



01/04/2019 au  
02/08/2019

# Rapport de stage M1

**Suivi de l'impact du Cerf rusa en forêt tropicale humide : test d'un dispositif exclus au Parc Provincial des Grandes Fougères, Nouvelle-Calédonie.**

Conservatoire d'espaces naturels  
Nouvelle-Calédonie :  
BP 10 - 98860 Koné  
Presqu'île de Foué



AUTEUR :  
Wilfried WEISS

TUTEUR DE STAGE :  
Patrick BARRIERE

TUTEUR PEDAGOGIQUE :  
Arnaud MARTIN

## REMERCIEMENTS

Je remercie tout d'abord Nathalie BAILLON, directrice du Conservatoire d'espaces naturels (CEN) de Nouvelle-Calédonie, Patrick BARRIERE, coordinateur du Pôle Espèces Envahissantes (PEE) et mon tuteur de stage, pour m'avoir donné l'opportunité d'effectuer ce stage au sein du CEN de Nouvelle-Calédonie.

Je remercie particulièrement Patrick BARRIERE pour son suivi, ses conseils, ses relectures du présent rapport, pour sa rigueur et son humour tout au long de ce stage.

Je remercie également toute l'équipe du Conservatoire : Julie MATTEI, Ken CADIN et Morgane VIVIANI du PEE, Julia NOUARD et Pierre PLOUZENNEC du Pôle Forêt Sèche, Laure LUNEAU et Myriam MARCON du Pôle Patrimoine Marin et Floriane KOMORNICKI assistante de direction. Je les remercie tous pour leur bonne humeur tout au long de ce stage, les moments partagés avec eux et l'aide qu'ils ont pu m'apporter.

Ce fut un réel plaisir de travailler avec une telle équipe et également très formateur dans ce cadre marqué de professionnalisme, de rigueur et de bonne humeur.

Je remercie également toutes les personnes ayant également relu et corrigé ce rapport en particulier Julie et Morgane.

Je remercie le SMGF et son directeur Jérôme GEOFFROY pour avoir autorisé mon intervention au PGF dans le cadre de cette étude.

Enfin, je remercie mon tuteur pédagogique, Arnaud MARTIN, pour ses conseils avisés concernant ce stage.

# Table des matières

Acronymes	
Préambule .....	- 1 -
1. Introduction.....	- 2 -
1.1. Contexte :	
1.1.1. La Nouvelle-Calédonie et les Espèces Exotiques Envahissantes	
1.1.2. Le Cerf rusa (Cerf de Java).....	- 3 -
1.1.3. Impact des cerfs et suivi	
1.1.4. Dispositif de suivi par exclos.....	- 5 -
1.2. Objectif du stage .....	- 6 -
2. Matériel et méthodes.....	- 7 -
2.1. Site d'étude	
2.1.1 La Nouvelle-Calédonie	
2.1.2. Le Parc Provincial des Grandes Fougères (PPGF)	
2.2. Méthode de suivi de l'impact des cerfs par dispositif exclos .....	- 8 -
2.2.1 Description du dispositif exclos	
2.2.2 Modalités de suivi	
2.2.3 Analyses descriptives et statistiques	
• A l'échelle du parc.....	- 10 -
• Au niveau des trois secteurs du parc	
• Au niveau des dispositifs et placettes .....	- 11 -
• Statistiques et logiciels	
3. Résultats .....	- 12 -
3.1. A l'échelle du parc.....	
3.1.1. Analyse des données sur l'ensemble des dispositifs et des années	
3.1.2. Comparaison entre placettes ouvertes et en exclos	

3.2. Au niveau des secteurs du parc	
3.3. Au niveau des dispositifs et des placettes	
3.3.1. Comparaison entre 2011 et 2016.....	- 14 -
3.3.2. Comparaison entre placettes ouvertes et placettes en exclos	
3.4. Suivi photographique	
4. Discussion et conclusion.....	- 16 -
4.1. Impact des cerfs	
4.2. Mise à jour du protocole.....	- 18 -
4.3. Perspectives	
4.4. Conclusion générale.....	- 20 -
Bibliographie	
ANNEXES	
Résumé	
Abstract	

## Acronymes

CEN : Conservatoire d'espaces naturels

EEE : Espèce Exotique Envahissante

EMR : Espèce Rare et Menacée

FFCNC : Fédération de la Faune et de la Chasse de Nouvelle-Calédonie

GIP : Groupement d'Intérêt Public

IC : Indice de Consommation

ICE : Indicateur de Changement Ecologique

IKA : Indice Kilométrique d'Abondance

IPBES: Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

IPF : Indice de Pression Floristique

PEE : Pôle Espèces Envahissantes

PFS : Pôle Forêt Sèche

PIL : Province des îles Loyauté

PN : Province Nord

PPGF : Parc Provincial des Grandes Fougères

PPM : Pôle Patrimoine Marin

PS : Province Sud

SMGF : Syndicat Mixte des Grandes Fougères

## Préambule

Le Conservatoire d'espaces naturels de Nouvelle-Calédonie (CEN Nouvelle Calédonie) est un Groupement d'Intérêt Public (GIP) à gouvernance collégiale, créé le 28 février 2011. Il fait partie du réseau national des Conservatoires d'espaces naturels dont les missions sont d'améliorer les connaissances, de préserver, de gérer et de valoriser les espaces naturels terrestres et marins, dans le but d'une gestion intégrée et durable. Sa gouvernance est composée d'un Conseil d'Administration, d'un Conseil Scientifique et d'un Comité Technique pour chacun de ses pôles thématiques.

Le Conservatoire est composé d'une équipe de 11 salariés, répartis dans trois pôles thématiques : - Le pôle Forêt Sèche (PFS) a pour objectifs de protéger, restaurer, valoriser et sensibiliser sur la préservation de la forêt sèche. Il coordonne également la mise en œuvre d'un programme d'actions dédié à la préservation de cet écosystème patrimonial menacé.

- Le pôle Patrimoine Marin (PPM) a pour objectifs de sensibiliser, communiquer, et éduquer sur les enjeux et menaces des écosystèmes marins. Il a aussi pour mission de soutenir et coordonner les actions de gestion mises en œuvre pour protéger les sites inscrits sur la Liste du patrimoine mondial de l'UNESCO.

- Le pôle Espèces Envahissantes (PEE) a pour objectifs de prévenir et lutter activement contre les Espèces Exotiques Envahissantes (EEE), sensibiliser, communiquer, former et transférer auprès des partenaires et du grand public les outils de lutte. Il coordonne et anime la stratégie de lutte à l'échelle du pays et apporte une expertise sur les EEE à l'ensemble des parties prenantes.

Le budget prévisionnel 2019 de la structure s'élève à 199 500 000 FCFP soit 1 662 500 euros. Du fait que la responsabilité des provinces en termes de gestion de l'environnement (Nord, Sud et Îles Loyauté), le CEN a pour mission de développer et mettre en œuvre, au service des collectivités, des stratégies environnementales à l'échelle du pays.

Ce stage a été réalisé au sein du Pôle Espèces Envahissantes (PEE) et encadré par son coordinateur, Patrick BARRIERE. L'objectif de ce stage est de tester une méthode d'évaluation de l'impact des cerfs sur le sous-bois de forêt tropicale humide, initiée en 2011 au sein du Parc Provinciale des Grande Fougères (PPGF) dans une perspective de gestion. Ce travail s'appuie sur un jeu de données relevées en 2011 et 2016 sur des dispositifs fixes, avec la contribution de l'animateur terrain du PEE, Ken CADIN. Le matériel technique et bureautique, ainsi que les moyens de déplacement, m'ont été mis à disposition par le CEN.

# 1. Introduction

## 1.1. Contexte :

### 1.1.1. La Nouvelle-Calédonie et les Espèces Exotiques Envahissantes

La Nouvelle-Calédonie fait partie des 34 « Hotspots » de biodiversité mondiale (Mittermeier et al., 2004 ; Myers et al., 2000). Sa flore et sa faune sont diversifiées avec un taux d'endémisme élevé (Nasi et al., 2002), notamment de 74,3% pour les plantes vasculaires (Jaffré et al., 2001). La conservation de la biodiversité du territoire est donc un enjeu majeur au niveau mondial (Myers et al., 2000). La quasi-totalité des écosystèmes néo-calédoniens sont de nos jours menacés (Mittermeier et al., 2004), notamment en raison de l'impact des incendies, des activités minières et des espèces exotiques envahissantes (EEE).

La Nouvelle-Calédonie est un archipel particulièrement sensible à l'impact des EEE du fait de son isolement géographique depuis 35 millions d'années. Son climat subtropical à deux saisons et son régime hydrique (Maitrepierre, 2012) favorisent l'acclimatation et la dissémination d'espèces exotiques potentiellement envahissantes (CEN, 2017). La végétation native n'a aucun prédateur indigène majeur. La flore endémique insulaire a donc évolué sans développer de stratégies de défense contre les herbivores (Côté et al., 2004 ; Dvorak et al., 2016), condition très favorable pour les ongulés introduits (Spaggiari et De Garine-Wichatitsky, 2006). Il y a aujourd'hui un fort impact des herbivores introduits sur le couvert végétal, ce qui favorise indirectement le lessivage et l'érosion des sols, et entraîne une altération de l'eau de surface, en quantité et en qualité (Barrière et Fort, sous presse).

L'UICN France définit les espèces exotiques envahissantes (ou invasives) comme la troisième cause de perte de la biodiversité mondiale (UICN France, 2016). L'impact de ces invasives sont d'autant plus accentués dans les milieux insularisés (Blackburn et al., 2014 ; Sherley, 2000). L'IPBES a récemment défini les EEE comme le 5<sup>ème</sup> facteur de la diminution de la biodiversité (IPBES, 2019)

Le Conservatoire d'espace Naturel de Nouvelle Calédonie (CEN) estime à plus de 250 le nombre d'EEE établies sur le territoire, parmi lesquelles 107 impactent les espaces naturels et 70 ont été identifiées comme prioritaires (CEN, 2017 ; 2018). Le cerf rusa (*Rusa timorensis rusa*) et le cochon féral (*Sus scrofa*) sont parmi les 11 espèces qui représentent 58 % des dépenses de lutte. (Dionisio, 2008) (Wittmann et Flores-Ferrer, 2015)

### 1.1.2. Le Cerf rusa (Cerf de Java)

Le Cerf rusa est originaire de l'île de Java en Indonésie. Il a été introduit en Nouvelle-Calédonie en 1870 avec 12 individus (Chardonnet, 1988) comme cadeau à la femme du Gouverneur. Dans son aire de répartition d'origine, il est classé sur la liste rouge des espèces menacées avec le statut Vulnérable (IUCN, 2014). En Nouvelle-Calédonie en revanche, l'espèce constitue la plus importante population au monde. Certains auteurs ont estimé la population entre 250 000 et 370 000 individus (Barrière, 2008 ; Chardonnet, 1988 ; Simmons, 2007).

C'est un herbivore mixte opportuniste qui consomme des plantes natives et introduites (De Garine-Wichatitsky et al., 2005). Dans les zones de forêt humide, il se nourrit à 60% d'espèces ligneuses et à 20% d'herbacées (De Garine-Wichatitsky et al., 2005). Son régime alimentaire est très varié (Le Bel et al., 2001), pouvant consommer 88 espèces sur 120 taxons identifiés dans le cadre d'une étude de De Garine-Wichatitsky et al. (2003).

En zone de savane et de forêt sèche relictuelle, le domaine vital des mâles est en moyenne de  $1\,230 \pm 722$  ha et de  $498 \pm 50$  ha pour les femelles, les domaines vitaux pouvant se chevaucher (De Garine-Wichatitsky et al., 2005 ; Le Bel et al., 1999 ; Spaggiari et De Garine-Wichatitsky, 2006).

Le Cerf rusa est une espèce polygyne. Par définition, un mâle peut, au court d'une saison de rut, féconder plusieurs femelles. En principe cette période s'étend de juillet à octobre, avec une possibilité de reproduction toute l'année, particulièrement en situation de surpopulation, du fait du retard de croissance des bichettes (comm. pers., Barrière). La période de gestation dure en moyenne 8 mois et un pic de naissances apparaît de mi-avril à mi-juin (Bianchi, 1999). En Calédonie, le sex-ratio est localement déséquilibré en faveur des femelles, favorisant l'accroissement de la population.

Le Cerf rusa est classé parmi les 7 espèces de priorité 1 de la stratégie pays de lutte contre les EEE (CEN, 2017 ; 2018) et fait l'objet d'un plan de régulation depuis 2008 (Barrière et Fort, 2019 ; Barrière, 2008)

### 1.1.3. Impact des cerfs et suivi

Les cerfs en surabondance peuvent avoir un lourd impact sur la végétation comme c'est le cas aux Etats-Unis avec le Cerf de Virginie (Frerker et al., 2014 ; 2017) notamment sur les espèces végétales et animales indigènes du sous-bois (Velamazán et al., 2017 ; Weller et al., 2018, Mohanty et al., 2016). Localement, les populations de Cerf rusa en Nouvelle-Calédonie impactent fortement le sous-bois forestier (Grignon et al., 2009), indirectement les populations animales liées à cet habitat. L'impact est d'autant plus important sur les espèces végétales sensibles, rares et menacées lors des périodes de moindre disponibilité alimentaire, en saison sèche.

Selon l'intensité de l'abroustissement, les cerfs peuvent empêcher la repousse et diminuer la biomasse végétale au sol (Muthoni et al., 2014). Les propriétés chimiques du sol peuvent aussi en être modifiées (Long et al., 2017).

A long terme, la régénération forestière peut être ralentie voire stoppée, entraînant une diminution de la densité du sous-bois (Simončič et al., 2019) et une ouverture du milieu (Sabo et al., 2017 ; Simončič et al., 2019). Après un impact fort et prolongé, les forêts peuvent mettre du temps à se restaurer, même après exclusion totale du cerf (Nilar et al., 2019 ; Sabo et al., 2017). Dans certain cas, la banque de graines ou les capacités de germination pouvant être impactées, les signes de restauration apparaissent parfois après 17 ans d'exclusion (Webster, 2017), voire 40 ans (Wigley et al., 2014). Par l'action d'abroustissement continue par les cerfs, couplée aux incendies, il peut y avoir un échec de recolonisation des plantes indigènes (Smith et al., 2016) favorisant la progressions des plantes invasives les moins consommées par les cerfs (Sabo et al., 2017 ; Shen et al., 2016) et par ailleurs plus compétitives, modifiant la banque de semences en leur faveur (DiTommaso et al., 2014).

Dans un cadre de suivi et en perspective de gestion à large échelle spatiale, l'estimation d'effectifs de cerfs en forêt est impossible (Boulanger, 2010). Par ailleurs, dans un objectif de gestion adaptative et durable et compte-tenu d'une capacité de charge variable dans l'espace, il est plus utile d'évaluer le niveau d'impact et de régénération d'espèces rares et menacées (EMR) que d'évaluer la taille des populations de cerfs.

Dans les forêts d'Europe, la gestion des ongulés sauvages se base sur des suivis d'abondance au travers de comptages directs (Morellet, 2008), d'indices kilométriques d'Abondance (IKA) ou de comptage de fèces, également testé en Nouvelle-Calédonie (Le Bel et al., 2001). Ces techniques ont néanmoins montré leurs limites à prévenir les phénomènes de surabondance (Colyn et al., 2012), une sous-estimation de la population pouvant avoir de graves conséquences en termes de gestion et d'impact (Bertouille, 2008).

Plus récemment, les indicateurs de changement écologique (ICE) sont utilisés pour évaluer les différents types d'impact au cours du temps (Bonnefois, 2010). Plusieurs méthodes indiciaires existent comme les Indices de Pression Floristique (IPF), les Indice de Consommation (IC), la méthode d'Aldous, l'indice d'abroustissement et les suivis du couvert végétal par dispositif exclos (Bonnefois, 2010).

En Nouvelle-Calédonie les différents habitats sont très contrastés avec des capacités de charges très variables (Barrière, 2008). La gestion des populations de cerfs doit donc d'autant plus être dictée par le suivi du couvert végétal, du niveau d'impact, du niveau de prélèvement et de l'état des individus et des populations (Barrière, 2008).

#### 1.1.4. Dispositif de suivi par exclos

Dans un contexte de gestion forestière, il est important de disposer d'outils permettant de suivre l'évolution de l'impact du cerf, adaptés aux conditions environnementales (Bellingham et al., 2016 ; Klein et al., 2015). Le dispositif exclos est constitué de deux placettes, l'une ouverte et accessible au cerf, et l'autre en exclos, par conséquent non accessible. Le dispositif exclos permet d'évaluer la régénération naturelle de la forêt (Nilar et al., 2019), par comparaison entre les deux placettes, et d'appréhender la régénération forestière en se focalisant sur l'évolution d'effectif, de survie-mortalité voire de croissance des plants du sous-bois. Par ailleurs, considérant que les deux placettes, d'un même dispositif, diffèrent uniquement par l'accessibilité des cerfs, il permet de simplifier les relevés sans devoir identifier chaque plant au niveau de l'espèce. Ceci est d'autant plus important en Nouvelle-Calédonie où les forêts sont extrêmement diversifiées (Birnbaum et al., 2015) et où l'identification spécifique des végétaux du sous-bois nécessite une forte compétence botanique.

Le dispositif constitue donc un moyen simple et utile pour mesurer l'équilibre cerf-forêt sur le long terme (Lehaire et al., 2013), pour mesurer notamment l'impact des populations de cerfs sur la régénération forestière (Bellingham et al., 2016), et pour évaluer le seuil d'acceptabilité de l'impact (Boulanger, 2016; Fig. 1).

Cet outil a déjà été mis en place sur plusieurs continents, pays et ou différents climats (Forsyth et al., 2010 ; Frerker et al., 2014 ; Muthoni et al., 2014 ; Wigley et al., 2014 ; Boulanger, 2016 ; Dvorak et al., 2016 ; Dvorak, Catalano, 2016 ; Shen et al., 2016 ; Smith et al., 2016 ; Sabo et al., 2017 ; Webster, 2017 ; Weller et al., 2018 ; Nilar et al., 2019).

La taille des exclos est très variable, de 7.50 m<sup>2</sup> (Nilar et al., 2019) à 0.5 ha (Webster, 2017). L'exclos n'est pas un outil récent mais son utilisation en tant qu'outil de gestion dans l'évaluation d'impact est relativement récente (Boulanger, 2016).

Dans ce dispositif, le témoin peut être la placette ouverte (Boulanger, 2016) ou l'exclos (Mārell et al., 2012). La plupart des auteurs se concentrent sur l'observation et le relevé individuel de plantes indicatrices (Dvorak et al., 2016). D'autres se basent sur le relevé de l'abondance d'une espèce mise en semis (DiTommaso et al., 2014 ; Simončič et al., 2019).

L'utilisation d'exclos nécessite d'effectuer des observations sur le moyen-long terme (Smith et al., 2016, Long et al., 2017, Sabo et al., 2017 ; Simončič et al., 2019). L'objectif doit être défini clairement pour développer un plan d'échantillonnage adapté (Mārell et al., 2012).

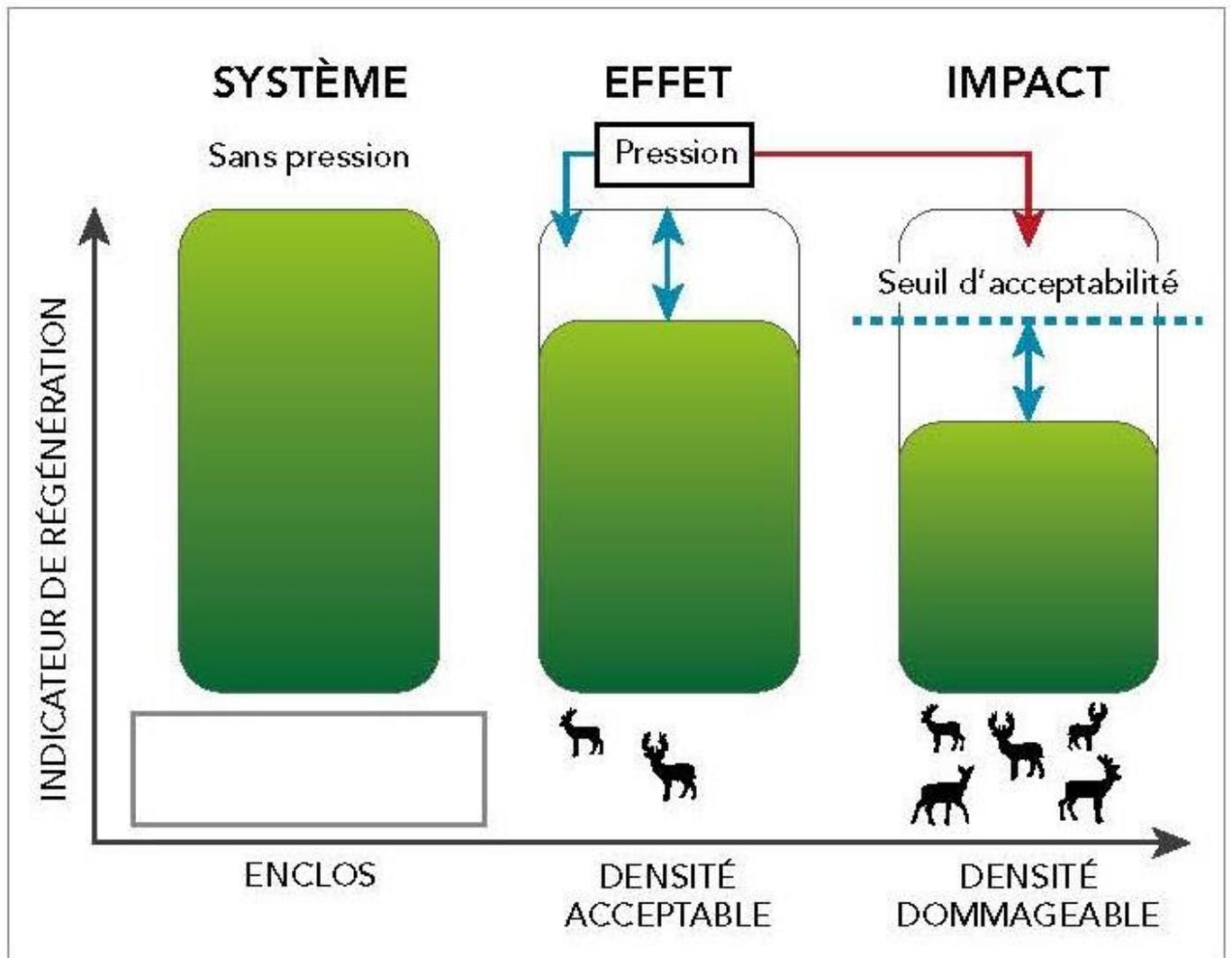


Fig. 1: Schéma de définition des effets et des impacts des ongulés sur la régénération forestière (Boulanger, 2016)

## 1.2. Objectif du stage

Il est particulièrement difficile d'évaluer le seuil d'acceptabilité de l'impact des cerfs (Boulanger, 2016, Fig. 1), c'est-à-dire le seuil d'équilibre cerf-milieu permettant une régénération forestière suffisante et acceptable, permettant aux espèces natives, endémiques, rares, emblématiques ou/et particulièrement appétentes de se maintenir. Comme le souligne Putman et al (2011), tout plan de gestion doit prendre en compte un suivi d'indicateur d'impact. En Nouvelle-Calédonie, les forêts sont remarquables en termes de richesse, de diversité et d'endémisme. La flore est constituée de plus de 3000 espèces natives et plus de 2000 espèces exotiques, rendant impossible tout suivi basé sur l'identification systématique des individus relevés, notamment au stade de jeune plantule (Barrière, 2007 ; Klufts, 2011 ; Richard, 2012 ; Thirion, 2011), sur le modèle des indices d'abrouissement développés en Europe. Il ne révèle ni le taux de survie-mortalité ni la capacité de régénération des espèces concernées. Le dispositif exclos apparaît plus adapté au contexte local et au suivi de l'impact du cerf sur la régénération forestière.

Ce stage s'insère dans le cadre de la stratégie de lutte contre les EEE, et notamment de la gestion du Cerf rusa, coordonnée par le CEN à l'échelle du pays (CEN, 2017 ; 2018), mais également en perspective de la mise en œuvre du projet PROTEGE (11<sup>eme</sup> FED régional) en Nouvelle-Calédonie et de la régulation opérationnelle des cerfs, notamment professionnelle, sur des zones prioritaires de forêt humide particulièrement difficiles d'accès.

Des tests de suivi de l'impact des cerfs en forêt humide ont notamment été initiés par l'ex-CREG (Centre de Régulation des Gros Gibiers), le CEN et ses partenaires (Klufts, 2011, Richard, 2012, ICONÉ, 2015, Brisset, 2018). Certains de ces tests ont été mis en place au Parc Provincial des Grandes Fougères (PPGF), dans lequel des actions de chasse et/ou de régulation des cerfs et des cochons ensauvagés sont mis en œuvre (Klufts, 2011, Richard, 2012). Neuf dispositifs exclos ont notamment été installés en 2011 (Klufts, 2011) et à nouveau relevés en 2016. L'objectif de ce stage est d'évaluer la pertinence de l'outil, sur la base de neuf dispositifs tests, dans l'évaluation de l'impact du cerf en forêt humide, d'identifier les limites du dispositif et de proposer des améliorations en perspective de déploiement à plus ou moins large échelle et dans un contexte opérationnel tel que prévu dans le projet PROTEGE.

Nos hypothèses sont notamment une évolution différentielle significative de la structure de la végétation, entre les placettes en exclos et les placettes ouvertes, entre 2011 et 2016, et selon les secteurs géographiques, et les efforts et niveaux de régulation des ongulés, témoignant d'un niveau d'impact variable dans l'espace.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Site d'étude

#### 2.1.1. La Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie est un archipel du Pacifique Sud, composé de la Grande Terre d'une superficie de 18 500 km<sup>2</sup>, et de six îles : l'île des Pins, au Sud de la Grande Terre, Belep au Nord et quatre îles Loyauté (Ouvéa, Lifou, Tiga et Maré) au large de la côte Est (Fort et Barrière, sous presse, Fig. 2). Le site d'étude se situe en province Sud. On y trouve un climat tropical influencé par les vents océaniques. Il existe deux saisons marquantes dans l'année : une saison chaude et humide de mi-novembre à mi-avril avec des températures de 28°C à 32°C en moyenne, un pic maximal à 39,8°C et une saison fraîche de mi-mai à mi-septembre avec des températures moyennes de 15°C à 25°C et un minimal à 2,3°C. Des vents frais quasiment constants en font un climat généralement doux. Le territoire peut être touché par le phénomène « El Niño » marqué par des sécheresses accentuées ou « La Niña » marqué par des pluies abondantes.

#### 2.1.2. Le Parc Provincial des Grandes Fougères (PPGF)

Le Parc Provincial des Grandes Fougères (PPGF) a été créé en 2008. Il se situe à cheval sur les communes de Farino, Moindou et Sarraméa (Fig. 3). Le PPGF représente environ 4 500 ha d'aires protégées, en forêt dense humide, sur d'anciennes réserves de chasse (Hygen et al., 2005). Le périmètre du PPGF se situe dans la chaîne centrale, c'est-à-dire qu'il est marqué par des reliefs tourmentés avec des dénivelés brutaux. Il est donc représenté par une multitude de pics, de crêtes et de petites vallées encaissées (Klufts, 2011). Il renferme une flore riche avec un taux d'endémisme de 69 %. Sur l'ensemble du territoire calédonien, cette formation végétale ne recouvre à présent que 15% de sa surface originelle. Elle est définie, en Nouvelle-Calédonie, par son cortège floristique important, soit 2 013 espèces (Klufts, 2011), avec une canopée fermée, et une pluviométrie annuelle moyenne supérieure à 1 100 mm (Birnbaum et al., 2015).

Le parc est actuellement divisé en trois secteurs : un secteur « Chasse », un secteur « Conservation » et un secteur « Randonnée » ce dernier étant séparé du secteur Randonnée par une zone tampon pour des questions de sécurité du public.

C'est la seule aire protégée de la Province Sud sur substrat volcano-sédimentaire, répandu sur 92,38 % de la surface du parc (Grignon et al., 2011). Au sein du PPGF, les températures moyennes s'élèvent jusqu'à 24°C en saison sèche et 14,5°C pour la saison fraîche.

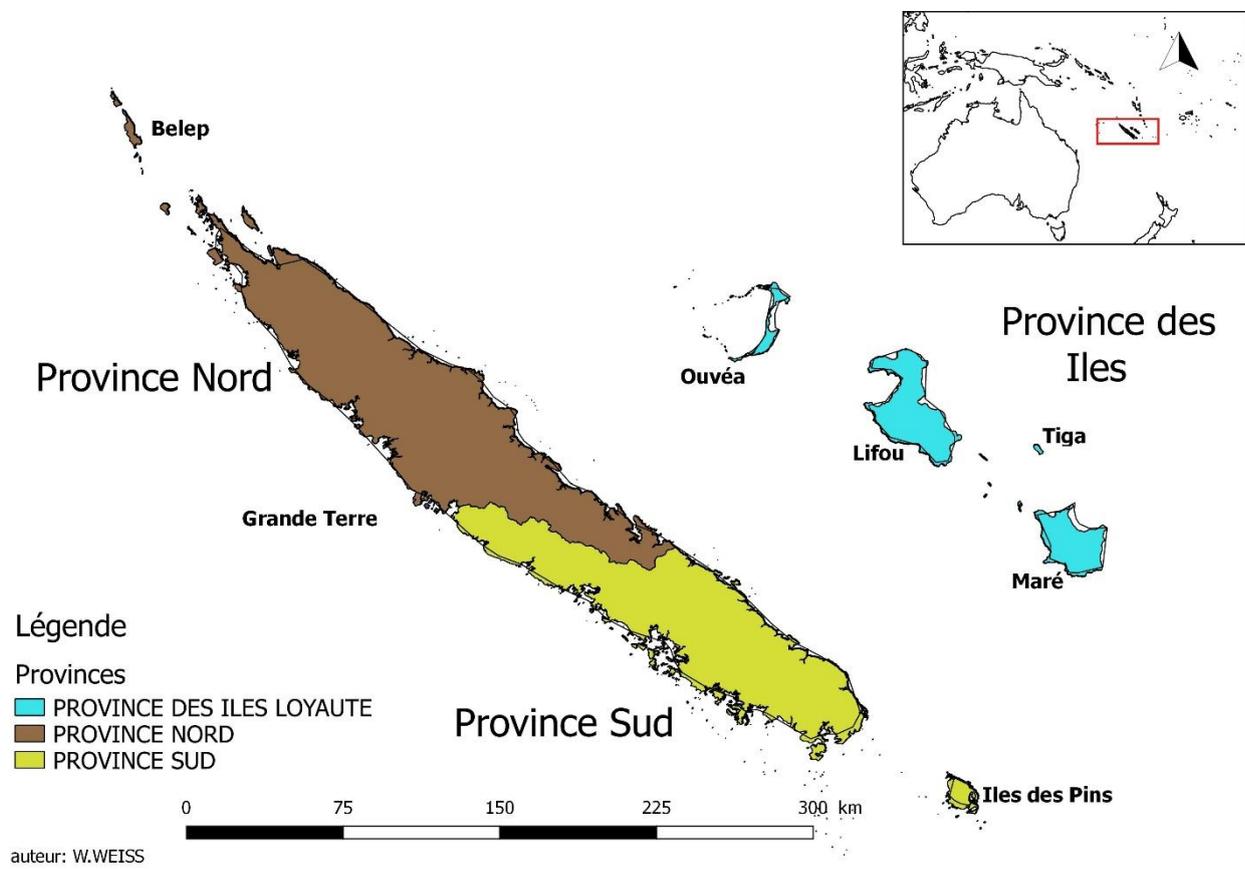


Fig. 2: Situation géographique de la Nouvelle Calédonie (Grande Terre et îles périphériques)

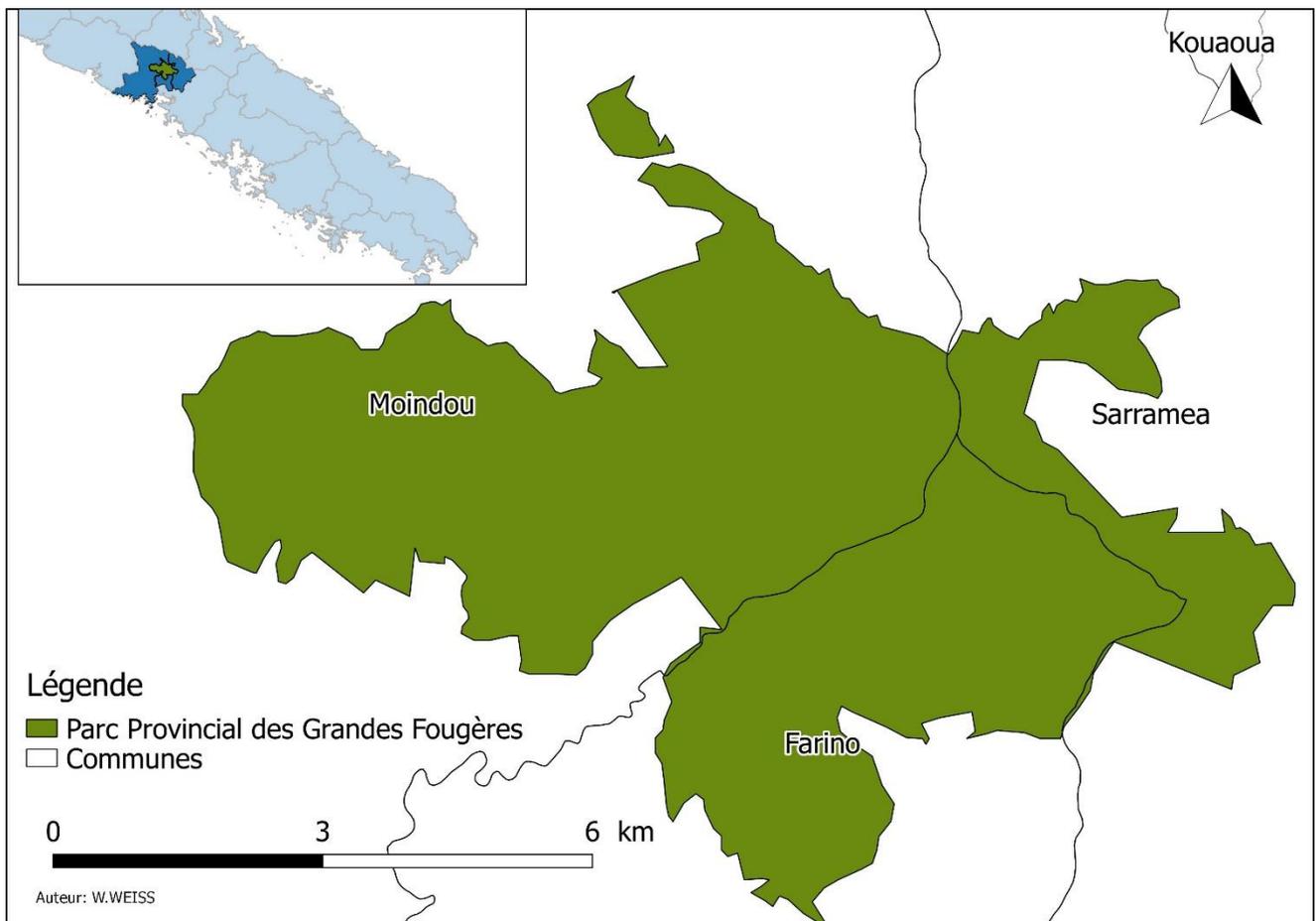


Fig. 3: Localisation du Parc Provincial des Grandes Fougères, à cheval sur trois communes de la Province Sud

La pluviométrie moyenne annuelle est de 1 800 mm avec des extrêmes de 880 à 2 900 mm. La période de l'année la moins pluvieuse, facilitant l'accès aux sites de suivi (en véhicule, en quad et à pied) et les relevés de terrain, s'étale du début de la saison fraîche (mi-mai) à la fin de la saison sèche, en mi-novembre (Klufts, 2011).

## 2.2. Méthode de suivi de l'impact des cerfs par dispositif exclos

### 2.2.1. Description du dispositif exclos

Selon le dispositif développé par AICA-CREG et mis à jour en 2012, chaque dispositif comprend deux placettes de suivi de 10 m<sup>2</sup>. L'une est ouverte (O), et l'autre qui est entourée d'un exclos (E) grillagé, de 1,55 m de hauteur, présente une superficie totale de 16 m<sup>2</sup>, intégrant ainsi une zone tampon de 42 cm entre le grillage et la placette de suivi. Cette mise en exclos permet d'éviter que la placette soit accessible aux biches, faons voire aux cerfs pollets (sans bois) à travers le grillage (Fig. 4). La placette de suivi en exclos est donc totalement inaccessible aux cerfs et aux cochons féraux, contrairement à la placette ouverte. En août 2011, neuf dispositifs incluant 18 placettes (9 ouvertes et 9 en exclos) ont été mis en place sur trois secteurs distincts du PPGF (Fig. 5) dans le cadre d'un stage de BTS GPN (Klufts, 2011) et sur la base du protocole initial (AICA-CREG, 2012). Une portion des secteurs Randonnée et Conservation est également découpée en différentes zones de régulation (Fig. 5) soumis à des efforts de régulation distincts.

### 2.2.2. Modalités de suivi

Le suivi consiste à la fois en un suivi photographique simple de chaque placette depuis des points fixes et d'un relevé de la végétation dans chaque placette de suivi de 10m<sup>2</sup> (AICA-CREG, 2012).

Un premier suivi a été réalisé en août 2011, immédiatement après la mise en place des dispositifs (Klufts, 2011) et un second a été réalisé en juillet 2016, soit 5 ans plus tard. Par ailleurs, deux jours de terrain ont également permis, dans le cadre du présent stage, de réaliser un suivi complet sur trois dispositifs afin de s'imprégner du protocole et de ses modalités de suivi. Chaque plant, à l'exception des herbacées par ailleurs rares en sous-bois, est comptabilisé, mesuré en hauteur avec une règle en bois graduée (Fig. 6) et catégorisé en ligneux (Lig), liane (Lia), fougère (Fo), orchidée (Or) ou palmier (Pal). Pour faciliter le suivi et la comptabilisation des végétaux, la placette est divisée en sous-quadrats (Fig. 7). Deux personnes au moins sont nécessaires pour réaliser le suivi. A chaque plant est attribué par ailleurs, une des cinq strates de hauteur (Strate 1 : 0-30 cm ; S2 : 31-60 cm ; S3 : 61-100 cm ; S4 : 101-180 cm ; S5 : > 180 cm). Les plants de la dernière strate de hauteur (S5) sont considérés comme hors de portée des cerfs.

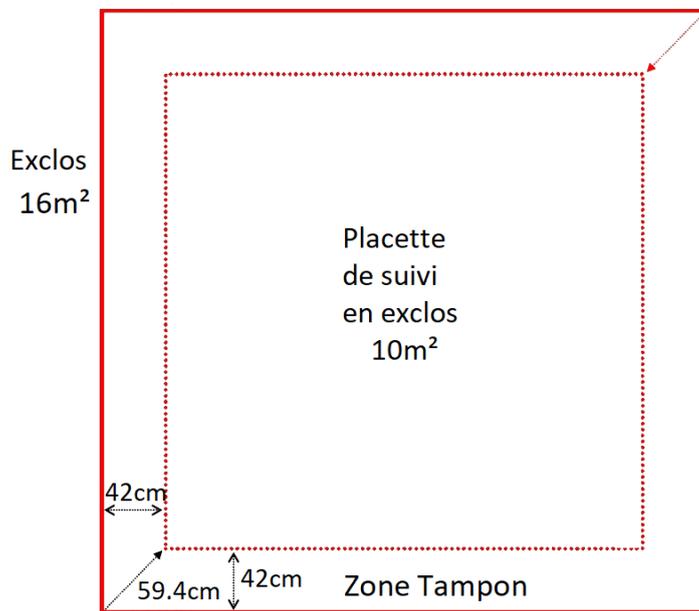


Fig. 4: Schéma du dispositif exclos adapté à partir de AICA-CREG (2012)

— : Grillage à cerf de 1m55 de hauteur      - - - : Placette de suivi

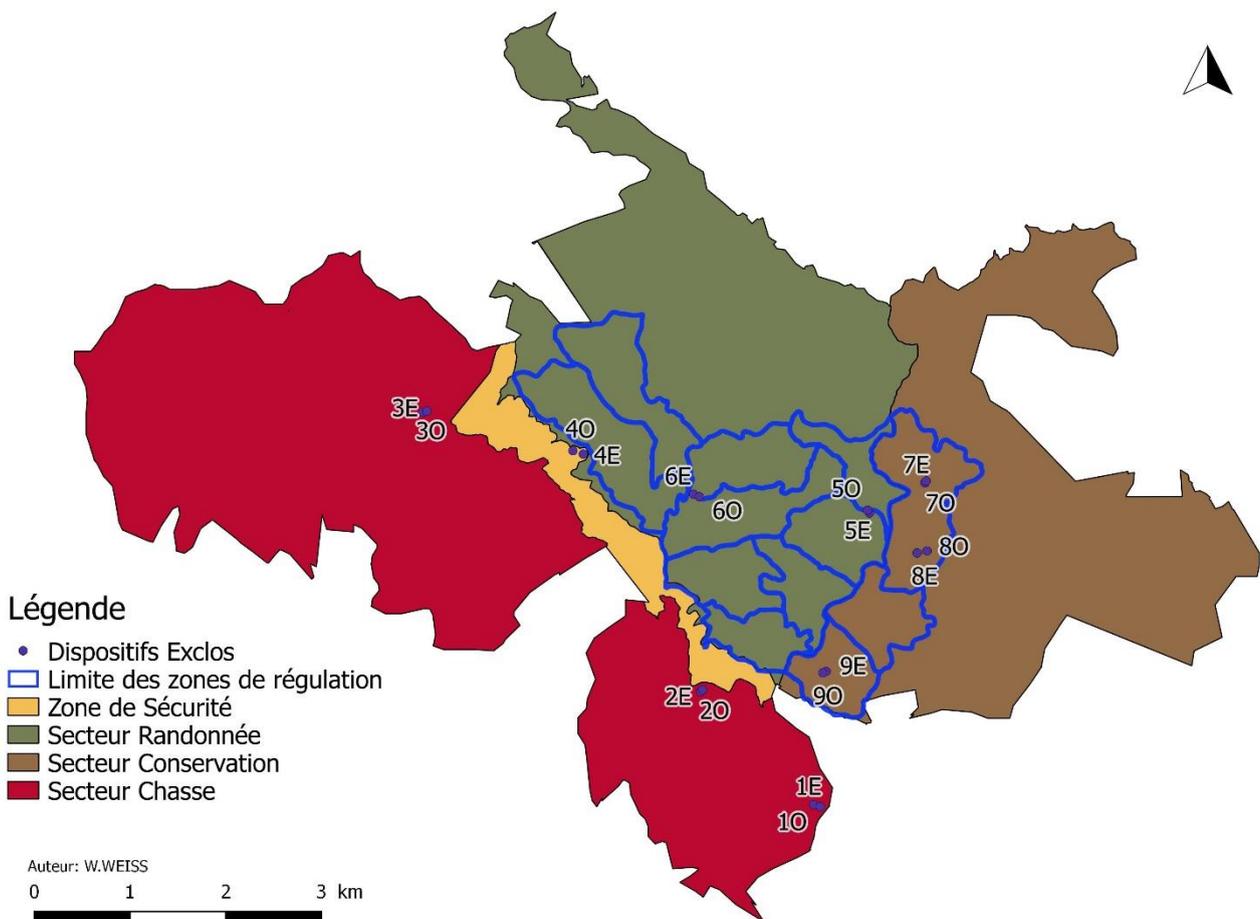


Fig. 5: Localisation et numérotation des neuf placettes ouvertes (O) et des neuf placettes en exclos (E) au sein des trois secteurs et des différentes zones de régulation du PPGF

Les données d'effort de chasse individuelle et/ou de régulation encadrée, et de prélèvements de cerfs ont été relevées et transmises au CEN par le Syndicat Mixte des Grandes Fougères (SMGF) et la Fédération de la Faune et de la Chasse de Nouvelle-Calédonie (FFCNC) en partenariat avec les trois associations de chasse locales.

Compte tenu de l'extrême diversité et difficulté d'identification de la flore de forêt humide, ce dispositif exclos simplifié ne requiert pas l'identification spécifique de chaque plant, à l'exception d'espèces remarquable, abondantes, particulièrement appréciées par les cerfs, tels que les kaoris (*Agathis* sp.), les fougères royales (Marattiacées) ou arborescentes (plusieurs de espèces de Ptéridophytes).

Compte tenu de la proximité entre les deux placettes d'un même dispositif, les conditions environnementales, les facteurs pouvant influencer la survie-mortalité des plants (achatines, sélection massale, insectes et autres ravageurs, maladies fongiques) et les capacités naturelles de régénération forestière sont jugés identiques. On considère donc que la comparaison de l'évolution du sous-bois entre la placette ouverte (condition réelle sous impact du cerf) et la placette en exclos (condition théorique sans aucun impact du cerf), révèle uniquement la proportion de plants dont la mortalité est uniquement imputable aux cerfs, et par conséquent le niveau d'impact du cerf sur la régénération.

### 2.2.3. Analyses descriptives et statistiques

Le suivi photographique a pour vocation, en complément des relevés de végétation des placettes de suivi, d'évaluer visuellement l'évolution du sous-bois d'une période à l'autre, pour chaque dispositif et placette. Il permettra, par ailleurs, le cas échéant, de constituer un révélateur démonstratif de l'évolution du sous-bois et de l'impact des cerfs, à destination des partenaires et de l'ensemble des parties prenantes de la gestion. Dans le cadre de ce stage il sera uniquement fait référence aux photographies des dispositifs 5 et 6.

Les analyses et les tests n'ont été réalisés qu'à partir d'un effectif minimal de 30 plants comptabilisés à différentes échelles géographiques ou/et pour chaque modalité de strate ou de catégorie de végétation. Les données de 2011 et 2016 ont été dans un premier temps cumulé puis analysées distinctement, avant l'analyse temporelle permettant d'évaluer l'évolution de l'impact entre les deux années. On considère que les trois dispositifs d'un même secteur, malgré la distance géographique qui les sépare, sont soumis au même effort de chasse global mis en œuvre sur ce secteur. Compte tenu de la distance géographique entre dispositif, y compris ceux d'un même secteur, et compte tenu de la très forte diversité du sous-bois et de micro-habitats, un test de comparaison entre les dispositifs sera réalisé entre les dispositifs n'appartenant pas forcément à un même secteur afin de tester la similitude de leur évolution.



*Fig. 6: Relevé des plants au sein d'une placette de suivi par l'intermédiaire d'un sous-quadrat*



*Fig. 7: Mesure d'un plant avec la règle graduée et colorée selon chaque strate (Strate 1 : Blanc, S2 : Jaune, S3 : Bleu, S4 : Rouge, S5 : Noir)*

Un indice d'impact (I) du cerf sur le sous-bois est calculé, pour chaque dispositif, à partir d'une formule comparant l'évolution des effectifs de plants entre placette ouverte et placette en exclos, et entre 2011 et 2016.

$$I = (NE_{fin} - NO_{fin}) - (NE_{début} - NO_{début})$$

« NE » représente l'effectif de plants en placette exclos et « NO » l'effectif de plants en placette ouverte, en fonction de l'année de début (début) ou de fin (fin) de suivi. Une valeur de I positive et élevée est révélatrice d'un impact élevé sur la régénération du sous-bois au cours de la période de suivi. En conséquence et de façon théorique, si le cerf n'exerce aucun impact sur les placettes ouvertes, la valeur de I est nulle. Une valeur négative de I témoignerait d'une augmentation de l'effectif de plants supérieure en placette ouverte qu'en exclos, ce qui a priori, ne pourrait s'expliquer que par d'autres facteurs environnementaux ou les limites de taille du dispositif actuel.

En hypothèse, l'impact du cerf serait proportionnellement supérieur dans les secteurs et les zones soumis à des faibles efforts et prélèvements de chasse-régulation, présentant par conséquent des valeurs de I relativement plus élevées.

- **A l'échelle du parc**

La distribution des plants par hauteur de strate a été analysée sur l'ensemble des neuf dispositifs et 18 placettes, et sur les deux années cumulées. Une analyse distincte a été également effectuée, en tenant compte des strates de hauteurs découpées en sections de 10 cm. La distribution des effectifs a ensuite été analysée, distinctement pour les placettes ouvertes et en exclos. Un Test de Wilcoxon-Mann-Whitney a été effectué pour comparer les effectifs de la strate 1 avec ceux de l'ensemble des autres strates.

- **Au niveau des trois secteurs du parc**

La moyenne des indices d'impact (I) des dispositifs a permis le calcul d'un indice d'impact moyen par secteur et une comparaison entre les trois secteurs du PPGF. Chaque dispositif étant considéré comme un réplica dans le secteur concerné, une Anova à un facteur (indice impact) et plusieurs modalités (correspondant aux différents secteurs) a été réalisée.

L'indice d'impact moyen par secteur a été analysé en comparaison du niveau d'effort de chasse ou/et régulation et de prélèvement des cerfs, développés au cours de la période de suivi.

- **Au niveau des dispositifs et placettes**

L'indice d'impact (I) a été calculé pour chaque dispositif. Les calculs intermédiaires (« NE<sub>2016</sub>-NO<sub>2016</sub> » et « NE<sub>2011</sub>-NO<sub>2011</sub> », respectivement) pour chaque dispositif, ont été utilisés pour effectuer des comparaisons entre les deux années de suivi (2011 et 2016) par un test de Student.

Une analyse des effectifs par strate a été effectuée sur l'ensemble des placettes (ouvertes et en exclos) pour 2011 et 2016. Des analyses statistiques ont été effectuées à partir des différences d'effectifs de plants entre 2011 et 2016, et ce sur l'ensemble des placettes ouvertes et en exclos, pour tester une différence significative entre les deux modalités. La même comparaison a été réalisée en excluant les dispositifs 3 et 4, puis au niveau des dispositifs 5, 7 et 8, tous trois proches géographiquement mais rattachés à deux secteurs distincts.

Une analyse des strates de hauteur de plants a été effectuée en tenant compte puis en excluant la strate 1 (0-30 cm). Des tests de Student ont été effectués à partir des résultats des formules (NE<sub>2016</sub>-NO<sub>2016</sub>) et (NE<sub>2011</sub>-NO<sub>2011</sub>) pour une comparaison entre 2011 et 2016. Un test s'est focalisé sur les dispositifs 5, 7 et 8, et sur l'ensemble des dispositifs après exclusion des dispositifs 3 et 4. Il a été également été comparé entre eux la différence d'effectif de plants entre 2011 et 2016 en placette ouverte et en exclos. Un test de Wilcoxon-Mann-Whitney a été utilisé pour l'ensemble des dispositifs et pour la comparaison après exclusion des dispositifs 3 et 4.

L'indice d'impact a été analysé pour chaque dispositif, en comparaison du niveau d'effort de chasse ou/et régulation et de prélèvement des cerfs, développés au cours de la période de suivi, quand ces données étaient disponibles. Enfin, un focus a été réalisé sur le dispositif 6, disposé à proximité d'un semencier d'une espèce endémique et protégée de Kaori (*Agathis corbassonii*), dont les jeunes plants sont particulièrement appréciés par les cerfs.

- **Statistiques et logiciels**

Des tests de normalité et d'égalité des variances ont été réalisés en perspective de tests de Student, de Welch (paramétrique) ou de Wilcoxon Mann et Whitney (non paramétrique). L'ensemble des données sont considérées comme non appariées.

Les conditions de normalité et d'homoscédasticité des données ont été testées avant la réalisation de l'ANOVA.

La mise en forme des données et les calculs les plus simples ont été réalisés sous le logiciel Excel : Microsoft office Professionnel plus 2016 versions 1904. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées via Rstudio version 1.1.463 © 2009-2018 RStudio, Inc.

## 3. Résultats

### 3.1. A l'échelle du parc

#### 3.1.1. Analyse des données sur l'ensemble des dispositifs et années

Au total, sur les deux années et la totalité des dispositifs, 3 805 plants ont été relevés. Le relevé effectué en 2011, a permis de comptabiliser 1 979 plants, dont 1 144 en exclos et 835 dans les placettes ouvertes. En 2016, 1 826 plants ont été relevés, dont 1 316 en exclos et 510 dans les placettes ouvertes. Ainsi, entre 2011 et 2016, on constate une baisse globale des effectifs, une augmentation dans les parcelles en exclos et une diminution dans les parcelles ouvertes.

La distribution des plants comptabilisés par strate, montre une forte dominance de la strate 1 en 2011 comme en 2016 (Fig. 8a, b. et c.). En considérant l'ensemble des individus de la strate 1 et l'ensemble des dispositifs (Fig. 8a.), il est observé en 2011, 1 584 individus contre un cumul de 395 individus pour les strates 2, 3, 4 et 5. En 2016, 1 353 plants ont été relevés en strate 1, contre 473 sur l'ensemble des quatre autres strates.

La strate 2 montre une dominance moins marquée par rapport aux strates suivantes, tandis que la strate 5 prend une proportion plus importante que les strates 3 et 4 (Fig. 8a, b. et c.).

L'effectif des plants comptabilisés en strate 1, pour l'ensemble des dispositifs relevés en 2011, est significativement différent de la somme des effectifs des strates 2, 3, 4 et 5 pour la même année (Wilcoxon-Mann-Whitney, p-value <0.01). Il en est de même pour l'année 2016 (Wilcoxon-Mann-Whitney, p-value = 0.007).

La Fig. 9 précise la distribution des plants, dans les différentes strates présentées précédemment, et la dominance de la strate 1 (de 0 à 30 cm), plus précisément des plants de 0 à 20 cm, en 2011 et 2016. En sélectionnant les plants de moins de 10cm, il apparaît que l'effectif est plus réduit en 2016 qu'en 2011 (Fig. 9). Les plants ayant une taille supérieure à 1m80 (strate 5) montrent des effectifs plus importants que les strates 4 et 3, en 2011 comme en 2016.

#### 3.1.2. Comparaison entre placettes ouvertes et en exclos

Dans les placettes ouvertes, le nombre de plants a diminué entre 2011 et 2016, pour toutes les strates, notamment pour la strate 1 qui, en effectif, a diminué de moitié, entraînant une augmentation de la proportion des strates 2, 3, 4 et 5 (Fig. 8C.). Dans les placettes en exclos, l'effectif de plants a augmenté entre 2011 et 2016, à l'exception des strates 3 et 4, faisant grandement augmenter la proportion, en pourcentage, de la strate 2.

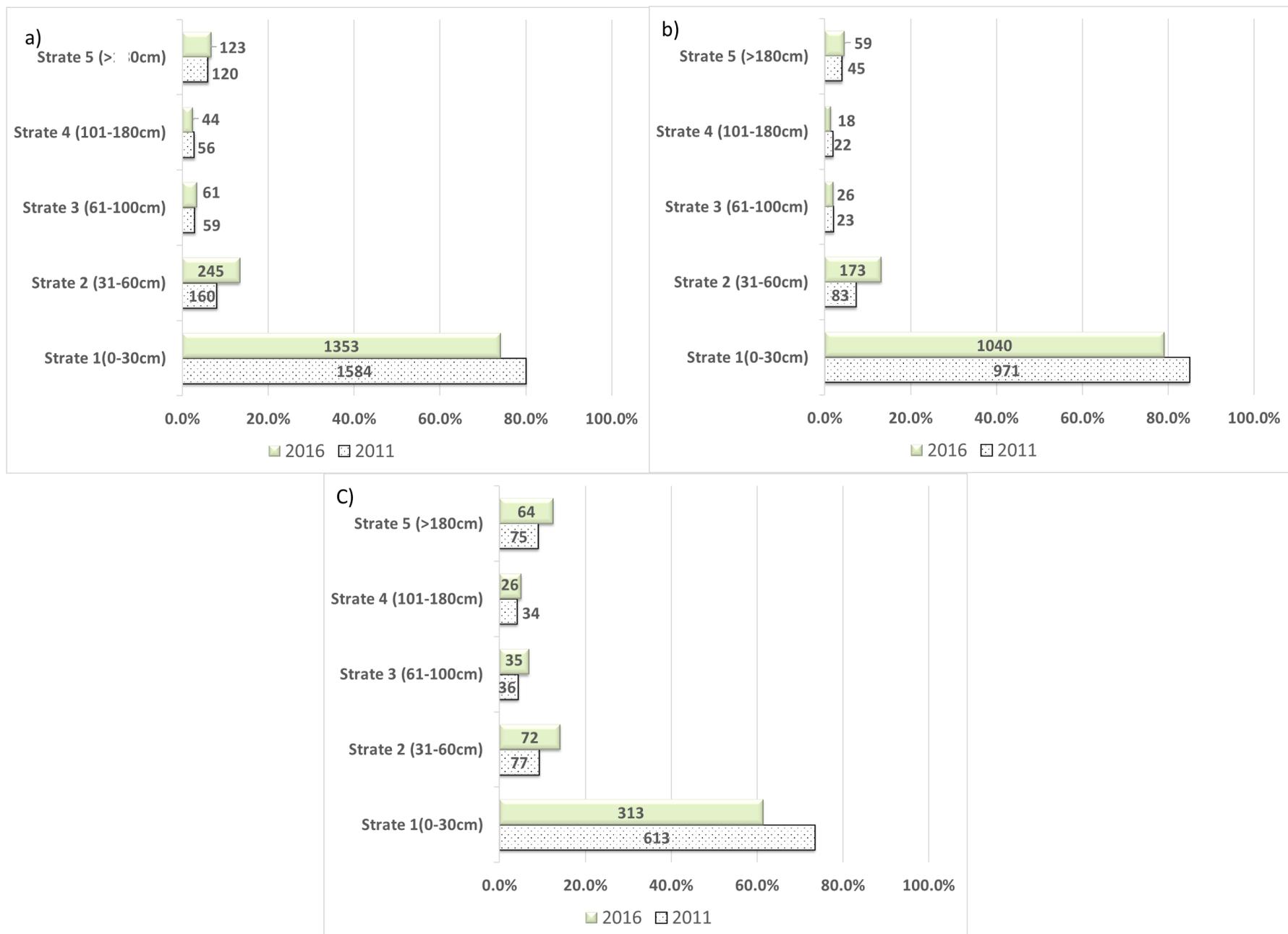


Fig. 8: Distribution, en pourcentage, des plants par strates en 2011 et 2016, sur l'ensemble des placettes (a), sur les placettes en exclos (b) et sur les placettes ouvertes (c)

### 3.2. Au niveau des secteurs du parc

Le secteur Conservation semble paradoxalement le plus impacté par les cerfs, avec un indice d'impact de 82, tandis que les secteurs Chasse (44,67) et Randonnée (39) présentent des indices presque deux fois moins élevés (Tableau 1). Cependant, après comparaison, aucune différence significative n'est observée entre les indices d'impact des trois secteurs (ANOVA, p-value = 0.668). Comme en témoigne la Fig. 10, l'effort de chasse en secteur Conservation (64 jours. Chasseurs) est largement inférieur aux secteurs Randonnée (785) et Chasse (2 927). L'effectif de prélèvement suit la même tendance, avec un nombre de cerfs et de cochons abattus largement inférieur en secteurs Conservation et Randonnée. A l'inverse, l'indice d'impact présente une tendance à la baisse lorsque l'effort de chasse et le niveau de prélèvement sont élevés (Fig. 10). Cette observation est confirmée par un coefficient de détermination de 0.646 et une pente négative, démontrant une forte corrélation négative entre l'effort de chasse et l'indice d'impact.

### 3.3. Au niveau des dispositifs et des placettes

On observe une forte hétérogénéité entre les effectifs de plants relevés sur chaque placette, pour une même année, que ce soit en 2011 ou 2016 (Fig. 11). Pour un même dispositif, les effectifs relevés en 2011, lors de l'installation des dispositifs, présentent une forte hétérogénéité entre la placette ouverte et la placette en exclos. Ainsi, la variation déjà présente au départ (en 2011) pourrait avoir tendance à masquer les variations temporelles que l'on cherche à évaluer. Pour cette raison, il apparaît pertinent d'analyser les différences calculées entre les années et entre les deux types de placette (ouvertes et en exclos), plutôt que d'analyser les effectifs bruts.

En 2011, il apparaît une différence moyenne de 34.33 individus, entre les placettes ouvertes et les placettes en exclos, pour un écart-type de 76.15. En 2016, cette différence moyenne s'élève à 89.55 individus pour un écart type de 53.39. Seulement deux dispositifs sur neuf (dispositifs 3 et 4) présentent un indice d'impact négatif. L'indice d'impact moyen, pour l'ensemble des dispositifs, est de 55.22 pour un écart type de 57.07.

Compte-tenu de son effectif dominant, la strate 1 semble grandement influencer la structure de la végétation, par classes de hauteur, dans les placettes (Fig. 8 et Fig. 9). Même après exclusion de cette strate, les résultats sont sensiblement identiques (Fig. 12). Cependant, cela réduit drastiquement le nombre de plants analysées dans chaque placette. Ainsi, 15 placettes sur 18 en 2011 et 12 placettes sur 18 en 2016 présentent un effectif total de plants inférieur à 30, valeur considérée comme minimale requise pour effectuer les analyses (Fig. 12). Il a donc été décidé d'intégrer la strate 1 dans les analyses suivantes.

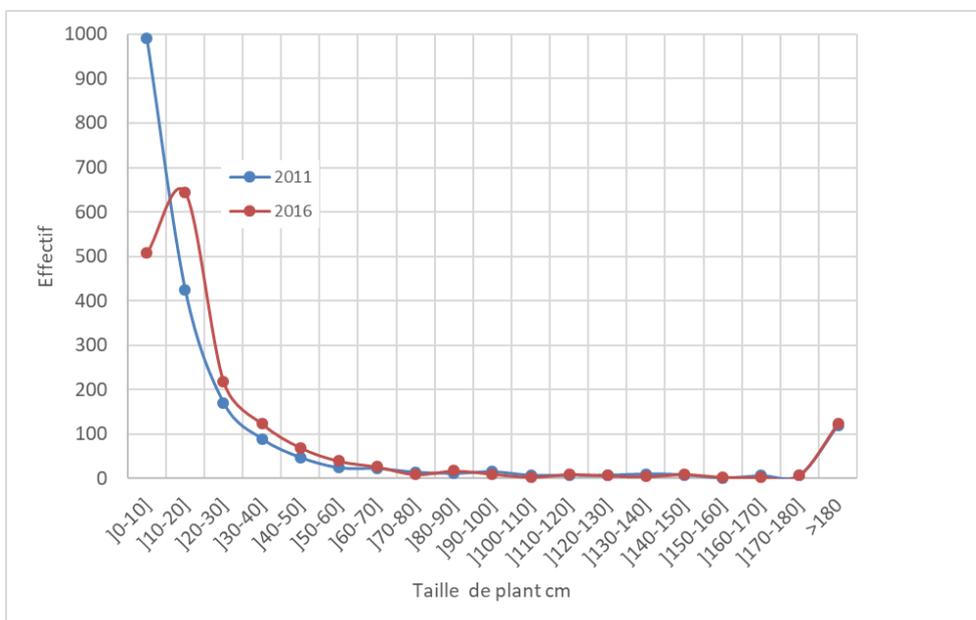


Fig. 9: Effectifs de plants par intervalles de strate de 10cm en 2011 et 2016, relevés sur l'ensemble des placettes

Tableau 1: Indice d'impact des cerfs (I) par dispositif et moyenne par secteur (Chasse ; Rando : Randonnée ; Conserv : Conservation)

Dispositif	NE2011-NO2011	NE2016-NO2016	Indice d'Impact	Secteur	Indice d'Impact
1	15	150	135	Chasse	44.67
2	63	82	19		
3	162	142	-20		
4	117	104	-13	Rando	39.00
5	45	121	76		
6	-6	48	54		
7	-89	-25	64	Conserv	82.00
8	-37	104	141		
9	39	80	41		

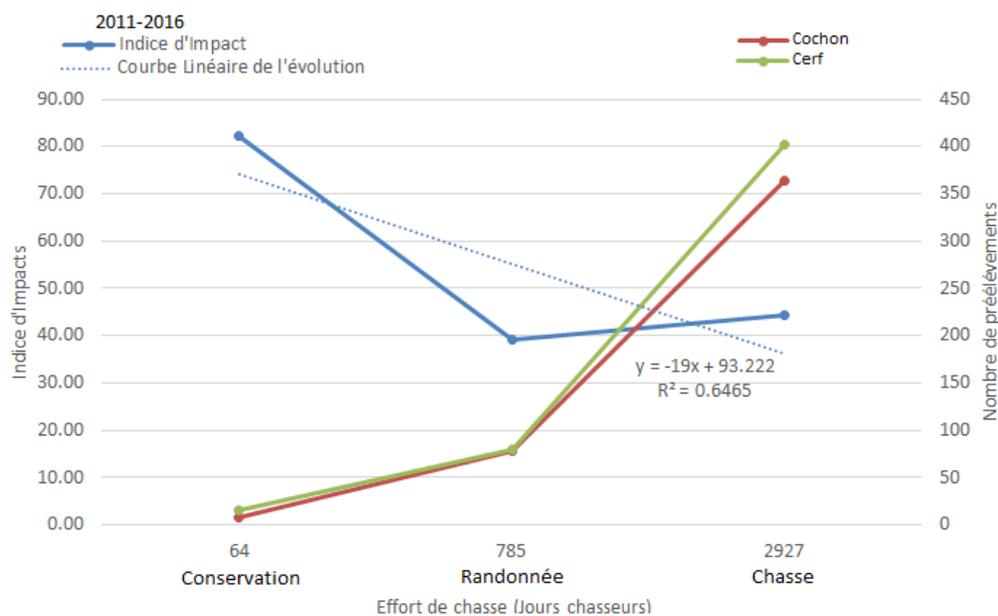


Fig. 10: Indice d'impact des cerfs (I) et effectif de prélèvement de cerfs et de cochons par secteur. L'effort de chasse ou/et de régulation développé ente 2011 et 2016 est noté pour information, en abscisse, au-dessus du nom de chaque secteur

### 3.3.1. Comparaison entre 2011 et 2016

A partir des valeurs intermédiaires de la formule d'indice d'impact, obtenues par soustraction des effectifs de plants entre placette en exclos et placette ouverte d'un même dispositif et pour une même année (« NE<sub>2016</sub>-NO<sub>2016</sub> » et « NE<sub>2011</sub>-NO<sub>2011</sub> ») (Tableau 1), il n'a pas été constaté de différence significative entre les résultats de 2011 et de 2016 (test de Student, p-value = 0.09).

En prenant en compte les dispositifs les plus proches géographiquement, c'est-à-dire les dispositifs 5, 7 et 8 (Fig. 5), pour limiter l'effet de l'hétérogénéité du milieu, il est constaté une évolution significative entre 2011 et 2016 (test de Student, p-value = 0.04 ; Tableau 1). En excluant les dispositifs 3 et 4, du fait d'un indice d'impact négatif, il est constaté une différence d'autant plus significative entre 2011 et 2016 (test de Student, p-value = 0.024).

Whitney, p-value = 0.010). En considérant l'effort de chasse et l'effectif de prélèvement cumulé dans chacune des zones de régulation des secteurs Randonnée et Conservation et la localisation des dispositifs dans ces zones, seuls les dispositifs 4, 5, 6 et 9 ont pu être étudiés (Fig. 13).

En excluant le dispositif 4, au résultat paradoxal, la pente de la courbe témoigne d'une corrélation négative entre indice d'impact des cerfs et effectifs de prélèvement comme nous l'avons déjà montré à l'échelle des secteurs (Fig. 10).

En effectuant un focus sur les dispositifs 3 et 4 (Fig. 11) aux profils semblables, il est observé sur les placettes ouvertes un effectif initial de plants (en 2011) largement inférieur aux effectifs des placettes en exclos. Cette différence apparaît en grande partie confortée par la strate 1. Par ailleurs, que ce soit en placettes ouvertes ou en exclos, les effectifs de plants diminuent de 2011 à 2016. On constate par ailleurs, sur la placette en exclos du dispositif 6, une augmentation remarquable des effectifs des strates 2 et 3 entre 2011 et 2016. L'effectif de la strate 2 passe notamment de 4 individus en 2011 à 45 en 2016, (Fig. 11).

### 3.3.2. Comparaison entre placettes ouvertes et placettes en exclos

Alors qu'on observe sur les placettes ouvertes, en excluant les dispositifs 3 et 4, une diminution de l'effectif de plants entre 2011 et 2016, cet effectif augmente dans les placettes en exclos (Fig. 11). Cela se voit aussi au travers des différences entre les effectifs de plants des placettes de 2011 et ceux de 2016 (Tableau 2). A partir des données relatives aux différences d'effectifs de plants, comptabilisés en 2011 et 2016 (Tableau 2), il est démontré l'absence de différence significative entre les placettes en exclos et ouvertes (test de Wilcoxon-Mann-Whitney, p-value = 0.051).

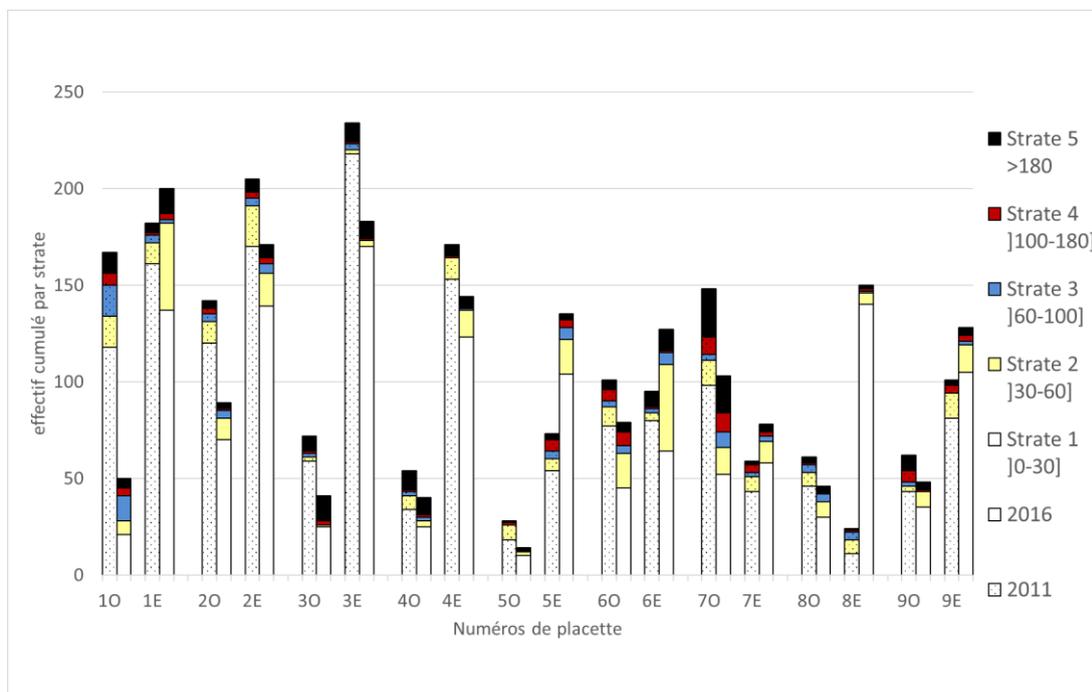


Fig. 11: Effectifs des plants relevés sur chaque placette ouverte (O) et en exclos (E) en 2011 et 2016

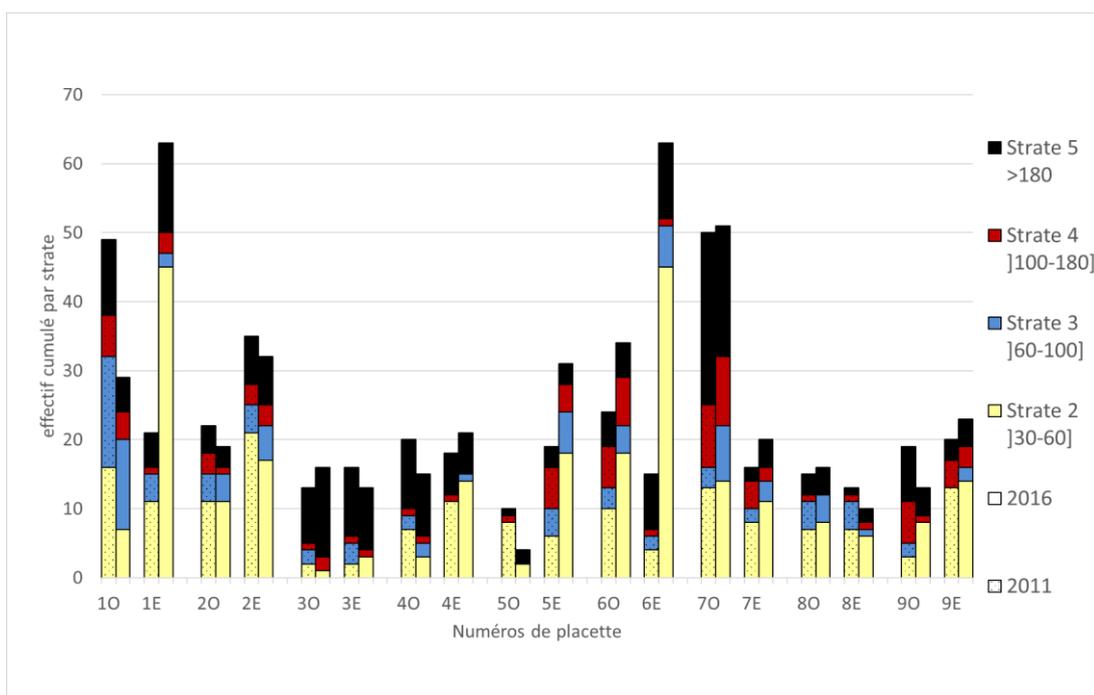


Fig. 12: Effectifs des plants relevés sur chaque placette ouverte (O) et en exclos (E) en 2011 et 2016 (Hors Strate 1)

Tableau 2: Différences d'effectifs (2016-2011) par placette ouverte (O) et en exclos (E),

Placette	1O	1E	2O	2E	3O	3E	4O	4E	5O	5E	6O	6E	7O	7E	8O	8E	9O	9E
N2016-N2011	-117	18	-53	-34	-31	-51	-14	-27	-14	62	-22	32	-45	19	-15	126	-14	27

Cependant, en ne prenant à nouveau en compte que les dispositifs 5, 7 et 8, géographiquement proches, on obtient une différence significative (test de Student, p-value = 0.045). En sélectionnant la totalité des placettes, à l'exception des dispositifs 3 et 4, il est démontré une différence significative entre placettes ouvertes et en exclos (test de Wilcoxon-Mann-

Il est observé une augmentation d'effectif hormis pour les dix premiers centimètres (Fig. 14a) et notamment sur la strate 2 (de 31 à 60 cm) de la placette mise en exclos.

Pour la placette ouverte du dispositif 6 (Fig. 14b), il est relevé un effectif de plants beaucoup plus réduit sur la première strate (0-30 cm) en 2016 par rapport à 2011 et légèrement plus élevé sur la deuxième strate (31-60 cm). Inversement, sur la placette en exclos (Fig. 14a), l'ensemble des effectifs de 2016 est supérieur à ceux de 2011 notamment sur la strate 2, à l'exception des dix premiers centimètres.

Il est observé une augmentation des effectifs de plants de Kaori sur la placette en exclos du dispositif 6, à proximité d'un semencier (Fig. 15). A l'opposé, sur la placette ouverte, on constate un effondrement des effectifs, ne laissant aucune possibilité de succession.

En tenant compte de la hauteur des plants, on suppose un transfert, de 2011 à 2016, des effectifs de la strate 1 à la strate 2, sur la placette en exclos (Fig. 16a), contrairement à la placette ouverte (Fig. 16b) qui témoigne de l'impact de consommation des cerfs.

### 3.4. Suivi photographique

En 2011, le cliché de la placette en exclos du dispositif 5 (Fig. 17) témoigne de plants en faible abondance (73/10 m<sup>2</sup>) et de petite taille. Il en est de même pour la placette ouverte, avec une quasi absence de plant visible sur le cliché (28/10 m<sup>2</sup>).

En 2016, le cliché de la placette en exclos témoigne d'une forte augmentation du nombre de plants (135/10 m<sup>2</sup>) et de la hauteur des plants. Ce constat est cohérent avec les relevés du Tableau 1, indiquant une augmentation de 62 plants dans la placette en exclos et une perte de 14 plants dans la placette ouverte (Tableau 1) coïncidant avec les strates 1 et 2 de la Fig. 11.

Sur le dispositif 6 (Fig. 18), les clichés de 2011 de la placette ouverte et en exclos témoignent de plants en faible abondance (101/10 m<sup>2</sup> et 95/10 m<sup>2</sup>, respectivement) et de petite taille. En 2016, le cliché de la placette en exclos témoigne d'une forte augmentation du nombre de plants (127/10 m<sup>2</sup>) et un recouvrement herbacé y est également visible. Ce constat est cohérent avec les relevés du Tableau 1, indiquant une augmentation de 32 plants dans la placette en exclos et une perte de 22 plants dans la placette ouverte (Tableau 1) coïncidant avec la strate 1 de la Fig. 11.

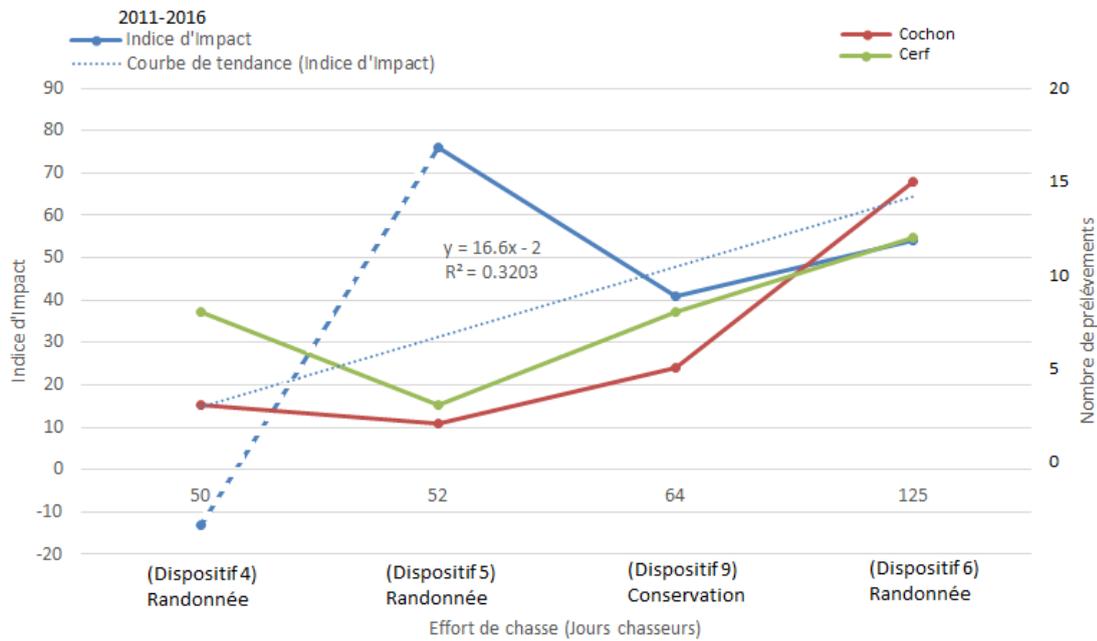


Fig. 13: Indice d'impact des cerfs (I) et effectifs de prélèvement de cerfs et de cochons en fonction de l'effectif de prélèvement par zone de régulation (hors secteur Chasse)

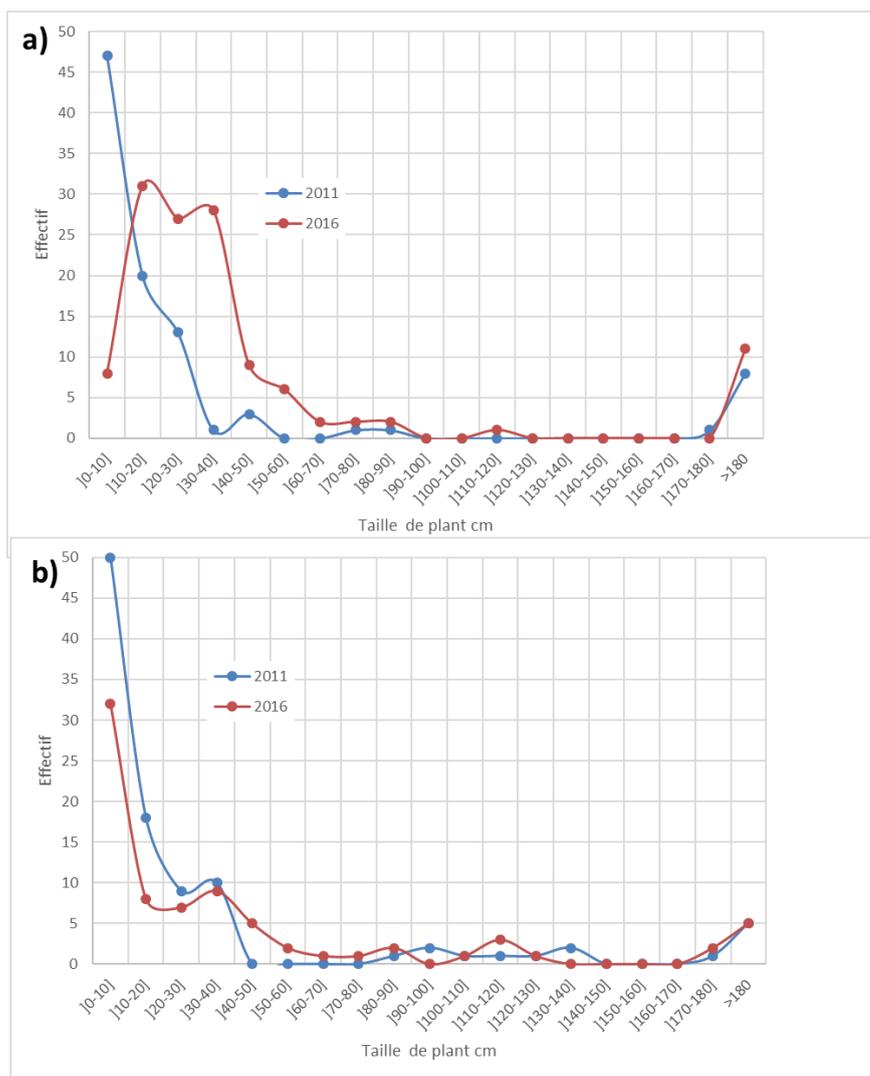


Fig. 14: Effectifs de plants par intervalles de 10cm, au niveau du dispositif 6 ; placette en exclos (a), placette ouverte (b).

## 4. Discussion et conclusion

### 4.1. Impact des cerfs

Depuis leur installation en 2011, plusieurs visites des dispositifs (placettes ouvertes et placettes en exclos) ont permis de vérifier leur bon état, notamment l'état du grillage des placettes en exclos. Seul le dispositif 8 a subi un chablis en 2016, sans impact toutefois sur son imperméabilité vis-à-vis des cerfs. Il a cependant été constaté que l'étiquetage individuel des plants effectué en 2011 n'a pas résisté au temps. Par conséquent, il n'a pas été possible d'analyser le taux de survie-mortalité individuelle, ni la croissance individuelle des plants, à partir de la taille des plants mesurée individuellement en 2011.

Compte-tenu du caractère expérimental du test de ce dispositif exclos, le nombre réduit de dispositifs ne permet pas, à ce stade, une analyse robuste de l'évolution représentative de l'impact des cerfs à l'échelle du Parc Provincial des Grandes Fougères (PPGF). Sur l'ensemble des neuf dispositifs, il a été relevé une diminution d'effectif brut de plants entre 2011 et 2016. Il apparaît, d'une part, un impact des cerfs sur les trois secteurs du PPGF et, d'autre part, une corrélation négative entre l'effort de chasse et l'indice d'impact relevé sur chaque secteur.

Au niveau des dispositifs, il est observé une forte hétérogénéité entre les placettes, et une tendance commune concernant la forte dominance de la strate de niveau 1 sur toutes les autres.

En excluant les dispositifs 3 et 4, du fait d'un indice d'impact négatif, il est constaté une différence d'autant plus significative entre les deux années 2011 et 2016, et entre les deux types de placettes (ouvertes et en exclos) révélant l'impact du cerf. En effet, la grande hétérogénéité des données issues des différentes placettes est probablement liée à une très forte hétérogénéité floristique et stationnelle en forêt tropicale humide. Selon Birnbaum et al (2015), deux parcelles de forêt d'un hectare ne partagent pas plus de 30% d'espèces en commun.

Au regard de l'échelle de la zone d'étude (4 500 ha), du nombre de dispositifs et de leurs espacements, les 9 dispositifs constituent autant de situations environnementales distinctes et très contrastées, notamment en termes de micro-habitats, du degré d'appétence des espèces végétales présentes (Amos et al., 2014 ; Nilar et al., 2019). Malgré cela, ce modèle de dispositif simple a permis de mettre en évidence une meilleure régénération sur la quasi-totalité des placettes en exclos (1 316 plants en 2016 contre 1 144 en 2011) sans impact des cerfs.

A l'exception des dispositifs 3 et 4, les analyses démontrent une différence significative d'effectifs de plants entre placettes ouvertes et exclos, pour les deux années de suivi. Ces dispositifs, relativement proches géographiquement, présentent des effectifs de plants particulièrement élevés en strate 1

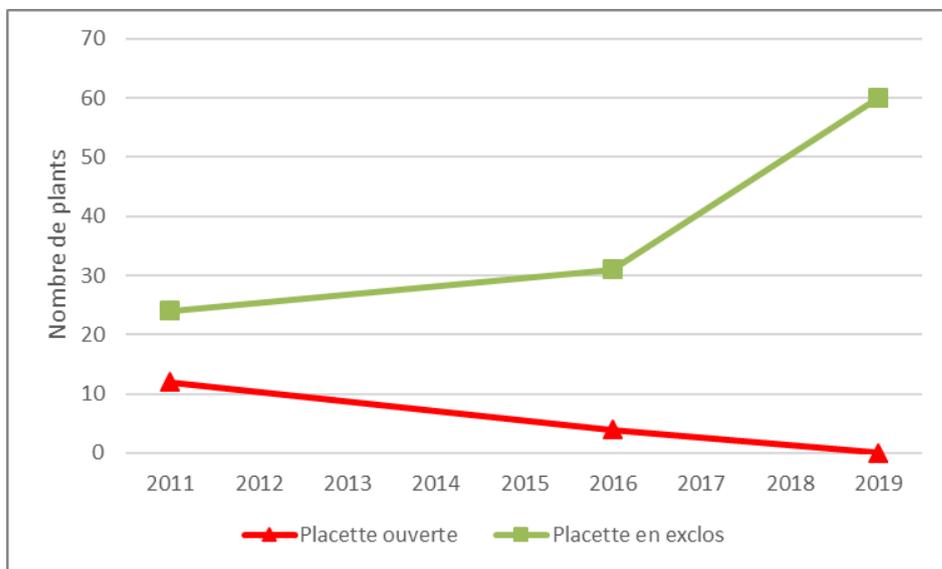


Fig. 15: Evolution de l'effectif des plants de Kaori (*Agathis corbassonii*) sur le dispositif 6, toutes strates confondues

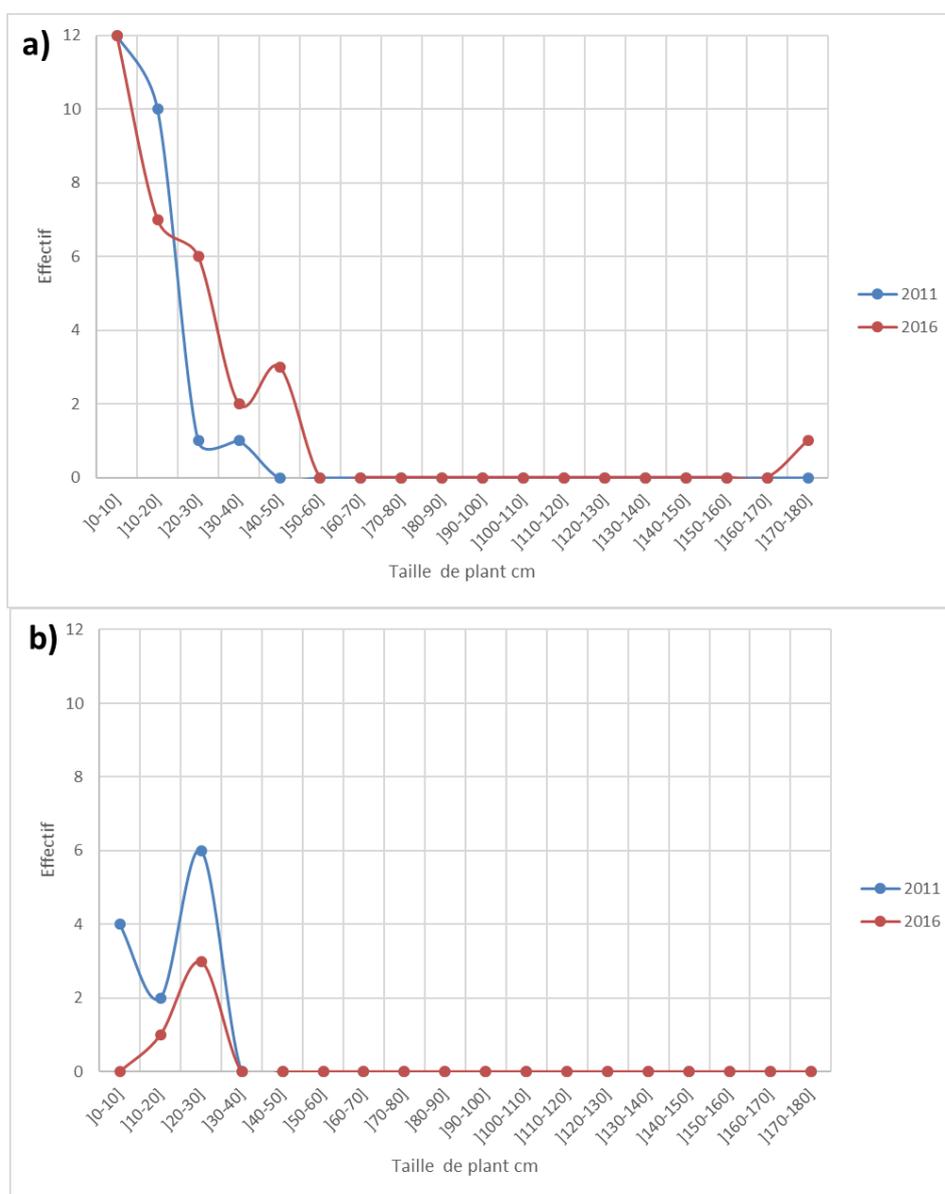


Fig. 16: Effectifs des plants de Kaori (*Agathis corbassonii*) par intervalles de hauteur de 10cm, au niveau du dispositif 6 (placette en exclos (a), placette ouverte (b)).

L'indice d'impact négatif, obtenu pour ces deux dispositifs, révèle paradoxalement une meilleure régénération en placette ouverte, peut-être dûe à une régénération abondante de plants d'espèces non consommées par les cerfs sur les placettes ouvertes. Ce résultat paradoxal pourrait s'expliquer par la qualité et les propriétés du sol, influençant la germination et la régénération (Long et al., 2017), et par d'autres sources d'impacts négatifs, ayant particulièrement ciblés les placettes en exclos tel que les rats (*Rattus rattus*, *R. norvegicus*, *R. exulans*), les achatines (*Achatina fulica*) ou les maladies fongiques.

Par ailleurs, malgré les conditions tropicales humides, une période de cinq ans entre deux suivis pourrait difficilement révéler la régénération de certaines essences à croissance lente ou différée suite à l'exclusion des cerfs (Nilar et al., 2019 ; Sabo et al., 2017). Dans certaines conditions environnementales, les effets de la restauration passive ne sont observés qu'au bout de dix-sept voire quarante ans (Webster, 2017, Wigley et al., 2014).

Afin de tester l'hypothèse de l'impact des rats ou des achatines, un sous-dispositif grillagé à mailles fines pourrait être disposé à l'intérieur des placettes en exclos. Un tel dispositif nécessiterait des visites plus régulières afin d'éviter son recouvrement par des feuilles mortes qui limiterait alors la germination et la croissance des plants. Une reprise végétative importante a été observée dans les placettes en exclos, révélant, à l'exception des dispositifs 3 et 4, un fort impact négatif des cerfs sur la régénération forestière. C'est notamment le cas au sein de l'exclos du dispositif 1, dans lequel un pied de *Ptisana attenuata* (fougère royale endémique, vulnérable et à forte appétence vis-à-vis du Cerf rusa) fortement abrouiti en 2011, a présenté en 2016 un fort développement de ses stipes (Annexe 1). Il en est de même dans l'exclos du dispositif 7, révélant une forte régénération de Kaori (*Agathis corbassonii*), quasi inexistante en zone accessible aux cerfs.

Les calculs d'indice d'impact confirment un impact significatif du cerf sur l'ensemble des dispositifs (hors dispositifs 3 et 4), particulièrement dans le secteur Conservation, dans lequel l'effort de chasse et/ou régulation est le plus réduit. Par conséquent, les actions de gestion-régulation des ongulés développées au cours de la période 2011-2016 ne semblent pas suffisantes jusque-là pour permettre une régénération acceptable du sous-bois sur les dispositifs testés.

A l'exception des dispositifs 3 et 4 disposés dans une zone pour laquelle on ne dispose pas d'un effort de chasse-régulation représentatif, l'indice d'impact des cerfs apparaît négativement corrélé à l'effort de chasse-régulation.



Fig. 17: Suivi photographique du dispositif 5 (placette ouverte et en exclos, en 2011 et 2016)



Fig. 18: Suivi photographique du dispositif 6 (placette ouverte et en exclos, en 2011 et 2016)

Le suivi photographique révèle clairement, sur les dispositifs 1, 5 et 6, l'impact du cerf par simple comparaison visuelle des clichés de 2011 et 2016 (Fig. 17 et Fig. 18). Cette interprétation visuelle, bien que subjective, est par ailleurs confortée par les indices d'impact, calculés sur ces trois dispositifs 1, 5 et 6, qui sont respectivement de 135, 76 et 54 (Tableau 1).

## 4.2. Mise à jour du protocole

Une proposition d'amendement et de mise à jour du protocole (AICA-CREG, 2012) a été réalisée dans le cadre de cette étude, afin de faciliter le suivi et de réduire certains biais relevés. Ainsi, il apparaît préférable de disposer lors de l'installation de tels dispositifs, pour délimiter la placette de suivi de façon à éviter des délimitations variables d'une année à l'autre (Annexe 2), quatre piquets en fer à béton reliés par un fil de fer. Il conviendrait également, dans une phase opérationnelle, d'augmenter le nombre de dispositifs et la taille des placettes de suivi afin d'augmenter l'effectif de plants relevé sur chacune d'elles (voir chapitre suivant).

## 4.3. Perspectives

Cette phase expérimentale est actuellement limitée, sur le PPGF (4 500 ha), à quelques dispositifs tests, comme c'est également le cas sur d'autres sites pilotes (Brisset, 2018). Ce dispositif a vocation à être étendu et adapté localement, en fonction de la faisabilité et des contraintes techniques et logistiques, de la pertinence dans des contextes locaux particuliers, des coûts-bénéfices et du choix du gestionnaire, au regard d'autres dispositifs de suivi développés par ailleurs (Richard, 2012) mais moins informatifs.

En Nouvelle-Calédonie et particulièrement en forêt tropicale humide, l'utilisation d'un dispositif simple de suivi de l'impact des cerfs est imposée par les fortes contraintes d'accès, la très forte diversité et hétérogénéité des forêts, ainsi que les difficultés d'identification de la flore du sous-bois. En revanche, une simplification est possible compte-tenu du niveau d'impact généralement très élevé en zone éloignée soumise à de faibles pressions de chasse et/ou régulation, et compte-tenu d'une dynamique et d'une croissance végétative relativement importante en condition tropicale humide. La régénération forestière observée dans les exclos révèle par ailleurs la résilience du milieu sur les dispositifs implantés.

Pour améliorer le dispositif et l'adapter aux contraintes déjà évoquées, il est proposé d'exclure le relevé des plus petits et nombreux plants post-germination de 0 à 10 cm de hauteur, dont les effectifs sont soumis à plusieurs facteurs indépendants des cerfs, comme une forte sélection massale et une accessibilité réduite dans le temps, en fonction de la rapidité de croissance.

En complément et pour augmenter l'effectif des plants des strates supérieures à relever, il est proposé d'augmenter la taille des placettes de suivi de telle façon que les effectifs utiles soient au moins toujours supérieurs à 30 individus pour chaque placette. A partir des données des 9 dispositifs, la taille de placette devrait être de 30 m<sup>2</sup>, soit trois fois supérieure à la taille actuelle.

Dans un contexte opérationnel, il est proposé d'augmenter le nombre de dispositifs en fonction de l'hétérogénéité du milieu, en termes de fréquentation et d'impact apparents des cerfs. Ces deux critères seraient évalués rapidement et préalablement à la disposition des placettes fixes, à dire d'experts et d'usagers des zones concernées.

Par simplification logistique et réduction des coûts d'exclos, le suivi de régénération à proximité de semenciers pourrait s'effectuer par l'intermédiaire d'une placette fixe ouverte de 30m<sup>2</sup>, simplement délimitée par quatre fers à béton, et d'un exclos de taille plus réduite (taille actuelle : 10 m<sup>2</sup>) simplement pour s'assurer de la capacité de régénération, notamment de la fertilité des graines et de la résilience du sous-bois.

Il est également proposé, pour maximiser et évaluer la réponse environnementale en l'absence de cerf, et limiter la contrainte exercée par la couverture de canopée sur la régénération (Hladik et Blanc, 1987 ; Forget, 1988), d'installer des dispositifs en zones ouvertes à fortes capacités de germination et de croissance végétative : clairière forestière, chablis, lisière forêt-savane, voire ligne de crête herbacée. Cette proposition est par ailleurs confortée par les constats de fort et rapide développement végétatif, réalisés au niveau de mini parcs de capture installés au PPGF, excluant de fait l'impact des cerfs (Annexe 4) et témoignant autant du niveau élevé de résilience environnementale que de l'impact du cerf sur la strate herbacée. Une mesure différentielle de la hauteur moyenne de cette strate voire de la biomasse, en zone ouverte et en exclos, permettrait une estimation de la pression de (sur-)pâturage exercée par les cerfs.

Enfin, au regard de la complexité de la dynamique fonctionnelle des forêts tropicales humides de Nouvelle-Calédonie et des processus d'équilibre et de déséquilibre entre les cerfs et le milieu, il apparaît indispensable de poursuivre l'approfondissement pluridisciplinaire des connaissances sur ces thématiques (Birnbaum et al., 2015; Ramsey et al., 2017) et sur la croissance des plantes du sous-bois, indicatrices de l'impact des cerfs.

#### 4.4. Conclusion générale

Au regard des caractéristiques du dispositif exclos, des comparaisons avec un suivi d'abroustissement sur les mêmes sites (Richard, 2012) et des résultats obtenus dans cette étude, l'utilisation d'un dispositif exclos au sein d'une forêt tropicale humide apparaît particulièrement pertinente et informative. Les avantages du dispositif exclos sont notamment le fait i) de révéler l'impact du cerf sur la dynamique forestière, alors que les indices d'abroustissement ne révèlent ni la survie-mortalité ni la régénération des espèces indicatrices sélectionnées, ii) de permettre une évaluation de l'impact et de la résilience des sous-bois particulièrement impactés, en l'absence de végétaux accessibles et consommables entre 0 et 2 m de hauteur, parfois consommés en totalité (Annexe 3), iii) de ne pas être contraint par l'identification systématique de chaque plant, iv) de s'appuyer sur des dispositifs fixes pour lesquels la comparaison, d'une période à une autre, ne souffre d'aucune contestation, et v) de pouvoir implanter des dispositifs fixes à proximité de semenciers d'espèces emblématiques, vulnérables et/ou protégées (Velamazán et al., 2017) et particulièrement appréciées par les cerfs, notamment aux stades jeunes.

Au contraire, l'implantation d'exclos grillagés constitue une contrainte financière et logistique pour la mise en place et l'entretien des dispositifs, notamment en exclos de grande taille.

Il apparaît donc justifié, dans une perspective opérationnelle, d'améliorer ou adapter le dispositif aux contraintes évoquées, notamment en augmentant la taille (30 m<sup>2</sup>) et le nombre de placettes de suivi ouvertes, sans contraintes logistiques majeures ou de coûts, et en limitant la taille et le nombre des placettes en exclos pour simplement s'assurer de la capacité de résilience et de régénération du sous-bois sur les sites équipés et suivis. Il apparaît également judicieux d'installer des dispositifs en zones ouvertes à fortes capacités de germination et de croissance végétative (clairière forestière, chablis, lisière forêt-savane, voire ligne de crête herbacée) pour une estimation quantitative ou une révélation (photographique) démonstrative de la pression de (sur-)pâturage exercée par les cerfs sur ces zones préférentielles de gagnage.

Cet outil pourrait être en partie déployé, dans les mois à venir, sur des zones à forts enjeux environnementaux, particulièrement difficiles d'accès et identifiées comme prioritaires pour la régulation des ongulés envahissants (CI et CEN, 2016), dans le cadre de la mise œuvre opérationnelle de la composante "Gestion des ongulés envahissants" du projet PROTEGE (11<sup>ème</sup> FED régional).

## Bibliographie

AICA-CREG, 2012. *Protocole de mise en place et de suivi du dispositif doubles-stations*. p 10.

AMOS, Matt, BAXTER, Greg, FINCH, Neal, et al, 2014. "I just want to count them! Considerations when choosing a deer population monitoring method". In : *Wildlife Biology*. Vol. 20, n° 6, p. 362-370. DOI 10.2981/wlb.00080.

BARRIERE, Patrick et COLYN, Marc, 2007. *Définition d'un schéma de gestion concertée pour le lancement d'opérations de : régulation locale des populations de cerf, suivi biologique des populations, suivi de la dégradation/restauration de l'habitat. Mission cerf rusa Octobre-Novembre 2006*. Direction du Développement Rural. Service des études et du développement local. Département des études.p.33

BARRIERE, Patrick, 2008. *Organisation et mise en place d'un schéma de gestion concertée des populations de cerf rusa sur un massif provincial test*. Etude de mise à disposition de la FFCNC d'un domaine provincial- Avant-projet de création d'un « Centre de REGulation des gros gibiers ». 4ème Mission d'expertise « Cerf rusa » suite à l'expertise effectuée par P.B. du 15 Novembre au 10 Décembre 2007 en Nouvelle-Calédonie et en Nouvelle-Zélande.p.136

BARRIERE, Patrick et FORT, Christine, sous presse. *Monographie sur le Cerf de Java*. In : *Atlas des mammifères de France. Ongulés et Lagomorphe*. MNHN. p. 12

BELLINGHAM, Peter, RICHARDSON, Sarah, MASON, Norman, et al, 2016. *Introduced deer at low densities do not inhibit the regeneration of a dominant tree*. In : *Forest Ecology and Management*. Vol. 364, p. 70-76. DOI 10.1016/j.foreco.2015.12.013.

BERTOUILLE, Sabine, 2008. *Dynamique des populations de cerf en région wallonne*. In : *Forêt Wallone*. n° 94, p. 11.

BIANCHI, Manuel, 1999. *Physiologie de la reproduction et maîtrise du rut, Le cerf rusa en Nouvelle- Calédonie*, Actes d'un séminaire technique. Port-Laguerre, Nouvelle-Calédonie. CIRAD. p. 37-57

BIRNBAUM, Philippe, IBANEZ, Thomas, VANDROT, Hervé, et al, 2015. *Les forêts humides de la Province Nord de Nouvelle-Calédonie. Synthèse des travaux de recherche 2012-2015*. IAC. p.112

BLACKBURN, Tim, ESSL, Franz, EVANS, Thomas, et al, 2014. *A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts*. In : *PLOS Biology*. Vol. 12, n° 5, p. 11. DOI 10.1371/journal.pbio.1001850.

BONNEFOIS, Maeva, 2010. *Protocole de suivi et de cartographie des impacts du cerf rusa (Rusa timorensis russa) sur les habitats naturels de la Grande Terre, Nouvelle-Calédonie*. Rapport de Stage 2ème année Ingénieur agronome. p. 64

BOULANGER, Vincent, 2010. *Pression d'herbivorie et dynamique des communautés végétales : Influence à court et moyen termes des populations de cervidés sur la diversité des communautés végétales en forêt*. Université Nancy.p.318

BOULANGER, Vincent, 2016. *Utiliser un outil expérimental dans la gestion courante : les enclos-exclos pour évaluer l'équilibre forêt-gibier*. Rendez-vous techniques, n° 50, p. 53-60.

CEN Nouvelle-Calédonie, 2017. *Stratégie de lutte contre les espèces exotiques envahissantes dans les espaces naturels de Nouvelle-Calédonie*. 107

CEN Nouvelle-Calédonie, 2018. *Synthèse stratégie de lutte contre les Espèces exotiques envahissantes*. 12

CHARDONNET, Philippe, 1988. *Cerf rusa et milieu naturel en Nouvelle-Calédonie*. Maisons-Alfort IEMVT CIRAD/ADRAF. Nouméa. p. 282.

CI et CEN, 2016. *Eléments de cadrage pour une stratégie de régulation des cerfs en Nouvelle Calédonie : zones prioritaires, vision, objectifs et ressources nécessaires*. p. 70

COLLECTIF ICONE, 2015. *Élément de cadrage pour une stratégie de régulation des cerf sauvages et des cochons féroces envahissants en Province Nord*. Rapport final du projet ICONE. p. 87

COLYN, Marc, LEGENDRE, Xavier, BARRIERE, Patrick, et al, 2012. *Hunted red deer Management : A new tool for population survey*. In : *Deer : Habitat, behavior and conservation*. p. 22

DE GARINE-WICHATITSKY, Michel, DUNCAN, Patrick, LABBE, Alice, et al, 2003. *A review of the diet of Rusa Deer Cervus timorensis rusa in New Caledonia : Are the endemic plants defenceless against this introduced, eruptive ruminant ?* In : *Pacific Conservation Biology*. 2003. Vol. 9, n° 2, p. 136. DOI 10.1071/PC030136.

DE GARINE-WICHATITSKY, Michel, SOUBEYRAN, Yohann, MAILLARD, Daniel et DUNCAN, Patrick, 2005. *The diets of introduced rusa deer (Cervus timorensis rusa) in a native sclerophyll forest and a native rainforest of New Caledonia*. In : *New Zealand Journal of Zoology*. Vol. 32, n° 2, p. 117-126. DOI 10.1080/03014223.2005.9518403.

DE GARINE-WICHATITSKY, Michel, SPAGGIARI, Jérôme et MÉNARD, Camille, 2004. *Ecologie et impacts des ongulés introduits sur la forêt sèche de Nouvelle-Calédonie*. Rapport de Recherche. p. 58

DIONISIO, Catherine, 2008. *Etude de l'impact du cerf rusa (Cervus timorensis rusa) sur la restauration des sites miniers de Nouvelle-Calédonie*. Rapport de Stage Master 2. p. 129

DITOMMASO, Antonio, MORRIS, Scott, PARKER, John, et al, 2014. *Deer Browsing Delays Succession by Altering Aboveground Vegetation and Belowground Seed Banks*. In : *PLOS ONE*. Vol. 9, n° 3, p. 9. DOI 10.1371/journal.pone.0091155.

DVORAK, Tyler, CATALANO, Amy et GUILLIAMS, Matt, 2016. *Monitoring within non-native ungulate exclosures documents the inherent size of Crocanthemum greenii (Cistaceae)*. In : *PhytoKeys*. n° 70, p. 11-16. DOI 10.3897/phytokeys.70.9363.

FORD-THOMPSON, Adriana, SNELL, Carolyn, SAUNDERS, Glen et WHITE, Piran, 2015. *Dimensions of local public attitudes towards invasive species management in protected areas*. In : *Wildlife Research*. Vol. 42, n° 1, p. 60-74. DOI 10.1071/WR14122.

FORGET, Pierre-Michel , 1988. *Dissémination et régénération naturelle de huit espèces d'arbres en forêt guyanaise*. Rapport de thèse, Université de Paris 6. p. 285

FORT, Christine et BARRIERE, Patrick, sous presse. *Monographie sur la Nouvelle Calédonie*. In: Atlas des Mammifères de France. Ongulés et Lagomorphes. MNHN. p. 8

FRERKER, Katie, SABO, Autumn et WALLER, Donald, 2014. *Long-Term Regional Shifts in Plant Community Composition Are Largely Explained by Local Deer Impact Experiments*. In : PLOS ONE. Vol. 9, n° 12, p. 17. DOI 10.1371/journal.pone.0115843.

FRERKER, Katie, SABO, Autumn et WALLER, Donald, 2017. *Correction : Long-Term Regional Shifts in Plant Community Composition Are Largely Explained by Local Deer Impact Experiments*. In : PLOS ONE. Vol. 12, n° 9, p. 4. DOI 10.1371/journal.pone.0185037.

GHYSELS, Aurélie, RAGEADE, Maxence, WEMAERE, Matthieu et BINET, Thomas, 2018. *Etude sur les perspectives de valorisation de la viande de cerf (*Rusa timorensis russa*) sauvage issue de la chasse, en Nouvelle-Calédonie*. p. 139.

GRIGNON, Céline, CHAMBREY, Céline, RIGAULT, Frédéric et MUNZINGER, Jérôme, 2011. *Recensement du patrimoine botanique des Aires protégées terrestres de la Province Sud*. Synthèse d'étude. Nouvelle-Calédonie.

GRIGNON, Céline, RIGAULT, Frédéric, DAGOSTINI, Gilles, et al, 2009. *Recensement du patrimoine botanique des aires protégées terrestres de la Province Sud*. Caractérisation et cartographie des formations végétales de 4 aires protégées terrestres de la Province Sud. Nouvelle-Calédonie. Laboratoire de Botanique et d'Ecologie Végétale Appliquées. Rapport d'étapes 2. p. 255

HLADIK, Annette et BLANC, Patrick 1987. *Croissance des plantes en sous-bois de forêt dense humide (Makokou, Gabon)*. Revue d'Ecologie, Terre et Vie 42 : 209-234.

HYGEN, Serge, MARION, France et VIGNON, Cathy, 2005. *Aménagement du Parc Provincial des Grandes Fougères, Avant-Projet Sommaire*. Institut Européen pour le Conseil en Environnement. p. 105

IPBES, 2019. *Extrait du rapport mondial de l'IPBES*. In : UICN France [en ligne]. 6 mai 2019. [Consulté le 31 juillet 2019]. Disponible à l'adresse : <https://uicn.fr/le-rapport-mondial-de-lipbes-confirme-le-declin-alarmant-de-la-nature/>.

IUCN, 2014. *Rusa timorensis* : Hedges, S., Duckworth, J.W., Timmins, R., Semiadi, G. & Dryden, G. : *The IUCN Red List of Threatened Species 2015* [en ligne]. International Union for Conservation of Nature. [Consulté le 15 avril 2019]. Disponible à l'adresse : <http://www.iucnredlist.org/details/41789/0>.

JAFFRÉ, Tanguy, MORAT, Philippe, VEILLON, Jean-Marie, et al, 2001. *Composition et caractérisation de la flore indigène de Nouvelle-Calédonie*. Document Scientifique et technique, IRD. p. 139

KLEIN, François, MICHALLET, Jacques, PELLERIN, Maryline et CHEVRIER, Thierry, 2015. *Vers une nouvelle gestion du grand gibier : les indicateurs de changement écologique*. Colloque de Chambord, 20 et 21 mai 2015. Faune Sauvage. p. 6

KLUFTS, Johan, 2011. *Test d'un outil d'évaluation de l'impact du cerf sur la forêt du Parc Provincial des Grandes Fougères, Nouvelle-Calédonie*. Rapport de Stage BTS GPN. p. 63

LE BEL, Sébastien, BRESCHIA, Fabrice et BARRÉ, Nicolas, 1999. *Etude de la biologie du Cerf rusa (Cervus timorensis rusa) en milieu naturel, base d'un plan de gestion des populations de cervidés sauvages*. CIRAD.

LE BEL, Sébastien, SARRAILH, Jean-Michel, BRESCHIA, Fabrice et CORNU, Alain, 2001. *Présence du cerf rusa dans le massif de l'Aoupinié en Nouvelle-Calédonie et impact sur le reboisement en kaoris*. In : *Bois et forêt des tropiques*. 2001. n° 269, p. 14.

LEHAIRE, François, MORELLE, Kevin, LICOPPE, Alain et LEJEUNE, Philippe, 2013. *Les Enclos-Exclos : une technique éprouvée pour l'évaluation et le monitoring de l'équilibre forêt-grande faune*. In : *Forêt Wallonne*. 2013. n° 125, p. 12.

LONG, Michael, LITTON, Creighton, GIARDINA, Christian, et al, 2017. *Impact of nonnative feral pig removal on soil structure and nutrient availability in Hawaiian tropical montane wet forests*. In : *Biological Invasions*. Vol. 19, n° 3, p. 749-763. DOI 10.1007/s10530-017-1368-6.

MAITREPIERRE, Luc, 2012. *Les types de temps et les cyclones, les éléments du climat*. In : *Atlas de la Nouvelle-Calédonie*. IRD. Nouvelle-Calédonie : IRD. p. 269. ISBN 978-2-7099-1740-7.

MÅRELL, Anders, BALLON, Philippe, HAMARD, Jean-Pierre et BOULANGER, Vincent, 2012. *Les dispositifs de type enclos-exclos : des outils au service de la gestion et de la recherche*. In : *Revue Forestière Française [en ligne]*. n° 2. p. 12 [Consulté le 16 avril 2019]. DOI 10.4267/2042/47473. Disponible à l'adresse : <http://hdl.handle.net/2042/47473>.

MITTERMEIER, Russell, GIL, Patricio, HOFFMANN, Michael, et al, 2004. *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Conservation International. Sierra Madre : Cemex. University of Virginia. p. 853-858

MOHANTY, Nitya Prakash, SURENDRAN, Harikrishnan, KUPPUSAMY, Sivakumar et VASUDEVAN, Karthikeyan, 2016. *Impact of invasive spotted deer (Axis axis) on tropical island lizard communities in the Andaman archipelago*. In : *Biological Invasions*. Vol. 18, n° 1, p. 17. DOI 10.1007/s10530-015-1006-0.

MORELLET, Nicolas, 2008. *La gestion des grands herbivores par les indicateurs de changement écologique*. n° 282, p. 9-18.

MUTHONI, Francis, GROEN, Thomas, SKIDMORE, Andrew et VAN OEL, Pieter, 2014. *Ungulate herbivory overrides rainfall impacts on herbaceous regrowth and residual biomass in a key resource area*. In : *Journal of Arid Environments*. Vol. 100-101, p. 9-17. DOI 10.1016/j.jaridenv.2013.09.007.

MYERS, Norman, MITTERMEIER, Russell, MITTERMEIER, Cristina, et al, 2000. *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. In : *Nature*. 2000. Vol. 403, n° 6772, p. 853-858. DOI 10.1038/35002501.

NASI, Robert, JAFFRÉ, Tanguy et SARRAILH, Jean-Michel, 2002. *Les forêts de montagne de la Nouvelle-Calédonie*. In : *Bois et forêt des tropiques*. n° 274, p. 14.

NILAR, Hussain, MAUTE, Kimberly, DAWSON, Michelle, et al, 2019. *Effectiveness of different herbivore exclusion strategies for restoration of an endangered rainforest community*. In : Forest Ecology and Management. Vol. 435, p. 18-26. DOI 10.1016/j.foreco.2018.12.041.

PUTMAN, Rory, LANGBEIN, Jochen, GREEN, Peter et WATSON, Peter, 2011. *Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur: Deer density thresholds for damage*. In : Mammal Review. Vol. 41, n° 3, p. 175-196. DOI 10.1111/j.1365-2907.2010.00173. x.

RAMSEY, David, FORSYTH, David, VELTMAN, Clare, et al, 2017. *A management experiment reveals the difficulty of altering seedling growth and palatable plant biomass by culling invasive deer*. In : Wildlife Research. Vol. 44, n° 8, p. 623. DOI 10.1071/WR16206.

RICHARD, Lory, 2012. *Taux d'abrutissement et impact du cerf sur la forêt humide du Parc Provincial des Grandes Fougères*. Rapport de Stage BTS GPN. p. 39

SABO, Autumn, FRERKER, Katie, WALLER, Donald et KRUGER, Eric, 2017. *Deer-mediated changes in environment compound the direct impacts of herbivory on understory plant communities*. In : Journal of Ecology. Vol. 105, n° 5, p. 1386-1398. DOI 10.1111/1365-2745.12748.

SHEN, Xiaoli, BOURG, Norman, MCSHEA, William et TURNER, Benjamin, 2016. *Long-Term Effects of White-Tailed Deer Exclusion on the Invasion of Exotic Plants : A Case Study in a Mid-Atlantic Temperate Forest*. In : PLOS ONE. Vol. 11, n° 3, p.16. DOI 10.1371/journal.pone.0151825.

SHERLEY, Greg, 2000. *Invasive species in the Pacific : a technical review and draft regional strategy*. SPREP. Samoa : South Pacific Regional Environment Programme. ISBN 978-982-04-0214-0. QH353. I597 2000

SIMMONS, Bill, 2007. *Proposition d'une gestion du Cerf rusa et de son impact sur la Grande Terre Nouvelle-Calédonie*. Rapport d'expertise pour l'APICAN. p. 59

SIMONČIČ, Tina, BONČINA, Andrej, JARNI, Kristjan et KLOPČIČ, Matija, 2019. *Assessment of the long-term impact of deer on understory vegetation in mixed temperate forests*. In : Journal of Vegetation Science. Vol. 30, n° 1, p. 108-120. DOI 10.1111/jvs.12702.

SMITH, David Solance, FETTIG, Stephen et BOWKER, Matthew, 2016. *Elevated Rocky Mountain elk numbers prevent positive effects of fire on quaking aspen (*Populus tremuloides*) recruitment*. In : Forest Ecology and Management. Vol. 362, p. 46-54. DOI 10.1016/j.foreco.2015.11.020.

SPAGGIARI, Jérôme et DE GARINE-WICHATITSKY, Michel, 2006. *Home range and habitat use of introduced rusa deer (*Cervus timorensis rusa*) in a mosaic of savannah and native sclerophyll forest of New Caledonia*. In : New Zealand Journal of Zoology. Vol. 33, n° 3, p. 175-183. DOI 10.1080/03014223.2006.9518442.

THIRION, Benjamin, 2011. *Contribution à la définition d'un mécanisme de régulation du cerf rusa (*Cervus timorensis rusa*) introduit dans des zones à enjeux multiples, province Nord, Nouvelle-Calédonie*. Rapport de Stage Master 2. p. 83

UICN FRANCE, 2016. *Espèces exotiques envahissantes*. In : UICN France [en ligne]. [Consulté le 25 avril 2019]. Disponible à l'adresse : <https://uicn.fr/especes-exotiques-envahissantes/>.

VELAMAZÁN, Mario, SAN MIGUEL, Alfonso, ESCRIBANO, Rafael et PEREA, Ramón, 2017. *Threatened woody flora as an ecological indicator of large herbivore introductions*. In : Biodiversity and Conservation. Vol. 26, n° 4, p. 917-930. DOI 10.1007/s10531-016-1279-3

WEBSTER, Christopher R., 2017. *Response of spring flora to nearly two decades of deer exclusion and resurgent woody understories within exclosures*. In : The journal of the Torrey Botanical Society. Vol. v. 144, n° 1, p. 1-14. DOI 10.3159/TORREY-D-15-00066.1. PubAg : 5594179

WELLER, Stephen, SAKAI, Ann, CLARK, Michelle, et al, 2018. *The effects of introduced ungulates on native and alien plant species in an island ecosystem : Implications for change in a diverse mesic forest in the Hawaiian Islands*. In : Forest Ecology and Management. Vol. 409, p. 518-526. DOI 10.1016/j.foreco.2017.11.023.

WIGLEY, Benjamin, FRITZ, Herve, COETSEE, Corli et BOND, William, 2014. *Herbivores shape woody plant communities in the Kruger National Park : Lessons from three long-term exclosures*. In : Koedoe. Vol. 56, n° 1, p. 12. DOI 10.4102/koedoe.v56i1.1165.

WITTMANN, Anne-Laure et FLORES-FERRER, Alheli, 2015. *Analyse économique des espèces exotiques envahissantes en France Première enquête nationale (2009-2013)*. Etude et document du Commissariat général au développement durable (CGDD). Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie. Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable. p. 132

## ANNEXES



Annexe 1: Développement de la Fougère royale (*Ptisana attenuata*) sur la placette en exclos du dispositif 1

○ : *Ptisana* fortement abrouiti en 2011    □ : Reprise végétative du *Ptisana attenuata* en 2016



Annexe 2: Exemple de biais par perte de piquet indicateur sur le dispositif 3

○ Localisation de piquets de délimitation en 2011    ○ Localisation erronée de deux piquets en 2016  
X : Emplacement des deux piquets en 2011 sur la placette de 2016



*Annexe 3: Deux sites du PPGF distants de quelques centaines de mètres, montrant (a) un sous-bois presque nu, fortement impacté par le cerf et (b) une strate inférieure densément recouverte par une espèce native (*Freycinetia* sp) non consommée par les cerfs.*

**Décembre 2013**



**Mars 2015**



*Annexe 4: Développement de la strate herbacée après 1 an et 3 mois de mise en exclos (implantation d'un mini parc) d'une clairière forestière au PPGF, secteur Randonnée.*

## Résumé

La Nouvelle-Calédonie, « Hotsport » de biodiversité mondiale, est l'objet d'une invasion biologique par le Cerf rusa, entraînant un impact négatif majeur sur les forêts humides et la ressource en eau. L'objectif de cette étude est d'évaluer et adapter au contexte local, un dispositif simple d'estimation de l'impact du cerf sur la régénération forestière (AICA-CREG, 2012), par l'intermédiaire de placettes fixes de 10m<sup>2</sup> ouvertes et en exclos. Un suivi photographique sur point fixe et le calcul d'un indice d'impact (I), comparant les effectifs de plants entre les deux types de placettes, de 2011 à 2016, ont révélé la pertinence du dispositif et un impact significatif du cerf sur la régénération du sous-bois, négativement corrélé à l'effort de chasse-régulation mis en œuvre. Il est notamment proposé, pour une évaluation représentative à l'échelle d'un massif forestier, i) une augmentation de taille et du nombre de placettes ouvertes, ii) un relevé sélectif des plants supérieurs à 10 cm de hauteur et iii) une disposition de placettes à proximité de semenciers et en zones ouvertes. Enfin, il est souligné la nécessité d'améliorer les connaissances sur la dynamique du sous-bois et la croissance des plantes indicatrices de l'impact des cerfs, dans le cadre du projet PROTEGE (11eme FED régional) mis en œuvre en zones prioritaires de forêt humide particulièrement difficiles d'accès.

Mots clés : Niveau d'impact, Cerf rusa, Dispositif exclos, Sous-bois, Régénération, Gestion, Nouvelle-Calédonie

## Abstract

New Caledonia, considered as a Biodiversity Hotspot, faces a biological invasion by Rusa deer, causing a major negative impact on rainforests and water resources. The objective of this study is to evaluate and adapt to the local context, a simple device for estimating deer impact on forest regeneration (AICA-CREG, 2012), through fixed 10m<sup>2</sup> open and enclosure plots. A photographic survey and the calculation of an impact index (I), comparing the number of plants between the two plot types, from 2011 to 2016, revealed the relevance of the device and a significant deer impact on the understorey regeneration, negatively correlated with the deer hunting-control effort implemented. For a representative assessment at a forest massif scale, it has been proposed i) to increase the size and the number of open plots, ii) to survey selected plants greater than 10 cm in height, and iii) to set plots near seed trees and in open areas. Finally, it is emphasized the need to improve knowledge on understorey dynamics and growth rate of plants indicative of deer impact, in the framework of the PROTEGE project (11th regional EDF) implemented in priority zones of tropical rainforest that are particularly difficult to access.

Keywords: Impact level, Rusa deer, Exclosure plot, Forest understorey, Regeneration, Management, New-Caledonia