



**Adaptation d'une méthodologie de suivi de
l'abondance relative et de l'impact des cerfs
en forêt humide, Nouvelle-Calédonie**

Janvier 2021



Commanditaire

- Conservatoire d'Espaces Naturels de Nouvelle-Calédonie
- Dans le cadre du projet régional européen PROTEGE dans le Pacifique, et financé par l'Agence Rurale

Contact (s) interne (s) :

- Carole WEMA (Animatrice PROTEGE CEN)
- Géraldine BIDAU (Assistante PROTEGE CEN)
- Maxime LEBOUTEILLER (Technicien PROTEGE CEN)
- Patrick BARRIERE (Coordinateur PEE CEN)

Rédacteurs du rapport :

- Maylis Borelli
- Manon Bourey
- Vincent Boulanger
- Quentin Delvienne

Contrôle qualité effectué par :

- Yannick Dominique

Dates clés :

Version 1

- Date de soumission initiale : 27/10/2021
- Date retour client : 15/12/2021
- Personnel (s) du client ayant commenté le rapport : Equipe PROTEGE et PEEE CEN

Version 2

- Date de soumission initiale : 02/02/2022
- Date retour client : 28/03/2022
- Personnel (s) du client ayant commenté le rapport : Equipe PROTEGE/PEEE CEN/GT ongulés envahissants

Version finale

- Date de soumission de la version finale du rapport : 26/04/2022
- Date de validation par le client : 28/07/2022

Citer le rapport :

Borelli, Bourey, Boulanger et Delvienne. 2022. Synthèse bibliographie pour l'adaptation d'une méthodologie de suivi de l'abondance relative et de l'impact des cerfs en forêt humide. Livrable de prestation pour le CEN dans le cadre du projet PROTEGE. 34 p

Table des matières

1. Cadrage	5
a) Contexte de l'intervention	5
b) Contenu et objectifs de la prestation	7
c) Organisation du document	7
2. Contexte et enjeux	8
a) La Nouvelle Calédonie	8
b) Les forêts tropicales humides : hautes, denses et diversifiées	8
c) Le cerf rusa (<i>Rusa timorensis</i>)	11
d) Résumé des enjeux	12
3. Les indicateurs d'abondance relative	13
a) Généralités	13
b) Indicateurs d'abondance relative utilisés en Nouvelle Calédonie	13
4. Les méthodes de suivi de l'impact	16
a) Généralités	16
b) Indicateurs utilisés en Nouvelle Calédonie	17
5. Orientations pour l'adaptation et le test de protocoles	26
a) Synthèse	26
b) Recommandations	29
c) Identification des besoins	30
d) Conclusion	30
Bibliographie	
Annexes	

Table des illustrations

FIGURE 1: 3 ZONES PRIORITAIRES D'INTERVENTION IDENTIFIEES POUR LA REGULATION DES CERFS SUR LA GRANDE TERRE.....	5
FIGURE 2: ACCESSIBILITE DU TERRITOIRE AU CHASSEURS. SOURCE: CI&CEN, 2016.	8
FIGURE 3: CARTE SIMPLIFIEE DE LA VEGETATION DE LA NOUVELLE-CALEDONIE (IBANEZ, 2012).....	9
FIGURE 4: IMPORTANCE RELATIVE, EN POURCENTAGE D'ESPECES, DES GRANDES UNITES TAXONOMIQUES DE LA FLORE DANS LES DIFFERENTS GROUPEMENTS VEGETAUX. SOURCE: MORAT ET AL., 2017.	11
FIGURE 5: TAUX D'ABROUTISSEMENT PAR TAXON INDICATEUR A L'ECHELLE DU PGF. (CEN, 2017).	19
FIGURE 6: SCHEMA DE DEFINITION DES EFFETS ET DES IMPACTS DES ONGULES SUR LA REGENERATION FORESTIERE. SOURCE: BOULANGER, 2016 – REPRIS DANS WEISS, 2019	21

Table des tableaux

TABLEAU 1. ZONES PRIORITAIRES D'INTERVENTION INITIALES ET REVUES DANS LE CADRE DU PROJET PROTEGE (CEN/CI, 2016 ET CEN, 2021).....	6
TABLEAU 2. POIDS DES COUCHES UTILISEES DANS LE MODELE ENVIRONNEMENTAL POUR L'IDENTIFICATION DES ZONES PRIORITAIRES POUR LA REGULATION DU CERF.(SOURCE: CI ET CEN, 2016)	7
TABLEAU 3. ESPECES INDICATRICES UTILISEES AU PGF.....	19
TABLEAU 4. RESULTATS DU CALCUL DE L'INDICE D'IMPACT DE WEISS, 2019. SOURCE: WEISS, 2019. SUIVI DE L'IMPACT DU CERF RUSA EN FORET TROPICALE HUMIDE : TEST D'UN DISPOSITIF EXCLOS AU PARC PROVINCIAL DES GRANDES FOUGERES, NOUVELLE-CALEDONIE.	22
TABLEAU 5. TABLEAU RECAPITULATIF DES INDICATEURS DE PERFORMANCE ET D'ABONDANCE REFERENCES DANS LA LITTERATURE.	27
TABLEAU 6. TABLEAU RECAPITULATIF DES INDICATEURS D'IMPACTS REFERENCES DANS LA LITTERATURE.	28

1. Cadrage

a) Contexte de l'intervention

Depuis 2008 en Nouvelle-Calédonie, le Cerf Rusa fait l'objet d'actions de régulation, d'exclusion et de suivi à l'échelle des secteurs géographiques les plus facilement accessibles par les chasseurs (zones agricoles, savanes et forêts sèches ; Barrière 2008 ; Barrière et Fort 2021 ; Fort et Barrière 2021). Avant la mise en œuvre du projet PROTEGE, et à l'exception du projet ICONE, de l'opération mâchoire¹ et des actions de régulation menées au PGF, PPRB et Nodéla, les forêts humides de la Grande-Terre avaient fait l'objet d'une intervention plus limitée et de quelques opérations ciblées, en raison principalement de la faible accessibilité de cet écosystème, de la difficulté d'y mettre en place des actions pérennes et de sa grande étendue géographique.

Afin d'amplifier les actions de régulation au sein des forêts humides, le projet PROTEGE, financé par le 11e FED, intègre une thématique de "gestion des espèces exotiques envahissantes pour renforcer la protection, la résilience et la restauration des services écosystémiques et de la biodiversité terrestre", coordonnée et mise en œuvre par le Conservatoire d'espaces naturels (CEN). Cette thématique se concentre en Nouvelle Calédonie sur la gestion des Ongulés Envahissants (OE), au sein de 3 zones prioritaires) : **le Massif du Panié, Néaoua- Mé Adéo et les massifs montagneux du sud-Thio**. Ces zones ont été sélectionnées parmi les 10 zones pré-identifiées par l'étude menée par CI et le CEN en 2016, étude relative aux éléments de cadrage pour une stratégie de régulation des cerfs en Nouvelle Calédonie (CI & CEN, 2016).

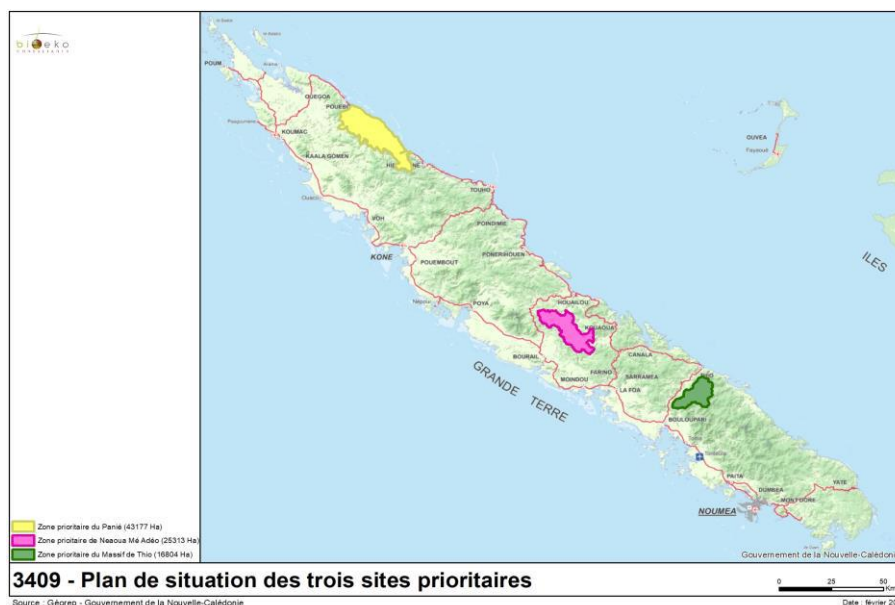


Figure 1: 3 Zones prioritaires d'intervention identifiées pour la régulation des cerfs sur la Grande Terre.

¹ En Nouvelle Calédonie, depuis 2008, un dispositif de prime à la mâchoire inférieure de Cerfs chassés a été mis en place afin de sensibiliser les chasseurs, les inciter à chasser préférentiellement des femelles reproductrices et permettre un suivi des prélèvements et l'état des populations. Près de 160 000 mâchoires inférieures ont été collectées et primées entre 2008 et 2015, et ce programme a touché (bien qu'en moindre mesure), jusqu'aux tribus de la chaîne centrale. Source: P. Barrière & C. Fort, 2021. Rusa timorensis, cerf de Java. Atlas des mammifères sauvages de France volume 2, Ongulés et Lagomorphes. P96 - 101.

L'ensemble des zones prioritaires d'intervention initialement identifiées (CI & CEN, 2016) sont reprises dans le tableau ci-dessous et la colonne 3 du tableau précise la surface des 3 zones prioritaires retenues dans le cadre du projet PROTEGE. Etant donné l'étendue de ces zones prioritaires, l'estimation de la taille des zones de régulation-gestion des populations de Cerf rusa et les moyens disponibles, un effort de précision des surfaces d'intervention est attendu pour tendre vers 10 000 ha environ pour chaque zone.

Tableau 1. Zones prioritaires d'intervention initiales et revues dans le cadre du projet PROTEGE (CEN/CI, 2016 et CEN, 2021)

Nom des zones prioritaires	Surface (en hectares)	Surface des zones ciblées par le projet PROTEGE (en hectares) ²
Massif du Panié	63 500	43 000
Inédete-Cingu	32 800	
Boulinda-Paéoua-Forêt plate-Aoupinié	45 700	
Arago	12 700	
Mé Maoya	5 900	
Néaoua Mé-Adéo	25 600	25 000
Grandes Fougères	7 700	
Dogny-Nakada-Do	37 800	
Massifs montagneux du sud-Thio	97 000	17 000
Kwé Binyi-Fausse Yaté	4 300	

En gras, les massifs correspondant aux 3 premières zones d'intervention du projet PROTEGE

Concernant l'écologie des milieux sélectionnés, la plupart des massifs identifiés prioritaires sont des mosaïques de forêt-savanes (successions forestières) et/ou de maquis (dans le sud), présentant des contraintes d'accès liées à l'altitude et/ou à l'isolement de certaines zones.

Les zones prioritaires d'intervention ont été sélectionnées par rapport à une série de critères objectifs environnementaux (tableau 2), qui correspondent à des impératifs/enjeux de conservation (eau, endémisme, érosion, carbone, KBA, corridors). Ils ne font donc pas suite à une évaluation du risque de l'aléa à proprement parler (la densité de cerf dans un milieu donné), mais bien d'une série d'enjeux à l'échelle du territoire considéré. Il est par ailleurs avéré que sur l'ensemble des forêts humides de la Chaîne centrale, les populations de cerfs, bien que moins abondants que sur la côte Ouest notamment, constitue une menace importante pour la régénération naturelle des forêts et la ressource en eau.

² Surfaces données au cahier des charges de la prestation

Tableau 2. Poids des couches utilisées dans le modèle environnemental pour l'identification des zones prioritaires pour la régulation du cerf. (Source: CI et CEN, 2016)

Couches	Poids (%)
Bassins versants d'alimentation en eau potable	24
Microendémisme végétal	18
Vulnérabilité à l'érosion	18
Sites clés pour la biodiversité (KBA) + Forêts & maquis paraforestiers sur substrat ultramaphique hors KBA	17
Stock de Carbone des écosystèmes	15
Corridors	8

b) Contenu et objectifs de la prestation

La prestation est subdivisée en deux parties :

- Une première consacrée à la caractérisation et à la sectorisation des zones d'intervention du projet;
- Une seconde consacrée à l'adaptation d'une méthodologie de suivi de l'impact et de l'abondance des cerfs en forêt humide, sur la base des « acquis et retours d'expérience existants en Nouvelle-Calédonie ».

L'objectif de la seconde partie est de proposer des protocoles de suivi de l'impact et/ou de l'abondance des cerfs adaptés sur les zones d'intervention ciblées dans la partie 1. Ces protocoles devront proposer des indicateurs réactifs, simples à mettre en œuvre et peu coûteux. Ils devront également être suffisamment robustes pour pouvoir être appliqués à d'autres zones de forêt humide du territoire calédonien une fois le projet terminé.

Le présent livrable constitue la première étape de la partie 2 de la prestation. Il s'agit d'une revue de la bibliographie existante sur les différentes méthodes de suivi de l'abondance relative et de l'impact des cerfs. Cette prestation pointe également les limites pour leur application en forêt dense humide et les adaptations possibles, suggérées dans la littérature et déduites des limites observées.

Ce livrable se veut également être un produit qui facilitera et organisera la discussion quant aux orientations à prendre pour l'établissement des protocoles à tester voire adapter sur le terrain.

c) Organisation du document

Dans la partie contexte et enjeux, nous mettrons en lumière la teneur des enjeux potentiellement impactant la définition de protocoles de suivi (accessibilité des forêts, caractérisation du référentiel botanique, éthologie du Cerf rusa, etc.) (partie 2), puis dans un second temps, nous exposerons les méthodologies existantes et nous soulignerons leur pertinence et leur limite dans le contexte des forêts humides calédoniennes, pour les mesures d'abondance (partie 3) et d'impact (partie 4). Nous tirerons ensuite des orientations pour la définition d'un protocole, sur la base d'un tableau récapitulatif de synthèse (partie 5).

2. Contexte et enjeux

a) La Nouvelle Calédonie

Située dans l'Océan Pacifique à l'Est de l'Australie et au Nord-Ouest de la Nouvelle-Zélande, la Nouvelle-Calédonie est un archipel se composant d'une île principale, la Grande Terre (400 km de long et 50 km de large), et de plusieurs groupes d'îles (îles Loyauté, l'île des Pins, les îles Bélep). Sa superficie totale de terres émergées est de 18 576 km². Les îles océaniques, telles que la Nouvelle-Calédonie, présentent des conditions climatiques plus humides et plus stables (moins d'effet saisonnier) que celles rencontrées sur les continents. Avec un climat tropical océanique, la Nouvelle-Calédonie présente deux grandes saisons distinctes, lors desquelles les influences tropicales et tempérées sont plus ou moins fortes (Fort & Barrière, 2021) :

- une saison chaude, ou saison des pluies, de décembre à mars
- une saison fraîche, de juin à août.

Entre les deux, deux saisons sèches assurent la transition. Les températures sont globalement comprises entre 18 à 26 degrés.

Ces conditions climatiques conjuguées à la topographie souvent complexe de ces îles, leur isolement ancien et leur géologie, font qu'elles abritent souvent un taux d'endémisme élevé (Kier *et al.*, 2009). La flore calédonienne illustre à la perfection ce phénomène de forte endémicité, couplé à une certaine vulnérabilité caractéristique de toute biodiversité insulaire.

b) Les forêts tropicales humides : hautes, denses et diversifiées

Les forêts humides de Nouvelle Calédonie sont situées **au-dessus de 700m d'altitude avec une visibilité aérienne du sol très limitée (canopée fermée)**. Des pistes occasionnelles peuvent desservir ces zones, mais l'accès à pied est généralement limité par la topographie (CI&CEN, 2016)

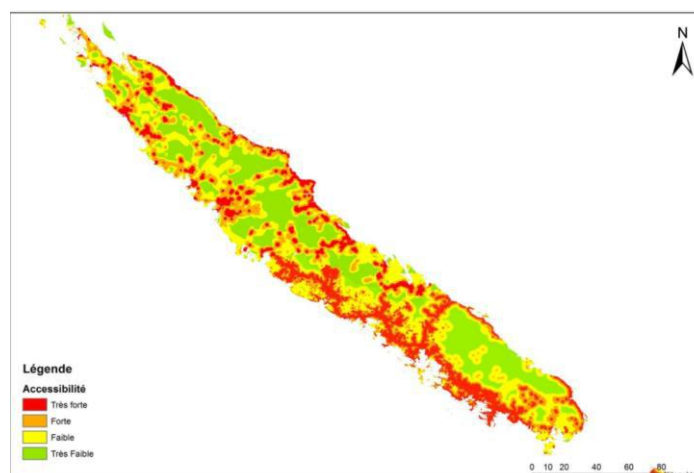


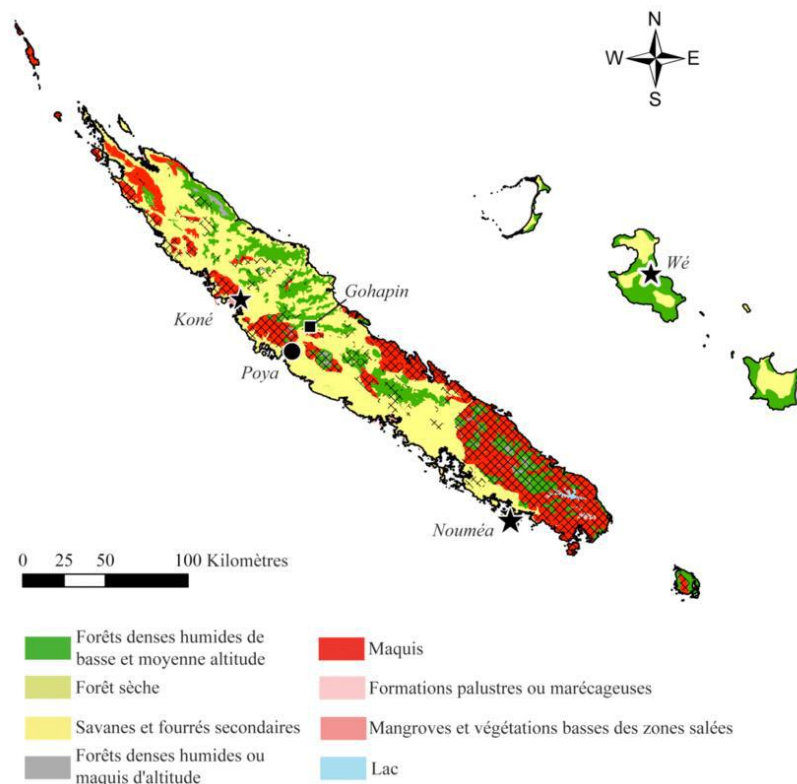
Figure 2: Accessibilité du territoire au chasseurs. Source: CI&CEN, 2016.

Cette formation se caractérise par une densité de pieds, une surface terrière et une richesse spécifique élevées, ainsi qu'un taux élevé de petits troncs (60% des arbres ont un DBH<10 cm, Ibanez *et al.*, 2013).

D'un point de vue écologique, les forêts humides de Nouvelle Calédonie présentent les traits caractéristiques des milieux forestiers tropicaux humides :

- elles sont sempervirentes, denses et diverses
- marquées par des précipitations régulières,
- leur dynamique fonctionnelle est complexe,
- leur orographie les rend singulières.

Les forêts humides de moyenne et haute altitude (entre 600 et 1 500 m) situées sur les flancs et sommets de montagne, sont des forêts orophiles, nébuleuses (dites aussi forêt de nuages), elles se caractérisent par des précipitations plus fortes qu'en forêt ombrophile de basse altitude (< 500m). L'existence d'un gradient local de température plus prononcé près des montagnes isolées abaisse en effet, l'altitude moyenne de formation des masses nuageuses, créant ainsi des conditions propices au développement de ces forêts orophiles à des altitudes inférieures à 1 600 m (Nasi et Jaffré, 2002). Ces abondantes nappes de brouillard entraînent une saturation de l'air en eau et une réduction conséquente de la luminosité directe, et par conséquent une baisse de l'évapotranspiration favorisant le développement de mousses et d'épiphytes (orchidées, broméliacées, fougères, lichens etc.), incluant notamment des espèces appétentes pour les cerfs.



Les zones hachurées représentent les sols ultramafiques et serpentineux. Carte modifiée de l'Atlas de Nouvelle-Calédonie.

Figure 3: Carte simplifiée de la végétation de la Nouvelle-Calédonie (Ibanez, 2012)

D'un point de vue botanique, la Nouvelle Calédonie est reconnue comme un des cinq premiers Hotspots mondiaux, cet archipel abrite 3 641 taxons correspondant à 3 409 espèces, 816 genres et 213 familles de plantes vasculaires. Le taux d'endémisme atteint plus de 75,5 % ce qui représente 1 % des taxons endémiques du monde, dont 3 familles, 96 genres et 2 555 espèces endémiques. (Extrait de Floralcal, juin 2020). Au niveau générique, cette flore a une forte affinité avec la flore Australienne (> 25 %), Indomalaise (> 13 %) ou encore avec la flore de Nouvelle Guinée (17 %) (Site niamoto, consulté en 2021). Outre son fort taux d'endémisme, la flore calédonienne est également originale de par le fort taux d'espèces reliques qu'elle abrite que ce soit pour les gymnospermes (43 espèces soit 7 % des conifères du monde, toutes endémiques) ou des angiospermes basaux (*Amborella*, *Nymphaeales*, *Austrobaileyales*). Les forêts humides plus particulièrement abritent près de 62% des espèces de plantes dont 83% sont endémiques (Morat et al., 2012). Parmi ces 62%, 59 sont en danger critique d'extinction (CR), 154 sont en danger d'extinction (EN), 128 sont vulnérables (VU), 134 sont presque menacées (NT) (Liste Rouge IUCN, 2021).

Dans sa dimension verticale la forêt humide calédonienne se caractérise par l'existence de plusieurs strates végétales :

- **La strate muscinale** au ras du sol, hétérogène, comprenant des mousses, lichens et champignons.
- **La strate herbacée** discontinue et éparse, elle peut mesurer entre 5 cm et 1 m, son taux de recouvrement n'est pas très dense mais riche en *Ptéridophytes* (la flore des fougères et lycophytes rassemble 272 espèces (cf: annexe 2) et *Orchidaceae*. Au sein de *Ptéridophytes*, les fougères dominent sur le plan spécifique et certaines sont particulièrement prisées par les cerfs.
- **La strate arbustive** est comprise entre 1 et 10 m, elle comprend un sous-bois floristiquement varié et assez dense. Les arbustes qu'on y retrouve le plus fréquemment sont du genre *Phyllanthus*, *Jasminium*, *Psychotria*. On y retrouve également des lianes du genre *Alyxia*, *Smilax*, *Freycinetia*, *Piper*, et tous les jeunes arbres passant par la phase arbustive dans leur cycle de croissance. La liste des "arbres" de plus de 10cm (diamètre à hauteur de poitrine) est disponible sur le Portail de la forêt de Nouvelle Calédonie en Province Nord³. L'analyse de cette liste met en lumière le fait que :
 - les espèces très abondantes (50% des occurrences) représentent seulement 12% de la richesse totale (124 espèces sur 1 015 espèces)
 - 500 espèces représentent moins de 25% des individus observés (espèces rares).
- **La strate arborescente** qui comprend des arbres dépassant 10 m, la canopée se situant à 20-25 m de hauteur.⁴ Un travail de synthèse des jeux de données disponibles sur les forêts humides de la province Nord fait état d'un total de 749 espèces d'arbres recensées (Ibanez et al., 2013). Cette strate arborescente présente généralement une forte densité d'arbres (surface terrière élevée) avec une richesse élevée (de l'ordre de la centaine d'espèces pour 1000 arbres observés), qui reste inférieure néanmoins à celle d'autres forêts tropicales.

Une étude conduite par Ibanez *et coll.* en 2018 sur les forêts tropicales de la province Nord, montre que 60% des individus inventoriés se situent dans la classe DBH comprise entre 5 cm et 10 cm, et que ¼ des espèces ne dépassent jamais 10 cm de DBH. Par ailleurs, parmi ces individus, plus du tiers des espèces sont rares. Les ligneux (entre 0 cm et <200cm de hauteur) et les herbacées sont les cibles préférentielles des cerfs en fonction de leur appétence relative.

³ <https://niamoto.nc/ressources/#listTree>

⁴ L. Richard, 2012.

En forêt tropicale calédonienne, les espèces dominantes sont les dicotylédones (72,5%) suivies par les monocotylédones (15,6%) et les fougères (9,5%).

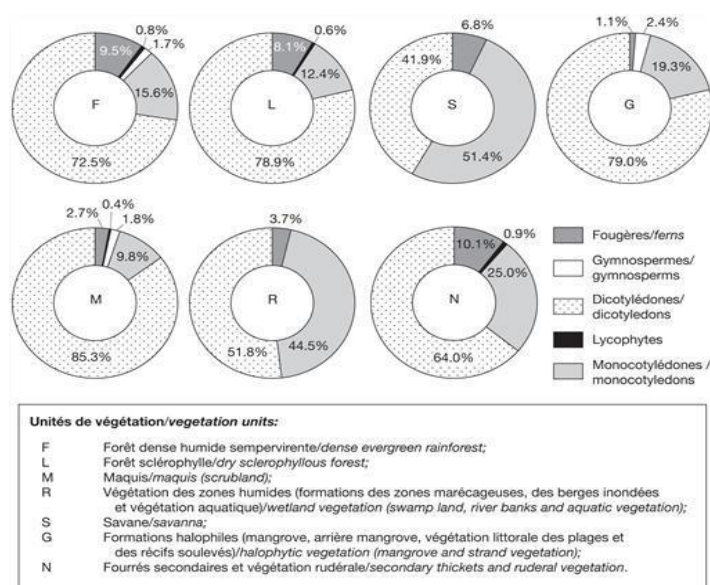


Figure 4: Importance relative, en pourcentage d'espèces, des grandes unités taxonomiques de la flore dans les différents groupements végétaux. Source: Morat et al., 2017.

Cette combinaison de facteurs ainsi que l'ancienneté des forêts calédoniennes à l'origine de la **forte diversité beta, même sur de faibles distances, est l'un des traits les plus remarquables en forêt humide calédonienne**, avec des taux de micro-endémisme très élevés. Le fort taux de *turnover* des espèces sur de courtes distances géographiques sera d'ailleurs un enjeu de taille pour l'adaptation d'un protocole répliquable à l'échelle des forêts humide du territoire. Plusieurs hypothèses explicatives systémiques sont émises au sujet de cette forte biodiversité beta (Ibanez et al., 2018):

- la complexité topographique de l'île qui génère des gradients environnementaux importants sur de courtes distances;
- l'action des cyclones et des anciens incendies en zone forestière sont à l'origine d'une mosaïque de dynamique importante abritant des flores différentes;
- les faibles capacités de dispersion associées à d'importantes barrières géographiques (altitude, densité) qui ont favorisé une spéciation allopatrique;
- l'isolation de populations au sein de refuges climatiques distincts durant le Pléistocène ayant favorisé également une spéciation allopatrique.

c) Le cerf rusa (*Rusa timorensis*)

Le cerf rusa ou cerf de Java, compte 7 sous-espèces, et appartient à la famille des cervidés. Il a été introduit volontairement en 1870 (12 individus dont quatre mâles), en guise de « cadeau » du gouverneur néerlandais de l'île de Java à la femme de son homologue calédonien. Aujourd'hui, à l'état sauvage, le cerf Rusa a colonisé une grande partie de la Grande Terre en Nouvelle Calédonie (prairies, savanes, forêts sèches, forêts humides, maquis miniers, et plus faiblement les mangroves). On le retrouve sur certains îlots satellites et même à proximité des habitations, ou l'on remarque une forte abondance. Le cerf s'est donc particulièrement bien adapté à l'environnement de la Nouvelle

Calédonie jusqu'à constituer la plus grande population au monde pour cette espèce. A l'état domestiqué, on dénombre une vingtaine d'élevages actifs, la filière ayant été mise en place à partir de 1985 (capture/élevage).

L'espèce se reproduit toute l'année malgré un pic de rut en juillet-septembre et un pic de mises-bas en avril-juin. La longévité peut atteindre 20 ans avec une moyenne de 15 ans. Bien que l'espèce soit classée vulnérable dans son aire de répartition native (selon liste rouge IUCN), c'est une espèce phytophage de type « brouteur-plisseur mixte » considérée comme étant une **espèce exotique envahissante majeure en Nouvelle Calédonie**, où plusieurs vagues de surpopulation ont été reportées (Barrière & Fort, 2021).

Dix ans après son introduction, les premiers dégâts ont été observés. Durant le XX^{ème} siècle, la chasse a permis de maintenir voire de réduire la population de cerfs. Cette chasse était d'une part commerciale avec le commerce des peaux (à partir de 1930), d'autre part elle était pratiquée par la population pour couvrir ses besoins alimentaires. Un niveau acceptable de cerfs semble avoir été maintenu jusque dans les années 90.

A compter de cette période, les densités sont devenues fortes (>1 cerf/hectare) sur la côte ouest (Le Bel et al, 1998 – cité par Spaggiari et De Garine Wichtitsky, 2006).

La pression de l'espèce se caractérise par une occupation spatiale très hétérogène, avec de fortes densités par endroit et des îlots encore protégés, résultat d'un mode de vie en hardes et du fait de domaines vitaux relativement réduits (Spaggiari et De Garine Wichtitsky, 2006).

Son activité (abrutissement, écorçage, frottis, piétinements, fèces) entraîne une transformation de l'écosystème du territoire clairement visible, en particulier sur:

- **les sols**, visible au travers l'érosion, le lessivage des sols et les dégâts engendrés sur les cultures et les pâturages;
- **l'eau**, visible par la pollution des eaux de surface, le ralentissement des nappes phréatique, ce qui entraîne des surcoûts pour l'adduction d'eau potable;
- **la biodiversité**, visible par la dégradation des forêts, la perte de diversité, le déclin des espèces fortement appréciées, voir la menace de disparition locale de certaines espèces particulièrement consommées (Klufts 2011, Weiss 2019, CEN comm.pers au PGF).

d) Résumé des enjeux

Pour résumer, les enjeux principaux associés à la forêt humide calédonienne, dans le cadre de l'adaptation d'une méthodologie de suivi de l'abondance et de l'impact des cerfs en forêt humide portent sur:

- **la grande variabilité de sa couverture sur les massifs ciblés** liée aux différentes pressions actuelles et passées (exploitation minière, feux, coupe de bois, cerfs et cochons, etc.). Sur le massif de Thio par exemple, la couverture en forêt dense humide est faible et est cantonnée à quelques reliques de forêts matures/cœur de forêts et forêts de thalweg.

- **la forte diversité bêta** qui ne permet pas d'établir une caractérisation d'espèces végétales satisfaisante, sinon exhaustive, ni même la possibilité d'identifier la majorité des espèces du sous-bois, pour servir de base à l'usage d'indices tels qu'utilisés en métropole (IPF, IC).
- **la grande variabilité de l'appétence relative des espèces végétales** dont le niveau varie d'un site à l'autre en fonction de la composition floristique du milieu.

3. Les indicateurs d'abondance relative

a) Généralités

Les indicateurs d'abondance traduisent les variations notamment temporelles de l'abondance relative d'une population d'ongulés, ils n'ont pas vocation à évaluer la taille des populations. En Europe, les méthodes visant à évaluer la taille des populations se sont montrées peu pertinentes et ont contribué à sous-estimer en de nombreux endroits la taille des populations.

En France, un tel biais associé à la mise en place de plan de chasse généralement conservateur dont l'objectif était avant tout de favoriser la croissance des populations, a d'ailleurs largement contribué à l'explosion des populations d'ongulés aussi bien d'un point de vue numérique que géographique (ONFCS, 2015)

A l'heure actuelle et de ce fait, les indicateurs d'abondance relative sont préférentiellement utilisés. Il est principalement question d'évaluation de l'abondance en fonction d'un effort de prospection (secteur, parcours, etc.) basé sur l'observation d'individus ou d'indices de présence.

La méthode la plus générale pour estimer l'abondance relative est la comptabilisation directe d'une partie des animaux d'une population donnée dans des patchs définis. Néanmoins cette méthode présente de fortes limites techniques en cas de conditions défavorables (faible visibilité en forêt, accessibilité des sites, effarouchement des animaux etc.), telles que celles rencontrées en forêts humides de Nouvelle-Calédonie.

Le nombre de cerfs vus en fonction de l'effort de chasse ou de prospection constitue également un indice d'abondance, et permet d'évaluer des tendances temporelles voire de comparer, avec la plus grande prudence, des secteurs distincts notamment s'ils sont croisés avec d'autres informations telles que la capacité de charge des milieux, l'historique de l'impact sur la zone et la résilience du milieu.

b) Indicateurs d'abondance relative utilisés en Nouvelle Calédonie

INDICES KILOMÉTRIQUES D'ABONDANCE (IKA) ; INDICE NOCTURNE D'ABONDANCE (INA)

Ces techniques sont mobilisées dans les forêts de France métropolitaine, et des études ont validé la corrélation avec les niveaux de population estimés par des moyens de référence, via l'IKA pour le chevreuil (Vincent et al. 1991⁵) et via l'Indice Nocturne d'Abondance (INA, Garel et al., 2010⁶) pour le cerf élaphe. En forêt humide, des circuits d'indice kilométrique (pédestres, routiers et en associant les observations de cerfs et/ou des points d'écoute pour les oiseaux) ont été testés, à court terme

⁵ Vincent, J.P et al. 1991.

⁶ Garel et al. 2010.

dans le cadre du projet « Cerfs rusa et milieux naturels en Calédonie », sur le site de Forêt Plate (commune de Pouembout) (De Garine-Wichatitsky, 2003). Le calcul de l'INA est également mis en œuvre en véhicule dans le cadre d'un suivi nocturne de la population de cerfs sur le domaine de Déva depuis plus de 10 ans, afin d'évaluer les bénéfices des actions de régulation (CEN, 2022 ; Barrière & Fort 2021).

- **Limites : Compte-tenu de la difficulté d'accès au sol et de la faible détectabilité des cerfs en sous-bois, ce type de suivi n'est pas adapté aux forêts humides de la Chaîne centrale.**

En savane herbacées ou arbustives, périphérique ou incluses aux blocs forestiers, ou en lisière de forêt humide, l'usage des drones pourrait être envisagé pour une observation spatiale de la présence de cerfs avec des capteurs infrarouge (prise optique et thermique). Cette opportunité fait l'objet d'une autre prestation en cours dans le cadre du projet PROTEGE et ne sera donc pas traitée ici, néanmoins nous tiendrons compte des avancées de cette prestation parallèle dans nos préconisations aux termes de nos essais sur les différents indicateurs.

INDICES FÈCES (FPI Faecal Pellet Index)

La méthode Faecal Pellet Index (FPI) repose sur l'hypothèse que le nombre de crottes est directement relié à l'abondance des animaux présents sur un site. Selon un article du Cirad (De Garine-Wichatitsky & Saint-Andrieux 2003)⁷, le suivi d'un « indice fèces » est particulièrement intéressant pour le suivi pluriannuel de sites à faible ou moyenne densité de cerfs rusa dans des milieux fermés où les observations visuelles directes des cerfs sont difficiles voire impossibles, ce qui comprend la forêt dense humide.

En 2001, Le Bel et coll. ont mis en place des **Indices Kilométriques "fumées"** en Nouvelle Calédonie, basés sur le nombre de fèces rencontrés par kilomètre parcourus, néanmoins sans détailler les protocoles utilisés et les conditions d'application de ces indices. Forsyth (2005) propose un **protocole stabilisé, testé en Nouvelle Zélande pour les forêts tempérées à feuilles caduques**, basé sur des travaux antérieurs dont il a cherché à optimiser l'effort d'échantillonnage, avec une méthode de calcul associée pour l'élaboration de l'indice. Il recommande un échantillonnage par transects (segments dont les points de départ et d'arrivée sont choisis aléatoirement), l'effort indiqué est de minimum **30 transects de 150m de longueur (un point de sondage circulaire tous les 5m (2 m de diamètre) soit 30 points de sondage par transect)**, pour 3 600 ha de forêt, nécessitant 50 hommes-jours de travail. Lors de son étude, une **corrélation a pu être établie entre cet indicateur (FPI) et la densité d'animaux** (Forsyth et al., 2007). Cependant, **il est complexe d'estimer une densité à partir de ce FPI et préférable d'utiliser directement le FPI comme un indice d'abondance**. De plus, pour la transposition à d'autres contextes naturels (tels que les forêts tropicales humides), les auteurs recommandent de confirmer ce lien avant de l'utiliser à des fins opérationnelles.

En Nouvelle Calédonie, en forêt sclérophylle (forêt sèche), De Garine-Wichatitsky (2003) a effectué des inventaires sur des placettes de 40m², soulignant qu'en l'absence de comptage précis, cet indice peut permettre de classer les sites en fonction des densités de cerfs qu'ils hébergent. **Roques-Rogery (2008) a testé une méthode sur des forêts sèches de la côte ouest**. Il propose d'optimiser l'effort d'échantillonnage de la méthode FPI et recommande la réalisation de 15 points de sondage par transect (placette de 2 m de diamètre soit une surface de 3,14m² par point de sondage) et 20 transects de 150 m de longueur par site étudié (soit une surface totale échantillonnée de 942 m²). Ils en concluent qu'une estimation des densités de cerfs peuvent ensuite être réalisées par les **méthodes du "standing crop" ou "plot clearance"** (Mayle et al., 1999), moyennant l'acquisition de

⁷Disponible sur le lien suivant : <https://agritrop.cirad.fr/517665/1/ID517665.pdf>

données complémentaires sur les rythmes de défécation des cerfs et la vitesse de dégradation des crottes. Néanmoins, en forêt humide, la vitesse de dégradation et le risque de lessivage sont certainement bien supérieurs qu'en forêt sèche de plaine.

Pour documenter la distribution des cerfs et des cochons dans plusieurs réserves de la province Sud en 2003, Rouys et Theuerkauf ont déployé un protocole composé de 45 transects (subdivisé en segments de 50m sur 2 m de large) totalisant 60,2 km où le nombre de fèces des deux espèces ont été relevés. L'abondance des fèces a été significativement plus importante en savane qu'en zone de forêt dense humide.

- **Limites : L'humidité de l'air agit sur la vitesse de décomposition des fèces, qui est bien plus rapide en forêt tropicale humide qu'en zone tempérée, ce qui est une limite de taille car les fèces doivent avoir un état de fraîcheur suffisant pour pouvoir livrer des informations pertinentes. Les transects devront aussi être dimensionnés en fonction du milieu : une étude sur les localisations appropriées aux zones sélectionnées devra être assurée en amont pour prendre en compte les particularités et l'hétérogénéité de chaque forêt dense humide. Par exemple, en forêt humide, il n'est pas pertinent d'augmenter numériquement le nombre de points par transects, mais plutôt d'augmenter le nombre de transects étudiés. Il apparaît par ailleurs nécessaire d'adapter la disposition des transects aux contraintes de pente et d'accessibilité aux zones d'intérêts de forêts humides. Enfin, la disposition ciblée et permanente de transects en zones prioritaires, accessibles et favorables, plutôt qu'une distribution aléatoire et variable d'une année à l'autre, permettrait de limiter la variabilité stationnelle.**

Dans le cas des forêts tropicales, une autre manière de capitaliser sur l'analyse des fèces est de l'utiliser non pas comme un indice d'abondance brute, exclusivement concentré sur l'espèce, mais comme un **complément des indicateurs d'impact**. La collecte et l'analyse complémentaire des fèces permet d'obtenir une information rapide et de manière relativement simple sur la composition végétale impactée et son évolution en fonction de l'abondance des cerfs. Au Japon, un codage ADN des fèces des cerfs sika a permis de déterminer la manière dont la sélection du broutage et la composition de la communauté végétale changent à différents stades de l'établissement des cerfs (Sakata *et al.*, 2021), et en Australie, une méthode a été développée pour évaluer la relation entre densité et impact des wallabies en forêt, sur 154 transects comprenant 15 941 évaluations d'impact sur les plantes, sur la base d'une collecte des fèces (Bennett *et al.*, 2021⁸).

- **Limite: Ces analyses complémentaires nécessitent des capacités de financement conséquentes, autant pour la collecte des échantillons que pour le conditionnement, l'envoi et l'analyse des fèces en laboratoire, et se limitent à des expérimentations de suivi dans un cadre de recherche et non pas de gestion adaptative à long terme.**

⁸ Bennett *et al.*, 2021.

4. Les méthodes de suivi de l'impact

a) Généralités

Mesurer l'impact du cerf dans le sous-bois forestier suppose de prendre en compte les **conséquences directes et indirectes (systémiques)** de la population de cerfs, et de se baser sur ces critères de résultats pour évaluer la performance de la régulation. En effet, la relation densité-impact du cerf ne résulte pas d'une simple association linéaire des mesures telles que la densité des tiges et la richesse en espèces (Spake *et al.* 2020). **Corréler l'effectif au niveau d'impact, permet d'obtenir des outils de prise de décision stratégiques** efficaces sur le long terme en basant l'action sur des objectifs de résultats (baisse des impacts) et non de moyens (régulation de X cerfs).

L'objectif de résultat est de maintenir une dynamique de régénération naturelle, ou à défaut, acceptable, en particulier pour les espèces végétales emblématiques, structurantes, endémiques, voire rares et menacées. Afin d'en mesurer la réussite, des méthodes sont utilisées pour **suivre l'évolution de la végétation (abondance, dynamique, composition)**. Ces méthodes supposent de se baser sur un certain nombre de paramètres relatifs au milieu, à définir en amont de l'application des méthodes de suivi de l'impact. Il s'agit des inventaires botaniques sur sites impactés et non impactés d'une part, et de l'étude du régime alimentaire et des préférences alimentaires du cerf rusa d'autre part. Dans le cadre du projet PROTEGE et du suivi de l'impact de l'effort de régulation, l'étude de la richesse spécifique (composition) ne peut être envisagée, il s'agit bien de produire des indicateurs simples et réactifs à court terme sans faire appel à des compétences botaniques expertes.

INVENTAIRES BOTANIQUES ET CARACTÉRISTIQUES DU MILIEU

Des méthodes classiques d'inventaire botanique peuvent être mises en œuvre, dans un même écosystème, à des endroits différents, afin de comparer (théoriquement) la structure forestière en zone colonisée et en zone non colonisée (îlots de forêt), ainsi qu'en zone limitrophe savane-forêt. Dans une situation idéale, l'idée serait d'aboutir à une caractérisation botanique des espèces (caractéristiques morphologiques, stratégie de croissance etc.), d'estimer la capacité de charge des habitats, de retracer l'historique des impacts subis par le milieu et d'estimer le niveau de résilience de l'écosystème.

RÉGIME ALIMENTAIRES ET PRÉFÉRENCES DU CERF

Les préférences alimentaires du cerf impactent directement la composition des peuplements forestiers et *in fine* la dynamique forestière (Sakata *et al.*, 2021⁹) dans la mesure où les espèces les plus consommées (sélectionnées selon les préférences) disparaissent au profit des moins appétentes et/ou plus résistantes, générant une sélection non naturelle et une évolution biologique biaisée¹⁰.

Plusieurs critères permettent d'expliquer les préférences alimentaires en fonction des milieux (disponibilité alimentaire (Boulangier *et al.*, 2009), composition chimique en répulsifs, tanins ou en tissus appétents, digestibilité) permet de connaître les traits associés à l'herbivorie des cerfs. Le

⁹ Sakata et al, 2021.

¹⁰ Par exemple, dans le parc des Grandes fougères, deux fougères endémiques (*Dicksonia thyrsopteroides* et *Ptisana attenuata*) ne se régénèrent plus en raison de la pression d'abrutissement exercée par les cerfs, et sont aujourd'hui au bord de l'extinction locale (Richard 2012)

phénomène est documenté en France métropolitaine (Bernard *et al.*, 2017), en Amérique du Nord (Potvin *et al.*, 2003) et en Nouvelle Zélande.

En l'occurrence, en Nouvelle Zélande, les auteurs montrent que les espèces favorisées sont des essences à croissance rapide, caractéristiques des milieux ouverts et fertiles et qui ont une forte capacité de régénération après perturbation (Forsyth *et al.*, 2010). Les cerfs auraient une préférence pour les espèces avec un faible taux de fibres et ont plutôt tendance à éviter celles dont le taux est élevé (Forsyth *et al.*, 2005).

En Nouvelle Calédonie, la monographie de Barrière et Fort (2021), sur le Cerf de Java, évoque des caractéristiques similaires: le régime alimentaire des cerfs rusa se caractérise par une **grande flexibilité**, c'est un **herbivore mixte** qui s'adapte aux ressources disponibles dans son environnement: herbacées et feuilles en zone de savanes, ligneux en forêt humide. **Il reste toutefois opportuniste** et préfère se nourrir des végétaux (et de leurs parties) les plus digestes et nutritifs notamment les herbacées et les plantules.

b) Indicateurs utilisés en Nouvelle Calédonie

En Nouvelle Calédonie, dans un contexte de forêts humides extrêmement contraignant en termes d'accessibilité, de diversité, de richesse, et de fait de difficulté d'identification des espèces végétales, deux approches ont été adaptées et testées : la première vise à observer les dégâts visibles des herbivores sur les tissus ou organes des plantes, la seconde relie la présence, absence ou abondance des espèces à la pression d'herbivorie. Ces approches sont complétées par un suivi de la régénération par méthodes simples (photographies sur point fixe).

OBSERVATIONS DIRECTES DE LA VÉGÉTATION : LE TAUX D'ABROUUISSEMENT

A l'échelle des écosystèmes, les impacts sont difficilement quantifiables. Ils sont déduits d'observations directes de la végétation, de l'identification des marques visibles des effets de l'herbivorie des cerfs sur la plante elle-même, tels que l'abrouissement frais ou les cicatrices durables dans les tissus. Cette méthode est peu coûteuse.

En zone tempérée, la méthode employée vise à relever le taux d'abrouissement des végétaux afin de quantifier la proportion d'individus d'une population végétale donnée présentant au moins une trace de consommation (de bourgeon ou de tout ou partie de feuille). L'estimation est faite sur la base d'un ratio entre végétation abrouissée et végétation évaluée (Guibert, 1997). En zone tempérée et notamment en métropole, le taux d'abrouissement est relevé sur l'ensemble des espèces végétales, relativement peu nombreuses sur chaque station et faciles à identifier. Le relevé du taux d'abrouissement permet en métropole de calculer un Indices de Pressions sur la Flore (IPF) ou Indice de Consommation (IC)

$$IC = (nc + 1) / (np + 2)$$

Où **np** équivaut au nombre de placettes avec présence d'au moins une espèce cible (lignifiée par exemple), et **nc** équivaut au nombre de placettes avec au moins une espèce cible (lignifiée par exemple) consommée

- **Limite : cette approche nécessite de connaître en amont les caractéristiques botaniques des espèces et les traits associés à l'herbivorie. Or, en forêt humide, les conditions difficiles d'accès, complexifient la détermination des espèces botaniques notamment des plantules**

(espèces cibles du projet). La diversité végétale étant par ailleurs très élevée, la création d'un inventaire des plantes et de leur degré d'appétence est complexe et longue même si le degré d'appétence relative est déjà connu pour plusieurs espèces végétales de forêt humide. En termes pratiques, l'usage des IPF et IC, habituellement utilisés en métropole française, est inenvisageable dans le contexte néo-calédonien. Il convient de moduler l'approche en s'appuyant sur un nombre limité d'espèces suffisamment communes et abondantes, plus ou moins appétentes, faciles à identifier avec certitude, si possible emblématiques et structurants pour l'écosystème qui seront retenues comme des espèces indicatrices. Enfin, le taux d'abroustissement de la partie apicale de chaque plante permet de distinguer l'abroustissement effectué au cours de l'année du suivi, distinctement des traces d'abroustissements des années antérieures.

A titre indicatif, des travaux ont aussi été effectués en Amérique du Nord (forêts tempérées) pour identifier le potentiel indicateur des végétaux. Les espèces phytoindicatrices ont été repérées en fonction de la hauteur des tiges, leur corrélation avec l'alimentation du cerf (Koh *et al.*, 2010), leur taux d'abroustissement sur l'ensemble de la strate herbacée (Anderson, 1994) et leur sensibilité à la pression d'abroustissement (paramètres démographiques) qui impacte la survie et le taux de croissance (Rooney and Gross, 2003). **Plus généralement, les travaux suggèrent l'utilisation de plusieurs taxons phytoindicateurs afin de gagner en robustesse** (Fletcher *et al.*, 2001; Kirschbaum and Anacker, 2005; Williams *et al.*, 2000).

Cette méthode (taux d'abroustissement) a été appliquée en forêt humide de Nouvelle Calédonie (Parc des Grandes Fougères PGF) par Klufts en 2011 et des transects de suivi disposés par Richard en 2012¹¹ en s'appuyant sur plusieurs espèces indicatrices.

L'étude de Klufts en 2011 dans le PGFa permis d'identifier que **les végétaux impactés par le cerf révèlent un fort taux d'endémisme.**

Sur 19 taxons identifiés, 68,42% sont endémiques. Ainsi, par abroustissement :

- ❖ **Les fougères sont les plus impactées et en particulier les jeunes pousses**, ce qui altère la phase de régénération de ces espèces
 - 100% des *Ptisana attenuata* ; 100% des *Dicksonia thyrsopteroides* d'une hauteur inférieure à 1,80 m ; 100% des *Alsophila cf. vieillardii* d'une hauteur inférieure à 1,80 m ; 97,06% des *Orthiopteris firma* ; 87,50% des *Sphaeropteris novaecaledoniae* d'une hauteur inférieure à 1,80 m ; 80% des *Asplenium polyphleticum*.
- ❖ Les lianes subissent aussi de nombreux abroustissement
 - 100% des *Alstonia cf. lanceolata* ; 77,78% des *Freycinetia cf. graminifolia* ; 87,20% des *Freycinetia cf. sulcata* et 57,14% des *Freycinetia ssp.*
- ❖ Et plusieurs ligneux subissent également un impact significatif
 - 100% des *Agathis* (sur le dispositif n°6 mis en place spécialement pour l'observation de la régénération des kaoris), 94,74% lorsque l'on intègre les individus observés sur les autres dispositifs ; 100% des *Apodytes clusiifolia* ; 66,70% des *Tapeinosperma cf. acutangulum* (et 33,33% présentant des traces de frottis) et 15,29% des *Dysoxylum* (et 9,41% présentant des traces de frottis).

¹¹ L.Richard, 2012. Taux d'abroustissement et impact du cerf sur la forêt humide du parc provincial des Grandes Fougères. *Rapport de stage*, 38 pp.

L'étude de Richard en 2012 a permis l'évaluation du taux d'abrouissement de 5 espèces indicatrices de l'impact du cerf sur 36 transects localisés autour de neufs dispositifs doubles-stations implantés par Klufts (2011) à raison de quatre transects par dispositif doubles-stations. Les observations d'abrouissement ont été restreintes au seul **bourgeon terminal des taxons** indicateurs, ce qui concorde avec les préconisations d'autres chercheurs, notamment aux Etats-Unis (Balgooyen and Waller, 1995; Fletcher *et al.*, 2001; Williams *et al.*, 2000). Richard a appliqué la méthode de mesure du taux d'abrouissement, de mai à août (période de repos-ralentissement végétatif des taxons indicateurs) dans le même milieu, le parc provincial des Grandes Fougères (PGF), sur une trentaine d'individus par taxons sélectionnés (hauteur de 40 cm à 1,80m) le long de transects non linéaires. 36 transects ont été échantillonnés pour y relever le taux d'abrouissement de cinq taxons indicateurs

Sur un temps cumulé de 27 heures (avec un travail en binôme et un temps moyen de 45 mn par transect), 5 640 individus ont été identifiés dont 2 254 *Orthiopteris firma*, 1 241 pour *Ptisana attenuata*, 948 pour *Dysoxylum cf macranthum-roseum*, 881 pour *Dicksonia thyrsopteroides* et 316 pour *Freycinetia graminifolia* définies alors comme étant les cinq espèces indicatrices.

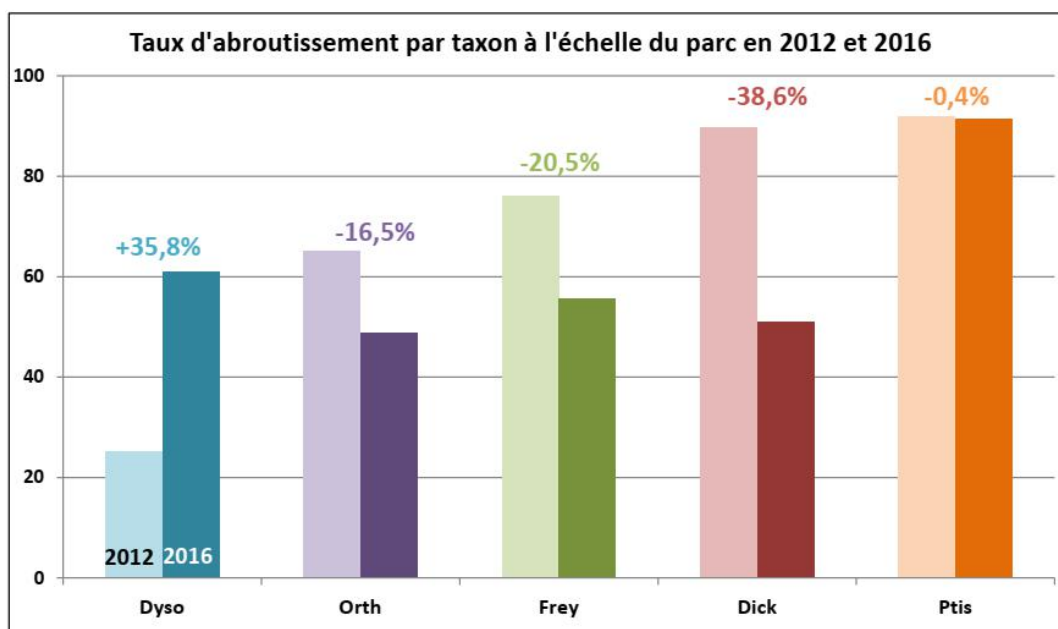


Figure 5: Taux d'abrouissement par taxon indicateur à l'échelle du PGF. (CEN, 2017).

Tableau 3. Espèces indicatrices utilisées au PGF

Espèces	Niveau d'appétence	Type	Observation
<i>Dicksonia thyrsopteroides</i>	Très élevé	Fougère	Endémique Protégée
<i>Dysoxylum cf macranthum - roseum</i>	Bas	Ligneux	Endémique
<i>Freycinetia graminifolia</i>	Moyen	Liane	Endémique
<i>Orthiopteris firma</i>	Elevé	Fougère	Autochtones
<i>Ptisana attenuata</i>	Très élevé	Fougère	Endémique

Par la suite, cette méthode a été déployée dans le cadre du projet ICONE (Collectif ICONE 2014).

- **Limites: Ce protocole pourrait être répliqué dans les trois zones d'intervention du projet PROTEGE après avoir notamment vérifié la pertinence du choix des espèces indicatrices présentes sur chaque zone. Il sera dès lors pertinent d'élargir lors des tests de protocoles les espèces indicatrices potentielles à suivre. Prendre en compte le caractère évolutif de l'appétence (qui est relative à la disponibilité alimentaire : abondance et diversité des autres espèces végétales présence en sympatrie voire syntopie) sera également crucial, d'autant plus en raison du régime alimentaire flexible du cerf. L'analyse de l'évolution des taux d'abrutissement est pertinente sur un même site mais les comparaisons entre sites distincts sont à proscrire ou à réaliser avec la plus grande prudence du fait d'une composition floristique distinct déterminant une appétence relative des espèces indicatrices différente entre ces sites.**

De manière générale, l'étude recommande aussi d'améliorer la connaissance de la phénologie des cinq taxons identifiés par Richard et d'assurer le suivi sur plusieurs années afin d'évaluer justement le bénéfice des actions de chasse-régulation. En revanche la comparaison de taux d'abrutissement entre zones distinctes n'est pas pertinente et dangereuse.

LE SUIVI DE LA RÉGÉNÉRATION : LES ENCLOS/EXCLOS

L'utilisation d'enclos/exclos ciblés sur les jeunes strates (10 cm à 2 m¹²) du sous-bois est une méthode performante pour caractériser et quantifier les effets des ongulés sur la végétation, notamment en forêt. En Nouvelle Calédonie, cette méthode a notamment été utilisée et testée dans le parc provincial des Grandes Fougères (Lofts 2011 ; Weiss 2019) au cours de deux sessions de suivi à 5 ans d'intervalle (2011-2016). La volonté des auteurs était de s'affranchir des contraintes d'identification spécifiques et de tester un moyen de comparer la régénération et la croissance-survie des végétaux entre une station ouverte et accessible aux cerfs et une station fermée et inaccessible aux cerfs. Cette méthode permet de suivre l'équilibre cerf/forêt sur le long terme, d'identifier et de suivre l'impact des populations de cerf sur la régénération forestière et d'identifier le seuil d'acceptabilité de l'impact dans l'écosystème (Weiss, 2019).

Basé sur une méthode expérimentale, les enclos/exclos sont des outils visuels et démonstratifs qui apportent des renseignements sur les effets directs et cumulés des cerfs dans un habitat particulier et sur une ou des espèce(s) d'intérêt dites aussi espèce(s) remarquable(s). Ils permettent de comparer des variables, telles que la régénération et/ou la croissance/survie des végétaux entre zones encloses (ouverte aux cerfs) et excloses (fermées aux cerfs). En complément, un suivi photographique depuis un point fixe a permis de relever l'impact du cerf par simple comparaison visuelle et démonstrative entre les deux sessions (2011-2016).

Les deux placettes doivent être le plus ressemblantes possible en matière de conditions environnementales, facteurs d'influence sur la survie-mortalité des plants et capacité naturelle de régénération (Weiss, 2019).

¹² Weiss, 2019.

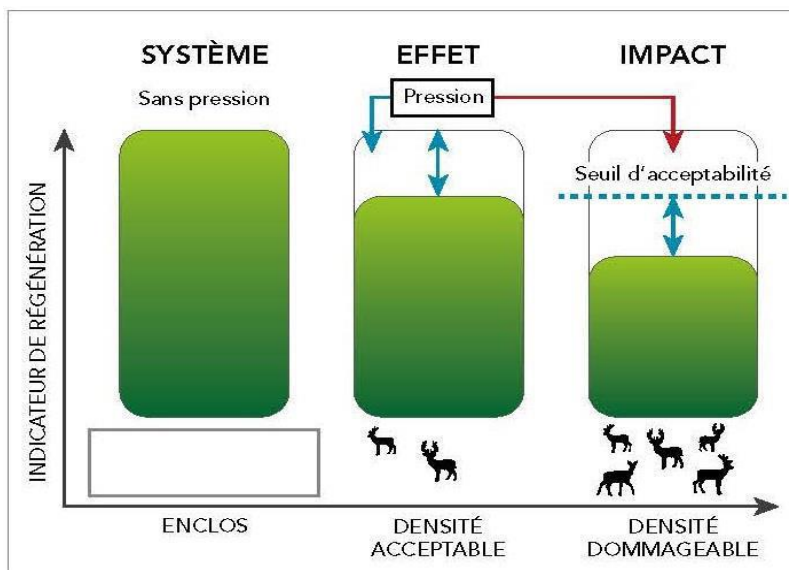


Figure 6: Schéma de définition des effets et des impacts des ongulés sur la régénération forestière. Source: Boulanger, 2016 – repris dans Weiss, 2019

Pour mener à bien l'étude, Klufts (2011) a mis en place 9 dispositifs et relevé les coûts matériels et humains suivants:

Investissement	
Matériel 1 station	1 102,44 XPF
Matériel 1 exclos	12 170,63 XPF
Temps de mise en place 9 dispositifs	21 heures 30 minutes
Nombre de personne	4
Suivi	
Matériel de suivi	6 820 XPF
Nombre d'heure	91 heures
Nombre de personne	3

Sur la base des 9 dispositifs mis en place par Klufts, Weiss a ensuite calculé l'indice d'impact du cerf de la manière suivante, sur le modèle du test de Wilcoxon-Mann-Whitney :

$$\text{Indice d'impact} = (NE_{fin} - NO_{fin}) - (NE_{début} - NO_{début})$$

Où NE correspond à l'effectif de plants en placette exclos et NO correspond à l'effectif de plants en placette ouverte.

Les résultats de l'étude indiquent une baisse des effectifs en parcelles ouvertes et une augmentation dans les parcelles en exclos (avec des différences d'évolution en fonction des strates). En fonction

des secteurs du parc les résultats sont aussi différents, et s'expliquent par les efforts de chasse (régulation) mis en œuvre : 64 jours en zone de conservation, 782 jours en zone de randonnée et 2 927 jours en zone de chasse.

Tableau 4. Résultats du calcul de l'indice d'impact de Weiss, 2019. Source: Weiss, 2019.

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

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		

Où NE correspond à l'effectif de plants en zone close (exclos, exclusion des cerfs) et NO correspond à l'effectif de plants en zone ouverte (enclos, présence des cerfs)

Les analyses mettent aussi en évidence une différence significative d'effectifs de plants entre les placettes ouvertes et les exclos pour les deux années de suivi, avec des régénérations significatives sur les placettes excloses. Bien que cet outil porte un risque d'exacerber les différences observées en référence à un système extrême sans herbivorie, il est particulièrement bien adapté au contexte calédonien, où le cerf rusa est une espèce introduite. Les situations d'exclos correspondent peu ou prou à la situation sans impact cerf, comme c'était le cas avant son introduction, bien que d'autres espèces exotiques puissent impacter négativement les végétaux du sous-bois (Achatine, Rats) mais de façon semblable dans les deux stations (enclos et exclos).

Enfin, pour tirer profit au mieux de cet outil, l'étude souligne la nécessité de constituer les enclos/exclos en réseau, avec un certain nombre de répliques, positionnés selon les gradients écologiques d'intérêt, et d'en assurer le maintien dans le temps.

- **Limites : ce processus peut être coûteux, en termes de ressources humaines et de matériel (dans le cas de dispositifs double stations comportant systématiquement une placette engrillagée), notamment en forêt tropicale, où l'accès est limité. Dans l'étude susmentionnée, les stations se trouvaient à moins de 250m d'un sentier et les espèces de végétaux étaient déjà identifiées. Il faut également souligner qu'une période de 5 ans, en forêt tropicale, peut s'avérer trop courte pour mesurer la régénération de certaines espèces végétales à croissance lente. Enfin, les évaluations de régénération, bien que pertinentes notamment pour les sites très impactés, apparaissent assez lourdes dans le contexte du protocole répliqué dans le cadre du projet ICONE (Collectif ICONE, 2015). Les recommandations de Weiss (2019) devraient permettre une simplification de ce dispositif (voir ci-après).**

A l'issue de l'étude de Weiss (2019), plusieurs recommandations ont été proposées et mériteront d'être prises en compte pour le développement du protocole relatif au suivi de la régénération du sous-bois forestier:

- **Augmenter le nombre de dispositifs et la taille des placettes de suivi** afin d'augmenter l'effectif de plants relevé sur chacune d'elles (au moins toujours supérieurs à 30 individus pour chaque placette, la taille de placette devrait être de **30 m²**, soit trois fois supérieure à la taille initiale testée)
- **Augmenter le nombre de dispositifs en fonction de l'hétérogénéité du milieu**, en termes de fréquentation et d'impact apparents des cerfs
- Le **suivi de régénération à proximité de semenciers** pourrait s'effectuer par l'intermédiaire d'une placette fixe ouverte de 30m², simplement délimitée par quatre fers à béton, et d'un exclos de taille plus réduite (taille actuelle : 10 m²) simplement pour s'assurer de la capacité de régénération, notamment de la fertilité des graines et de la résilience du sous-bois.
- **Installer des dispositifs en zones ouvertes à fortes capacités de germination et de croissance végétative** (clairière forestière, chablis, lisière forêt-savane, voire une ligne de crête herbacée) 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)
- **Ne pas relever les individus de la strate inférieure à 10 cm de hauteur** (plants post-germination), 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. Même si l'appétence y est forte, la survie de la plante dépend d'autres facteurs, ce qui pourrait introduire un biais dans l'analyse et un effort important de suivi compte-tenu de la forte densité de cette strate inférieure
- Afin d'appuyer le suivi de la régénération, **le suivi photographique sur point fixe et le suivi autour de semenciers** pour les espèces végétales dont les ongulés consomment largement les fruits/graines (effet sur le taux de germination des plantes) et/ou les jeunes plantules sont également pertinentes, à condition de faire des observations sur placettes fixes, qui inclurait des exclos de référence (sur le modèle de Weiss, 2019). Le suivi sous semenciers est une variante simplifiée du suivi-exclos-enclos de Klufts et Weiss, qui suppose de relever des individus supérieurs à 10 cm, sur des placettes permanentes de 30 m², sous semenciers voire clairières-chablis, et de prévoir quelques exclos de contrôle (et non pas une placette ouverte adossée systématiquement à une exclose).
- **Secondairement, ajouter des sous-dispositifs grillagés à mailles fines** dans les exclos grillagés pour évaluer les effets des rats et achatines qui peuvent également impacter la végétation du sous-bois (non obligatoire puisque ces impacts négatifs s'exercent de façon semblable sur les deux stations.
- **Secondairement, identifier des secteurs a priori non impactés** pour étudier la régénération naturelle (placette témoin).

PROTOCOLE RAPIDE COMBINÉ DE DENSITÉ ET D'IMPACT

A contrario d'une approche par espèce indicatrice, Benett *et al.* (2021), ont développé une méthode peu coûteuse et rapide à mettre en œuvre pour obtenir des informations sur la densité et l'impact des cerfs en forêt à l'échelle d'un paysage. La méthode combine des protocoles couramment utilisés (FPI et mesure de l'abroustissement) sans s'appuyer sur des espèces indicatrices mais nécessite de

disposer de capacités humaines formées à la détermination de chaque espèce végétale. Elle a été testée dans la vallée de Yarra en Australie, dans le cadre d'une étude expérimentale, au sein d'une forêt tempérée. Cent cinquante-quatre transects de 150 m ont été évalués, le long desquels 30 stations sont étudiées. Pour mesurer l'indice fèces, les fèces de cerfs et d'herbivores sympatriques (wallabies) ont été comptées afin de calculer le FPI susmentionné. Pour la mesure de l'impact, la méthode des quadrants centrés (Cottam & Curtis 1956) a été utilisée pour obtenir des données sur la richesse des peuplements, la densité des plantes ligneuses et assurer une sélection sans biais des plantes évaluées, puis les impacts sont évalués par l'abroustissement des arbres et arbustes ligneux (>10 cm de hauteur et <10 cm de DBH) à différentes hauteurs, en raison de la présence de plusieurs espèces d'herbivores, sur une échelle à cinq points.

Les résultats ont ensuite été comparés à des statistiques existantes et entre eux via un calcul de la variance inter-sites¹³. Des analyses de puissance ont aussi permis d'estimer le nombre de transects nécessaires pour assurer que les réductions de l'impact moyen (de X% suite à une intervention de gestion) puissent être détectées, sur la base des éléments suivants la moyenne et la variation estimées de l'impact pour chaque site étudié.

Cette méthode a l'avantage de nécessiter peu de moyens matériels (GPS) et humains mais requière une expertise botanique experte pour la détermination des espèces végétales. Le temps nécessaire pour les relevés variait en fonction du terrain et de la densité du sous-étage.

- **Limites : Bien que rapide à mettre en place, cette méthode requiert une certaine accessibilité de la forêt pour effectuer les prélèvements de fèces et repérer les marques d'abroustissement. Elle suppose aussi de disposer d'une compétence nécessaire pour la détermination des espèces végétales. Dans certains cas (et certaines parties du monde), cette méthode risque également d'introduire des biais d'analyse si l'impact d'autres espèces de cervidés est similaire (une confusion peut se créer sur le terrain) ou si l'impact (abroustissement) d'autres espèces est similaire. Il en est de même pour les espèces indigènes ou sauvages de taille similaire, telles que la chèvre notamment dans le cas australien.**

LE SUIVI DE L'IMPACT SUR LA STRUCTURE FORESTIÈRE

L'étude de Reed *et al.* publiée en 2021, a été conduite sur **le plateau d'Allegheny, dans le centre-nord de la Pennsylvanie**, un terrain accidenté sur lequel s'est développé une forêt de feuillus, afin de déterminer dans quelle mesure les changements dans la composition des espèces causés par les cerfs pouvait modifier la structure de la forêt, notamment la disposition et la densité des feuilles, des branches. Pour ce faire, quatre enclos de 65 hectares ont été mis en place dans des zones éloignées, dans un contexte expérimental, chaque enclos abritant des populations expérimentales de cerfs, de 4, 8, 15 et 25 cerfs/km², dont le niveau a été maintenu pendant dix ans. Dans les quatre enclos, des coupes à blanc étaient effectuées pour observer l'influence directe sur toute la végétation en régénération, et en déduire à long terme, quel est l'impact structurel du broutage au cours des premières années d'établissement du peuplement forestier. Des méthodes traditionnelles et la technologie LiDAR ont été utilisées pour quantifier la canopée et caractériser sa structure. Il en résultait que l'étage supérieur avait subi dans tous les cas l'impact direct des cerfs, et qu'il y avait

¹³ "Simple linear regression with FPC/m² log-transformed; impact: beta regression; plant density: simple linear regression; species richness: Poisson regression) and post hoc Tukey's tests"

une diminution substantielle de la diversité des espèces d'arbres, créant une canopée très ouverte, et un peuplement dominé par des espèces peu appétentes pour le cerf (cerisier noir) dans les enclos à forte densité de cerfs. Ces mêmes enclos présentaient aussi une plus grande complexité horizontale de la canopée, ce qui est lié à une meilleure séquestration du carbone et représente un meilleur habitat pour la faune terrestre, mais le taux de carbone aérien, la population d'oiseaux et de chenilles étaient quant à eux beaucoup plus faibles. L'étude conclut qu'un enregistrement détaillé des changements de la structure de la canopée dans les écosystèmes où les populations d'herbivores sont fortement gérées pourrait servir d'**indicateur de la fonction écologique et du succès de la gestion.**

- **Limites :** dans le cas présent, cette étude comporte de très nombreuses limites. Elle s'effectue sur un temps long (10 ans), et apparait strictement expérimentale et très peu opérationnelle en mode gestion. La technologie LiDAR comporte également des limites en forêt dense humide, c'est une technologie coûteuse et incertaine, du fait des conditions propres à ces forêts (nébulosité, densité de la canopée). Enfin, cette étude est démonstrative et appelle à adopter une approche holistique en proposant de créer un indicateur de la fonction écologique, probablement très coûteux et long à mettre en place. De plus, cette recommandation ne pourra être considérée que lorsque la régulation sera mise en place. Ce type d'enquêtes répétées sur des périodes plus longues sont pertinentes pour évaluer les réponses de la végétation à la gestion du cerf (Benett *et al.*, 2021), mais n'ont pas vocation à révéler rapidement des résultats. En revanche, comparaison de la richesse et de la composition des végétaux du sous-bois accessible aux cerfs (0-2m) et des strates supérieures non accessibles, peut apporter une indication quant à une éventuelle dérive de peuplement exercé par les cerfs. La détermination de l'âge (dendrochronologie par carottage) des plus jeunes arbres d'essences très appétentes aux stades inférieurs, peut également permettre de déterminer la période à partir de laquelle tous les individus de cette espèce ont été consommés pour les différentes cohortes successives.

5. Orientations pour l'adaptation et le test de protocoles

a) Synthèse

Dans le cadre d'une étude comparée récente des publications relatives à l'évaluation quantitative des populations de cerfs, les auteurs invitent les praticiens et les gestionnaires à suivre l'évolution rapide des techniques pouvant faciliter l'exercice. A ce titre, ils citent notamment l'apport de la génomique, l'automatisation de l'analyse des images à travers le « machine learning » (camera de détection de mouvement au sol et/ou camera aéroportée) et l'intérêt d'utiliser des méthodes croisées pour garantir une meilleure précision des estimations (Forsyth et al.,2022). Le choix du CEN d'expérimenter le test d'évaluation de l'abondance par drone dans le cadre du projet PROTEGE couvre cette nécessité.

Dans le cadre d'une analyse de la robustesse des études de terrain pour évaluer la réponse sur la biodiversité des actions de gestion des espèces envahissantes, il est apparu que quatre-vingt-quinze pour cent des études ont quantifié des réponses sur la biodiversité sans disposer d'échantillons représentatifs répétés, 52 % n'ont pas défini clairement l'espace considéré pour l'étude et 68% des études n'ont pas spécifié le traitement (modalité de régulation par exemple). Les auteurs insistent auprès des praticiens et des gestionnaires sur la nécessité d'accentuer les efforts lors du design des systèmes de suivi (Allen et al.,2022).

Les tableaux ci-dessous reprennent les principaux indicateurs de suivi d'abondance, de fréquentation et d'impact présentés et détaillés ci-dessus. L'adaptation, la sensibilité, la réplicabilité, l'opérationnalisation et le coût ont été appréciés sur une échelle de 1 à 3 (+ = faible, ++ = moyen, +++ = fort) sur la base de la littérature et de l'expérience de la mise en œuvre des protocoles qui sont liés à ces évaluations. La légende de couleur porte sur la faisabilité générale d'application des méthodes au contexte des forêts humides de la Chaine centrale et du projet PROTEGE (orange = pas opérationnalisable ou peu d'intérêt dans le cadre du projet, vert = opérationnalisable et intérêt dans le cadre du projet).

Tableau 5. Tableau récapitulatif des indicateurs de performance et d'abondance référencés dans la littérature.

Indicateurs de performance, de fréquentation et d'abondance					
Indicateur	Adaptation NC - maîtrise de la technique/connaissance scientifique	Sensibilité Rapidité de réponse	Répliquabilité	Opérationnalité Capacités locales	Facilité de mise en œuvre (lié au coût)
Indices d'abondance					
IKA-INA	Trouver une ségrégation de l'espace pertinente; améliorer les conditions d'accès à la forêt; utiliser des drones en zone faiblement boisée ou lisières.	+++	++	++	+
FPI avec une relation connue avec la population de cerf en forêt humide	Nécessité de développer des travaux de recherche pour disposer d'un outil adapté aux forêts humides	+++	+	++	+
Indice de fréquentation	Peut être réalisé sur base du protocole testé en forêt tempérée (Forsyth)				
FPI sans relation connue avec l'abondance des populations	Cet indicateur est recommandé pour venir en complément d'autres indicateurs notamment d'impact.	+++	+++	+++	+

Tableau 6. Tableau récapitulatif des indicateurs d'impacts référencés dans la littérature.

Indicateurs d'impact					
Indicateur	Adaptation NC	Sensibilité Rapidité de réponse	Réplicabilité	Opérationnalité Capacités locales	Facilité de mise en œuvre (lié au coût)
Observation des végétaux (taux d'abrouissement)	Protocole testé en forêt humide avec plantes indicatrices (Klufts, Richard) Pour chaque nouvelle zone suivie, nécessité d'établir la liste restreinte des espèces indicatrices en partant des travaux existants (vérification de la présence/abondance/pression d'abrouissement)	++	++	+++	+++
Enclos/exclos (régénération)	Protocole testé en forêt humide (Klufts, Weiss) Intérêt sur le long terme - échelle projet pas adaptée	+	+++	+	++
Comptage sous semencier (variante simplifiée du suivi de la régénération)	Recommandations établies (Weiss)	++	+++	+++	+++
Protocole rapide combiné de densité et d'impact	Protocole testé en forêt tempérée Pourrait fonctionner à condition de le tester en condition tropicale, d'évaluer et de prendre compte de tous les risques d'introduction de biais. Le coût humain risque d'être plus élevé en forêt dense humide, de surcroît en altitude.	++	++	+	++
Suivi de l'impact sur la structure forestière	Protocole testé en forêt tempérée Non pertinent pour ce projet (temps long), approche pertinente pour mesurer les impacts structurels des cerfs sur la forêt et évaluer les réponses de la végétation à la gestion du cerf, limite technologique	+	++	+	+
Suivi photographique sur point fixe	Recommandations établies (Weiss)	+	+++	+++	+++

b) Recommandations

Prenant en considération que les indicateurs doivent être compatibles avec le temps du projet, nécessitant des résultats à courte échéance (1 an environ), et que la forêt dense humide recèle des caractéristiques contraignantes particulières pour la mise en œuvre des protocoles (rapidité de la dégradation de matière organique, accessibilité et visibilité limitée), les recommandations suivantes peuvent être émises :

- **Concernant le suivi de l'abondance et/ou de la fréquentation**, apprécier la taille des populations n'est pas envisageable en forêt dense humide à l'heure actuelle (à défaut d'expériences pertinentes et publiées notamment sur un indice kilométrique, nocturne ou aérien d'abondance adapté), il en va de même pour l'indice "fèces" pour lequel aucune relation avec l'abondance de cerfs n'a été établie en Nouvelle-Calédonie.

→ En termes opérationnels, sur la base des limites susmentionnées

L'indice (FPI) sur base des travaux de Forsyth, peut être utilisé pour renseigner l'évolution de la fréquentation des massifs par les cervidés et les espaces où les populations se concentrent. Le FPI peut servir non seulement au suivi de la fréquentation mais également à orienter les actions de régulation vers des milieux présentant une concentration élevée des espèces ciblées.

- **Concernant le suivi de l'impact**, des protocoles ont déjà été développés en forêt tropicale humide de Nouvelle-Calédonie (Klufts, Richard, Weiss). Ils seront une ressource clé pour tester et adapter les protocoles aux zones d'intervention du projet PROTEGE. Ces études sont parties du suivi de l'abrutissement sur des espèces végétales, et ont été adaptées aux forêts denses humides en **ciblant des espèces végétales indicatrices (1)** et en **incluant un suivi de leur régénération avec une méthodologie simplifiée (2)**

→ En termes opérationnels, sur la base des recommandations bibliographiques susmentionnées

Le ciblage d'espèces végétales indicatrices demandera d'adopter un référentiel d'espèces suffisamment large en termes d'appétence de sorte de pouvoir capter une réponse consécutive aux actions de régulation (espèces indicatrices très appétentes et moyennement appétentes). Il sera également nécessaire de s'assurer que le sous-bois présente suffisamment d'individus d'espèces indicatrices inférieurs à 2 mètres et d'écarter toutes espèces jumelles¹⁴.

Un protocole aboutit a été mis en place dans le parc des grandes fougères (Klufts, Richard, Weiss) et servira de base à la création de protocoles adaptés aux zones cibles du projet. Les critères de sélection utilisés dans les études effectuées en Amérique du Nord (forêt tempérée) pourront aussi être mobilisés à condition d'être adaptées au milieu de forêt humide. (Koh *et al.*, Anderson, Rooney and Gross, Fletcher *et al.*, Kirschbaum and Anacker, Williams *et al.*).

¹⁴ Les lianes ananas pourraient par exemple être un bon candidat mais il existe trop d'espèces proches morphologiquement, difficiles à différencier sur le terrain, mais connaissant des niveaux d'appétence très différents.

L'étude de la régénération des plantes (2) peut être logistiquement simple et financièrement abordable en utilisant des photographies sur point fixe et/ou des placettes de 30m² permanentes sous semenciers avec uniquement quelques enclos témoins de taille plus réduite.

c) Identification des besoins

Pour la suite de l'étude, les éléments suivants doivent être discutés afin que les protocoles puissent être correctement dimensionnés et développés:

- **Le budget disponible** pour mettre en place les protocoles (acquisition de matériel) et pour les opérationnaliser (moyens humains et logistiques disponibles). Cette information sera communiquée par le CEN.
- **Le bilan de la caractérisation plus fine des espaces cibles** qui sera réalisé par le prestataire (nécessité de préciser la liste des espèces indicatrices à tester) - y a-t-il des inventaires botaniques disponibles (cela permettrait de préciser la liste des espèces indicatrices à tester)?
- **Evaluer la sensibilité des espèces indicatrices passera à travers le test de protocole** et permettra d'arrêter une liste d'espèces indicatrices spécifique à chacune des trois zones d'intervention sur la base des données disponibles (Bonnefois 2010) et des observations sur le terrain (cible 2 à 5);
- **Une cartographie de chaque zone d'intervention arrêtée** est nécessaire pour préciser le déploiement des protocoles.
- Le test de protocole ne nécessite pas de disposer d'un déploiement final mais il est important que sa mise en œuvre se fasse effectivement sur les zones cibles et ce pour les trois massifs.

d) Conclusion

La revue de la bibliographie existante confirme les orientations données dans le cahier des charges pour suivre les actions de régulation prévues dans le cadre du projet PROTEGE sur les 3 zones d'intervention à savoir:

- Mise en place d'un système de suivi d'impact composé d'un suivi du taux d'abrutissement sur espèces indicatrices, d'un suivi photographique sur point fixe et d'un suivi de la régénération forestière notamment sous semencier:
- Mise en place d'un suivi de la fréquentation sur base d'un indice "Fèces".

Des éléments d'orientations importants ont été donnés dans ce livrable pour la définition des protocoles spécifiques.

Bibliographie

- Allen RB., D.M. Forsyth, D.I. MacKenzie, D.A. Peltzer. In press. Robustness of field studies evaluating biodiversity responses to invasive species management in New Zealand. *New Zealand forest ecology*.
- Anderson, R.C., 1994. Height of White-Flowered Trillium (*Trillium Grandiflorum*) as an Index of Deer Browsing Intensity. *Ecol. Appl.* 4, 104–109. <https://doi.org/10.2307/1942119>
- Balگوoyen, C.P., Waller, D.M., 1995. The use of *Clintonia borealis* and other indicators to gauge impacts of white-tailed deer on plant communities in northern Wisconsin, USA. *Nat. Areas J.* 15, 308–318.
- Barrière, P. 2008 Rapport de la Mission Cerf, suite à l'expertise effectuée par P.B. du 15 Novembre au 10 Décembre 2007 dont une partie en Nouvelle-Zélande (10-24 Novembre). Province Sud, Direction du Développement Rural. 136pp..
- Barrière, P. & Fort C. 2021. Monographie spécifique : Cerf de Java *Rusa timorensis*. Atlas des mammifères sauvages de France volume 2 - Ongulés et Lagomorphes. P 96-101.
- Bennett et al. 2021, A field method for rapidly assessing deer density and impacts in forested ecosystems, *Ecological Management and Restauration*.
- Bernard, M., Boulanger, V., Dupouey, J.-L., Laurent, L., Montpied, P., Morin, X., Picard, J.-F., Saïd, S., 2017. Deer browsing promotes Norway spruce at the expense of silver fir in the forest regeneration phase. *For. Ecol. Manag.* 400, 269–277.
- Birnbaum, P., Ibanez, T., Vandrot, H., Blanchard, E., Hoquet, V., Chambrey, C., et Pouteau, R. 2015. Les forêts humides de la province Nord, Nouvelle-Calédonie. Synthèse des travaux de recherche 2012-2015. Editions IAC, Nouméa. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers21-03/010069225.pdf
- Bonenfant, C et al. 2002. Sex-and age-dependent effects of population density on life history traits of red deer *Cervus elaphus* in a temperate forest. *Ecography* n°25(4): 446-458.
- Bonnefois M. 2010. Protocole de suivi et de cartographie des impacts du cerf rusa (*Rusa timorensis rusa*) sur les habitats naturels de la Grande Terre, Nouvelle-Calédonie. Rapport de Stage 2ème année d'école ingénieur agronome (31/05-27/08/2010), Montpellier SupAgro, 64pp.
- Boulanger, V., Baltzinger, C., Saïd, S., Ballon, P., Picard, J.-F., Dupouey, J.-L., 2009. Ranking temperate woody species along a gradient of browsing by deer. *For. Ecol. Manag.* 258, 1397–1406.
- 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, 2016. Stratégie de lutte contre les espèces exotiques envahissantes dans les espaces naturels de Nouvelle-Calédonie. p. 107
- CEN Nouvelle-Calédonie, 2017. Evolution du taux d'abrutissement par les cerfs sur taxons indicateurs au Parc des Grandes Fougères (2012-2016) ; 12pp.
- CEN Nouvelle-Calédonie, 2022. Bilan des opérations de régulation et de suivi mis à jour au 31 décembre 2021 sur le domaine de Déva. 47pp.
- CI & CEN, 2016. Eléments de cadrage pour une stratégie de régulation des cerfs en Nouvelle Calédonie zones prioritaires, vision, objectifs et ressources nécessaires. 70p
- Collectif ICONE. 2014. Evaluation de l'impact du cerf rusa basée sur l'abrutissement de taxons indicateurs. *Projet ICONE*. p. 23
- Collectif ICONE. 2015. Eléments de cadrage pour une stratégie de régulation des cerfs sauvages et des cochons féroces envahissants en Province nord. Rapport final du projet ICONE. 122p.
- Davis, N.E., Bennett, A., Forsyth, D.M., Bowman, D.M.J.S., Lefroy, E.C., Wood, S.W., Woolnough, A.P., West, P., Hampton, J.O., Johnson, C.N., Davis, N.E., Bennett, A., Forsyth, D.M., Bowman, D.M.J.S., Lefroy, E.C., Wood, S.W., Woolnough, A.P., West, P., Hampton, J.O., Johnson, C.N., 2016. A systematic review of the impacts and management of introduced deer (family Cervidae) in Australia. *Wildl. Res.* 43, 515–532. <https://doi.org/10.1071/WR16148>

- De Garine-Wichatitsky, M. 2003a. Projet Cerfs rusa et milieux naturels en Nouvelle- Calédonie. Rapport final Vol. 1 IAC/CIRAD. Programme Elevage et Faune n° 2/2003, Païta, Nouvelle-Calédonie
- De Garine-Wichatitsky M & Saint-Andrieux C. 2003. Faisabilité des méthodes de suivi-évaluation pour la gestion des populations sauvages de cerfs rusa en Nouvelle-Calédonie. Païta : IAC [Institut agronomique néo-calédonien], 42 p.
- Fletcher, J.D., McShea, W.J., Shipley, L.A., Shumway, D., 2001. Use of common forest forbs to measure browsing pressure by white-tailed deer (*Odocoileus virginianus* Zimmerman) in Virginia, USA. *Nat. Areas J.* 21, 172–176.
- Forsyth, D.M., 2005. Protocol for estimating changes in the relative abundance of deer in New Zealand forests using the Faecal Pellet Index (FPI). Landcare Research New Zealand Ltd for the New Zealand Department of Conservation.
- Forsyth, D.M., Barker, R.J., Morriss, G., Scroggie, M.P., 2007. Modeling the Relationship Between Fecal Pellet Indices and Deer Density. *J. Wildl. Manag.* 71, 964–970. <https://doi.org/10.2193/2005-695>
- Forsyth, D.M., Coomes, D.A., Hall, G.M.J., Nugent, G., 2002. Diet and diet preferences of introduced ungulates (Order: Artiodactyla) in New Zealand. *N. Z. J. Zool.* 29, 323–343. <https://doi.org/10.1080/03014223.2002.9518316>
- Forsyth, D.M., Richardson, S.J., Menchenton, K., 2005. Foliar Fibre Predicts Diet Selection by Invasive Red Deer *Cervus elaphus scoticus* in a Temperate New Zealand Forest. *Funct. Ecol.* 19, 495–504.
- Forsyth, D.M., Wilmshurst, J.M., Allen, R.B., Coomes, D.A., 2010. Impacts of introduced deer and extinct moa on New Zealand ecosystems. *N. Z. J. Ecol.* 34, 48–65.
- Forsyth, D. M., Comte, S., Davis, N. E., Bengsen, A. J., Côté, S. D., Hewitt, D. G., Morellet, N., and Mysterud, A. 2022. Methodology matters when estimating deer abundance: a global systematic review and recommendations for improvements. *Journal of Wildlife Management*; 25pp.
- Fort, C. & P. Barrière, P. 2021. Monographie géographique : Nouvelle Calédonie. Atlas des mammifères sauvages de France volume 2 - Ongulés et Lagomorphes. P 248- 253.
- Gaillard, J-M et al. 1996. Body mass of roe deer fawns during winter in 2 contrasting populations. *Journal of Wildlife Management* n°60(1): 29-36.
- Garel et al. 2010. Are abundance indices derived from spotlight counts re-liable to monitor red deer *Cervus elaphus* populations? *Wildlife Biology* n°16 : 77-84.
- Garel, M et al. 2007. Selective harvesting and habitat loss produce long-term life history changes in a mouflon population. *Ecological Applications* n°17: 1607-1618.
- Garel, M et al. 2011. Population abundance and early spring conditions deter-mine variation in body mass of juvenile chamois. *Journal of Mammalogy* n°92(5): 1112-1117.
- Guibert, B., 1997. Une nouvelle approche des populations de chevreuils en forêt : l'indice de pression sur la flore. *Bull. Tech. ONF* 5–13.
- Ibanez T., Munzinger J., Dagostini G., Hequet V., Rigault F., Jaffré T., Birnbaum P. 2013. Structural and floristic diversity of mixed tropical rain forest in New Caledonia : new data from the New Caledonian Plant Inventory Permanent Plot Network (NC-PIPPN). *Applied Vegetation Sciences*
- Ibanez, T. 2012. Dynamiques des forêts denses humides et des savanes en réponse aux incendies en Nouvelle Calédonie. *Ecology, Environnement. Aix -Marseille, 2012.*
- Jaffré T., Bouché P., Veillon JM. 1998. Threatened plants of New Caledonia : is the system of protected areas adequate ? *Biodiversity and conservation* 7 : 109-135.
- Kier G., Kreft H., Lee TM. 2009. A global assessmet of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proceedings of the national academy of sciences of the United States of America* 106 : 9322-9327.

- Kirschbaum, C.D., Anacker, B.L., 2005. The utility of *Trillium* and *Maianthemum* as phyto-indicators of deer impact in northwestern Pennsylvania, USA. *For. Ecol. Manag.* 217, 54–66. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.001>
- Klufts, 2011. Test d'un outil d'évaluation de l'impact du cerf sur la forêt du Parc Provincial des Grandes Fougères. Rapport de stage BTS GPN du Lycée Agricole et Général de Pouembout, 63 pp.
- Koh, S., Bazely, D.R., Tanentzap, A.J., Voigt, D.R., Da Silva, E., 2010. *Trillium grandiflorum* height is an indicator of white-tailed deer density at local and regional scales. *For. Ecol. Manag.* 259, 1472–1479. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.021>
- Le Bel, S., Sarrailh, J.M., Brescia, F., & Cornu, A (2001) Présence du cerf rusa dans le massif de l'Aoupinié en Nouvelle-Calédonie et impact sur les reboisements en kaoris. *Bois et Forêts des Tropiques*, 269, 5-17.
- Martin, J.-L., Stockton, S.A., Allombert, S., Gaston, A.J., 2010. Top-down and bottom-up consequences of unchecked ungulate browsing on plant and animal diversity in temperate forests: lessons from a deer introduction. *Biol. Invasions* 12, 353–371.
- Mayle, B.A., Peace, A.J., & Gill, R.M.A. (1999) How many deer? A field guide to estimating deer population size The Forestry Commission, Edinburgh
- Colyn & P. Barrière, 2006. Rapport de mission Cerf Nouvelle Calédonie. 25p
- Morat et al., 2011. Le référentiel taxonomique Florical et les caractéristiques de la flore vasculaire indigène de la Nouvelle-Calédonie
- Morat P., Jaffré T., Tronchet F. 2012. The taxonomic reference base « Florical » an characteristics of the native vascular flora of New Caledonia. *Adansonia* 34 : 179-221.
- Morellet, N., Gaillard, J.-M., Hewison, A.J.M., Ballon, P., Boscardin, Y., Duncan, P., Klein, F., Maillard, D., 2007. Indicators of ecological change: New tools for managing populations of large herbivores. *J. Appl. Ecol.* 44, 634–643. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01307.x>
- Potvin, F., Beaupré, P., Laprise, G., 2003. The eradication of balsam fir stands by white-tailed deer on Anticosti Island, Québec: A 150-year process. *Ecoscience* 10, 487–495.
- Richard, L. 2012. Taux d'abrutissement et impact du cerf sur la forêt humide du Parc Provincial des Grandes Fougères. Rapport de stage de BTSA GPN du Lycée Agricole et Général de Pouembout, 38pp.
- Rooney, T.P., Gross, K., 2003. A demographic study of deer browsing impacts on *Trillium grandiflorum*. *Plant Ecol.* 168, 267–277. <https://doi.org/10.1023/A:1024486606698>
- Roques-Rogery, G., 2008. Monitoring population trends of introduced rusa deer (*Cervus timorensis rusa*) in New Caledonian sclerophyll forests: tests and relevance of methods for management programmes (Masters Technologiae in Nature Conservation). Nelson Mandela Metropolitan University, Port Elizabeth.
- Rouys S. & Theuerkauf J. 2013. Factors determining the distribution of introduced mammals in nature reserves of the Southern Province, New Caledonia. *Wildlife Research* 30 (2), 187-191.
- Sakata et al, 2021. Variability in deer diet and plant vulnerability to browsing among forests with different establishment years of sika deer
- Simmons, WJ. 2007. Proposition de gestion du cerf Rusa et de son impact sur la Grande Terre Nouvelle- Calédonie. 59p
- Spake R., Bellamy C., Gill R. et al. (2020) Forest damage by deer depends on cross-scale interactions between climate, deer density and landscape structure. *Journal of Applied Ecology* 57, 1376–1390.
- Soininen, E.M., Fuglei, E., Pedersen, Å.Ø., 2016. Complementary use of density estimates and hunting statistics: Different sides of the same story? *European Journal of Wildlife Research* 62, 151–160. <https://doi.org/10.1007/s10344-016-0987-z>
- Sweetapple P. J. and Nugent G. (2004) Seedling ratios: a simple method for assessing ungulate impacts on forest understories. *Wildlife Society Bulletin* 32, 137–147.
- Vincent, J.P et al. 1991. Kilometric index as biological indicator for monitoring forest roe deer populations. *Acta Theriologica* n°36 : 315-328.

- Waller, D.M., Johnson, S., Collins, R., Williams, E., 2009. Threats posed by ungulate herbivory to forest structure and plant diversity in the upper Great Lakes region with a review of methods to assess those threats.
- Weiss, Wilfried, 2019. Suivi de l'impact du Cerf rusa en forêt tropicale humide : test d'un dispositif exclos au Parc Provincial des Grandes Fougères, Nouvelle-Calédonie. Rapport de stage M1.
- Williams, C.E., Mosbacher, E.V., Moriarity, W.J., 2000. Use of turtlehead (*Chelone glabra* L.) and other herbaceous plants to assess intensity of white-tailed deer browsing on Allegheny Plateau riparian forests, USA. *Biol. Conserv.* 92, 207–215. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00054-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00054-3)

ANNEXE 1 : Flore des ptéridophytes

Nombre de genres et d'espèces indigènes (A) et endémiques (E), et taux d'endémisme spécifique (%) pour les différentes familles, classées par ordre décroissant en nombre d'espèces.

Familles	Genres		Espèces		
	A	E	A	E	%
Fougères					
Hymenophyllaceae	7		31	10	32.3
Pteridaceae	9		30	9	30
Polypodiaceae	16		28	11	39.3
Blechnaceae	2		20	13	65
Aspleniaceae	2		17	8	47.1
Thelypteridaceae	8		17	1	5.9
Lindsaeaceae	3		14	8	57.1
Dennstaedtiaceae	6		10	3	30
Dryopteridaceae	5		10	5	50
Tectariaceae	2		10	6	60
Schizaeaceae	2		9	5	55.6
Cyatheaceae	3		8	6	75
Gleicheniaceae	4	1	6	2	33.3
Lomariopsidaceae	2		6		
Davalliaceae	2		5		
Psilotaceae	2		5	2	40
Woodsiaceae	3		5		
Marattiaceae	2		4	2	50
Ophioglossaceae	2		4		
Dicksoniaceae	2		3	2	66.7
Lygodiaceae	1		3	1	33.3
Dipteridaceae	1		1		
Equisetaceae	1		1		
Marsileaceae	1		1		
Osmundaceae	1		1		
Saccolomataceae	1		1		
Salviniaceae	1		1		
Total	91	1	251	94	
Taux d'endémisme		1.1%		37.5%	
Lycophytes					
Lycopodiaceae	3		15	2	13.3
Selaginellaceae	1		6	6	100
Total	4		21	8	
Taux d'endémisme				38.1%	

Cette typologie est également disponible pour la flore des ptéridophytes, gymnospermes, monocotylédones et dicotylédones.

Source : Morat et al., 2011. Le référentiel taxonomique Florical et les caractéristiques de la flore vasculaire indigène de la Nouvelle-Calédonie.