent de surcroît une bonne capacité de détection d'espèces rares optimisant les détections précoces et donc potentiellement les éradications rapides. Il reste toutefois à multiplier les suivis de sites et d'habitats différents afin de décrire un plus grand nombre de typologies d'invasions. Le protocole gagnera donc à évoluer et à être adapté par les futures études de mesure du degré d'invasion.

Références bibliographiques

- Adam, J.H., Mahmud, A.M., Muslim, N.E., Hamid, H.A., Jalaludin, M.A., 2007. Cluster analysis on floristic composition and forest structure of Hilly lowland forest in Lok Kawi, Sabah state of Malaysia. *International Journal of Botany* 3, 351–358.
- Ainsworth, A., Jacobi, J.D., Loh, R.K., Christian, J.A., Yanger, C.M., Berkowitz, P., 2012. Established invasive plant species monitoring protocol: pacific island network. National Park Service, Fort Collins, Colorado.
- Andersen, H.-E., Reutebuch, S.E., Mcgaughey, R.J., 2006. A rigorous assessment of tree height measurements obtained using airborne lidar and conventional field methods. *Canadian Journal of Remote Sensing* 32, 355–366.
- Bacher, S., Blackburn, T.M., Essl, F., Genovesi, P., Heikkilä, J., Jeschke, J.M., Jones, G., Keller, R., Kenis, M., Kueffer, C., Martinou, A.F., Nentwig, W., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Richardson, D.M., Roy, H.E., Saul, W.C., Scalera, R., Vilà, M., Wilson, J.R.U., Kumschick, S., 2018. Socio-economic impact classification of alien taxa (SEICAT). *Methods in Ecology and Evolution* 9, 159–168.
- Baret, S., Rouget, M., Richardson, D.M., Lavergne, C., Egoh, B., Dupont, J., Strasberg, D., 2006. Current distribution and potential extent of the most invasive alien plant species on La Réunion (Indian Ocean, Mascarene islands). *Austral Ecology* 31, 747–758.
- Baret, S., Baider, C., Kueffer, C., Foxcroft, L.C., Lagabrielle, E., 2013. Threats to paradise? Plant invasions in protected areas of the Western Indian Ocean Islands, in: *Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges*. Springer Netherlands, pp. 423–447.
- Baskent, E.Z., Jordan, G.A., 1995. Characterizing spatial structure of forest landscapes. *Canadian Journal of Forest Research* 25, 1830–1849.
- Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., Richardson, D.M., 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26, 333–339.
- Blackburn, T.M., Bellard, C., Ricciardi, A., 2019. Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 17, 203–207.
- Blossey, B., Notzold, R., 1995. Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology* 83, 887–889.
- Brondizio, E.S., Settele, J., Diaz, S., Ngo, H.T., 2019. Global assessment report of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. Bonn .
- Brooks, M.L., D'Antonio, C.M., Richardson, D.M., Grace, J.B., Keeley, J.E., Ditomaso, J.M., Hobbs, R.J., Pellant, M., Pyke, D., 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience* 54, 677–688.
- Cadet, T.L.J., 1980. La végétation de l'île de La Réunion. Saint-Denis .

- Cairns, J., McCormick, P. v, Niederlehner, B.R., 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* 263, 1–44.
- Callaway, R.M., Newingham, B., Zabinski, C.A., Mahall, B.E., 2001. Compensatory growth and competitive ability of an invasive weed are enhanced by soil fungi and native neighbours. *Ecology Letters* 4, 429–433.
- Callaway, R.M., Ridenour, W.M., 2004. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2, 436–443.
- Capinha, C., Essl, F., Seebens, H., Moser, D., Pereira, H.M., 2015. The dispersal of alien species redefines biogeography in the Anthropocene. *Science* (1979) 348, 1248–1251.
- Case, T.J., 1990. Invasion resistance arises in strongly interacting species-rich model competition communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 87, 9610–9614.
- Castro-Díez, P., Sofia Vaz, A., Silva, J.S., van Loo, M., Alonso, A., Aponte, C., Bayón, A., Bellingham, P.J., Chiuffo, M.C., DiManno, N., Julian, K., Kandert, S., la Porta, N., Marchante, H., Maule, H.G., Mayfield, M.M., Metcalfe, D., Monteverdi, M.C., Núñez, M.A., Ostertag, R., Parker, I.M., Peltzer, D.A., Potgieter, L.J., Raymundo, M., Rayome, D., Reisman-Berman, O., Richardson, D.M., Roos, R.E., Saldaña, A., Shackleton, R.T., Torres, A., Trudgen, M., Urban, J., Vicente, J.R., Vilà, M., Ylloja, T., Zenni, R.D., Godoy, O., 2019. Global effects of non-native tree species on multiple ecosystem services. *Biological Reviews* 94, 1477–1501.
- Catford, J.A., Vesk, P.A., White, M.D., Wintle, B.A., 2011. Hotspots of plant invasion predicted by propagule pressure and ecosystem characteristics. *Diversity and Distributions* 17, 1099–1110.
- Catford, J.A., Vesk, P.A., Richardson, D.M., Pyšek, P., 2012. Quantifying levels of biological invasion: towards the objective classification of invaded and invisable ecosystems. *Global Change Biology* 18, 44–62.
- Chiarucci, A., Wilson, J.B., Anderson, B.J., Dominicis, V., 1999. Cover versus biomass as an estimate of species abundance: does it make a difference to the conclusions? . *Journal of Vegetation Science* 10, 35–42.
- Chytrý, M., Pyšek, P., Tichý, L., Knovollá, I., Danihelka, J., 2005. Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats. *Preslia* 77, 339–354.
- Chytrý, M., Jarosik, V., Pyšek, P., Hajek, O., Knollova, I., Tichý, L., Jiri, D., 2008. Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology* 89, 1541–1553.
- Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L.C., Vilà, M., 2009. European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distributions* 15, 98–107.

- Conseil Départemental de La Réunion, 2021. Note d'intention-Programme de cicatrization de l'Espace Naturel Sensible des Hauts de Mont-vert Département de La Réunion.
- Cybèle, C., Flores, O., Baret, S., Chiroleu, F., Reynaud, B., Rivière, J.N., Rouget, M., Sauroy-Toucouere, S., Zitte, Y., Strasberg, D., 2021. An assessment of biological control of *Rubus alceifolius* invasion on Réunion Island (Mascarene archipelago). *Biological Control* 163.
- Dai, Z.-C., Wan, L.-Y., Qi, S.-S., Rutherford, S., Ren, G.-Q., Wan, J.S.H., Du, D.-L., 2020. Synergy among hypotheses in the invasion process of alien plants: A road map within a timeline. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 47, 125575.
- Dale, V.H., Beyeler, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1, 3–10.
- Davis, M.A., Grime, J.P., Thompson, K., 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88, 528–534.
- Davis, M.A., Chew, M.K., 2017. “The denialists are coming” well, not exactly: a response to Russell and Blackburn. *Trends in Ecology and Evolution* 32, 229–230.
- Deutschewitz, K., Lausch, A., Kühn, I., Klotz, S., 2003. Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany, *Global Ecology & Biogeography*.
- Dievart, A., Schartz, C., Bracco, I., Amy, E., Ardon, B., Armand, P., Caceres, S., Lavergne, C., Lecouffe, A., Lequette, B., Manikom R, Salamolard, M., 10, D., 2019. Coordinate the fight against invasive alien species: 8 years of operational planning in Reunion Island.
- DIREN - ONCFS, 2005. Stratégie réunionnaise pour la biodiversité.
- DIREN, 2010. Stratégie de lutte contre les espèces invasives à La Réunion.
- Doorduyn, L.J., Vrieling, K., 2011. A review of the phytochemical support for the shifting defence hypothesis. *Phytochem Rev* 10, 99–106.
- Elton, C.S., 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*, 2000th ed. University of Chicago Press.
- Elzinga, C.L., Salzer, D.W., Willoughby, J.W., Gibbs, J.P., 2001. *Monitoring Plant and Animals Populations*. Blackwell Science, Inc., Malden, Massachusetts, USA.
- Eppinga, M.B., Rietkerk, M., Dekker, S.C., de Ruiter, P.C., van der Putten, W.H., 2006. Accumulation of local pathogens: a new hypothesis to explain exotic plant invasions. *OIKOS* 114, 168–176.
- Fenouillas, P., Ah-Peng, C., Amy, E., Bracco, I., Gosset, M., Ingrassia, F., Lavergne, C., Lequette, B., Notter, J.C., Pausé, J.M., Payet, N., Payet, G., Picot, F., Pougavanon, 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. Saint Pierre.

- Fenouillas, P., 2021. Identification des enjeux de conservation et priorisation des actions de lutte contre les espèces exotiques envahissantes à La Réunion.
- Florens, F.B.V., Baider, C., Martin, G.M.N., Seegoolam, N.B., Zmanay, Z., Strasberg, D., 2016. Invasive alien plants progress to dominate protected and best-preserved wet forests of an oceanic island. *Journal for Nature Conservation* 34, 93–100.
- Flory, S.L., Kleczewski, N., Clay, K., 2011. Ecological consequences of pathogen accumulation on an invasive grass. *Ecosphere* 2, 1–12.
- Foxcroft, L.C., Richardson, D.M., Rouget, M., MacFadyen, S., 2008a. Patterns of alien plant distribution at multiple spatial scales in a large national park: implications for ecology, management and monitoring. *Diversity and Distributions* 15, 367–378.
- Foxcroft, L.C., Richardson, D.M., Wilson, J.R.U., 2008b. Ornamental plants as invasive aliens: Problems and solutions in Kruger National Park, South Africa. *Environmental Management* 41, 32–51.
- Foxcroft, L.C., Pysek, P., Richardson, D.M., Genovesi, P., 2013. *Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges*, Nature Springer Series in Invasion Ecology. Springer Science+Business Media Dordrecht.
- Fujisaki, I., Brandt, L.A., Chen, H., Mazzotti, F.J., 2010. Colonization, spread, and growth of *lygodium microphyllum* on tree islands in a wetland in florida. *Invasive Plant Science and Management* 3, 412–420.
- Gaertner, M., Biggs, R., Beest, M. te, Hui, C., Molofsky, J., Richardson, D.M., 2014. Invasive plants as drivers of regime shifts: identifying high-priority invaders that alter feedback relationships. *Diversity and Distributions* 20, 733–744
- Galanidi, M., Zenetos, A., Bacher, S., 2018. Assessing the socio-economic impacts of priority marine invasive fishes in the Mediterranean with the newly proposed SEICAT methodology. *Mediterranean Marine Science* 19, 107–123.
- Geijzendorffer, I.R., Regan, E.C., Pereira, H.M., Brotons, L., Brummitt, N., Gavish, Y., Haase, P., Martin, C.S., Mihoub, J.-B., Secades, C., Schmeller, D.S., Stoll, S., Wetzel, F.T., Walters, M., 2016. Bridging the gap between biodiversity data and policy reporting needs: an essential biodiversity variables perspective. *Journal of Applied Ecology* 53, 1341–1350.
- Gonçalves-Alvim, S.J., Fernandes, G.W., 2001. Biodiversity of galling insects: historical, community and habitat effects in four neotropical savannas. *Biodiversity and Conservation* 10, 79–98.
- Guo, Q., Symstad, A., 2008. A two-part measure of degree of invasion for cross-community comparisons. *Conservation Biology* 22, 666–672.

- Guo, Q., Fei, S., Dukes, J.S., Oswalt, C.M., Iannone III, B. v, Potter, K.M., 2015. A unified approach for quantifying invasibility and degree of invasion. *Ecology* 96, 2613–2621.
- Gy, P.M., 1992. *Sampling of heterogeneous and dynamic material systems*, 1st ed. Elsevier, Amsterdam.
- He, K.S., Rocchini, D., Neteler, M., Nagendra, H., 2011. Benefits of hyperspectral remote sensing for tracking plant invasions. *Diversity and Distributions* 17, 381–392.
- Hierro, J.L., Maron, J.L., Callaway, R.M., 2005. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology* 93, 5–15.
- Hobbs, R.J., Humphries, S.E., 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology* 9, 761–770.
- Hobbs, R.J., Higgs, E.S., Hall, C.M., 2013. *Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order*, 1st ed. John Wiley & Sons, Ltd.
- Houston, D.B., Schreiner, E.G., 1995. Society for conservation biology alien species in national parks: drawing lines in space and time. *Conservation Biology* 9, 204–209.
- Jenkins, C.N., Joppa, L., 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* 142, 2166–2174.
- Keane, R.M., Crawley, M.J., 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *TRENDS in Ecology & Evolution* 17, 164–170.
- Kenis, M., Auger-Rozenberg, M.A., Roques, A., Timms, L., Péré, C., Cock, M.J.W., Settele, J., Augustin, S., Lopez-Vaamonde, C., 2009. Ecological effects of invasive alien insects. *Biological Invasions*.
- Kenkel, N.C., Juhasz-Nagy, P., Podani, & J., 1989. On sampling procedures in population and community ecology. *Vegetatio* 83, 195–207.
- Kotowska, D., Pärt, T., Skorka, P., Auffret, A.G., Zmihorski, M., 2022. Scale dependence of landscape heterogeneity effects on plant invasions. *Journal of Applied Ecology* 59, 1313–1323.
- Kueffer, C., Kull, C.A., 2017. Non-native species and the aesthetics of nature, in: Vilà, M., Hulme, P.E. (Eds.), *Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services*. Springer International Publishing Switzerland, pp. 311–324.
- Larjavaara, M., Muller-Landau, H.C., 2013. Measuring tree height: a quantitative comparison of two common field methods in a moist tropical forest. *Methods in Ecology and Evolution* 4, 793–801.

- Latham, P.A., Zuuring, H.R., Coble, D.W., 1998. A method for quantifying vertical forest structure, *Forest Ecology and Management*.
- Latombe, G., Pysek, P., Jeschke, J.M., Blackburn, T.M., Bacher, S., Capinha, C., Costello, M.J., Fernández, M., Gregory, R.D., Hobern, D., Hui, C., Jetz, W., Kumschick, S., McGrannachan, C., Pergl, J., Roy, H.E., Scalera, R., Squires, Z.E., Wilson, J.R.U., Winter, M., Genovesi, P., McGeoch, M.A., 2017. A vision for global monitoring of biological invasions. *Biological Conservation* 213, 295–308.
- Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B., Flood, M., 2003. LiDAR remote sensing of forest structure. *Progress in Physical Geography* 27, 88–106.
- Lockwood, J.L., Cassey, P., Blackburn, T., 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 20, 223–228.
- Lonsdale, W.M., 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80, 1522–1536.
- Macdonald, I.A.W., 1989. *Stratégie de recherche et de gestion pour le contrôle à long-terme des pestes végétales à La Réunion*. Cape Town, Afrique du Sud.
- Mack, M.C., D'Antonio, C.M., 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *TREE* 13, 195–198.
- Melbourne, B.A., Cornell, H. v, Davies, K.F., Dugaw, C.J., Elmendorf, S., Freestone, A.L., Hall, R.J., Harrison, S., Hastings, A., Holland, M., Holyoak, M., Lambrinos, J., Moore, K., Yokomizo, H., 2007. Invasion in a heterogeneous world: resistance, coexistence or hostile takeover? *Ecology Letters* 10, 77–94.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. John Wiley & Sons, Inc., USA.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Newton, A.C., 2011. Social-ecological resilience and biodiversity conservation in a 900-yearold protected area. *Ecology and Society* 16.
- Nicholson, E., Keith, D.A., Wilcove, D.S., 2009. Assessing the threat status of ecological communities. *Conservation Biology* 23, 259–274.
- NSW Department of Primary Industries, 2018. *New South Wales: invasive species plan 2018-2021*.
- Odion, D.C., Sarr, D.A., Mohren, S.R., Klinger, R.C., 2010. *Invasive species early detection monitoring protocol for Klamath Network parks*. National Park Service, Fort Collins, Colorado.
- Ortega, Y.K., Pearson, D.E., 2005. Weak vs. strong invaders of natural plant communities assessing invasibility and impact. *Ecological Applications* 15, 651–661.

- Parker, J.D., Hay, M.E., 2005. Biotic resistance to plant invasions? Native herbivores prefer non-native plants. *Ecology Letters* 8, 959–967.
- Pereira, H.M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G.N., Jongman, R.H.G., Scholes, R.J., Bruford, M.W., Brummitt, N., Butchart, S.H.M., Cardoso, A.C., Coops, N.C., Dulloo, E., Faith, D.P., Freyhof, J., Gregory, R.D., Heip, C., Höft, R., Hurtt, G., Jetz, W., Karp, D.S., McGeoch, M.A., Obura, D., Onoda, Y., Pettorelli, N., Reyers, B., Sayre, R., Scharlemann, J.P.W., Stuart, S.N., Turak, E., Walpole, M., Wegmann, M., 2013. Essential biodiversity variables. *Science* (1979) 339, 277–278.
- Perkins, D.W., Edvarchuk, K., Dewey, S., Thomas, H., Wight, A., 2016. Invasive exotic plant monitoring protocol narrative for Northern Colorado Plateau Network parks: Version 1.02. National Park Service. Fort Collins, Colorado.
- Perles, S., Finley, J., Manning, D., Marshall, M., 2014. Vegetation and soil monitoring protocol for the eastern rivers and mountains network, version 3. National Park Service. Fort Collins, Colorado.
- Potts, M.D., Ashton, P.S., Kaufman, L.S., Plotkin, J.B., 2002. Habitat Patterns in tropical rain forests: A comparison of 105 plots in northwest Borneo. *Ecology* 83, 2782–2797.
- Pyšek, P., Richardson, D.M., 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* 35, 25–55.
- Pyšek, P., Hulme, P.E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L.C., Genovesi, P., Jeschke, J.M., Kühn, I., Liebhold, A.M., Mandrak, N.E., Meyerson, L.A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H.E., Seebens, H., van Kleunen, M., Vilà, M., Wingfield, M.J., Richardson, D.M., 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* 95, 1511–1534.
- QGIS.org, 2022. QGIS Geographic Information System.
- Qiu, H., Chen, Y.-F., 2009. Bibliometric analysis of biological invasions research during the period of 1991 to 2007. *Scientometrics* 81, 601–610.
- R Core Team, 2021. R: a language and environment for statistical computing.
- Rejmánek, M., Pitcairn, M.J., 2002. When is eradication of exotic pest plants a realistic goal?, in: Veitch, C.R., Clout, M.N. (Eds.), *Turning The Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Switzerland and Cambridge, UK, pp. 249–253.
- Richards, C.L., Bossdorf, O., Muth, N.Z., Gurevitch, J., Pigliucci, M., 2006. Jack of all trades, master of some? On the role of phenotypic plasticity in plant invasions. *Ecology Letters* 9, 981–993.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6, 93–107.

- Richardson, D.M., Pysek, P., 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30, 409–431.
- Richardson, D.M., Pysek, P., Carlton, J.T., 2011. A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology, in: Richardson, D.M. (Ed.), *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton*. Blackwell Publishing Ltd, pp. 409–420.
- Rist, L., Campbell, B.M., Frost, P., 2012. Adaptive management: where are we now? *Environmental Conservation* 40, 5–18.
- Roiloa, S.R., Yu, F.H., Barreiro, R., 2020. Plant invasions: mechanisms, impacts and management. *Flora* 267, 151603.
- Rouget, M., Richardson, D.M., 2003. Inferring process from pattern in plant invasions: A semimechanistic model incorporating propagule pressure and environmental factors. *American Naturalist* 162, 713–724.
- Rouget, M., Richardson, D.M., Nel, J.L., le Maitre, D.C., Egoh, B., Mgidi, T., 2004. Mapping the potential ranges of major plant invaders in South Africa, Lesotho and Swaziland using climatic suitability. *Diversity and Distributions* 10, 475.
- Russell, J.C., Blackburn, T.M., 2017. The rise of invasive species denialism. *Trends in Ecology and Evolution* 32, 3–6.
- Salafsky, N., Margoluis, R., Redford, K., 2001. *Adaptive Management: A Tool for Conservation Practitioners*. Washington, D.C.
- Salamolard, M., Lavergne, C., Cambert, H., Vallade, P., Richardson, M., Couzi, F.-X., Boulet, V., Triolo, J., Baret, S., 2008. Mise en place d'un dispositif permanent de veille et d'intervention pour la prévention des invasions biologiques à la Réunion - cahier des charges. ARDA - ARVAM - CBNM - ONF - SEOR - DIREN.
- Samson, F.B., Knof, F.L., 1996. *Ecosystem Management - Selected readings*. Springer-Verlag, New York.
- Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Grapow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., Kartesz, J., Kenis, M., Kreft, H., Kühn, I., Lenzner, B., Liebhold, A., Mosena, A., Moser, D., Nishino, M., Pearman, D., Pergl, J., Rabitsch, W., Rojas-Sandoval, J., Roques, A., Rorke, S., Rossinelli, S., Roy, H.E., Scalera, R., Schindler, S., Štajerová, K., Tokarska-Guzik, B., van Kleunen, M., Walker, K., Weigelt, P., Yamanaka, T., Essl, F., 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8.
- Sher, A.A., Hyatt, L.A., 1999. The disturbed resource-flux invasion matrix: a new framework for patterns of plant invasion. *Biological Invasions* 1, 107–114.
- Si, C., Liu, X., Wang, C., Wang, L., Dai, Z., Qi, S., Du, D., 2013. Different degrees of plant invasion significantly affect the richness of the soil fungal community. *PLoS ONE* 8, 85490.

- Simberloff, D., von Holle, B., 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* 1, 21–32.
- Soubeyran, Y., 2008. Espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outre-mer. Etat des lieux et recommandations. Comité français de l'UICN, Paris, France.
- Stebbins, G.L., 1985. Polyploidy, hybridization, and the invasion of new habitats. *Missouri Botanical Garden* 72, 824–832.
- Stephens, S.L., Lydersen, J.M., Collins, B.M., Fry, D.L., Meyer, M.D., 2015. Historical and current landscape-scale ponderosa pine and mixed conifer forest structure in the Southern Sierra Nevada. *Ecological Society of America* 6, 1–63.
- Stohlgren, T.J., Binkley, D., Chong, G.W., Kalkhan, M.A., Schell, L.D., Bull, K.A., Otsuki, Y., Newman, G., Bashkin, M., Son, Y., 1999. Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity, *Ecological Monographs*.
- 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 and Conservation* 14, 3015–3032.
- Suarez, A. v., Tsutsui, N.D., 2008. The evolutionary consequences of biological invasions. *Molecular Ecology*.
- Tassin, J., Triolo, J., Blanfort, V., Lavergne, C., 2009. L'évolution récente des stratégies de gestion des invasions végétales à l'île de La Réunion. *Rev. Écol. (Terre Vie)* 64, 1–16.
- Tassin, J., 2010. Le réchauffement climatique va-t-il conduire les petites îles à être englouties sous les invasions biologiques ? *VertigO* 10, 1–8.
- Tassin, J., Thompson, K., Carroll, S.P., Thomas, C.D., 2017. Determining whether the impacts of introduced species are negative cannot be based solely on science: a response to Russell and Blackburn. *Trends in Ecology and Evolution* 32, 230–231.
- Thompson, S.K., 2012. *Sampling*. John Wiley & Sons.
- Turbelin, A.J., Malamud, B.D., Francis, R.A., 2017. Mapping the global state of invasive alien species: patterns of invasion and policy responses. *Global Ecology and Biogeography* 26, 78–92.
- Turner, M.G., 1989. The effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20, 171–97.
- UICN, 2017. Pitons, cirques and remparts of Reunion Island - 2017 Conservation Outlook Assessment, World Heritage Outlook.
- van Kleunen, M., Dawson, W., Maurel, N., 2015. Characteristics of successful alien plants. *Molecular Ecology* 24, 1954–1968.

- Vaz, A.S., Kueffer, C., Kull, C.A., Richardson, D.M., Schindler, S., Muñoz-Pajares, A.J., Vicente, J.R., Martins, J., Hui, C., Kühn, I., Honrado, J.P., 2017. The progress of interdisciplinarity in invasion science. *Ambio* 46, 428–442.
- Veitch, C.R., Clout, M.N., 2002. Turning the tide: The eradication of invasive species.
- Vilà, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarošík, V., Maron, J.L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., Pyšek, P., 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*.
- Violle, C., Nemergut, D.R., Pu, Z., Jiang, L., 2011. Phylogenetic limiting similarity and competitive exclusion. *Ecology Letters* 14, 782–787.
- Walther, G.R., Roques, A., Hulme, P.E., Sykes, M.T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., Czúcz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarošík, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., Ott, J., Panov, V.E., Reineking, B., Robinet, C., Semchenko, V., Solarz, W., Thuiller, W., Vilà, M., Vohland, K., Settele, J., 2009. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 24, 686–693.
- Wang, S., Wei, M., Wu, B., Jiang, K., Du, D., Wang, C., 2019. Degree of invasion of Canada goldenrod (*Solidago canadensis* L.) plays an important role in the variation of plant taxonomic diversity and community stability in eastern China. *Ecological Research* 34, 782–789.
- Wiens, J.A., 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3, 385–397.
- Williams, M.S., Bechtold, W.A., LaBau, V.J., 1994. Five instruments for measuring tree height: An evaluation. *Southern Journal of Applied Forestry* 18, 76–82.
- Wolcott, J., Church, M., 1991. Strategies for sampling spatially heterogeneous phenomena: The example of river gravels. *Journal of Sedimentary Petrology* 61, 534–543.
- Young, C.C., Haack, J.L., Morrison, L.W., DeBacker, M.D., 2007. Invasive exotic plant monitoring protocol for the heartland network and monitoring program. National Park Service. Fort Collins, Colorado.
- Zimmerman, N., Hughes, R.F., Cordell, S., Hart, P., Chang, H.K., Perez, D., Like, R.K., Ostertag, R., 2008. Patterns of primary succession of native and introduced plants in lowland wet forests in eastern Hawai'i. *Biotropica* 40, 277–284.

Annexes

Annexe 1. Les hypothèses majeures sur les invasions biologiques et leurs définitions. D'après Dai et al., 2020

Hypothèse	Définition et référence clé
Hypothèses des perturbations (DH)	Les perturbations des écosystèmes (comme les feux ou les chablis) favorisent l'établissement de plantes invasives en ouvrant de nouvelles niches, en altérant la communauté native ou en injectant de nouvelles ressources dans l'environnement (Sher & Hyatt, 1999).
Hypothèse des niches vacantes (ENH)	Les plantes deviennent envahissantes puisqu'elles occupent une niche vacante dans l'écosystème introduit, comme des ressources ou des espaces sous-exploités (Hierro et al., 2005).
Hypothèse des ressources fluctuantes (FRH)	Les plantes invasives bénéficient de flux dans les quantités de ressources présentes dans l'écosystème (Davis et al., 2000), des plantes ayant plus de plasticité phénotypique (PPH) pouvant en profiter davantage.
Hypothèse des similarités limitées (LS)	Les plantes invasives sont moins similaires phylogénétiquement que les plantes natives et ces différences fonctionnelles réduisent la compétition pour les ressources (voir ENH) (Violle et al., 2011).
Hypothèse des résistances biotique (BRH)	Des ennemis naturels présents dans l'écosystème limitent la propagation des plantes invasives (Parker and Hay, 2005).
Hypothèse de la richesse spécifique (SRH)	Une diversité de plante plus élevée dans l'écosystème envahi est aussi associée à un panel de pathogène ou d'herbivore plus large qui peuvent empêcher le développement d'espèces invasives (Gonçalves-Alvim & Fernandes, 2001).
Hypothèse d'accumulation pathogène (PAH)	Les plantes invasives peuvent être avantagées si leurs pathogènes généralistes préfèrent s'attaquer aux plantes natives (Flory et al. 2010). À l'inverse les pathogènes locaux peuvent s'adapter et s'accumuler sur les plantes invasives, réduisant leurs forces d'invasions (Eppinga et al., 2006).
Hypothèse de la mauvaise herbe idéale (IWH)	Les plantes introduites qui ont une croissance rapide, un cycle de vie rapide et une germination élevée ont plus de chance de devenir invasives (Van Kleunen et al., 2015).
Hypothèse des armes nouvelles (NWH)	Les plantes exotiques peuvent être avantagées par la possession de composés chimiques qui suppriment les plantes voisines ou les pathogènes (Callaway & Ridenour, 2004).
Hypothèse des ennemis disparus (ERH)	Les plantes envahissantes s'éloignent de leurs ennemis en s'établissant dans des milieux nouveaux, ce qui leur confère une fitness plus élevée (Keane & Crawley, 2002).
Hypothèse des capacités compétitives accrues (EICAH)	La disparition de leurs ennemis (ERH / NWH) confère une capacité compétitive accrue aux plantes invasives vis-à-vis des plantes présentes (Blossey & Notzold, 1995).

(Suite à la page suivante)

Annexes

Hypothèse	Définition et référence clé
Hypothèse de changement de défense (SDH)	N'ayant plus d'ennemis spécifiques, une évolution vers des défenses généralistes moins coûteuses peut s'opérer chez les plantes invasives (Doorduyn & Vrieling, 2011)
Hypothèse d'un mutualisme augmenté (EMH)	Les espèces introduites bénéficient de plus fortes interactions mutualistes que dans leurs aires d'origines (comme des associations mycorhiziennes) (Callaway et al., 2001)
Hypothèse de la fusion invasive (IMH)	La présence d'espèces invasives augmente le potentiel invasif de nouvelles plantes introduites en augmentant l'invasibilité de l'habitat ou au travers d'interactions mutualistes (dispersion de graines par les oiseaux invasifs) (Simberloff & Von Holle, 1999)
Hypothèse de la plasticité phénotypique (PPH)	Une grande plasticité phénotypique confère une gamme de niche écologique plus grande aux espèces invasives les rendant plus tolérantes aux changements environnementaux que les espèces natives (Richards et al., 2006).
Hypothèse de la pression de propagule (PrPrH)	Les invasions biologiques réussissent car une pression de propagule suffisante est exercée, au travers d'un événement d'introduction massif, ou de multiples événements d'introduction (Lockwood et al., 2005)
Hypothèse d'adaptation nouvelle (NWAH)	Les processus évolutifs comme la polyploïdisation ou l'hybridation qui se font dans la nouvelle aire de répartition, augmentent la capacité de la plante invasive à s'adapter et donc à envahir de nouveaux habitats (Stebbins, 1985)

Annexes

Annexe 2. Tableau d'information sur les données du protocole prototype

Sites d'études	Dates des relevés	Nombre de Mailles	Nombre de points d'échantillonnage	Richesse spécifique
Mare Longue	02/2020 – 06/2020	24	345	17
Piton de Caille	06/2020 – 01/2021	20	305	23

Annexes

Annexe 3. Guide pratique d'identification des taxons de plantes exotiques présents sur la zone des Hauts de Montvert.

Guide pratique (non exhaustif) des taxons de plantes exotiques de la forêt des Hauts de Montvert

Acacia mearnsii



Ageratina riparia



Boehmeria macrophylla



Boehmeria penduliflora



Begonia cucullata



Anthoxanthum odoratum



Forte odeur au niveau des racines

Briza maxima



Canna indica



Annexes

Carex leporina



Casuarina equisetifolia



Colocasia esculenta



Ressemble à *Z. aethiopica* mais insertion tige au centre de la feuille + feuille bleuté très hydrophobe

Conyza sumatrensis



Cenchrus clandestinus



Tige rampante souvent prostré au sol

Clidemia hirta



Crocoshia x crocosmiiflora



Grande feuille dressées +/- rigide

Cyathea cooperi



Crosses avec long poils couleurs paille
Frondes à trois ramifications, 6-10m max

Annexes

Dactylis glomerata



Ligule longue dentelée, épillets souvent violacés, gaine carénée aplatie

Desmodium repandum



Feuilles trifoliolés, pétiole canaliculé, Stipule, insertion pétiole gonflée

Eragrostis lateritica



Erigeron karvinskianus



Digitalis purpurea



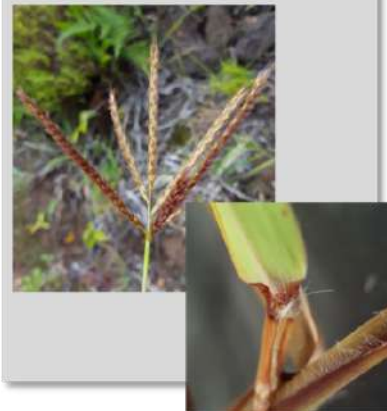
Duchesnea (Potentilla) indica



Eriobotrya japonica



Eulalia aurea



Annexes

Fragaria vesca



Confusion possible avec *D. indica* mais aspect des feuilles plus découpé et net

Fuchsia magellanica



Hypochaeris radicata



Kalanchoe pinnata



Holcus lanatus



Tiges et feuilles duveuteuses, aspect bleuté, ligule dentelée, jusqu'à 80 cm

Hydrangea macrophylla



Lantana camara



Tige épineuse, odeur de plant de tomate (Solanaceae)

Laphangium luteoalbum



Annexes

Ligustrum ovalifolium



Jeune feuille arrondie et opposée
décussée, feuille mature opposée

Livistona chinensis



Luzula campestris



Petite herbacée (max 20 cm), long poil
blanc (surtout à la base des feuilles),
limbe parfois rougeâtre aux extrémités

Microlaena stipoides



Herbacée 30 - 75 cm, nœuds bien
marqués plus clair que la tige, ligule
ciliolé

Lonicera japonica



Lophospermum erubescens



Peut être confondue avec *Humbertacalia
tomentosa* (endémique) qui a la face
inférieure des feuilles très blanche

Nasturtium officinale



Pousse dans l'eau, feuilles imparipennées (5
avec foliole terminal plus grand), bulbille à
l'aisselle des feuilles

Oxalis corniculata



Oxalis latifolia



Annexes

Paspalum nutans



Paspalum urvillei



Grande herbacée (2m max), tiges poilues
(++ à la base), grande ligule avec long cils

Persicaria capitata



Phormium tenax



Passiflora tripartita
Passiflora tarminiana



Pelargonium x asperum



Plantago lanceolata



Platanus x hispanica



Annexes

Poa annua



Petite herbacée (max 30cm souvent moins) aux racines peu profonde

Prunella vulgaris



Rubus fraxinifolius



Peut être confondu avec *R. rosifolius*, mais feuilles glabre et plus d'aspect cireux, mucron des folioles parfois rougeâtre, tige rougeâtre plus épaisse → arbustifs = port dressé

Rubus rosifolius



Port buissonnant plus prostré que *R. rosifolius*, feuilles et tiges légèrement pubescentes, tiges supérieures reste verte

Psidium cattleianum



Rubus alceifolius



Rumex abyssinicus



Rumex acetosella



Annexes

Rumex crispus



Pétioles canaliculés, bords des feuilles ondulés et « crispés »

Rumex obtusifolius



Confusion possible avec *R. crispus*, mais feuilles plus épaisses, fleurs présentent le même aspect en bouclier mais ont des petites « cornes »

Rumex steudelii



Confusion possible avec *R. crispus/ obtusifolius*, fleurs présentent le même aspect en bouclier mais ont des petits « filaments »

Schinus terebinthifolia



Sisyrinchium micranthum



Petite herbacée (≈ 15cm), feuilles sur un même plan, dressées, en forme d'épée et à marge légèrement rugueuse

Solanum mauritianum



Sonchus asper



Sporobolus africanus



Herbacée de taille moyenne (≈ 50/ 75 cm), épillets très allongés, plus grand que les feuilles, + petits grains orangés caractéristiques

Annexes

Strelitzia reginae



Strobilanthes hamiltonianus



Tropaeolum majus



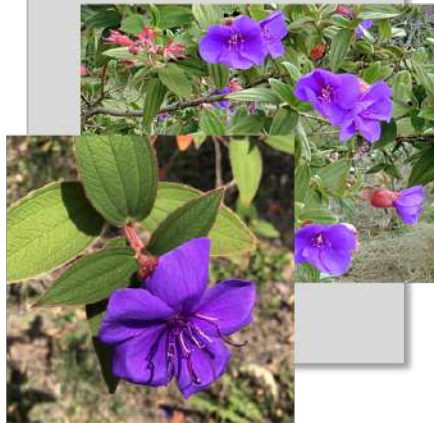
Ulex europaeus



Trifolium dubium



Tibouchina urvilleana



Confusion possible avec *C. hirta* mais limbe des feuilles plus foncé, bordé de rouge et à marge ciliée. Tiges quadrangulaires cassantes. Arbuste à port dressé

Verbena bonariensis



Grande herbacée (jusqu'à 2,5m), tige se ramifie en chandelier. Fleurs pâles

Verbena rigida



Confusion possible avec *C. bonariensis* mais plus petite (jusqu'à 80cm), tige non ramifiée (seulement les inflos), fleurs de couleur plus marquées

Annexes

Veronica arvensis



Petite herbacée (5-30 cm) pubescente, feuille inf pétiolée et crénelée, feuille sup sessile plus allongée non crénelée (ressemble bractée)

Vitis vinifera

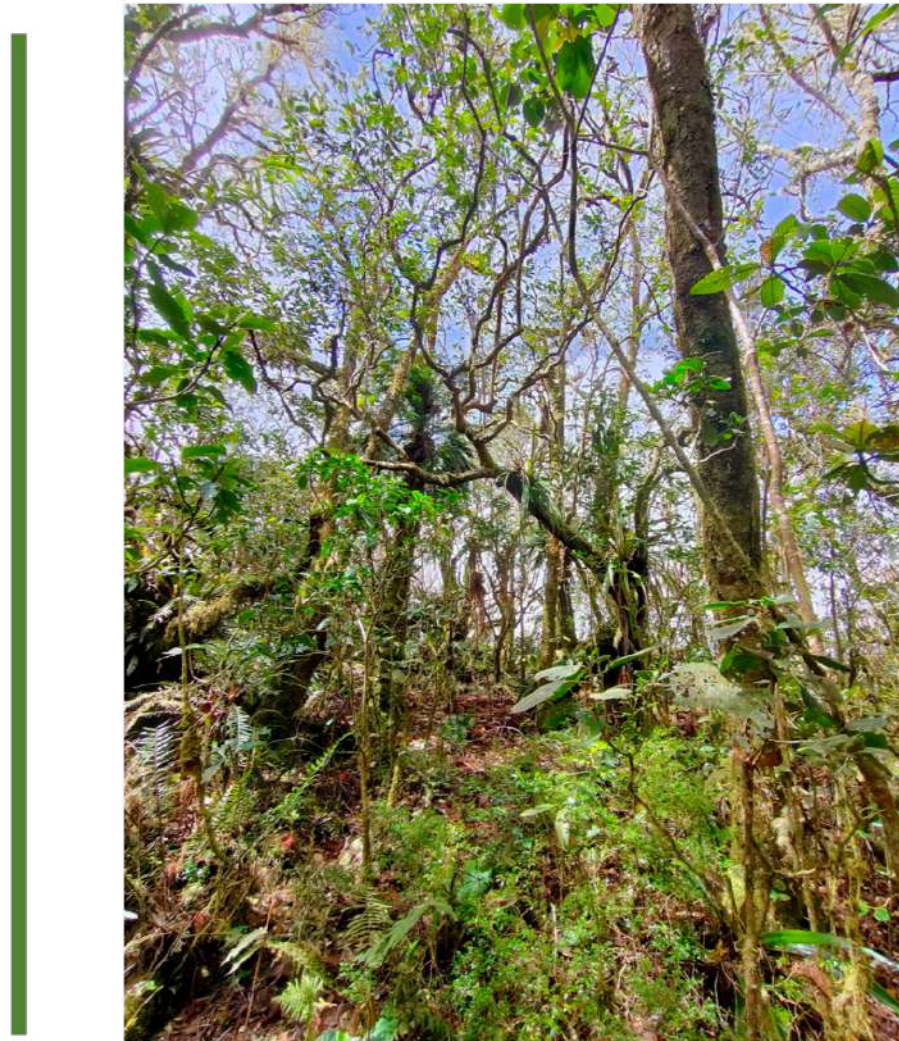


Youngia japonica



Herbacée de taille variable (rosette au sol jusqu'à 1,50m), tige à latex

Zantedeschia aethiopica



Annexes

Annexe 4. Fréquence des espèces observées le long des transects placés entre les points d'échantillonnage. Les espèces avec une fréquence supérieure à 10% ont été colorées en jaune, les espèces avec une fréquence supérieure à 25% en rouge. Chaque espèce présente un code à 6 lettres, que l'on retrouve sur la fig. 10.

Espèces

Freq(%)

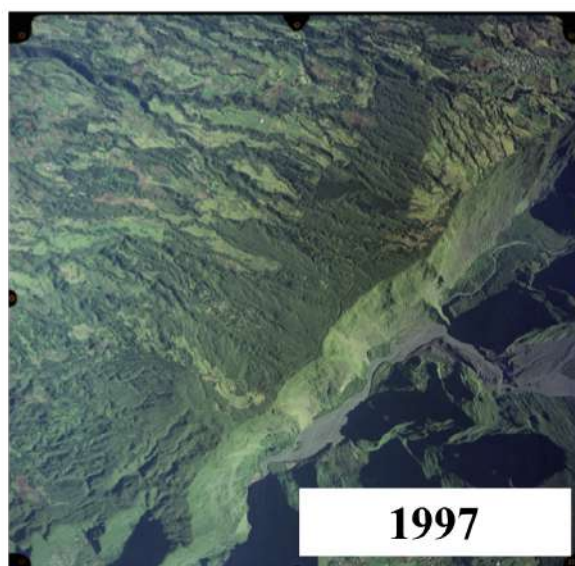
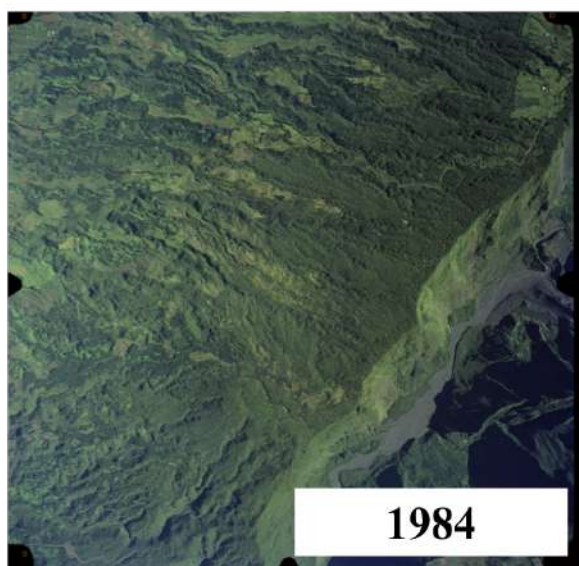
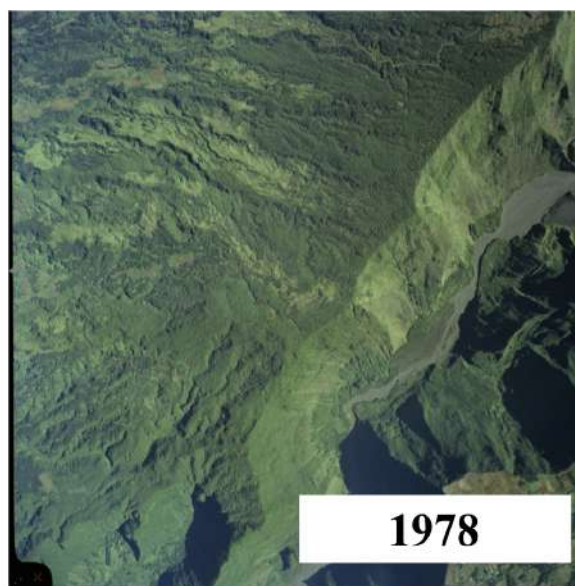
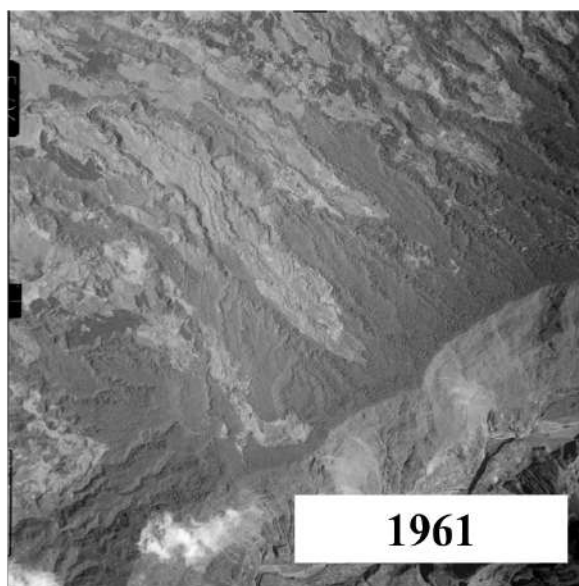
<u>Liane</u>	
<i>Rubus alceifolius</i> Poir. (RUBALC)	38
<i>Passiflora tarminiana</i> Coppens et V.E. Barney (PASTAR)	2,5
<u>Graminée</u>	
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L. (ANTODO)	27
<i>Carex leporina</i> L.(CARLEP)	3,5
<i>Cenchrus clandestinus</i> (Hochst. ex Chiov.) Morrone (CENCLA)	11
<i>Dactylis glomerata</i> L.(DACGLO)	6
<i>Holcus lanatus</i> L. (HOLLAN)	10
<i>Juncus tenuis</i> Willd. (JUNTEN)	4
<i>Microlaena stipoides</i> (Labill.) R. Br. (MICSTI)	2,4
<i>Paspalum nutans</i> Lam. (PASNUT)	5
<i>Paspalum urvillei</i> Steud. (PASURY)	5
<i>Sporobolus africanus</i> (Poir.) Robyns et Tournay (SPOAFR)	1
<u>Herbacée</u>	
<i>Ageratina riparia</i> (Regel) R.M. King et H. Rob. (AGERIP)	94
<i>Begonia cucullata</i> Willd. (BEGCUC)	17
<i>Campanula speciosa</i> Pourr. (CAMSPE)	1
<i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott (COLESC)	12
<i>Crocsmia x crocosmiiflora</i> (Lemoine ex Anonymous) N.E. Br. (CROCRO)	6
<i>Desmodium repandum</i> (Vahl) DC. (DESREP)	2
<i>Digitalis purpurea</i> L. (DIGPUR)	15
<i>Erigeron karvinskianus</i> DC. (ERIKAR)	31
<i>Fragaria vesca</i> L. (FRAVES)	33
<i>Hydrocotyle sibthorpioides</i> Lam.(HYDSIB)	1,2
<i>Hypochaeris radicata</i> L. (HYPRAD)	12
<i>Kalanchoe pinnata</i> (Lam.) Pers. (KALPIN)	(2
<i>Oxalis corniculata</i> L. (OXACOR)	2,4
<i>Plantago lanceolata</i> L. (PLALAN)	1
<i>Potentilla indica</i> (Andrews)Th. Wolf (POTIND)	8
<i>Prunella vulgaris</i> L. (PRUVUL)	5
<i>Rubus rosifolius</i> Sm. (RUBROS)	13
<i>Rumex abyssinicus</i> Jacq. (RUMABY)	11
<i>Rumex steudelii</i> Hochst. ex A. Rich (RUMSTE).	3,5

Annexes

<i>Strobilanthes hamiltonianus</i> (Steud.) Bosser et Heine (STRHAM)	5
<i>Verbena bonariensis</i> L. (VERBON)	1
<i>Zantedeschia aethiopica</i> (L.) Spreng. (ZANAET)	80
<u>Arbuste</u>	
<i>Boehmeria macrophylla</i> Hornem. (BOEMAC)	3,6
<i>Fuchsia magellanica</i> Lam. (FUSMAG)	17
<i>Lantana camara</i> L. (LANCAM)	2
<i>Ligustrum ovalifolium</i> Hassk. (LIGOVA)	12
<i>Ligustrum sinense</i> Lour. (LIGSIN)	1
<i>Ulex europaeus</i> L. (ULEEUR)	3,5
<u>Arbre</u>	
<i>Acacia mearnsii</i> De Wild. (ACAMEA)	12
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl. (ERIJAP)	2,3
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine. (PSICAT)	49
<i>Solanum mauritianum</i> Scop. (SOLMAU)	55

Annexes

Annexe 5. Photographies aériennes historiques de la forêt des Hauts de Montvert. Toutes les photographies sont issues des bases de données de l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN).



Annexes

Annexe 6. Clusters établis par la classification hiérarchique des composantes principales obtenues avec une analyse factorielle multiple (AFM) associant les points d'échantillonnage réalisés sur les Hauts de Montvert et 9 variables quantitatives (Voir Fig. 12). Il a été spécifié ici à la fonction *HCPC* de former au minimum 4 clusters

