

Ecorcement des espèces ligneuses par l'éléphant de forêt (*Loxodonta cyclotis* Matschie, 1900) dans le Parc National de la Lopé (Gabon)

Auteur : Holvoet, Justin

Promoteur(s) : Doucet, Jean-Louis; Scalbert, Morgane

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2020-2021

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/13198>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

**ÉCORCEMENT DES ESPÈCES LIGNEUSES PAR
L'ÉLÉPHANT DE FORÊT (*LOXODONTA CYCLOTIS*
MATSCHIE, 1900) DANS LE PARC NATIONAL DE LA
*LOPÉ (GABON)***

HOLVOET JUSTIN

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2020-2021

CO-PROMOTEURS: DOUCET J.-L. ET SCALBERT M.

"Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech."

"Le présent document n'engage que son auteur."

¹ Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre(s) du personnel enseignant de GxABT.

**ÉCORCEMENT DES ESPÈCES LIGNEUSES PAR
L'ÉLÉPHANT DE FORÊT (*LOXODONTA CYCLOTIS*
MATSCHIE, 1900) AU PARC NATIONAL DE LA LOPÉ
(*GABON*)**

HOLVOET JUSTIN

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2020-2021

CO-PROMOTEURS: DOUCET J.-L. ET SCALBERT M.

Remerciements :

Ce mémoire, représentant l'aboutissement de cinq années d'étude mouvementées parmi ces vieux murs de Gembloux, est le fruit d'un travail qui, même si individuel, n'aurait pas vu le jour sans le soutien et l'aide de nombreuses personnes, qu'ils soient amis, encadrants, collègues ou un mélange des trois. Toutes les personnes citées ci-dessous m'ont aidé à donner le meilleur de moi-même, particulièrement pour les parties de ce travail qui échappaient à mes compétences initiales. Ces personnes, tout comme les efforts et la sueur versée pour ce mémoire, m'ont permis de développer de nombreux acquis qui, je l'espère me seront indispensables pour les années à venir.

Pour commencer, j'aimerais remercier mes deux co-promoteurs Jean-Louis Doucet et Morgane Scalbert pour leur encadrement et leur soutien durant ces longs mois de rédaction, d'analyse et de terrain. Ils ont su me faire bénéficier de leur expérience et de leur rigueur depuis la conception jusqu'aux dernières lignes de ce travail. Je les remercie également de m'avoir offert une magnifique opportunité en me permettant de travailler sur l'éléphant dans le cadre incroyable qu'est le Gabon.

Je remercie également Loïc Makaga qui m'a directement accueilli à bras ouverts au sein de la SEGC. Merci pour l'encadrement exceptionnel qui allait au-delà de ce qui pouvait être espéré. Merci aussi pour l'aide apportée sur le terrain dans les moments d'incertitude. Merci aussi à David Lehmann pour ses suggestions toujours pertinentes et l'attention particulière qu'il a porté à mon sujet d'étude. Je suis également extrêmement reconnaissant pour l'expérience de terrain qu'il m'a permis de vivre sur les traces des pangolins géants.

Je pense aussi à toute l'équipe d'assistants de terrain de la SEGC, Edmond, Arthur, Arsène, Pacôme, Wesley, Mila et Lisa, sans qui toute la phase expérimentale aurait été compromise. Merci d'avoir partagé avec moi votre connaissance et votre expérience des forêts gabonaises.

Je remercie cordialement l'Etat Gabonais, le Centre National pour la Recherche Scientifique (CENAREST) et l'Agence Nationale de Protection de la Nature (ANPN) pour m'avoir permis d'entrer sur le territoire Gabonais afin d'y mener ces recherches en ces temps de crise sanitaire mondiale et de m'avoir ouvert les portes du Parc National de la Lopé.

Je citerais aussi le fond Erasmus+ qui a couvert une partie des frais de mission et dont la contribution a été non négligeable. Notre recherche s'inscrit par ailleurs dans le cadre du projet ELEFOR cofinancé par le PPECF et la Precious Forest Foundation.

J'ai également une pensée pour Pr Kate Abernethy qui a émis d'excellentes suggestions lors de la conception du sujet et de la mise au point de la méthodologie. Je regrette seulement que la situation sanitaire m'ait empêché de la rencontrer en personne.

Merci aux membres du laboratoire de foresterie tropicale pour l'accueil chaleureux qu'ils m'ont réservé et l'ambiance conviviale présente au bureau. Cela m'a permis de travailler dans un cadre idéal mêlant rigueur, entraide et moment de répit. Je pense notamment à Robin, Simon, Romaric, Jean-Yves, Davy, Gaël et Gyslène.

J'ai aussi une pensée particulière pour toute la team de TFistes tropicaux avec laquelle nous avons partagé les moments de doutes et de remise en question en nous épaulant les uns les autres, traversé les périodes mouvementées d'avant départ et échangé sur nos expériences respectives

du terrain une fois rentrés. Merci à Florine, Sarah, Marius et Alexandre pour ces moments de soutien et ces regains de motivations bien nécessaires.

Je remercie aussi mes co-koteuses, Maëlle et Lola qui ont supporté mes nombreuses histoires et anecdotes une fois rentré du Gabon. Merci aussi pour les nombreuses soirées de détente et de rire qui m'ont permis de recharger les batteries tout au long de la rédaction et des analyses. Merci aussi à Adrien d'avoir été un véritable ami sur lequel j'ai pu compter à de nombreuses reprises pendant ces cinq années d'étude. Merci aussi pour tes relectures et tes avis sur ce mémoire.

Je remercie enfin ma famille sans qui rien de cela n'aurait été possible. Merci à mes deux parents pour leurs nombreuses relectures et leur soutien moral comme matériel pendant les cinq années qui viennent de s'écouler. Je ne vous remercierai jamais assez d'avoir cru en moi et de m'avoir poussé à dépasser mes limites. J'espère vous rendre fier par le présent travail.

Merci.

Résumé

Introduction : L'éléphant de forêt remplit de nombreuses fonctions écologiques telles que l'endozoochorie, la répartition des micro- et macronutriments dans le milieu ou encore l'ouverture du milieu forestier. Cependant, l'espèce subit un important déclin de sa population. De surcroît, il existe un déséquilibre marqué entre les connaissances sur l'éléphant de forêt et l'éléphant de savane. C'est notamment le cas des facteurs expliquant la consommation d'écorces. Alors que ce comportement a été largement étudié pour l'éléphant de savane, il reste encore peu exploré pour l'éléphant de forêt.

Objectifs : L'objectif général de cette étude est de comprendre les facteurs influençant l'écorcement d'essences ligneuses par l'éléphant de forêt d'Afrique. Il est subdivisé en cinq objectifs spécifiques : (i) Déterminer l'évolution des fréquences d'écorcement dans le temps (ii) Identifier les variables environnementales influençant les fréquences d'écorcement (iii) Caractériser les espèces dont l'écorce est préférée par l'éléphant (iv) Etudier la relation entre état sanitaire de l'arbre et écorcement et (v) Décrire le comportement et la technicité de l'écorcement par l'éléphant de forêt.

Méthode : Les relevés effectués dans le but de répondre aux cinq objectifs spécifiques sont : (i) L'identification des individus écorcés sur deux transects inventoriés en 1992 et 2021 afin d'étudier l'évolution de l'écorcement. (ii) L'inventaire des dégâts d'écorcement de 24 parcelles afin de déterminer si l'environnement direct influence l'écorcement. (iii) La conception d'une base de donnée reprenant, pour les espèces inventoriées, une série de caractéristiques spécifiques, et individuelles, afin d'établir un lien avec les préférences de l'éléphant. (iv) La mise au point d'un indice sanitaire rapide (IndSan) et son application sur 170 individus afin de prédire la probabilité d'écorcement en fonction de l'état sanitaire. (v) Le placement de pièges photographiques au pied de 16 individus d'essences fréquemment écorcées afin de documenter et décrire le comportement d'écorcement des espèces ligneuses par l'éléphant de forêt.

Résultats : (i) La principale différence entre 1992 et 2021 vient de la liste d'espèces écorcées qui présente un important *turnover*. La fréquence d'écorcement totale n'a que peu évolué. (ii) Les densités de salines et d'arbres fruitiers sont positivement corrélées à la fréquence d'écorcement tandis que la densité de route et l'altitude sont négativement corrélées à la fréquence d'écorcement. Dans l'ensemble des inventaires, les forêts rocheuses, bosquets et forêts galeries présentaient la plus grande proportion d'individus écorcés. (iii) Parmi les caractéristiques testées, le type de rhytidome, la présence et la catégorie d'odeur de la tranche, l'aspect fibreux de la tranche, la taille moyenne du fruit mature, l'épaisseur d'écorce spécifique et l'écologie de l'espèce ont montré une influence significative sur l'écorcement. Pour une même espèce, le Dbh et l'épaisseur d'écorce influencent également la probabilité d'écorcement (iv) La dégradation de l'état sanitaire a été corrélée positivement avec la probabilité d'écorcement. (v) Dix évènements d'écorcement ont été documentés. Neufs d'entre eux impliquaient des femelles adultes ou sub-adultes.

Conclusions : De nombreux facteurs influençant l'écorcement d'une espèce ou d'un individu ont été identifiés dans cette étude, montrant ainsi que le choix d'arbre à écorcer est un acte délibéré. Il semblerait également y avoir des disparités dans les catégories d'âge et de sexe des éléphants consommant les écorces. Enfin, plusieurs perspectives ont été dressées pour de futures recherches.

Abstract

Introduction: Forest elephants fulfill many ecological functions such as endozoochory, micro- and macronutrients redistribution and recycling and opening up the forest canopy. However, the species is undergoing a significant decline in its population. In addition, there is an important knowledge gap between the forest and the savanna elephant. The impact of these two African elephant species on the environment is different. For instance, this is illustrated by the difference in intensity and consequences of bark consumption. While this behavior has been widely studied for the savanna elephant, it remains relatively unexplored for the forest elephant.

Objectives: The overall objective of this study is to understand the factors influencing bark consumption of woody species by African forest elephants. It is subdivided into five specific objectives: (i) To determine the evolution of bark stripping frequencies over time (ii) To identify environmental variables influencing bark stripping frequencies (iii) To characterize species whose bark is preferred by elephants (iv) To establish a possible correlation between trunk health and bark stripping and (v) To describe the behaviour and bark removal technique of forest elephants.

Method: The activities carried out in order to meet the five specific objectives are (i) Identification of debarked individuals on two transects surveyed in 1992 and 2021 in order to determine the evolution of debarking. (ii) Inventory of 24 plots in order to determine if the direct environment influences barking. (iii) Creation of a database of characteristics for the species inventoried in order to identify the characteristics preferred by the elephant. (iv) Development of a quick health index (IndSan) and its application to individuals of seven frequently debarked species to predict the probability of bark stripping based on health status. (v) Placement of 30 camera traps in order to document and describe bark removal behavior of woody species by forest elephants.

Results: (i) The main difference between 1992 and 2021 is that barked species show high turnover. Total bark frequency did not change significantly. (ii) Salines and fruit tree densities were positively correlated with debarking frequency. Road density and elevation were negatively correlated with debarking frequency. Across all inventories, rocky forests, groves and gallery forest had the highest proportion of debarked individuals. (iii) Among the tree characteristics tested, rhytidome type, odor type and fibrousness, of the slice bark thickness, mature fruit size and species ecology, had a significant influence. (iv) Deterioration of health status was positively correlated with a higher probability of bark stripping. (v) Ten debarking events were documented. Nine of them involved adult or sub-adult females.

Conclusions: Many factors influencing the debarking were identified showing that the choice of tree barked is not random. There were also differences in the age and sex categories of elephants consuming barks. , Finally, perspectives for future research are given.

Table des matières

1	INTRODUCTION.....	1
1.1	ELÉPHANT DE FORÊT D'AFRIQUE, ESPÈCE EN DANGER CRITIQUE D'EXTINCTION.....	1
1.1.1	<i>Ecologie de l'éléphant de forêt.....</i>	2
1.1.2	<i>Rôle de l'éléphant de forêt dans la dynamique des écosystèmes forestiers</i>	3
1.2	ÉLÉPHANTS ET ÉCORCEMENT : CAUSES ET CONSÉQUENCES.....	5
1.2.1	<i>Dégâts d'écorcement par les mammifères.....</i>	5
1.2.2	<i>Pourquoi l'éléphant écorce-t-il les arbres ?.....</i>	5
1.2.3	<i>Conséquences de l'écorcement</i>	6
1.2.4	<i>Réponse des espèces ligneuses face à l'écorcement</i>	7
1.3	OBJECTIFS	9
2	MATÉRIEL ET MÉTHODES	11
2.1	ZONE D'ÉTUDE	11
2.2	CLIMAT.....	11
2.2.1	<i>Végétation.....</i>	12
2.2.2	<i>Faune.....</i>	13
2.2.3	<i>Topographie</i>	14
2.4	MÉTHODE	15
2.4.1	<i>Évolution de la fréquence d'écorcement dans le temps</i>	15
2.4.2	<i>Identification des variables environnementales influençant l'écorcement</i>	16
2.4.3	<i>Caractérisation des pieds écorcés par l'éléphant</i>	18
2.4.4	<i>Influence de l'écorcement sur l'état sanitaire.</i>	21
2.4.5	<i>Description de la technicité d'écorcement par l'éléphant de forêt.....</i>	23
2.5	ANALYSE.....	25
2.5.1	<i>Évolution de la fréquence d'écorcement dans le temps</i>	25
2.5.2	<i>Identification des variables environnementales explicatives de l'écorcement</i>	26
2.5.3	<i>Caractérisation des pieds écorcés par l'éléphant</i>	26
2.5.4	<i>Influence de l'écorcement sur l'état sanitaire.</i>	27
2.5.5	<i>Description de la technicité de l'écorcement par l'éléphant de forêt.....</i>	27
3	RÉSULTATS.....	29
3.1.1	<i>Evolution des fréquences d'écorcement</i>	29
3.1.2	<i>Evolution des espèces ciblées</i>	29
3.2	IDENTIFICATION DES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES EXPLICATIVES DE L'ÉCORCEMENT	33
3.2.1	<i>Ecorcements inventoriés dans les 24 parcelles.....</i>	33
3.2.2	<i>Effet des variables environnementales sur l'écorcement</i>	34
3.3	CARACTÉRISATION DES PIEDS ÉCORCÉS PAR L'ÉLÉPHANT.....	36
3.3.1	<i>Caractères spécifiques.....</i>	36
3.3.2	<i>Influence de l'épaisseur intraspécifique de l'écorce</i>	39
3.4	INFLUENCE DE L'ÉCORCEMENT SUR L'ÉTAT SANITAIRE.	40
3.5	DESCRIPTION DE LA TECHNICITÉ DE L'ÉCORCEMENT PAR L'ÉLÉPHANT DE FORÊT	41
4	DISCUSSION	45
4.1	EVOLUTION DE LA FRÉQUENCE D'ÉCORCEMENT DANS LE TEMPS.....	45
4.2	IDENTIFICATION DES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES EXPLICATIVES DE L'ÉCORCEMENT	46
4.3	CARACTÉRISATION DES PIEDS ÉCORCÉS PAR L'ÉLÉPHANT.....	47
4.4	INFLUENCE DE L'ÉCORCEMENT SUR L'ÉTAT SANITAIRE	48
4.5	DESCRIPTION DE LA TECHNICITÉ DE L'ÉCORCEMENT PAR L'ÉLÉPHANT DE FORÊT	49
5	CONCLUSION	51
6	BIBLIOGRAPHIE.....	53
8	ANNEXES.....	69

Liste des figures

Figure 1 : Aire de répartition de l'éléphant de forêt d'Afrique (<i>Loxodonta cyclotis</i>) (Grobush et al., 2021) ; Fond de carte, Google Earth (Google, 2021)	2
Figure 2 : Localisation du Parc National de la Lopé et de la station d'étude des gorilles et chimpanzé. Fond de carte : Google Earth (Google, 2021)	11
Figure 3 : Pluviométrie (1984-2018) (A) Vitesse du vent (2012-2016) (B) température en savane (2002-2018) (C) et température en forêt (1984-2018) (D) prélevées à la SEGC. Les lignes grises représentent les moyennes journalières. Les fines lignes noires représentent la moyenne hebdomadaire. Les lignes épaisses noires représentent la moyenne mensuelle. Les lignes verticales correspondent à la transition entre saison sèche et saison des pluies (Bush et al., 2020).	12
Figure 4 : Topographie de la zone d'étude.....	14
Figure 5 : Mesure de la circonférence écorcée (A) et de la hauteur écorcée (B).....	15
Figure 6 : position des parcelles et transects inventoriés sur la carte de végétation de White (1994).	17
Figure 7 : Catégories de tronc observées selon Letouzey (1982). (a) cylindrique, (b) empattement, (c) cannelé, (d) à racine échasse, (e) à contrefort.	20
Figure 8 : Catégories de rhytidome observées selon Letouzey (1982). (a) Lisse, (b) Fissuré longitudinalement, (c) Légèrement rugueux, (d) Ecailleux, (e) Lenticellé, (f) Plissé horizontalement, (g) Crevassé.	20
Figure 9 : Prédiction de la probabilité d'écorcement en fonction de (A) La surface terrière d'arbres à éléphant au sein de la parcelle, (B) le nombre de salines dans un rayon de 500 m, (C) l'altitude et (D) La longueur de route cumulée à 750m de rayon.....	35
Figure 10 : Probabilité d'écorcement en fonction du Dbh (A), de la taille moyenne du fruit à maturité (B) et de l'épaisseur d'écorce moyenne spécifique (C).....	38
Figure 11 : Probabilité d'écorcement en fonction de l'épaisseur d'écorce par espèce.....	39
Figure 12 : Prédiction de la probabilité d'écorcement en fonction de l'état sanitaire par espèce.....	40
Figure 13 : Éléphante adulte consommant l'écorce d'un pied de <i>D.macrocarpum</i> . Palpation du tronc (A), Scarification de l'écorce (B) Arrachement de l'écorce (C et D)	43
Figure 14 : Comportements particuliers observés aux pieds d'arbres fréquemment écorcés. Juvénile s'appuyant sur <i>D.macrocarpum</i> (A). Mâle adulte interrégissant avec <i>D.macrocarpum</i> (B). Éléphant subadulte s'enduisant de salive mêlée à la sève de <i>C.gabunensis</i>	43

Liste des Tableaux

Tableau 1 : Liste et description des caractères spécifiques compilés dans la base de données.....	18
Tableau 2 : Description des critères et attributs de l'indice IndSan.....	22
Tableau 3 : Taille totale de l'échantillon (nombre d'individus), surface terrière cumulée, nombre total d'individus écorcés, proportion d'individus écorcés, richesse spécifique, nombre d'espèces écorcées ainsi que la proportion d'espèces écorcées sur les deux transects (MPAM = Ma Piste à Moi, WW = WestWood) en 1992 et 2021	29
Tableau 4 : Espèces écorcées le long du transect MPAM en 1992 (92) et 2021 (21), NbTot = nombre d'individus inventoriés, NbEc = nombre d'individus écorcés, Frequ = Fréquence d'individus écorcés, Pref = Taux de préférence Les préférences marquées en vert montrent une augmentation de 1992 à 2021, celles marquée en rouge une diminution. Evolution = évolution des effectifs entre 1992 et 2021. Les pourcentages marqués en vert montrent une augmentation de 1992 à 2021, ceux marqués en rouge une diminution.....	31
Tableau 5 : Espèces écorcées le long du transect WW en 1992 (92) et 2021 (21), NbTot = nombre d'individus inventoriés, NbEc = nombre d'individus écorcés, Frequ = Fréquence d'individus écorcés, Pref92 = Taux de préférence Les préférences marquées en vert montrent une augmentation de 1992 à 2021, celles marquée en rouge une diminution. Evolution = évolution des effectifs entre 1992 et 2021. Les pourcentages marqués en vert montrent une augmentation de 1992 à 2021, ceux marqués en rouge une diminution.....	32
Tableau 6 : Nombres totaux d'arbres, nombres d'arbres écorcés par parcelle et fréquence d'écorcement (%).....	33
Tableau 7 : P-valeur des modèles générés en fonction de la largeur du buffer. Les valeurs significatives sont marquées en gras. Les valeurs marginalement significatives sont soulignées.	34
Tableau 8 : Estimation, erreur standard et p-value des coefficients de chaque variable environnementale explicative de la probabilité d'écorcement. Les p-values significatives sont marquées d'un astérisque, les p-values marginalement significatives sont marquées d'un point. .	34
Tableau 9 : Répartition de l'écorcement selon le type de végétation. NbTot = Nombre d'individus total échantillonnés dans le type de végétation. NbEc = Nombre d'individus écorcés échantillonnés dans le type de végétation. Frequ = Pourcentage d'individus écorcés dans le type de végétation.....	35
Tableau 10 : Estimation, erreur standard et p-value des coefficients de chaque variable du modèle prédisant la probabilité d'écorcement.	36
Tableau 11 : Tableau récapitulatif des caractéristiques spécifiques préférées par l'éléphant.....	38
Tableau 12 : Epaisseur de l'écorce des quatre espèces étudiées (<i>Irvingia gabonensis</i> , <i>Sacoglottis gabonensis</i> , <i>Tetrapleura tetraptera</i> et <i>Pentaclethra macrophylla</i>), Moyenne de l'épaisseur d'écorce mesurée pour l'espèce, SD = Ecart type, Minimum de l'épaisseur d'écorce mesurée pour l'espèce (mm), Maximum de l'épaisseur d'écorce pour l'espèce (mm), Nombre d'individus sondés pour l'espèce, Lit. = Valeur moyenne de l'épaisseur d'écorce de Wilks & Issembe, (2000).....	39
Tableau 13 : Tableau récapitulatif de l'inventaire sanitaire. Nombre total d'individus inventoriés, Nombre d'individus écorcés. Valeur maximum d'Indsan. Valeur minimum d'Indsan, Valeur moyenne d'Indsan.....	40

Tableau 14 : Estimation, erreur standard et p-value des coefficients des variables prédisant la fréquence d'écorcement pour *P.eetveldeana*, *P.macrophylla* et pour toutes espèces confondues.41

Tableau 15 : Tableau récapitulatif des détections d'éléphant. Nombre moyen d'individus par évènement indépendant. SD = écart type. Nombre maximum d'individus par évènement indépendant. Nombre total d'individus.42

1 Introduction

Ce premier chapitre synthétise les connaissances relatives à notre sujet sur base de la littérature scientifique.

La première partie aborde le statut de l'éléphant de forêt avant d'exposer son écologie puis ses nombreux rôles au sein des forêts d'Afrique.

La deuxième partie traite de l'écorcement des espèces ligneuses, en commençant par s'intéresser aux causes connues de ce comportement, avant d'en passer en revue les conséquences et les réponses données par les plantes aux dégâts d'écorcement.

Enfin, la troisième partie présente les objectifs poursuivis dans le cadre de cette étude.

1.1 Eléphant de forêt d'Afrique, espèce en danger critique d'extinction

Alors que les nombreux services écosystémiques rendus par l'éléphant de forêt d'Afrique (*Loxodonta cyclotis*) ne sont plus à démontrer (Cristoffer *et al.*, 2003 ; Campos-Arceiz et Blake, 2011 ; Yumoto *et al.*, 1995), l'espèce vient d'être classée comme « en danger critique d'extinction » sur la liste rouge de l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature) (Gobush *et al.*, 2021). Cette espèce et l'éléphant de savane (*Loxodonta africana*) autrefois considérées comme deux-sous espèces d'éléphant d'Afrique, étaient jusqu'alors regroupées et classées « Vulnérable » (Maisels *et al.*, 2013).

Des différences morphologiques, génétiques, biologiques et comportementales entre les deux espèces ont en effet été identifiées par de nombreux auteurs (Poulsen *et al.*, 2018 ; Groves *et al.*, 2000 ; Barriel *et al.*, 1999 ; Brand *et al.*, 2020). Même si l'existence d'individus hybrides fertiles (Mondol *et al.* 2015 ; Bauer *et al.* 2021) pourrait à l'avenir relancer le débat, les différences entre les deux espèces appellent à une gestion et des mesures spécifiques.

Bien que les deux espèces aient subi un important déclin de leurs populations, l'éléphant de forêt a été le plus impacté avec une réduction de plus de 62% de sa population entre 2002 et 2011 (Maisels *et al.* 2013). Les principales causes de cette réduction sont le braconnage ainsi que la perte et la fragmentation de son habitat (Peres, 2001; Pimm *et al.*, 2007).

Malgré la diminution drastique des populations, les connaissances sur l'éléphant de forêt sont lacunaires comparativement à son espèce sœur plus facile à observer, l'éléphant de savane (Poulsen *et al.*, 2018 ; Breuer *et al.* 2016). Des études plus approfondies sur l'écologie et le comportement de l'éléphant de forêt sont nécessaires afin de mieux comprendre ses besoins et donc proposer des stratégies de conservation efficaces.

1.1.2 Ecologie de l'éléphant de forêt

L'éléphant de forêt se rencontre essentiellement en Afrique centrale et de façon plus éparse en Afrique de l'ouest. Les plus grandes populations se concentrent dans les forêts du Gabon et du nord de la république du Congo (Maisels *et al.*, 2013). Son habitat se compose de forêts tropicales denses humides et de savanes arbustives (Groves *et al.*, 2000)

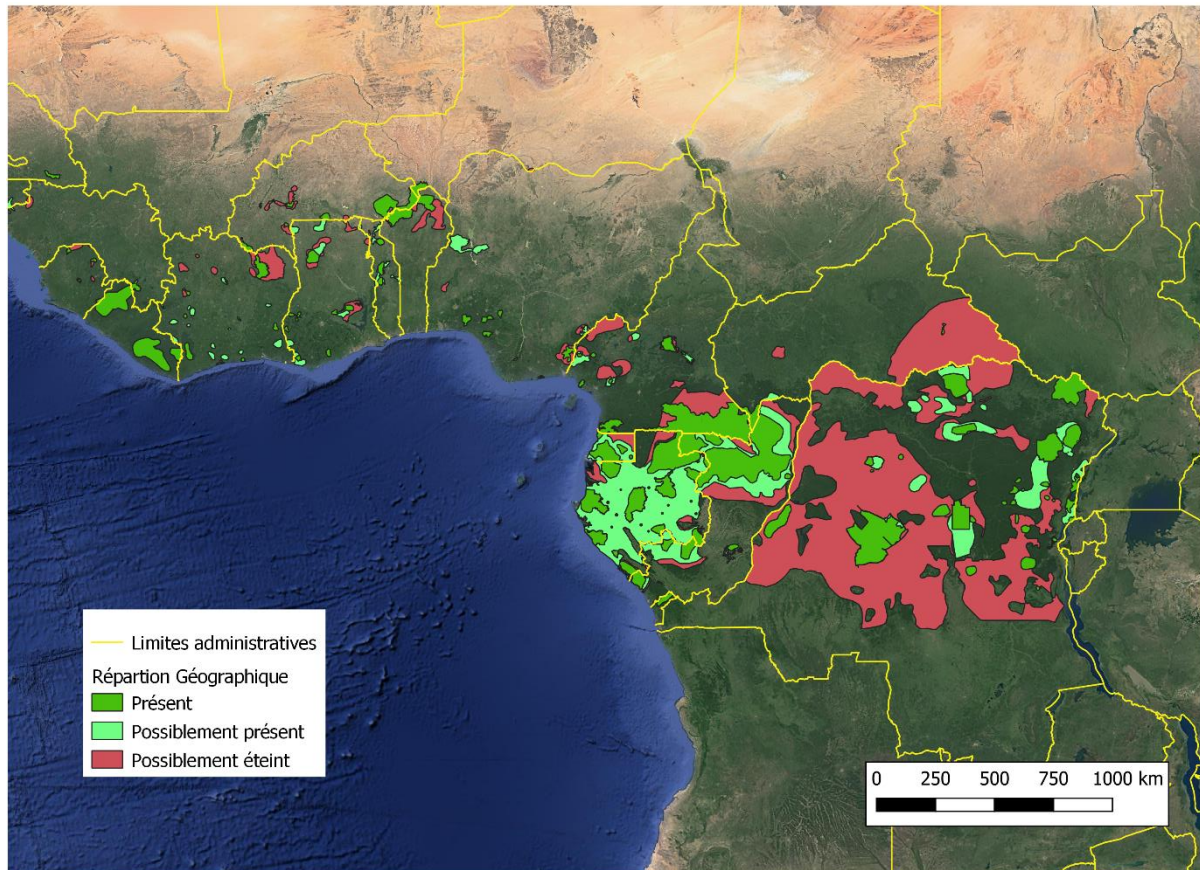


Figure 1 : Aire de répartition de l'éléphant de forêt d'Afrique (*Loxodonta cyclotis*) (Grobush *et al.*, 2021) ;
Fond de carte, Google Earth (Google, 2021)

D'un point de vue morphologique, l'éléphant de forêt est plus petit que son homologue des savanes, a une plus grande pilosité, des oreilles plus courtes et arrondies et des défenses plus petites et droites (Poole, 1996 ; Groves *et al.*, 2000 ; Shoshani and Tassy, 1996).

Les femelles et les mâles adultes arborent des comportements sociaux différents, avec d'un côté, les mâles solitaires et de l'autre, les groupes familiaux avec une matriarche et un ou plusieurs membres de sa progéniture (Groves *et al.*, 2000). Ces groupes familiaux comportent en moyenne 3,5 individus (White, 1992). Les plus grands groupes dépassent rarement 6 individus (Merz, 1986). Bien que certaines unités familiales peuvent se rassembler momentanément, les groupes contenant plus de 5 individus sont rares et peu stables (White 1992).

L'organisation sociale diffère significativement de l'espèce de savane dont les cellules familiales comprennent entre 2 et 30 individus (Pool, 1996 ; Groves *et al.*, 2000). Cette espèce est aussi connue pour former de larges rassemblements pouvant dépasser 500 individus à la suite de pluies intenses alors que les ressources se font abondantes (Moss, 1988 ; Douglas-Hamilton, 1972). Cette différence dans la taille des groupes s'expliquerait par la différence de régime alimentaire et d'habitat (Groves *et al.*, 2000). Les fruits jouant un rôle important dans l'alimentation de l'éléphant

de forêt, les petits groupes seraient plus à même d'exploiter efficacement cette ressource éparse (Short, 1983 ; White, 1992 ; Groves *et al.*, 2000).

L'alimentation de l'éléphant de forêt se compose principalement de fruits, de feuilles et d'écorces (Tchamba & Seme, 1993 ; White *et al.*, 1993). Les écorces et le feuillage composent dans certaines zones la majorité de son bol alimentaire autant du point de vue du nombre d'espèces consommées que du point de vue de la quantité (White *et al.*, 1993, Olivier, 1976). Dans d'autres sites les fruits se retrouvent majoritaires (Merz, 1981 ; Short, 1981). De même, dans certaines populations, la consommation d'écorce est hautement sélective avec peu d'espèces fréquemment consommées (Short, 1981 ; Merz, 1981 ; Buss 1970) alors que d'autres populations arborent un panel d'espèces écorcées plus large (White, 1992). Des études menées au Ghana, en Côte d'Ivoire et au Gabon par Short, (1981), Merz, (1981) et Buss (1970) montrent une variabilité dans les espèces consommées au sein de différentes populations. Certaines espèces hautement consommées par certaines populations se retrouvent parfois complètement délaissées par d'autres. Short (1981) suggère que des différences culturelles, des préférences gustatives ou des besoins diététiques spécifiques pourraient être à l'origine de cette disparité. White (1992) quant à lui avance l'hypothèse d'une différence de composés chimiques dans les écorces qui serait due à une chimie du sol variant entre les différentes régions. La composition en espèces de la forêt pourrait aussi jouer un rôle dans la sélection des individus écorcés.

1.1.3 Rôle de l'éléphant de forêt dans la dynamique des écosystèmes forestiers

Quatre rôles écologiques majeurs sont attribués à l'éléphant de forêt (Poulsen *et al.*, 2018) : la dispersion des graines par endozoochorie (Alexandre, 1978 ; Blake *et al.*, 2009), la redistribution des micros- et macronutriments dans le milieu (Hobbs, 2006), l'ouverture du milieu (Tchamba & Seme, 1993) et finalement, la création et l'entretien d'un réseau complexe de pistes (Blake & Inkamba-Nkulu, 2004)

Vecteur de dispersion

De par la grande quantité de fruits qu'il ingère, l'éléphant de forêt est un élément clé dans la dispersion de nombreuses espèces ligneuses (Alexandre, 1978; Campos-Arceiz and Blake, 2011 ; Merz, 1981; Short, 1983). Sa grande taille et ses besoins nutritionnels importants lui permettent de prélever de plus grandes quantités et diversités de fruits, et par conséquent de graines, qu'aucun autre animal terrestre (Campos-Arceiz & Blake, 2011). De plus les chances de survie des graines durant la mastication et la digestion par l'éléphant sont parmi les plus élevées comparativement aux autres mammifères (Blake *et al.*, 2009).

Les avantages liés à cette dispersion sont nombreux.

Les graines dispersées par l'éléphant se retrouvent à plus d'un kilomètre du semencier dans 88% des cas et peuvent même être transportées sur plus de 50km (Blake *et al.*, 2009) réduisant les risques de consanguinité parmi les populations végétales.

Durant la digestion, les graines voient leurs téguments scarifiés et ramollis par une série d'enzymes digestives. Ces interactions, combinées avec les conditions d'humidité et de chaleur du tractus digestif facilitent la germination et la levée de dormance des graines (Nchanji & Plumptre 2003). Ainsi, les graines dispersées par l'éléphant présentent généralement un meilleur taux de germination que les graines non dispersées (Feer, 1995 ; Nchanji & Plumptre 2003).

Les fèces apportent un taux élevé de nutriments et de matière organique ainsi qu'une protection contre certains prédateurs (Rios and Pacheco, 2006). Ces conditions augmentent la croissance des plantules et favorisent leur survie et leur germination (Nchanji and Plumptre, 2003).

Enfin, les éléphants déposant majoritairement leurs fèces le long des pistes ou dans des zones ouvertes, ils dispersent les graines de façon ciblée vers des milieux plus favorables à la croissance (Yumoto et al. 1995). Ces effets sont cependant contrecarrés par l'agrégation des graines dans une zone restreinte qui augmente la compétition entre plantules et pourrait attirer certains prédateurs (Sallabanks and Courtney, 1992 ; Dudley, 2009 ; Forget, 1993).

Redistribution des nutriments

En consommant une grande quantité de végétaux et en déposant leurs déjections les éléphants participent activement au cycle de nombreux micro- et macronutriments (Hobbs 2006). Les éléphants remettent aussi en circulation de nombreux nutriments et sels minéraux enfouis dans le milieu en exploitant les salines et en fouillant les termitières (Metso Sienne *et al.*, 2014).

À l'instar des graines prélevées, la matière organique digérée peut se retrouver dispersée sur de très longues distances (Blake *et al.*, 2009). L'éléphant permet ainsi une certaine hétérogénéisation de la distribution spatiale des nutriments. (Doughty et al. 2013; Wolf et al. 2013).

Ouverture du milieu

Les dégâts causés à la végétation par l'éléphant sont de nature diverse : renversement d'arbres, bris de troncs ou de grosses branches, consommation de feuillage, piétinement de jeunes pousses et enfin écorcement (Barnes, 1983; Calenge *et al.*, 2002; Kohi *et al.*, 2011). Ces dégâts, lorsqu'ils ne provoquent pas directement la mort de l'individu touché (Cumming 1981), affaiblissent la végétation et la rendent plus sensible à de futurs dommages (Beuchner & Dawkins 1961).

L'impact de ces dégâts a été étudié dans de nombreux sites pour l'éléphant de savane (Duffy *et al.*, 2002 ; Teren *et al.*, 2018 ; Foster & Gerald, 1973). Un changement brusque dans la densité de ces grands herbivores peut amener un changement perceptible et rapide dans la composition et la structure des milieux boisés (Teren *et al.*, 2018 ; Ihwagi *et al.*, 2010 ; Morrison *et al.*, 2015). Plusieurs études tendent à démontrer qu'une forte concentration d'éléphants de savane favoriserait les milieux ouverts par rapport aux milieux boisés et que la disparition de ces pachydermes entraînerait une recrudescence de la forêt sur la savane (Doughty *et al.*, 2015; Owen-Smith 1987).

À l'inverse, Cardoso et al. (2020) n'ont pas perçu d'effet significatif sur la structure des populations d'arbres touchés par l'éléphant de forêt. De même, la proportion d'individus touchés par l'espèce de forêt est moindre que son homologue de savane avec des dommages généralement moins sévères et une mortalité relativement faible (White, 1992 ; Reitsma, 1988).

Dans cette même étude, il a été démontré que dans les milieux propices au feu, la présence de l'éléphant de forêt influence la dynamique de recolonisation forêt-savane au bénéfice de la forêt. En entretenant des pistes parallèles à la frontière entre les deux milieux, l'éléphant ouvre de véritables coupe-feux diminuant l'impact des incendies de savane sur les milieux boisés. Ils favorisent ainsi la résistance du milieu forestier face aux feux de brousse et en facilitent le maintien sur le long terme (Cardoso *et al.*, 2020). Ces pistes peuvent également profiter à d'autres espèces forestières (Blake & Inkamba-Nkulu, 2004)

1.2 Éléphants et écorcement : causes et conséquences

1.2.1 Dégâts d'écorcement par les mammifères

Dans de nombreuses régions du monde, les mammifères écorcent le tronc des espèces ligneuses. Que ce soit pour marquer leur territoire, consommer l'écorce ou encore user leurs griffes ou ramures, ce comportement est rarement sans conséquences pour les arbres touchés et pour la forêt. Ainsi, l'écorcement des épicéas en Ardenne par le cerf (*Cervus elaphus*) réduit fortement la productivité des forêts résineuses (Candaele *et al.*, 2020), au Japon, les cerfs Sika (*Cervus nippon*) induisent une forte mortalité des jeunes tiges écorcées (Akashi & Nakashizuka, 1998) et aux Etats Unis, les ours noirs (*Ursus americanus*) arrachent l'écorce des arbres qu'ils escaladent en quête de nourriture, ce qui engendre d'importantes pertes financières pour les exploitant forestiers (Ziegltrum, 2004).

Les forêts d'Afrique centrale ne sont pas épargnées. Plusieurs espèces sont reconnues pour y consommer l'écorce des arbres, notamment le gorille des plaines de l'Ouest (*Gorilla gorilla gorilla*) (Rogers *et al.*, 1994), le chimpanzé (*Pan troglodytes*) (Lapiente *et al.*, 2020), le mandrill (*Mandrillus sphenx*) (Norris, 1988) ou encore l'éléphant de forêt d'Afrique (Tchamba & Seme, 1993).

Ce dernier mérite une attention particulière au vu de la quantité importante d'écorces consommées (White, 1992).

1.2.2 Pourquoi l'éléphant écorce-t-il les arbres ?

L'éléphant consomme l'écorce des arbres en se servant de ses défenses afin d'entailler le tronc pour ensuite arracher les lambeaux d'écorce à l'aide de leur trompe (Vesey-fitzgerald, 1973).

Chez l'éléphant de savane, la quantité d'écorces consommées varie en fonctions des saisons et de la disponibilité des ressources. Plusieurs études démontrent que la consommation de feuillage de ligneux ou de plantes herbacées est privilégiée quand ceux-ci sont abondants alors que la consommation des écorces d'arbres serait plus fréquente en milieu et fin de saison sèche (Ihwagi *et al.* 2012, Seloana *et al.* 2018). La consommation d'écorces servirait alors d'aliment de soudure lors des périodes de disette durant lesquelles la qualité nutritionnelle de la végétation herbacée décroît fortement (Georgiadis and McNaughton, 1990). Cette hypothèse est soutenue par des analyses de la composition nutritionnelle des écorces consommées par l'éléphant montrant un contenu en fibres et en composés azotés stable tout au long de l'année (Wanderi, 2007) faisant de l'écorce une source de protéines fiable permettant de maintenir un ratio fibres/protéines adéquat (Laws *et al.*, 1970).

Pour l'éléphant de forêt, les raisons exactes de ce comportement prêtent encore à débat. Peu d'études se sont penchées sur les tenants et aboutissants de l'écorcement dans les forêts d'Afrique centrale. Il est très probable que la composition et la structure des écorces jouent un rôle dans le choix des essences ciblées à l'instar de l'éléphant de savane (Ihwagi *et al.* 2012).

Ngama (2018) suggère un usage médicinal de certaines écorces semblable à celui des populations humaines. L'éléphant consommerait alors l'écorce de certains arbres pour se débarrasser de certains parasites ou encore pour faciliter une digestion laborieuse.

Notons aussi qu'il est fréquent de trouver des boules d'écorce préalablement mâchées sur le sol forestier (Foguekem *et al.*, 2011). Ces observations suggèrent que l'éléphant s'intéresse parfois plus aux composés et sucres présent dans les écorces qu'à la matrice fibreuse (Löyttyniemi & Mikkola 1980, Short 1981).

1.2.3 Conséquences de l'écorcement

Les conséquences de l'écorcement sont nombreuses, autant pour l'arbre écorcé que pour la structure et la composition de la forêt. Alors que les répercussions directes sont souvent bien connues et plus facilement prédictibles, les conséquences sur le long terme sont plus délicates à prévoir et peuvent varier d'une situation à l'autre.

1.2.3.1 Du point de vue de l'arbre

L'écorcement d'un arbre endommage le phloème et le cambium et expose le xylème, augmentant ainsi la vulnérabilité du pied écorcé aux parasites, aux pathogènes et au feu (Beuchner & Dawkins, 1961). L'exposition du xylème mène aussi souvent à la pourriture du bois mis à nu (Laws et al. 1975). Dans le cas d'un anneau d'écorcement complet (sur toute la circonférence de l'arbre), le parcours de la sève est interrompu causant bien souvent la mort de l'individu écorcé (Vanaraj 2001, Fullman & Child 2013).

En général, l'écorcement diminue la durée de vie des pieds endommagés (Putz Milton, 1983 ; Franklin *et al.*, 1987 ; Hennon, 1995 ; Schoonenberg *et al.*, 2003). C'est particulièrement vrai pour l'éléphant de savane qui induit une forte mortalité pouvant aller de 2% à 10% pour certaines espèces (Duffy *et al.*, 2002 ; Löyttyniemi & Mikkola 1980 ; Vanak *et al.*, 2012 ; O'Connor, 2017). Ces derniers consomment également le bois de certaines essences, provoquant parfois la chute de l'arbre (Weyerhaeuser., 1985). Cet impact diminue généralement lorsque la taille de l'individu augmente et lui permet de mieux résister aux dommages (Sheil et Salim, 2004).

Les conséquences directes de l'écorcement en forêt d'Afrique centrale par l'éléphant de forêt sont quant à elles moins connues. Son effet sur la composition et la structure végétale semblerait moins destructeur que pour son homologue de savane (Cardoso *et al.*, 2020). White (1992) a attribué seulement 0,01% de la mortalité des tiges dépassant 10 cm de diamètre à l'éléphant de forêt contre les 1 à 2% de mortalité naturelle (Hladik, 1982 ; Reitsma, 1988).

1.2.3.2 Du point de vue de la forêt

Les conséquences de l'écorcement sur le faciès des milieux boisés ont largement été étudiées en savane (Boundja & Midgley, 2009 ; Hiscocks, 1999 ; Ihwagi, 2010 ; Teren *et al.*, 2016 ; Morrison *et al.*, 2016 ; Duffy *et al.*, 2002). Cependant, l'impact de l'écorcement de l'éléphant de forêt sur son milieu reste encore relativement inexploré (White, 1992).

Il a été plusieurs fois reporté que les deux espèces d'éléphant ciblent les pieds les plus larges pour en consommer l'écorce (Sheil & Salim, 2004 ; Boundja, 2009 ; Ssali *et al.*, 2013). White (1992) a observé que les arbres possédant un diamètre inférieur à 30 cm n'étaient que très rarement écorcés. La mort de certains gros arbres accélérerait la dynamique forestière en créant et maintenant des ouvertures dans la canopée et un état de forêt secondaire préféré par l'éléphant (Cardoso *et al.*, 2020). Ces ouvertures, plus lumineuses, permettent aux strates inférieures de développer une végétation plus proche du sol qui est accessible alors pour d'autres herbivores (Kohi *et al.*, 2011). Cet afflux de lumière permettrait aussi le recrutement de plantules d'espèces héliophiles. (Blake *et al.*, 2009).

En préférant l'écorce de certaines essences, l'éléphant modifie la composition des communautés floristiques, notamment en favorisant l'installation d'essences présentant des défenses physiques ou chimiques (Höft & Höft, 1995)

1.2.4 Réponse des espèces ligneuses face à l'écorcement

Afin de faire face à la menace que peut représenter l'éléphant, les espèces ligneuses peuvent adopter différentes stratégies pour augmenter leurs chances de survie, avant et/ou après les dommages. Sheil et Salim (2004) ont décrit quatre types de réponses face aux attaques d'éléphant : l'évitement, la répulsion, la résistance et la résilience.

Évitement

L'évitement des dégâts peut se faire de deux manières, temporelle ou spatiale. La première consiste en une croissance rapide durant les stades les plus vulnérables de la vie de l'individu (Janzen 1971). Cette stratégie convient particulièrement aux espèces à croissance rapide qui passeront rapidement de l'état de graine au stade adulte ou leur taille et leur résistance leur permettront de mieux supporter les dégâts (Poulsen *et al.*, 2013 ; Osuri *et al.* 2016).

L'évitement spatial prend place principalement chez les espèces qui, comme certains *Ficus* passent au moins une partie de leur vie de manière épiphyte. Elles se maintiennent alors hors de portée de l'éléphant durant les premiers stades de vie ou tout au long de celle-ci (Sheil & Salim, 2004, Bakker *et al.*, 2016).

Répulsion

La répulsion reprend deux grands types de mécanisme : physique et chimique.

La répulsion physique se résume le plus souvent au port d'aiguilles et d'épines sur les rameaux ou le tronc de l'individu. White (1992) et Sheil & Salim (2004) ont observé que les espèces présentant ces protections pendant une partie ou toute leur vie n'étaient pas soumises à l'écorcement.

La répulsion chimique s'opère chez les espèces qui synthétisent des composés toxiques ou désagréables dans l'écorce, la sève ou les feuilles (Sheil & Salim, 2004 ; Buechner & Dawkins 1961 ; Bryant *et al.*, 1992). Ces composés peuvent aussi être émis à l'air libre sous forme de composés organiques volatiles (VOC) dégageant un profil d'odeur particulier (Stutz *et al.*, 2016). Dans certains cas, ceux-ci sont émis suite à une première attaque afin de décourager et repousser d'autres attaques potentielles (Andersen *et al.*, 1994).

Résistance

Le mécanisme de résistance est le plus souvent en lien avec la morphologie des arbres. Ainsi, la présence de contreforts permet de rendre l'écorcement plus fastidieux, de garder les dégâts et les risques de pourriture loin du bois de cœur (Sheil & Salim, 2004), d'augmenter la surface d'écorce dans la zone sensible et finalement d'éviter les anneaux d'écorcement complets (White 1992). Il en va de même pour les racines échasses et les empattements dans une moindre mesure. (Sheil, 2004)

La structure de l'écorce ainsi que la manière dont elle se détache du tronc impacte grandement l'ampleur des écorcements (White, 1992 ; Malan & van Wyk, 1993). Les pieds ayant une écorce se détachant en lanière présentent des dommages sur une hauteur significativement supérieure par rapport aux pieds présentant des écorces cassantes (White, 1992).

Résilience

Une espèce résiliente montrera une capacité de cicatrisation accrue. Certaines essences comme le *Petersianthus macrocarpus*, une espèce très fréquemment écorcée, montrent une capacité

impressionnante de régénération de l'écorce. Celle-ci se fait alors depuis de nombreux points du bois dénudé (White, 1992).

De ces quatre stratégies, la résilience et l'évitement sont les plus ponctuelles (Sheil & Salim, 2004). Elles sont plus adaptées pour des espèces à croissance rapide comme les espèces pionnières. Par contre, la répulsion et la résistance conviennent mieux aux essences à croissance plus lente, tolérant l'ombrage et plus enclines à investir des ressources sur le long terme (Sheil & Salim, 2004 ; Wells 1976, Coley et al. 1985, Loehle 1987, van der Meijden et al. 1988).

1.3 Objectifs

La réduction globale des populations africaines d'éléphants modifie la dynamique des écosystèmes forestiers. Afin de préserver au mieux le couvert forestier et sa diversité ainsi que permettre une stabilisation (voire une expansion) des populations d'éléphants, il est dès lors primordial de mieux cerner les relations liant l'animal à son environnement végétal.

Dans ce contexte, l'objectif général de ce mémoire est de comprendre les facteurs influençant l'écorcement d'essences ligneuses par l'éléphant de forêt d'Afrique. Celui-ci se décline en cinq objectifs spécifiques : (i) Déterminer l'évolution des fréquences d'écorcement dans le temps ; (ii) Identifier les variables environnementales influençant les fréquences d'écorcement ; (iii) Caractériser les espèces dont l'écorce est préférées par l'éléphant ; (iv) Etablir une possible corrélation entre état sanitaire du tronc et écorcement et (v) Décrire le comportement et la technicité d'écorcement de l'éléphant de forêt au pied d'arbres fréquemment écorcés.

2 Matériel et Méthodes

Ce chapitre présente les travaux de terrain réalisés. Il s'attarde d'abord sur la zone d'étude où ont eu lieu les recherches en décrivant sa situation, son climat, sa faune et sa flore, pour ensuite détailler les expérimentations effectuées pour répondre à chacun des cinq sous-objectifs.

2.1 Zone d'étude

Cette étude se déroule au sein du Parc National de la Lopé (PNLopé) situé au centre du Gabon, en Afrique Centrale. Les données ont été collectées aux environs de la station d'étude des gorilles et chimpanzés (SEGC) installée dans le nord du parc (-0.2N, 11.6E.) (Figure 2).

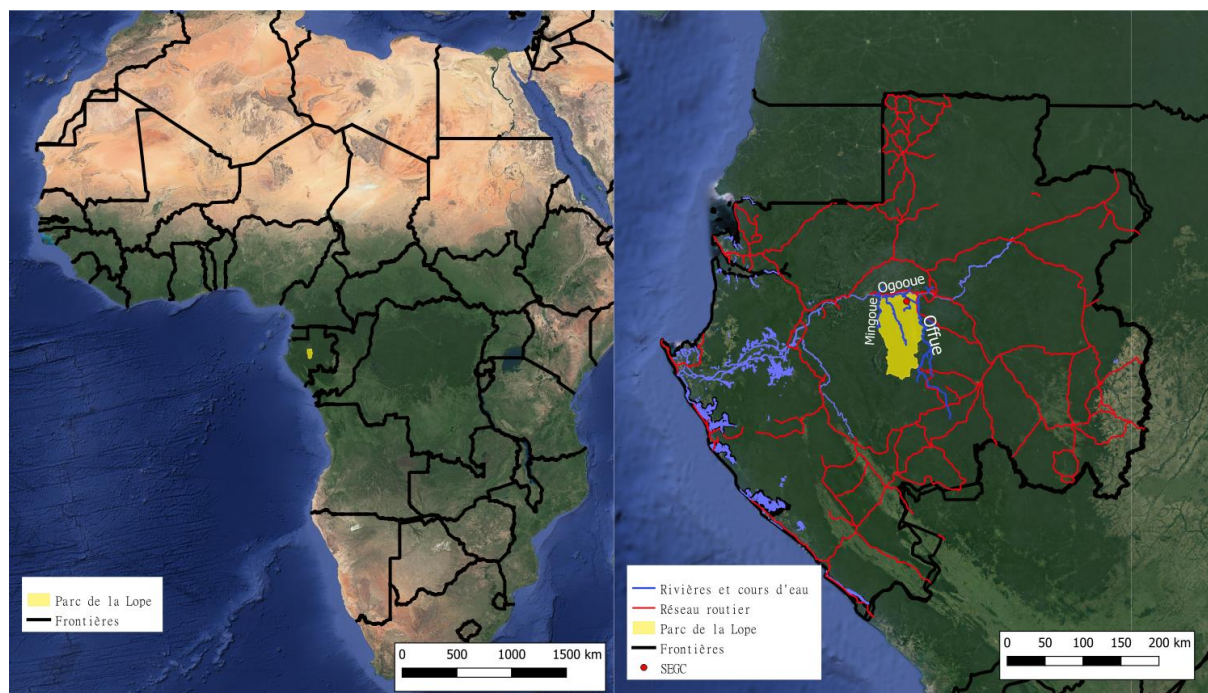


Figure 2 : Localisation du Parc National de la Lopé et de la station d'étude des gorilles et chimpanzés. Fond de carte : Google Earth (Google, 2021)

Le PNLopé couvre une superficie d'environ 5000 km². Il est délimité à l'est et à l'ouest par deux rivières, la Mingoué et l'Offoué respectivement. Le fleuve de l'Ogooué constitue la limite nord à partir de laquelle le parc s'étend vers le sud sur environ 120 km.

La SEGC, située à une altitude de 280m à 10,5km au sud de l'Ogooué, est incluse dans un paysage caractérisé par une mosaïque de forêts et de savanes. Jusque dans les années 60, l'exploitation de l'okoumé (*Aucoumea klaineana*) y était pratiquée. Depuis sa création en 1983 par Caroline Tutin et Michel Fernandez, la SEGC est un site de recherche pour de nombreux domaines tels que l'écologie, l'écoéthologie, l'archéologie ou encore la botanique.

2.2 Climat

Le Gabon bénéficie d'un climat équatorial bimodal avec deux saisons « sèches », respectivement de juin à octobre pour la grande saison sèche et de mi-décembre à mi-février pour la petite saison sèche (qui est en réalité juste une péjoration des précipitations). Entre ces deux périodes s'intercalent les deux saisons des pluies prenant place durant le printemps et l'automne boréal (Figure 3).

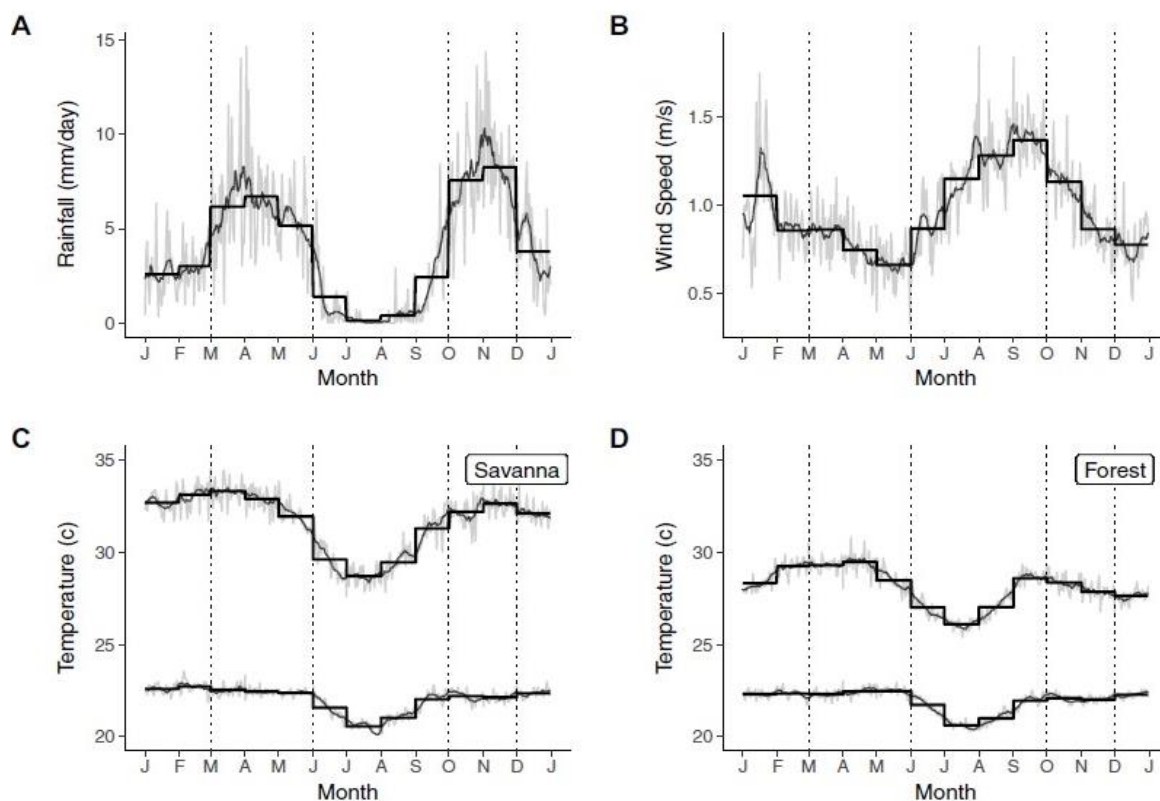


Figure 3 : Pluviométrie (1984-2018) (A) Vitesse du vent (2012-2016) (B) température en savane (2002-2018) (C) et température en forêt (1984-2018) (D) prélevées à la SEGC. Les lignes grises représentent les moyennes journalières. Les fines lignes noires représentent la moyenne hebdomadaire. Les lignes épaisses noires représentent la moyenne mensuelle. Les lignes verticales correspondent à la transition entre saison sèche et saison des pluies (Bush et al., 2020).

La moyenne des maxima et minima journaliers est respectivement de 28,1°C (+/- 2,2 SD) et 21,9°C (+/- 1,1 SD) pour les zones forestières et 31,6°C (+/- 2,9 SD) et 22,0°C (+/- 1,2 SD) pour les zones de savane (Bush et al., 2020).

C'est durant la grande saison sèche que les températures sont les plus basses. Ceci est la conséquence des courants marins froids provoquant un épais couvert nuageux venant de l'ouest. Ce couvert prévient le dessèchement de la végétation et occulte une partie du rayonnement solaire permettant ainsi à la forêt de persister dans le temps malgré les faibles précipitations. À cette insolation faible s'ajoute des taux d'humidité constamment supérieurs à 70% diminuant l'évapotranspiration (White, 1992).

La zone du Parc National de la Lopé présente le climat le plus sec du Gabon. Cela est dû principalement à l'effet de "foehn" qui survient lorsque l'air maritime passe au-dessus des Monts du Chaillu. Les précipitations se déversent alors sur le versant Ouest et laissent le versant Est, où se situe le PN Lopé, plus sec. Les précipitations annuelles moyennes de la zone étudiée pour la période de 1984 à 2018 sont de 1466mm (+/- 201 SD), soit presque deux fois moindre que les précipitations enregistrées à Libreville pour la même période. Ces conditions particulières font de la Lopé la région la plus sensible aux variations climatiques du Gabon (White & Abernethy, 1996).

2.2.1 Végétation

De nombreuses unités de végétation se retrouvent au sein du PN Lopé. De la savane à la forêt mature en passant par les forêts galeries bordant les cours d'eau ou encore les jeunes forêts

colonisatrices. *White (1992)* y a dénombré 20 types de forêt différents. La diversité d'habitats se fait la plus importante dans la région nord-est du parc où forêts et savanes se rejoignent en une mosaïque très particulière sur une superficie d'environ 300 km².

Les zones de savanes, pauvres en espèce ligneuses, sont dominées par la végétation herbacée formée par *Pobeguinea arrecta* parfois co-dominante avec *Andropogon pseudapricus*, *Hyparrhenia diplandra* ou *Schizachyrium latyphyllum*. Parsemées au sein de la matrice herbacée se rencontrent des espèces buissonnantes telles que *Nauclea latifolia*, *Crossopteryx febrifuga*, *Sarcocephalus esculentus*, *Bridelia ferruginea*, *Psorospermum febrifugum* et *Psidium guineense* (Descoings, 1974; Fontes, 1978; Wilks, 1990). Ces taches de savanes sont entrecoupées de forêts galeries longeant les cours d'eau, de jeunes forêts colonisatrices, de forêts à Marantacées et de forêts matures.

Les origines de ce paysage hétérogène ont longtemps porté à débat. Aubreville (1967) et Nicolas (1971) défendent une origine paléoclimatique alors que Descoings (1974) et Fontes (1978) plaident pour l'intervention passée de l'homme.

L'hypothèse aujourd'hui acceptée est une association des deux. Les savanes constitueraient une relique du Pléistocène. Durant cette période plus sèche la forêt aurait été remplacée localement par la savane. Cette dernière aurait ensuite été maintenue par les feux de brousse régulièrement boutés par l'homme à des fins cynégétiques.

Aujourd'hui, les agents des eaux et forêts s'occupent de brûler annuellement les savanes afin de prévenir la recolonisation des espaces ouverts par la forêt et préserver ce paysage si particulier (*Oslisly et White, 2000*).

Dans la zone d'étude, cinq principaux types de forêts sont à distinguer : les forêts colonisatrices, les forêts monodominantes à okoumé, les jeunes forêts à Marantacées, les forêts mixtes à Marantacées et les forêts matures. Ces cinq faciès correspondent aux différentes étapes de la colonisation des milieux ouverts par la forêt dans le centre du Gabon (*Cuni Sanchez et al. 2016*).

Les forêts colonisatrices se caractérisent par une canopée ouverte composée d'espèces héliophiles telles que l'okoumé, l'ozouga (*Sacoglottis gabonensis*) ou encore l'azobé (*Lophira alata*).

Les jeunes forêts monodominantes à okoumé se distinguent par une canopée très largement dominée par l'okoumé.

Les jeunes forêts à Marantacées sont également composées majoritairement d'okoumés mais la strate herbacée y est couverte par les Marantacées et les Zingibéracées dans les zones de chablis.

Les forêts mixtes à Marantacées diffèrent par une diversité d'espèces ligneuses plus importante mélangée avec une végétation plus basse et une strate herbeuse toujours dominée par les Marantacées et les Zingibéracées.

Finalement, les forêts matures présentent une grande abondance d'espèces de la famille des Fabaceae, des Olacaceae et des Myristicaceae (*Oslisly et White, 2000*). Elles présentent une végétation typique des forêts pluviales avec un grand nombre d'arbres de taille importante formant une canopée continue et une végétation de sous-bois clairsemée formée principalement d'arbustes et de lianes tolérants à l'ombrage (*Abernethy and White, 2015*).

2.2.2 Faune

Grâce à sa grande diversité d'habitats, le PNLOpé présente une diversité faunistique remarquable.

Le parc possède la plus forte concentration d'Afrique d'éléphants de forêt, de gorilles des plaines de l'Ouest (*Gorilla gorilla gorilla*), de chimpanzés (*Pan troglodytes*) et de mandrills (*Mandrillus sphinx*) (Moumaneix and Nkombe, 2017). À cela s'ajoute une diversité ornithologique exceptionnelle comportant, en 1997, 369 des 675 espèces alors connues au Gabon (Jedrusik et al., 2015).

Zone cruciale pour la conservation de nombreuses espèces, le PN Lopé est un lieu idéal pour étudier leur écologie et leurs interactions avec le milieu. Ces espèces ont d'ailleurs bénéficié depuis l'installation du parc d'une forte attention de la part des chercheurs. Ainsi, l'écologie des éléphants de forêt y a notamment été largement étudiée (White, 1992 ; D'Aspremont Lynden, 2020 ; Bush et al., 2020 ; Cardoso et al. 2020) et une habitude des petits singes y est pratiquée depuis de nombreuses années.

2.2.3 Topographie

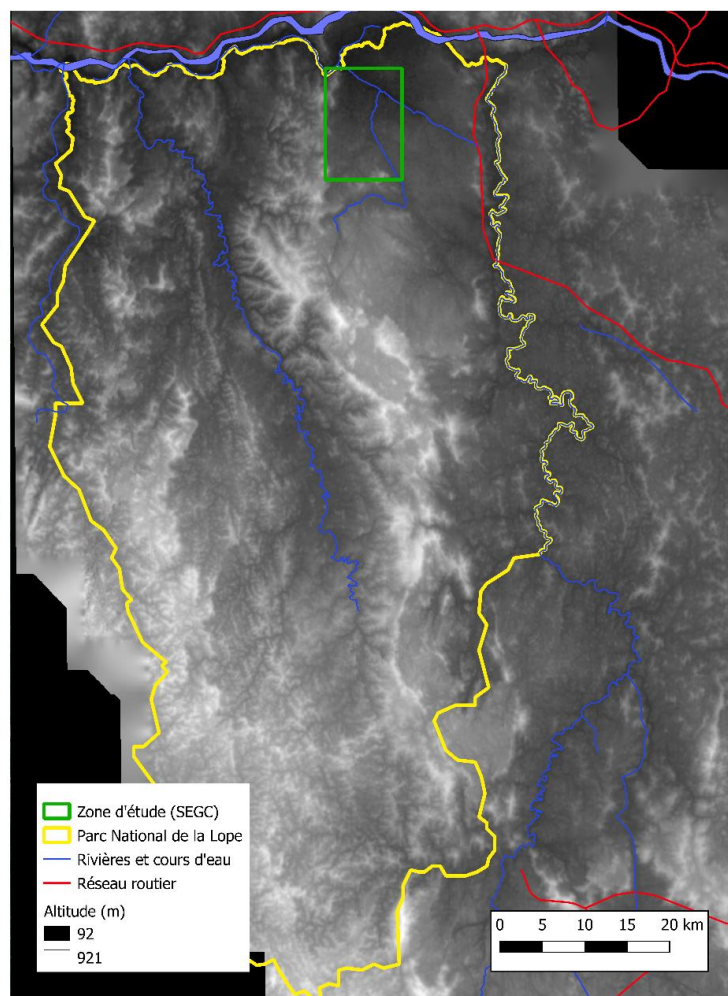


Figure 4 : Topographie de la zone d'étude

Le PN Lopé se trouve au sein du massif du Chaillu. La partie centrale de la zone d'étude de la SEGC est constituée de collines légèrement vallonnées enclavées au milieu d'autres profils plus accidentés. Elle est entourée à l'Est et à l'Ouest par des crêtes montagneuses, au nord par le versant nord de l'Ogooué plus abrupte, et au sud par des collines à pente raides (Martin et al, 1981).

2.3 Méthode

2.3.1 Évolution de la fréquence d'écorcement dans le temps

Pour identifier les espèces écorcées et leur fréquence d'écorcement, deux transects ont été parcourus. Afin de quantifier l'évolution des fréquences d'écorcement par l'éléphant au cours du temps, ils correspondent à ceux inventoriés par White en 1992.

Les deux transects ont une longueur de cinq kilomètres. Chaque pied d'au moins 10 cm de diamètre à hauteur de poitrine a été inventorié sur une bande de 2,5m de part et d'autre des transects. Les pieds d'au moins 70 cm de diamètre à hauteur de poitrine ont quant à eux été inventoriés sur une bande de 25m de part et d'autre des transects.

Les transects sont remesurés tous les 5 ans par l'équipe de recherche de la station. Par conséquent les données sur le Dbh², la hauteur, l'espèce ainsi que l'emplacement de chaque arbre étaient déjà disponibles.

La base du tronc de chaque arbre a été observée afin de détecter de potentielles marques d'écorcement. Ont été considérées comme marques d'écorcement toute zone du tronc, située en dessous de 5 mètres, dont l'écorce est absente et qui présente des traces de défenses au niveau de l'écorce ou du bois.

Les arbres montrant ces marques ont été identifiés à l'aide du *tag* présent sur le tronc et l'ampleur des dégâts d'écorcement a été mesurée comme suit :

- La circonférence écorcée a été définie comme la somme de la longueur de chaque surface écorcée rapportée sur un même plan horizontal à une hauteur d'un mètre trente (Cfr. fig. 5). Dans le cas de déformation à la base du tronc (contreforts, empattements, racines échasses, ...), la mesure s'est effectuée au-dessus des déformations.
- La hauteur de l'écorcement a été définie comme la somme de la hauteur de chaque surface écorcée rapportée sur un même plan vertical (Cfr. fig. 5).

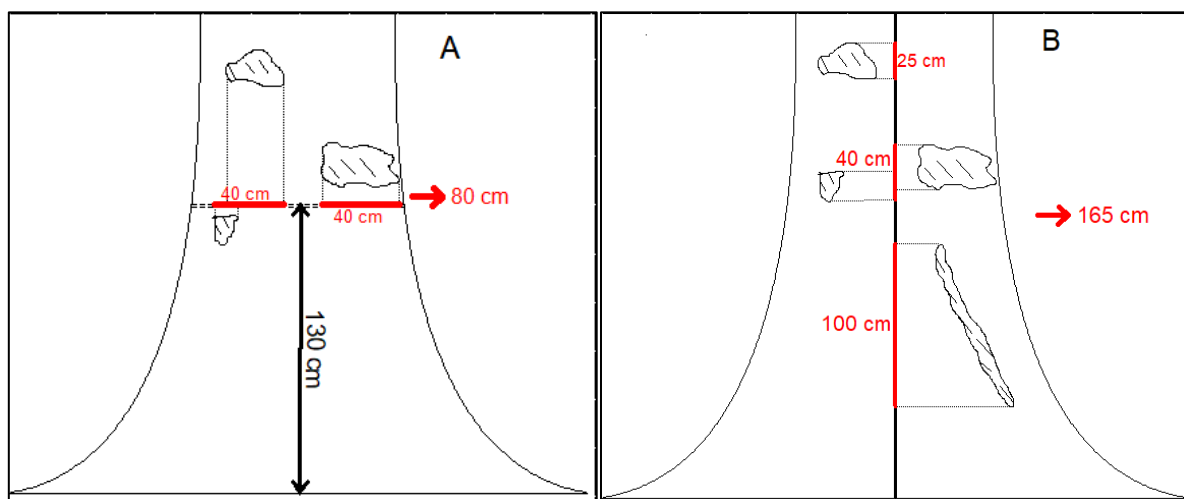


Figure 5 : Mesure de la circonférence écorcée (A) et de la hauteur écorcée (B)

² Diamètre à hauteur de poitrine, mesuré à 1,30m depuis le niveau du sol. Dans le cas où des déformations (racines échasses, contreforts,) du tronc dépassent cette hauteur, le Dbh a été mesuré au-dessus des dites déformations.

Pour les deux périodes d'inventaire, l'ensemble des individus ont été repris dans une table contenant, pour chaque arbre, les données suivantes : Tag unique, nom latin de l'espèce, diamètre à hauteur d'homme, hauteur de la tige, nom du transect, présence/absence d'écorcement et le cas échéant la circonférence ainsi que la hauteur d'écorcement.

Dans le cas où l'arbre mesuré présentait d'importants contreforts ou d'autres déformations à la base du tronc, le diamètre a été mesuré au-dessus de ces déformations.

2.3.2 Identification des variables environnementales influençant l'écorcement

Afin de déterminer si certaines variables environnementales peuvent influencer la probabilité d'écorcement par l'éléphant de forêt, 24 parcelles ont été parcourues afin d'y identifier les individus écorcés.

Ces parcelles ont été sélectionnées pour représenter la diversité de végétation au sein du paysage, en se basant sur une série de parcelles permanentes préexistantes (figure 6).

Pour chaque individu présentant des marques d'écorcement, l'ampleur des dégâts a été mesurée comme expliqué au point 2.4.1.

Sur base de la carte de végétation produite par Lee White (1994) (*Cfr. fig. 6*), le type de végétation correspondant a été attribué à chaque parcelle. Par ailleurs, à partir d'un modèle numérique de terrain, la pente et l'altitude ont été obtenues pour chaque parcelle. Enfin, à partir des coordonnées GPS correspondant aux centres des parcelles inventoriées et des cartographies disponibles pour la zone d'étude, plusieurs variables ont été considérées aux alentours de chaque parcelle à l'aide d'un *buffer*: la longueur cumulée des routes, des pistes d'éléphant et des cours d'eau ainsi que le nombre de salines³. La largeur du *buffer* a été définie pour chaque variable en fonction de la performance du modèle généré (*Cfr* part. 1.2.2).

De plus, la surface terrière cumulée des arbres « à éléphant » a été attribuée pour chaque parcelle. Les arbres à éléphant ont ici été définis comme les arbres dont le fruit répond au syndrome mégafaunique, soit dépassant une taille moyenne de 7cm de long ou de large à maturité. (Yumoto *et al.*, 1995 ; Guimarães *et al.*, 2008)

Au total, ce sont sept variables qui ont été attribuée à chaque parcelle.

³ Clairière forestière humide riche en sel minéraux.

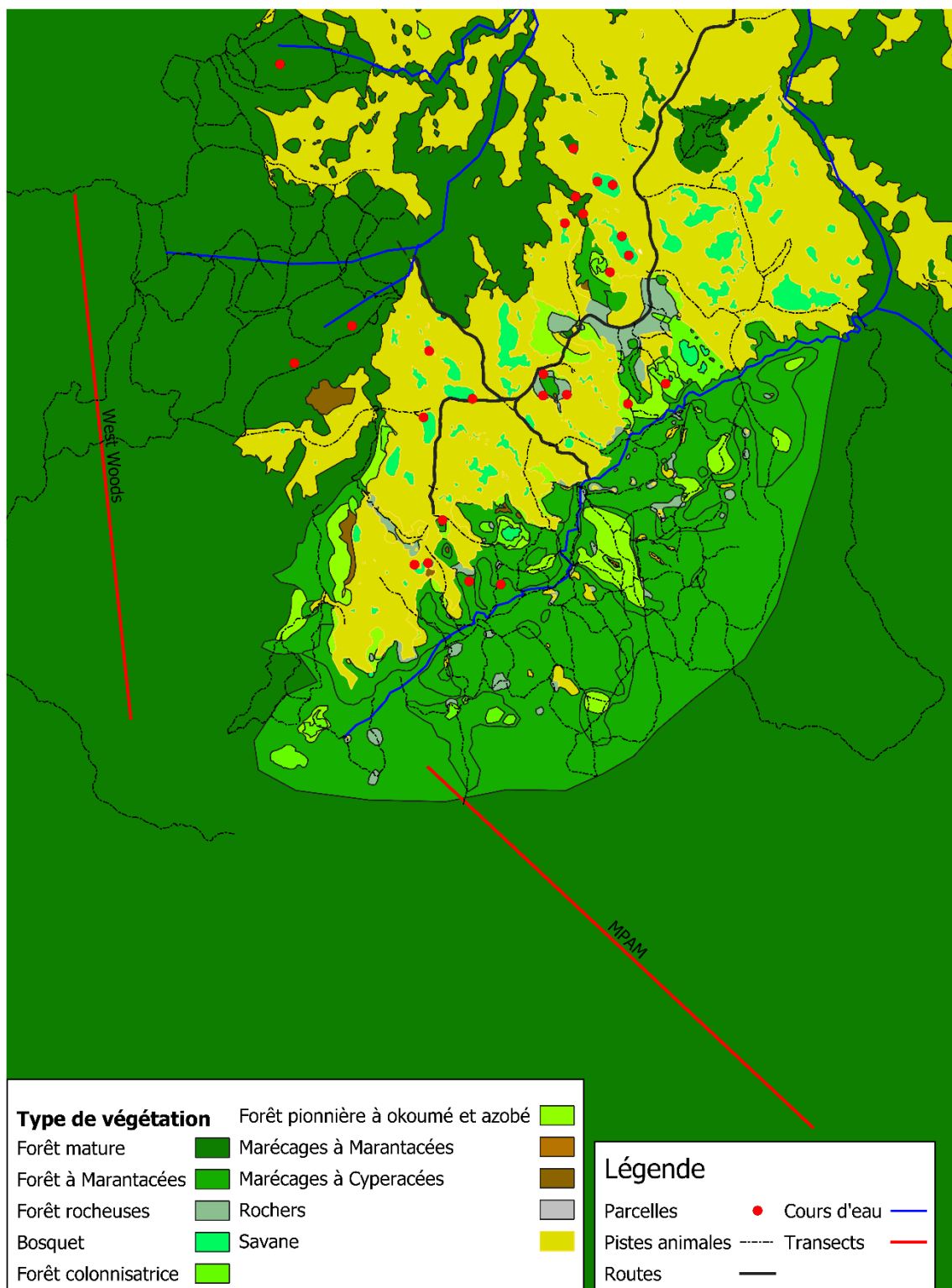


Figure 6 : position des parcelles et transects inventoriés sur la carte de végétation de White (1994).

2.3.3 Caractérisation des pieds écorcés par l'éléphant

Un ensemble de caractéristiques a été compilé pour chaque espèce inventoriée dans les parcelles et les transects. Ces caractéristiques sont reprises dans le tableau 1. Les types de rhytidome et de forme du tronc ont été définis selon les catégories de Letouzey (1982) (fig. 7 et fig. 8).

Tableau 1 : Liste et description des caractères spécifiques compilés dans la base de données.

Paramètres	Description	Source
Espèce	Le nom binomial de l'espèce selon la classification APG3	Rejou-Mechain et al (2017)
Famille	La famille botanique selon la classification APG3	Rejou-Mechain et al (2017)
Couleur tranche	Couleur que présente la tranche de l'arbre lors de sa coupe selon la liste suivante. Blanc, brun, brun clair, crème, jaune, orange, rose et rouge.	Wilks & Issembe (2000), Observations personnelles
Aspect de la tranche	Aspect de la tranche : Amorphe, granuleuse, fibreux.	Wilks & Issembe (2000), Observations personnelles
Epaisseur d'écorce	Valeur moyenne de l'épaisseur d'écorce en mm.	Wilks & Issembe (2000), Observations personnelles
Exsudat	Présence ou non d'un exsudat. Oui / Non.	Wilks & Issembe (2000), Observations personnelles
Couleur de l'exsudat	En cas d'exsudat, description de sa couleur selon la liste suivante. Blanc, brun, crème, jaune, rouge, translucide.	Wilks & Issembe (2000), Observations personnelles
Odeur particulière	Présence ou non d'une odeur caractéristique de l'espèce. Oui/Non	Wilks & Issembe (2000), Observations personnelles
Type d'odeur	En cas d'odeur caractéristique, la description de celle-ci selon les catégories suivantes. Ail/oignon pourri, désagréable, légumineuse, mentholée, parfumée, poivrée, résineuse et autre.	Wilks & Issembe (2000), Observations personnelles
Ecologie	Description de l'environnement privilégiés pour l'espèce selon les catégories suivantes.	Wilks & Issembe (2000)

	Bordure des savanes, forêts secondaires, forêts marécageuses, vieilles forêts, ubiquistes	
Taille du fruit	Taille moyenne du fruit mature en cm	Wilks & Issembe (2000)
Type de tronc/tige	Forme de la tige selon les catégories suivantes : cylindrique, empattements, cannelé, liane, racine échasse et contreforts (figure 7)	Wilks & Issembe (2000), Letouzey (1982), Observations personnelles
Aspect du rhytidome	Description du rhytidome 8 : rugueux, lisse, fissuré, écailleux, lenticellé, crevassé et présence de fissures fines (figures 8)	Letouzey (1982), Observations personnelles.
Consommation du fruit par l'éléphant	Présence des graines du fruit dans les fèces d'éléphant pour la zone d'étude. Oui/Non	White (1992).

Ces caractéristiques ont été obtenues dans l'ouvrage de référence « Guide pratique d'identification : Les arbres de la guinée équatoriale » (Wilks & Issembe, 2000) lorsque cela était possible. Pour les essences non présentes dans l'ouvrage de référence, l'aspect, la couleur et l'odeur de la tranche, le type de tronc et le rhytidome du tronc ainsi que l'épaisseur de l'écorce ont été observés sur le terrain. Dans ce cas, la tranche était effectuée à l'aide d'une petite lame en inox sur une surface avoisinant 15 cm² à une hauteur d'un mètre trente lorsque cela était possible en évitant les contreforts et racines échasses éventuels. L'odeur potentielle était ensuite immédiatement identifiée. L'observation de l'exsudat ainsi que l'aspect général de la tranche s'effectuait trente secondes après son ouverture.

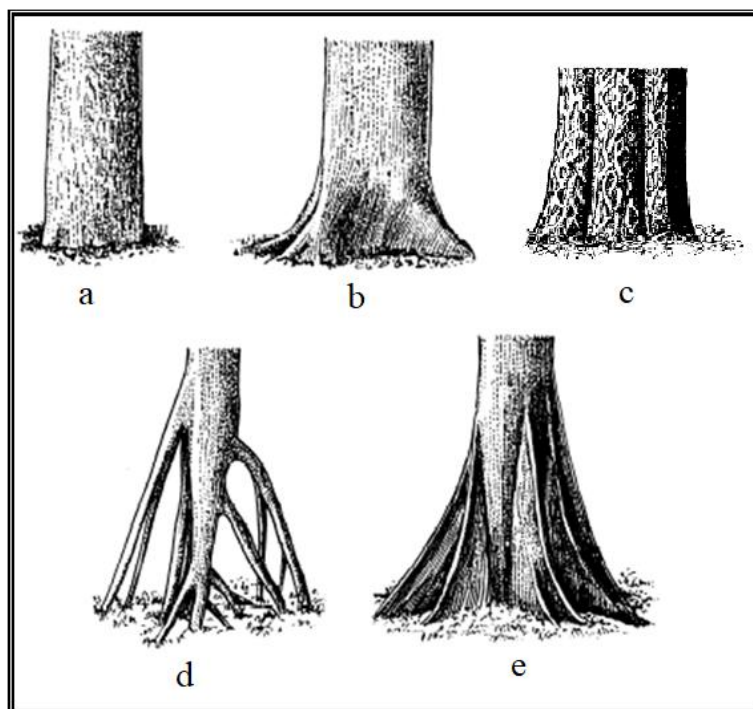


Figure 7 : Catégories de tronc observées selon Letouzey (1982). (a) cylindrique, (b) Empattement, (c) cannelé, (d) À racine échasse, (e) À contrefort.

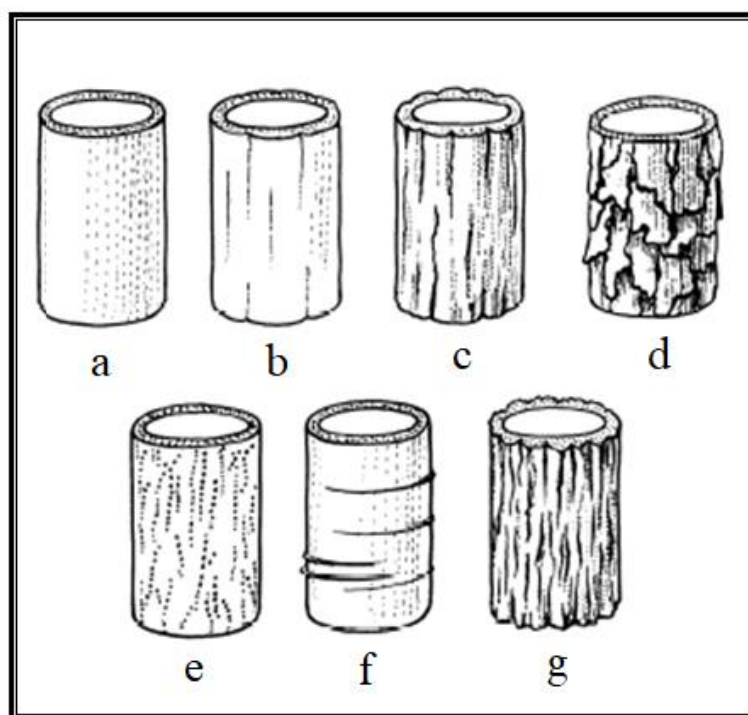


Figure 8 : Catégories de rhytidome observées selon Letouzey (1982). (a) Lisse, (b) Fissuré longitudinalement, (c) Légèrement rugueux, (d) Ecailleux, (e) Lenticellé, (f) Plissé horizontalement, (g) Crevassé.

La mesure de l'épaisseur d'écorce a été effectuée à l'aide d'un mesureur d'écorce sur quatre points répartis systématiquement autour du tronc à une hauteur d'un mètre trente. Les quatre points étaient placés de manière à éviter les contreforts et racines échasses. La moyenne des quatre mesures a ensuite été calculée. Si la présence de plusieurs pieds d'une même espèce le permettait, les mesures d'écorce ont été prélevées sur quatre points de quatre pieds différents. La moyenne de ces quatre mesures a alors été gardée comme caractéristique de l'espèce pour la zone d'étude.

Le Dbh de l'ensemble des individus inventoriés a été obtenu au préalable comme décrit au point 2.5.1.

Afin de déterminer si la variabilité intraspécifique de l'épaisseur d'écorce influençait la probabilité d'écorcement, l'épaisseur d'écorce d'individus de quatre espèces a été mesurée. Ces quatre espèces sont *Sacoglottis gabonensis*, *Tetrapleura tetraptera*, *Irvingia gabonensis* et *Pentaclethra macrophylla* pour 28, 19, 29 et 24 individus respectivement.

2.3.4 Influence de l'écorcement sur l'état sanitaire.

Afin d'évaluer l'influence de l'écorcement sur la vitalité des arbres, sept espèces ont été sélectionnées sur base des critères suivants : (i) un minimum de 15% de l'effectif inventorié écorcé; (ii) au moins quinze individus devaient être présents et accessibles dans la zone d'étude. Ces espèces sont : le dabéma (*Piptadeniastrum africanum*), l'engona (*Pentaclethra eetveldeana*), le mubala (*Pentaclethra macrophylla*), l'ozouga (*Sacoglottis gabonensis*), l'andok (*Irvingia gabonensis*), le nkouarsa (*Tetrapleura tetraptera*) et le mambodé (*Detarium macrocarpum*).

Tous les pieds de chacune de ces espèces situés dans les parcelles et transects ont été identifiés et localisés au préalable à l'aide de la base de données de la station. À ces individus se sont rajoutés de manière opportuniste les pieds rencontrés lors d'autres expéditions sur le terrain.

Après avoir défini sa position GPS et lui avoir attribué un identifiant unique, l'état sanitaire de chaque pied rencontré a été évalué à l'aide d'un indice (IndSan, voir ci-après), la présence de traces d'écorcement (oui/non) a été notée et le cas échéant l'ampleur de celles-ci a été mesurée (longueur x hauteur- Cfr. Fig. 5 point 2.3.1).

Concernant l'état sanitaire, Il est difficile d'appliquer les méthodes communément utilisées en forêt tempérée, comme la méthode DEPEFEU (Nageleisen, 2005) ou ARCHI (Drénou *et al.*, 2011) car elles reposent sur l'observation du houppier et/ou de la structure de la couronne. En forêt tropicale, la complexité structurale de la forêt ne permet que rarement une bonne observation de la couronne des arbres. En conséquence, afin d'obtenir des estimations rapides de l'état de chaque pied depuis le sol, l'indice sanitaire mis au point dans cette étude se base sur l'observation du tronc et plus particulièrement sur la présence de pathogènes, de dégâts au tronc ou encore de galeries d'insectes xylophages visibles (Boa, 2003).

Cet indice se base sur la cotation de 8 critères en utilisant une échelle de 0 à 4. Une valeur de « 0 » correspond à la situation la plus favorable tandis qu'une valeur de « 4 » indique une situation très défavorable. L'indice final, baptisé « IndSan » correspond à la moyenne des différents critères et varie par conséquent lui aussi de 0 à 4.

Les 8 critères ainsi que la description des 5 attributs possibles pour chacun d’eux sont repris dans le tableau 2.

Tableau 2 : Description des critères et attributs de l’indice IndSan

<i>Critères</i>	<i>Description des attributs de chaque critère</i>
<i>Champignons</i>	<p>0 = Pas de trace de mycélium</p> <p>1 = Un type de mycélium présent sur une zone de 100cm²</p> <p>2 = Un type de mycélium présent sur plusieurs zones de 100cm²</p> <p>3 = Plusieurs types de mycélium présents de zone de 100cm²</p> <p>4 = Plusieurs types de mycélium présents sur plusieurs zones de 100cm²</p>
<i>Xylophage</i>	<p>0 = Pas de galeries visibles,</p> <p>1 = Une ou deux galeries visibles espacées de moins de 10cm</p> <p>2 = Entre deux et cinq galeries visibles</p> <p>3 = Entre cinq et dix galeries visibles</p> <p>4 = Plus de dix galeries visibles</p>
<i>Suintement</i>	<p>0 = Pas de suintement notable</p> <p>1 = Un point de suintement peu abondant</p> <p>2 = Deux points de suintement peu abondant ou un point très abondant</p> <p>3 = Plus de deux points de suintement peu abondant ou deux très abondants</p> <p>4 = Plus de deux points de suintement très abondants</p>
<i>Sciure blanche</i>	<p>0 = Absence de sciure blanche sur ou à la base du tronc</p> <p>1 = Un point du tronc présentant de la sciure blanche</p> <p>2 = Deux points rapprochés présentant de la sciure blanche</p> <p>3 = Moins de 5 points écartés présentant de la sciure blanche</p> <p>4 = Plus de 5 points présentant de la sciure blanche en abondance</p>
<i>Décollement (Ecorce)</i>	<p>0 = Pas de décollement notable,</p> <p>1 = Léger décollement de l’écorce mettant à nu le xylème en un point</p> <p>2 = Deux à trois points de décollement couvrant moins de 1000cm²</p> <p>3 = Décollement total couvrant entre 1000cm² et 5000cm² tout en restant inférieur à la moitié de la circonférence.</p> <p>4 = Décollement total couvrant plus de la moitié de la circonférence du tronc</p>
<i>Pourriture</i>	<p>0 = Pas de trace de pourriture sur la base du tronc,</p> <p>1 = Présence d’une petite zone (+/- 10cm²) de pourriture sur le tronc</p>

	2 = Deux petites zones de pourriture sur le tronc, ou une moyenne (+/- 20cm ²)
	3 = Total de la surface de pourriture atteignant 0,5 m ²
	4 = Pourriture de 100% du pourtour du tronc ou de l'entièreté du cœur
<i>Branches brisées</i>	0 = Pas de branches brisées,
	1 = Deux à trois branches intermédiaires brisées (<10 % de la couronne)
	2 = Deux à trois grosses branches brisée (<25 % de la couronne)
	3 = Plus de trois grosses branches brisées (<50 % de la couronne)
	4 = Majorité des grosses branches brisées (> 50% de la couronne)
<i>Tronc fissuré</i>	0 = Tronc intact en apparence
	1 = Fine ligne discontinue dans le xylème
	2 = Petites fractures de moins de 30 cm de long
	3 = Fracture intermédiaire entre 30 cm et 3m de long
	4 = Tronc fissuré sur plus de 3 m de haut ou brisé sur la longueur

2.3.5 Description de la technicité d'écorcement par l'éléphant de forêt

Afin de décrire la technicité d'écorcement des arbres par l'éléphant de forêt, 30 pièges photographiques (Digital scouting camera, SG2060-X, Bolymedia Communication) ont été disposés au pied de 16 arbres d'espèces fréquemment écorcées.

Les pièges photographiques, placés de manière à positionner le tronc dans le centre du cône de vision, ont été installés à une distance allant de 3 à 6 m de l'arbre. Dû à l'imposante taille de l'éléphant, une distance au tronc plus grande a été favorisée lorsque cela était possible. Les appareils ont été placés à hauteur de genou (+/- 30 cm du sol) depuis le sol. Ils ont été inclinés légèrement vers le haut afin de cibler une hauteur de deux mètres sur le tronc. Les pièges étaient réglés de manière à enregistrer des vidéos de 30 secondes lors de chaque détection de mouvement. Les pièges sont restés actifs entre le 15 mars et le 18 mai 2021, soit 95 jours en saison des pluies.

Afin d'obtenir une meilleure visualisation de la scène, les caméras étaient disposées par paires pour 14 des 16 arbres suivis. Seuls deux arbres n'étaient équipés que d'une seule caméra. Lorsque cela était possible, chaque paire était positionnée de manière à viser la face de l'arbre la plus écorcée et à former un angle de 60° entre les deux caméras, centré sur le tronc. Dans le cas contraire, les deux pièges ont été positionnés de part et d'autre du tronc avec un angle avoisinant les 180° afin de couvrir la surface du tronc la plus grande possible.

Les pieds étudiés appartenaient aux espèces suivantes *Baillonella toxisperma* (4 individus), *Bobgunnia fistuloides* (2 individus, une seule caméra), *Parkia bicolor* (2 individus), *Lecaniodiscus cupanioides* (1 individu), *Detarium macrocarpum* (4 individus), *Panda oleosa* (2 individus), *Cylicodiscus gabonensis* (1 individu).

2.4 Analyse

2.4.1 Évolution de la fréquence d'écorcement dans le temps

Pour les inventaires de 1992 et 2021, la fréquence d'écorcement de chaque espèce a été calculée comme le rapport des pieds présentant des marques d'écorcement sur le nombre total de pieds inventoriés de l'espèce.

La fréquence d'écorcement, toutes espèces confondues, a ensuite été calculée pour les quatre modalités (deux transects x deux dates : MPAM (Ma piste à moi) en 1992, MPAM en 2021, WW (WestWood) en 1992 et WW en 2021).

La surface terrière totale de chaque modalité a été calculée de la façon suivante :

$$G = \sum (D_{130}/2)^2 * \pi$$

Avec

G = La surface terrière cumulée pour l'échantillon

D₁₃₀ = Le diamètre du tronc mesuré à 1,30 m du sol.

La richesse spécifique a été définie comme le nombre d'espèces différentes rencontrée dans le dispositif.

Afin de marquer la préférence pour chaque espèce, le taux de préférence développé par Malan et van Wyk (1993) a été utilisé :

$$PRe = PU / PA$$

Où

PRe = Le taux de préférence pour l'espèce

PU = Le pourcentage d'utilisation ; $PU = 100 \times (n_{ec} / N_{ec})$

PA = Le pourcentage de disponibilité ; $PA = 100 \times (n_{Tot}/N_{Tot})$

Pour lesquels ;

n_{ec} = Le nombre d'individus de l'espèce écorcés.

N_{ec} = Le nombre total d'individus écorcés dans les relevés.

n_{Tot} = Le nombre total d'individus de l'espèce échantillonnés.

N_{Tot} = Le nombre total d'individus échantillonnés dans les relevés.

Un taux de préférence supérieur à 1 impliquera la présence d'une préférence pour l'espèce définie.

Un taux de préférence inférieur à 1 indiquera qu'il n'y a pas de préférence pour celle-ci.

Le taux de préférence ainsi obtenu prend en compte la fréquence d'écorcement ainsi que la taille de l'échantillon et le nombre total d'individus écorcés dans l'échantillon. Ce taux permet ainsi de comparer des inventaires dont l'effort d'échantillonnage est différent.

2.4.2 Identification des variables environnementales explicatives de l'écorcement

Un sous-échantillon des arbres inventoriés dans les parcelles a été sélectionné afin de ne considérer que les individus d'espèces écorcées dans la suite des analyses. Cette manipulation permet de diminuer le bruit apporté par la grande proportion d'individus d'espèces non-appétente.

Afin de déterminer la possible incidence des facteurs environnementaux sur la probabilité d'écorcement toute espèce confondue, la méthode d'analyse suivante a été appliquée :

Un modèle linéaire généralisé binomial *stepwise* prédisant la probabilité d'écorcement a été généré en reprenant l'ensemble des 7 variables : la pente (%), l'altitude (m), les longueurs cumulées de routes, de pistes d'éléphant et de rivières aux alentours (Km), le nombre de salines aux alentours (N), la surface terrière d'arbre « à éléphants » présent dans la parcelle et le type de végétation.

Le modèle ainsi généré permet d'exclure les variables apportant peu de poids au modèle pour ne conserver que les plus significatives.

Chaque variables significatives ont fait l'objet d'un modèle linéaire généralisé binomial afin de représenter visuellement l'effet de chacune d'entre elles sur la probabilité d'écorcement.

Chaque modèle généré pour les variables continues a été reporté sur un graphique reprenant en axe X la variable quantitative et en axe Y la probabilité d'écorcement.

La fréquence d'écorcement a été calculée par type de végétation selon la formule suivante pour l'ensemble des individus :

$$F_i = n_i / N_i * 100$$

Où :

i = Type de végétation

F_i : Fréquence d'écorcement

n_i : Nombre d'individus écorcés

N_i : Nombre total d'individus

2.4.3 Caractérisation des pieds écorcées par l'éléphant

Un sous-échantillon des arbres inventoriés dans les parcelles a été sélectionné afin de ne considérer que les individus d'espèces écorcées dans la suite des analyses. Cette manipulation permet de diminuer le bruit apporté par la grande proportion d'individus d'espèces non-appétente.

Afin de déterminer la possible incidence des facteurs environnementaux sur la probabilité d'écorcement toute espèce confondue, la méthode d'analyse suivante a été appliquée :

Un modèle linéaire généralisé binomial *stepwise* prédisant la probabilité d'écorcement a été généré en reprenant l'ensemble des 14 variables : famille, ordre, couleur de la tranche, aspect de la tranche, présence d'un exsudat, couleur de l'exsudat, présence d'odeur, type d'odeur, aspect du rhytidome, type de tronc, consommation du fruit par l'éléphant, caractère de l'espèce, épaisseur d'écorce spécifique et taille du fruit à maturité. Ce type de fonction permet d'isoler les

variables apportant le plus de poids au modèle et d'exclure une à une les variables les moins intéressantes. Le poids de chaque variable a été déterminé à l'aide de l'AIC.

Ensuite, les préférences attribuées à chaque caractère des variables discrètes ainsi conservées ont été calculées de la manière suivante :

Le taux de préférence développé par Malan et van Wyk (1993) a été utilisé :

$$PR_c = PU / PA$$

Où

PR_c = Le taux de préférence pour le caractère définis.

PU = Le pourcentage d'utilisation ; $PU = 100 \times (n_{ec} / N_{ec})$

PA = Le pourcentage de disponibilité ; $PA = 100 \times (n_{Tot} / N_{Tot})$

Pour lesquels ;

n_{ec} = Le nombre d'individus écorcés présentant le caractère

N_{ec} = Le nombre total d'individus écorcés dans les relevés

n_{Tot} = Le nombre total d'individus échantillonnés présentant le caractère

N_{Tot} = Le nombre total d'individus échantillonnés dans les relevés

Les variables continues conservées par le modèle *stepwise* ont fait l'objet d'un modèle linéaire généralisé binomial afin de représenter visuellement l'effet de chacune d'entre elles sur la probabilité d'écorcement.

L'influence du Dbh sur la probabilité d'écorcement a fait l'objet d'un modèle linéaire généralisé binomial.

Afin de modéliser l'influence de la variabilité intraspécifique de l'épaisseur d'écorce de *S.gabonensis*, *T.tetraptera*, *I.gabonensis* et *P.macrophylla* sur la probabilité d'écorcement, un modèle linéaire généralisé a été produit par espèce ainsi que pour les quatre espèces confondues.

2.4.4 Influence de l'écorcement sur l'état sanitaire.

Un modèle linéaire généralisé binomial a été établi entre l'indice IndSan et la probabilité d'écorcement pour chaque espèce ainsi que toutes espèces confondues.

Pour les espèces présentant une relation significative entre la probabilité d'écorcement et IndSan, un modèle *stepwise* prédisant la probabilité d'écorcement par l'ensemble de 8 critères d'IndSan a été généré. Le modèle *stepwise* a permis d'isoler les critères apportant le plus de poids pour chaque espèce testée.

2.4.5 Description de la technicité de l'écorcement par l'éléphant de forêt

Les images enregistrées par les pièges photographiques ont été visionnées et classées à l'aide du logiciel Timelapse (Greenberg & Godin., 2015).

Les détections montrant un ou plusieurs éléphants ont été identifiées et traitées de la manière suivante :

Les individus observés ont été comptés, sexés (mâle, femelle, indéterminé) et classés par catégorie d'âge (juvénile, sub-adulte, adulte) lorsque l'observation le permettait. Les observations

dépendantes ont été regroupées en évènements indépendants. Deux observations étaient considérées dépendantes lorsque celles-ci étaient espacées dans le temps de moins de 30 minutes. Pour chaque évènement, le nombre d'individus a été défini comme le maximum d'individus observables sur une même vidéo sur l'ensemble de l'évènement.

Les évènements comportant un ou plusieurs individus consommant l'écorce de l'arbre ciblé ont été identifiés.

La technicité de l'écorcement a ensuite été décrite de manière qualitative en reprenant chaque comportement arboré par l'animal dans l'ordre d'apparition.

Les analyses statistiques ont été faites sur RStudio 1.3.1093 (RStudio, PBC) à l'aide des packages suivants : « dplyr » ; « ggplot2 ». La mise en forme des tableaux a nécessité l'utilisation des logiciels Excel 2013 et RStudio 1.3.1093 (RStudio, PBC). Le traitement cartographique a été exécuté sur Rstudio 1.3.1093 (RStudio, PBC) à l'aide des packages suivants : « Sp », « Sf », « raster », « gdalUtils », « units » et « lwgeom ». L'ensemble des figures a été produit sur RStudio 1.3.1093 (RStudio, PBC).

3 Résultats

Ce chapitre expose les résultats repris par objectifs en commençant d'abord par une présentation générale avant de décrire plus en détail les modèles et tableaux produits. Evolution de la fréquence d'écorcement dans le temps

3.1.1 Evolution des fréquences d'écorcement

La surface inventoriée par transect correspond à 2,5 ha pour les arbres d'au moins 10 cm de Dbh et 25 ha pour les pieds d'au moins 70 cm de Dbh

Le tableau 3 synthétise les caractéristiques observées par transect.

Tableau 3 : Taille totale de l'échantillon (nombre d'individus), surface terrière cumulée, nombre total d'individus écorcés, proportion d'individus écorcés, richesse spécifique, nombre d'espèces écorcées ainsi que la proportion d'espèces écorcées sur les deux transects (MPAM = Ma Piste à Moi, WW = WestWood) en 1992 et 2021

	Taille de l'échantillon	Surface terrière (m ²)	Nb écorcés	% écorcés	Richesse spécifique	NB Sp écorcées	% Sp écorcées
MPAM92	1313	274,4	38	2,9	113	21	18,6
MPAM21	1106	209,9	46	4,2	106	27	25,5
WW92	1243	302,1	26	2,1	148	14	9,5
WW21	1203	325,9	20	1,7	160	16	10,0

Entre 1992 et 2021, tous transects confondus, les effectifs ont régressé de 2556 à 2309 individus et la surface terrière de 576,5 m² à 535,8 m². Pour MPAM, la proportion d'individus écorcés a augmenté de 44% depuis 1992. A l'inverse, WW montre une réduction de la proportion d'écorcement de 21%. Du côté des espèces écorcées, une diversification des espèces touchée s'est opérée pour les deux transects. Tout transects confondus, le nombre total d'individus écorcés est passé de 64 à 66 et le nombre total d'espèces écorcées est passé de 32 à 36. Les annexes 2 à 5 reprennent l'ensemble des espèces inventoriées, par année et par transect.

3.1.2 Evolution des espèces ciblées

Les tableaux 4 et 5 présentent les espèces écorcées en 1992 et/ou en 2021 pour MPAM et WW respectivement.

Les 5 espèces présentant le plus grand nombre d'individus écorcés par l'éléphant de forêt en 1992 sont respectivement *Cola lizae* (6), *Pentaclethra macrophylla* (3), *Piptadeniastrum africanum* (3), *Scottelia coriacea* (3) et *Dacryodes buettneri* (3) sur MPAM et *Petersianthus macrocarpus* (5), *Pentaclethra eetveldeana* (5), *Amphimas ferrugineus* (4), *Scyphocephalum ochocoa* (2) et *Afzelia sp.* (2) sur WW.

En 2021, les 5 espèces les plus écorcées sont *Pentaclethra eetveldeana* (6), *Pentaclethra macrophylla* (4), *Irvingia gabonensis* (4), *Piptadeniastrum africanum* (3) et *Scottelia coriacea* (2) sur MPAM et *Petersianthus macrocarpus* (2), *Scyphocephalum ochocoa* (2), *Scorodophloeus zenkeri* (2), *Strombosiosis tetranda* (2) et *Baillonella toxisperma* (1) sur WW.

De 1992 à 2021, 19 espèces anciennement écorcées n'ont pas été trouvées avec des traces récentes d'écorcement. A l'inverse, 23 nouvelles espèces font leur apparition dans la liste des essences ciblées par l'éléphant.

Il convient de rester prudent lors de l'interprétation des tendances car certaines espèces sont représentées par des effectifs très réduits. En considérant les deux transects simultanément et les espèces représentées par au moins 30 individus à l'une des deux périodes, les espèces plus prisées autrefois seraient : *D.buettneri* (9,1%), *D.dendo* (3,6%), *D.zenkeri* (3,2%), *X.quintasii* (3,2%). A l'inverse les espèces plus prisées au moment de l'étude seraient : *P.macrophylla* (19,2%) *K.gabonensis* (9,4%), *S.tetrandra* (5,5%), *L.alata* (2,7%), *S.ochocoa* (3,6%) et *C.lizae* (1,2%).

Tableau 4 : Espèces écorcées le long du transect MPAM en 1992 (92) et 2021 (21), NbTot = nombre d'individus inventoriés, NbEc = nombre d'individus écorcés, Frequ = Fréquence d'individus écorcés, Pref = Taux de préférence
Les préférences marquées en vert montrent une augmentation de 1992 à 2021, celles marquée en rouge une diminution. Evolution = évolution des effectifs entre 1992 et 2021. Les pourcentages marqués en vert montrent une augmentation de 1992 à 2021, ceux marqués en rouge une diminution

Espèce	NbTot92	NbEc92	Frequ92	Pref92	NbTot21	NbEc21	Frequ21	Pref21	Evolution
<i>Cola lizae</i>	194	6	0,03	1,07	172	2	0,01	0,28	-11,34
<i>Pentaclethra macrophylla</i>	30	3	0,10	3,46	13	4	0,31	7,40	-56,67
<i>Piptadeniastrum africanum</i>	7	3	0,43	14,81	4	3	0,75	18,03	-42,86
<i>Scottellia coriacea</i>	25	3	0,12	4,15	23	2	0,09	2,09	-8
<i>Xylopia quintasii</i>	95	3	0,03	1,09	58	1	0,02	0,41	-38,95
<i>Dacryodes buettneri</i>	33	3	0,09	3,14	30	0	0,00	0,00	-9,09
<i>Detarium macrocarpum</i>	3	2	0,67	23,04	2	1	0,50	12,02	-33,33
<i>Trichoscypha acuminata</i>	12	2	0,17	5,76	11	0	0,00	0,00	-8,33
<i>Pentaclethra eetveldeana</i>	18	1	0,06	1,92	12	6	0,50	12,02	-33,33
<i>Lophira alata</i>	96	1	0,01	0,36	75	2	0,03	0,64	-21,88
<i>Ganophyllum giganteum</i>	5	1	0,20	6,91	6	1	0,17	4,01	20
Arbre indéterminé	1	1	1,00	34,55	0	0	0,00	0,00	-100
<i>Aucoumea klaineana</i>	242	1	0,00	0,14	157	0	0,00	0,00	-35,12
<i>Ceiba pentandra</i>	3	1	0,33	11,52	3	0	0,00	0,00	0
<i>Dialium sp</i>	8	1	0,13	4,32	0	0	0,00	0,00	-100
<i>Diospyros dendo</i>	28	1	0,04	1,23	64	0	0,00	0,00	128,57
<i>Diospyros zenkeri</i>	31	1	0,03	1,11	68	0	0,00	0,00	119,35
<i>Parkia bicolor</i>	2	1	0,50	17,28	0	0	0,00	0,00	-100
<i>Pavetta sp</i>	2	1	0,50	17,28	0	0	0,00	0,00	-100
<i>Pseudospondias microcarpa</i>	3	1	0,33	11,52	3	0	0,00	0,00	0
<i>Trichilia prieuriana</i>	28	1	0,04	1,23	16	0	0,00	0,00	-42,86
<i>Irvingia gabonensis</i>	13	0	0,00	0,00	12	4	0,33	8,01	-7,69
<i>Klainedoxa gabonensis</i>	28	0	0,00	0,00	26	2	0,08	1,85	-7,14
<i>Pentadesma butyracea</i>	2	0	0,00	0,00	3	2	0,67	16,03	50
<i>Albizia ferruginea</i>	0	0	0,00	0,00	1	1	1,00	24,04	NA
<i>Barteria fistulosa</i>	14	0	0,00	0,00	3	1	0,33	8,01	-78,57
<i>Desbordesia glaucescens</i>	7	0	0,00	0,00	7	1	0,14	3,43	0
<i>Duboscia macrocarpa</i>	1	0	0,00	0,00	1	1	1,00	24,04	0
<i>Enantia chlorantha</i>	21	0	0,00	0,00	26	1	0,04	0,92	23,81
<i>Eriocoelum macrocarpum</i>	23	0	0,00	0,00	8	1	0,13	3,01	-65,22
<i>Guibourtia tessmannii</i>	1	0	0,00	0,00	1	1	1,00	24,04	0
<i>Heisteria parvifolia</i>	4	0	0,00	0,00	3	1	0,33	8,01	-25
<i>Irvingia grandifolia</i>	3	0	0,00	0,00	3	1	0,33	8,01	0
<i>Klainedoxa trillesii</i>	8	0	0,00	0,00	5	1	0,20	4,81	-37,5
<i>Pterocarpus soyauxii</i>	16	0	0,00	0,00	12	1	0,08	2,00	-25
<i>Pycnanthus angolensis</i>	17	0	0,00	0,00	9	1	0,11	2,67	-47,06
<i>Strombosiaopsis tetrandra</i>	6	0	0,00	0,00	5	1	0,20	4,81	-16,67
<i>Tetrapleura tetraptera</i>	1	0	0,00	0,00	1	1	1,00	24,04	0

Tableau 5 : Espèces écorcées le long du transect WW en 1992 (92) et 2021 (21), NbTot = nombre d'individus inventoriés, NbEc = nombre d'individus écorcés, Frequ = Fréquence d'individus écorcés, Pref92 = Taux de préférence

Les préférences marquées en vert montrent une augmentation de 1992 à 2021, celles marquée en rouge une diminution. Evolution = évolution des effectifs entre 1992 et 2021. Les pourcentages marqués en vert montrent une augmentation de 1992 à 2021, ceux marqués en rouge une diminution

Espèce	NbTot92	NbEc92	Frequ92	Pref92	NbTot21	NbEc21	Frequ21	Pref21	Evolution
<i>Petersianthus macrocarpus</i>	6	5	0,83	39,84	5	2	0,40	24,00	-16,67
<i>Scyphocephalum ochocoa</i>	58	2	0,03	1,65	55	2	0,04	2,18	-5,17
<i>Strombosiaopsis tetrandra</i>	45	0	0,00	0,00	50	2	0,04	2,40	11,11
<i>Scorodophloeus zenkeri</i>	2	0	0,00	0,00	4	2	0,50	30,00	100
<i>Pentaclethra eetveldeana</i>	6	5	0,83	39,84	5	1	0,20	12,00	-16,67
Arbre indéterminé	44	1	0,02	1,09	2	1	0,50	30,00	-95,45
<i>Staudtia kamerunensis</i>	0	0	0,00	0,00	5	1	0,20	12,00	NA
<i>Samanea leptophylla</i>	0	0	0,00	0,00	1	1	1,00	60,00	NA
<i>Piptadeniastrum africanum</i>	4	0	0,00	0,00	2	1	0,50	30,00	-50
<i>Pentaclethra macrophylla</i>	18	0	0,00	0,00	13	1	0,08	4,62	-27,78
<i>Klainedoxa gabonensis</i>	2	0	0,00	0,00	6	1	0,17	10,00	200
<i>Irvingia grandifolia</i>	2	0	0,00	0,00	2	1	0,50	30,00	0
<i>Donella pruniformis</i>	0	0	0,00	0,00	2	1	0,50	30,00	NA
<i>Distemonanthus benthamianus</i>	2	0	0,00	0,00	2	1	0,50	30,00	0
<i>Dacryodes normandii</i>	3	0	0,00	0,00	5	1	0,20	12,00	66,67
<i>Baillonella toxisperma</i>	1	0	0,00	0,00	1	1	1,00	60,00	0
Liane indéterminé	11	4	0,36	17,38	0	0	0,00	0,00	-100
<i>Amphimas ferrugineus</i>	3	2	0,67	31,87	1	0	0,00	0,00	-66,67
<i>Symphonia globulifera</i>	10	1	0,10	4,78	7	0	0,00	0,00	-30
<i>Poga oleosa</i>	1	1	1,00	47,81	0	0	0,00	0,00	-100
<i>Newtonia leucocarpa</i>	2	1	0,50	23,90	1	0	0,00	0,00	-50
<i>Desbordesia glaucescens</i>	20	1	0,05	2,39	21	0	0,00	0,00	5
<i>Cylicodiscus gabunensis</i>	2	1	0,50	23,90	2	0	0,00	0,00	0
<i>Antrocaryon sp</i>	1	1	1,00	47,81	0	0	0,00	0,00	-100
<i>Afzelia sp</i>	1	1	1,00	47,81	0	0	0,00	0,00	-100

3.2 Identification des variables environnementales explicatives de l'écorcement

3.2.1 Ecorcements inventoriés dans les 24 parcelles

Sur l'ensemble des 24 parcelles (19200m²), 1823 pieds ont été inventoriés, dont 28 écorcés par l'éléphant de forêt, soit 1,54%. Le nombre d'individus échantillonnés par parcelle varie de 50 à 135 et le nombre de pieds écorcés de 0 à 4 (tableau 6).

Les 5 espèces les plus représentées, pour 48,5 % de l'effectif total de la communauté végétale, sont *Diospyros dendo*, *Lophira alata*, *Antidesma vogelianum*, *Dichapetalum barteri* et *Aucoumea klaineana* avec 475 (26,1%), 132 (7,2%), 105 (5,8%), 92 (5,1%) et 80 (4,4 %) individus respectivement. Aucune d'entre elles n'est écorcée.

Les trois espèces les plus écorcées sont *Pentaclethra macrophylla*, *Sacoglottis gabonensis* et *Detarium macrocarpum* avec 5, 4 et 2 individus écorcés respectivement.

Tableau 6 : Nombres totaux d'arbres, nombres d'arbres écorcés par parcelle et fréquence d'écorcement (%)

Parcelle	Nombre total	Nombre écorcés	% écorcés
<i>Lac supérieur 1</i>	54	4	7,41
<i>Lac inférieur</i>	52	3	5,77
<i>Aéroport 1</i>	54	2	3,70
<i>Klainedoxa 1</i>	63	2	3,17
<i>Aéroport 2</i>	71	2	2,82
<i>Klainedoxa 2</i>	85	2	2,35
<i>Centroplacus</i>	89	2	2,25
<i>Raphia 2</i>	89	2	2,25
<i>Nictitans-Albigena</i>	50	1	2,00
<i>Tortue Ouest</i>	54	1	1,85
<i>Gd Débardage</i>	64	1	1,56
<i>Tortue Est</i>	68	1	1,47
<i>Klainedoxa 3</i>	71	1	1,41
<i>Guava patch</i>	94	1	1,06
<i>Trois salines</i>	110	1	0,91
<i>Piptadeniastrum</i>	128	1	0,78
<i>Kourou 1</i>	135	1	0,74
<i>Buffle fou</i>	67	0	0,00
<i>Dream</i>	77	0	0,00
<i>Gorille mort</i>	42	0	0,00
<i>Kourou 2</i>	58	0	0,00
<i>Pogonias</i>	56	0	0,00
<i>Raphia 1</i>	89	0	0,00
<i>Septembre</i>	103	0	0,00

3.2.2 Effet des variables environnementales sur l'écorcement

Afin de déterminer la largeur la plus appropriée du *buffer* à considérer autour de chaque parcelle, pour chaque paramètre, différentes valeurs ont été testées par intervalle de 250m à partir de 250 jusqu'à 1500m.

Un modèle a été généré par distance pour les routes, pistes d'éléphant, rivières et salines alentours. Le Tableau 7 compile les p-values obtenues pour chacun de ces modèles.

Seul le nombre des salines dans un rayon de 500 m et la longueur de route cumulées sur 500 et 750m de rayon semblent avoir un effet significatif sur la probabilité d'écorcement. Par conséquent, seul la longueur cumulée de route à 750m de rayon et le nombre de salines à 500m de rayon ont été intégrés au modèle.

. Tableau 7 : P-valeur des modèles générés en fonction de la largeur du buffer. Les valeurs significatives sont marquées en gras.

<i>Distance (m)</i>	<i>Route</i>	<i>Piste</i>	<i>Rivière</i>	<i>Saline</i>
250	0,158	0,132	0,664	0,296
500	0,048	0,431	0,586	0,0271
750	0,032	0,838	0,633	0,525
1000	0,133	0,877	0,510	0,452
1250	0,315	0,850	0,586	0,840
1500	0,333	0,946	0,637	0,846

Sur les 5 variables testées par le modèle *stepwise*, seul la surface terrière d'arbre à éléphant au sein de la parcelle, l'altitude, le nombre de salines à 500m de rayon et la longueur cumulée de routes sur 750m sont significativement corrélés à la probabilité d'écorcement (Tableau 8). Les variables rejetées par le modèle sont : la pente, la longueur cumulée de piste d'éléphant à 250m de rayon et de rivières à 1km de rayon ainsi que le type de végétation.

Tableau 8 : Estimation, erreur standard et p-value des coefficients de chaque variable environnementale explicative de la probabilité d'écorcement. Les p-values significative sont marqué d'un astérisque, les p-values marginalement significatives sont marquées d'un point.

<i>Variable</i>	<i>Estimation</i>	<i>Erreur Standard</i>	<i>p-value</i>
<i>(Intercept)</i>	5,84	3,26	6,53*10 ⁻²
<i>Salines</i>	2,29*10 ⁻¹	1,35*10 ⁻¹	2,72*10 ⁻²
<i>Arbre à éléphant</i>	5,23*10 ⁻⁴	2,60*10 ⁻⁴	6,30*10 ⁻²
<i>Altitude</i>	-2,45*10 ⁻²	1,15*10 ⁻²	1,69*10 ⁻²
<i>Route</i>	-3,07*10 ⁻¹	2,00*10 ⁻¹	1,25*10 ⁻¹

Parmi les modèles conservés, la surface terrière d'arbres à éléphant et le nombre de salines à 500m sont toutes deux positivement corrélées à la probabilité d'écorcement. L'altitude et la longueur de routes cumulée à 750m quant à elles y sont négativement corrélées.

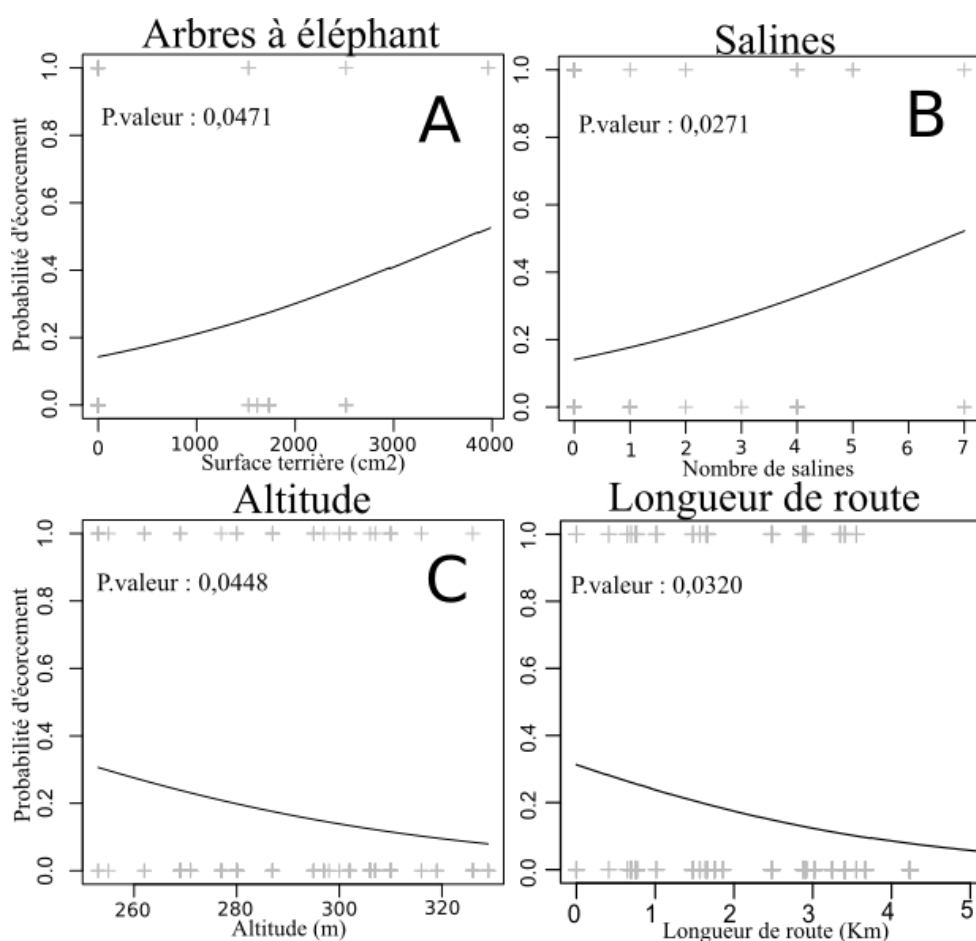


Figure 9: Prédiction de la probabilité d'écorcement en fonction de (A) La surface terrière d'arbres à éléphant au sein de la parcelle, (B) le nombre de salines dans un rayon de 500 m, (C) l'altitude et (D) La longueur de route cumulée à 750m de rayon.

Le tableau 9 reprend la répartition de l'écorcement dans les grands types de végétation présents dans la zone d'étude. Le plus grand nombre d'individus écorcés ainsi que la plus grande proportion d'individus écorcés ont été rencontrés dans les forêts rocheuses, bosquets et les forêts galeries pour respectivement : 5 (2,3%), 11 (1,9%) et 7 (1,7%) individus. Les deux zones présentant le moins d'individus écorcés sont les forêts mûres avec 2 (0,9%), les forêts colonisatrices avec 2 (0,7%) individus et les forêts à Marantacées avec 1 (0,9%) d'individus.

Tableau 9 : Répartition de l'écorcement selon le type de végétation. NbTot = Nombre d'individus total échantillonné dans le type de végétation. NbEc = Nombre d'individus écorcés échantillonnés dans le type de végétation. Frequ = Pourcentage d'individus écorcés dans le type de végétation.

Type de végétation	Bosquet	Forêt mature	Forêt rocheuse	Forêt colonisatrice	Forêt galerie	Forêt à Marantacées
NbTot	576	216	219	299	407	106
NbEc	11	2	5	2	7	1
Frequ (%)	1,9	0,9	2,3	0,7	1,7	0,9

3.3 Caractérisation des pieds écorcés par l'éléphant

3.3.1 Caractères spécifiques

Un total de 221 espèces a été décrit dont 51 à partir d'observations personnelles et 170 depuis l'ouvrage de référence. Durant l'ensemble des inventaires réalisés sur les transects et dans les parcelles 3855 individus appartenant à ces 221 espèces ont été observés. Parmi ceux-ci, 83 pieds ont été observés avec des traces d'écorcement soit 2,1 % des individus.

12 variables discrètes et 2 variables linéaires ont été insérées dans le modèle linéaire généralisé binomial *stepwise*, afin de prédire la probabilité d'écorcement: Famille, ordre, couleur de la tranche, aspect de la tranche, présence d'un exsudat, couleur de l'exsudat, présence d'odeur, type d'odeur, aspect du rhytidome, type de tronc, consommation du fruit par l'éléphant et caractère de l'espèce pour les variables discrètes, taille du fruit mûre et épaisseur d'écorce spécifique pour les variables continues.

Le modèle linéaire généralisé binomial *stepwise* a permis d'identifier parmi elles les sept variables apportant le plus de poids au modèle prédisant la probabilité d'écorcement par individu (Tableau 10). Il s'agit de l'aspect du rhytidome, de la présence d'une odeur particulière sur la tranche, de la catégorie d'odeur, du type de forêt privilégiée par l'espèce, de l'aspect de la tranche, de la taille du fruit mûre et de l'épaisseur d'écorce.

Les variables suivantes ont été rejetées par le modèle : Famille, ordre, couleur de la tranche, présence d'un exsudat, couleur de l'exsudat, type de tronc et consommation du fruit par l'éléphant.

Le tableau 11 reprend, pour chaque valeur des variables discrètes conservées : Le nombre d'individus inventoriés, le nombre d'individus écorcés et le taux de préférence. Les résultats obtenus pour l'ensemble des caractères étudiés sont quant à eux présentés dans l'annexe 1.

La figure 10 illustre les probabilités d'écorcement en fonction du Dbh, de la taille des fruits et de l'épaisseur de l'écorce.

Tableau 10 : Estimation, erreur standard et p-value des coefficients de chaque variable du modèle prédisant la probabilité d'écorcement.

Variable	Valeur	Coefficient		
		Estimation	Err. std	p-value
<i>Rhytidome</i>	<i>Plissé</i>	-4,31	2,01	$3,23 \cdot 10^{-2}$
	<i>Rugueux</i>	5,68	1,64	$5,47 \cdot 10^{-4}$
	<i>Lenticellé</i>	-6,03	1,16	$1,89 \cdot 10^{-4}$
	<i>Lisse</i>	5,23	1,48	$4,18 \cdot 10^{-4}$
	<i>Ecailleux</i>	-5,44	1,46	$2,02 \cdot 10^{-4}$
	<i>Fissuré</i>	-6,53	1,57	$3,29 \cdot 10^{-5}$
<i>Présence d'odeur</i>	<i>Oui</i>	NA	NA	NA
	<i>Non</i>	1,26	$7,69 \cdot 10^{-1}$	$1,01 \cdot 10^{-1}$
<i>Catégorie d'odeur</i>	<i>Mentholée</i>	2,43	1,16	$3,60 \cdot 10^{-2}$
	<i>Ail/Pourri</i>	4,15	1,22	$6,68 \cdot 10^{-4}$
	<i>Parfumée</i>	2,57	1,22	$3,61 \cdot 10^{-2}$
	<i>Légumineuse</i>	1,05	1,28	$4,12 \cdot 10^{-1}$
	<i>Résineuse</i>	NA	NA	NA
	<i>Autre</i>	1,50	5,35	$9,78 \cdot 10^{-1}$
<i>Type de forêt</i>	<i>Forêt secondaire</i>	1,02	1,04	$3,28 \cdot 10^{-1}$
	<i>Vieille Forêt et Forêt secondaire</i>	-1,78	$8,78 \cdot 10^{-1}$	$4,33 \cdot 10^{-2}$
	<i>Vieille Forêt</i>	$7,2 \cdot 10^{-2}$	1,04	$3,28 \cdot 10^{-1}$
<i>Aspect de la tranche</i>	<i>Granuleuse</i>	NA	NA	NA
	<i>Fibreuse</i>	$2,20 \cdot 10^{-1}$	$5,04 \cdot 10^{-1}$	$6,61 \cdot 10^{-1}$
	<i>Amorphe</i>	$3,75 \cdot 10^{-1}$	$6,53 \cdot 10^{-1}$	$5,66 \cdot 10^{-1}$
<i>Taille du fruit mature</i>		$7,67 \cdot 10^{-2}$	$2,55 \cdot 10^{-2}$	$2,61 \cdot 10^{-3}$
<i>Epaisseur d'écorce</i>		$1,23 \cdot 10^{-1}$	$6,38 \cdot 10^{-2}$	$5,34 \cdot 10^{-2}$

Tableau 11 : Tableau récapitulatif des caractéristiques spécifiques préférées par l'éléphant.

Variable	Valeur	N Total	N Ecorcé	Préférence
<i>Rhytidome</i>	<i>Plissé</i>	7	4	26,44
	<i>Rugueux</i>	321	19	2,74
	<i>Lenticellé</i>	257	8	1,44
	<i>Lisse</i>	679	19	1,29
	<i>Ecailleux</i>	1244	26	0,97
	<i>Fissuré</i>	1332	7	0,24
<i>Présence d'odeur</i>	<i>Oui</i>	1833	55	1,39
	<i>Non</i>	2019	28	0,64
<i>Catégorie d'odeur</i>	<i>Mentholée</i>	8	2	17,41
	<i>Ail/Pourri</i>	37	8	15,06
	<i>Parfumée</i>	266	9	2,36
	<i>Légumineuse</i>	587	7	0,83
	<i>Résineuse</i>	568	2	0,25
	<i>Autre</i>	292	1	0,24
	<i>Poivrée</i>	162	0	0,00
	<i>Désagréable</i>	100	0	0,00
<i>Type de forêt</i>	<i>Forêt secondaire</i>	122	13	3,85
	<i>Vieille Forêt et Forêt secondaire</i>	781	25	1,16
	<i>Vieille Forêt</i>	1652	33	0,72
	<i>Forêt humide</i>	10	0	0,00
<i>Aspect de la tranche</i>	<i>Granuleuse</i>	529	16	1,35
	<i>Fibreuse</i>	1744	52	1,33
	<i>Amorphe</i>	1443	15	0,47

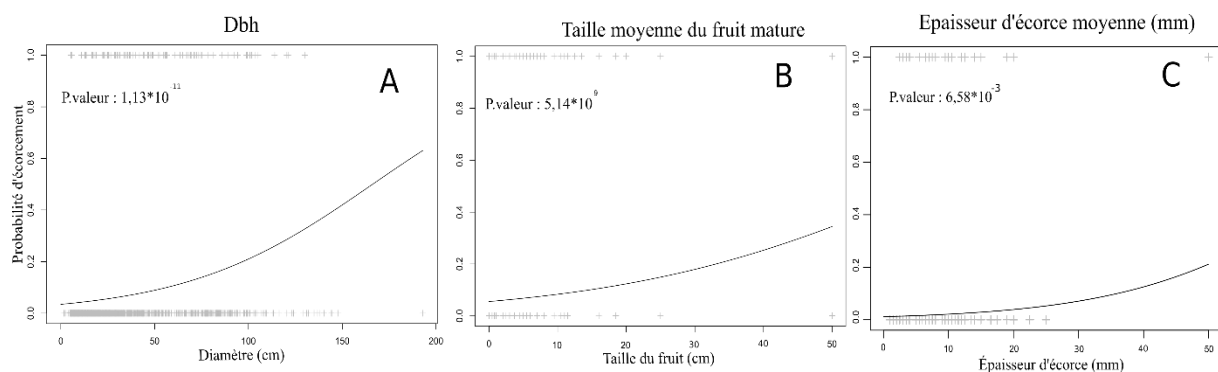


Figure 10 : Probabilité d'écorcement en fonction du Dbh (A), de la taille moyenne du fruit à maturité (B) et de l'épaisseur d'écorce moyenne spécifique (C).

3.3.2 Influence de l'épaisseur intraspécifique de l'écorce

L'échantillon à partir duquel les modèles liant la variation d'épaisseur d'écorce intraspécifique et la probabilité d'écorcement ont été générés contient 29 *Irvingia gabonensis*, 28 *Sacoglottis gabonensis*, 19 *Tetrapleura tetraptera* et 24 *Pentaclethra macrophylla*. Le tableau 12 synthétise les observations de terrains et les compare aux données de Wilks & Issembe (2000).

Tableau 12 : Epaisseur de l'écorce des quatre espèces étudiées (*Irvingia gabonensis*, *Sacoglottis gabonensis*, *Tetrapleura tetraptera* et *Pentaclethra macrophylla*), Moyenne de l'épaisseur d'écorce mesurée pour l'espèce, SD = Ecart type, Minimum de l'épaisseur d'écorce mesurée pour l'espèce (mm), Maximum de l'épaisseur d'écorce pour l'espèce (mm), Nombre d'individus sondés pour l'espèce, Lit. = Valeur moyenne de l'épaisseur d'écorce de Wilks & Issembe, (2000)

	Moyenne	SD	Minimum	Maximum	N Total	Lit.
<i>S.gabonensis</i>	6,86	2,80	2,0	12	28	10
<i>P.macrophylla</i>	8,6	2,52	3,5	15,5	24	10
<i>I.gabonensis</i>	6,22	2,74	3	15	29	10
<i>T.tetraptera</i>	8,34	1,91	5	11	19	6,5

La relation entre l'épaisseur de l'écorce de ces quatre espèces et la probabilité d'écorcement est illustrée à la figure 11. La relation n'est significative que pour *S. gabonensis*.

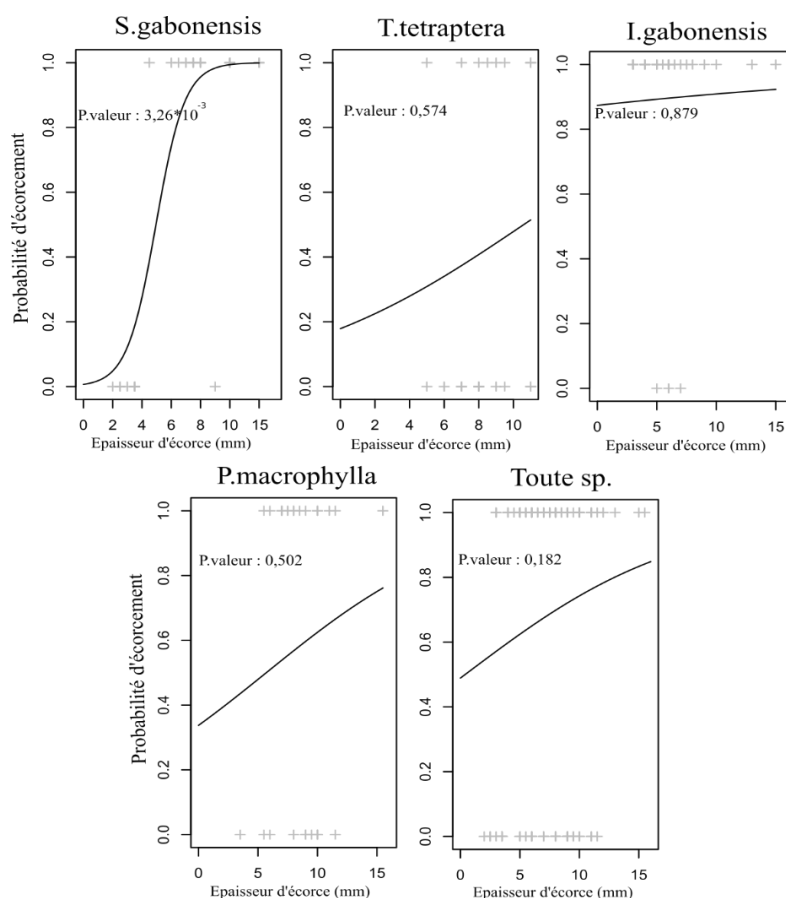


Figure 11 : Probabilité d'écorcement en fonction de l'épaisseur d'écorce par espèce.

3.4 Influence de l'écorcement sur l'état sanitaire.

L'indice IndSan a été appliqué à 170 individus dont 113 présentaient des traces d'écorcement récentes (66,47%).

Bien qu'en théorie l'indice varie entre 0 et 4, ce dernier n'a jamais dépassé la valeur de 2 dans l'échantillon pour une valeur moyenne de 0,83 et un minimum de 0 (Tableau 13).

Tableau 13 : Tableau récapitulatif de l'inventaire sanitaire. Nombre total d'individus inventoriés, Nombre d'individus écorcés. Valeur maximum d'Indsan. Valeur minimum d'Indsan, Valeur moyenne d'Indsan.

Espèce	N Totale	N Ecorcés	Maximum	Minimum	Moyenne
<i>P.eetveldeana</i>	16	7	2	0,87	1,37
<i>P.macrophylla</i>	41	17	1,75	0,31	0,89
<i>D.macrocarpum</i>	16	15	1,44	0,12	0,69
<i>P.africanum</i>	19	18	1,94	0,44	0,98
<i>S.gabonensis</i>	30	22	1,67	0,12	0,71
<i>I.gabonensis</i>	29	26	1,94	0	0,71
<i>T.tetraptera</i>	19	8	0,94	0	0,41
Tout sp.	170	113	2	0	0,83

La figure 12 examine les liens entre la dégradation de l'état sanitaire et la probabilité d'écorcement. Seul les modèles de *P.eetveldeana*, *P.macrophylla* et celui de toutes les espèces confondues sont significatifs (P-valeur < 0,05). Ceux de *D.macrocarpum* et *I.gabonensis* et *P.africanum* sont particulièrement peu significatifs. Notons toutefois que pour ces trois espèces, moins de quatre individus non écorcés ont été inventoriés.

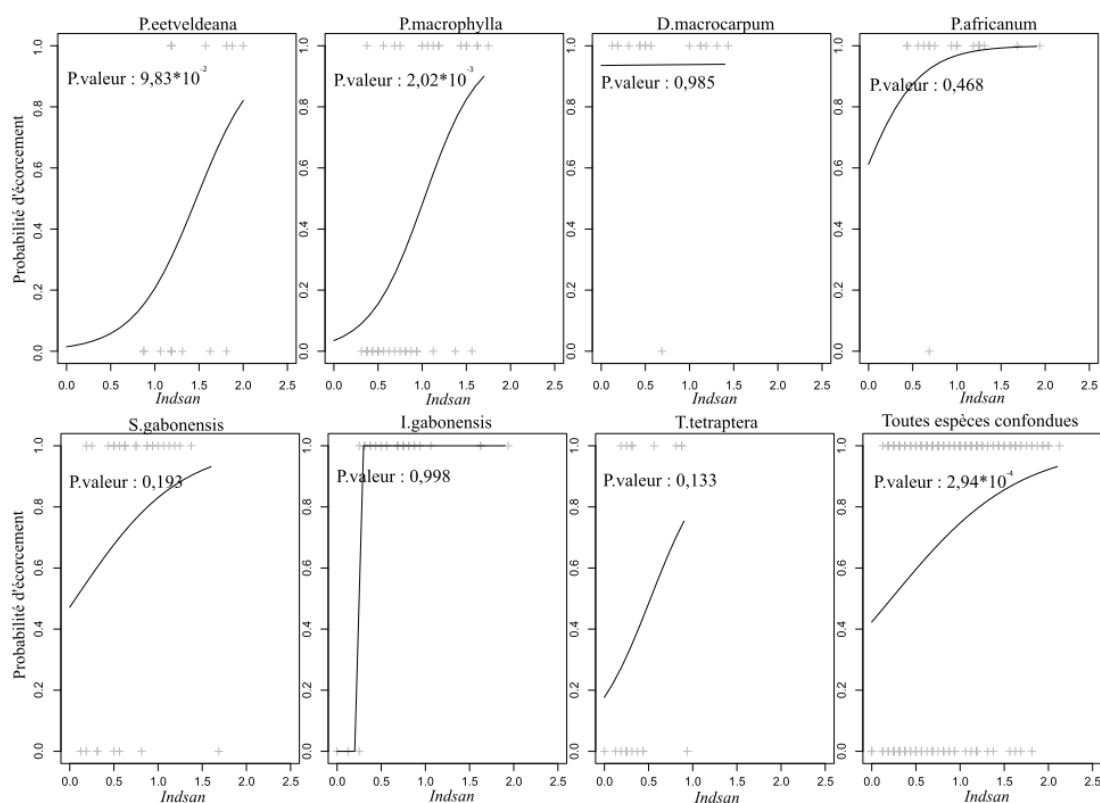


Figure 12 : Prédiction de la probabilité d'écorcement en fonction de l'état sanitaire par espèce.

Parmi les 8 critères composant l'indice IndSan, certains impactent plus fort que d'autres la probabilité d'écorcement par l'éléphant. Le tableau 14 reprend pour *P.macrophylla*, *P.eetveldeana* et toutes les espèces confondues, le résultat du modèle *stepwise* généré entre la probabilité d'écorcement et chaque critère d'IndSan.

Tableau 14 : Estimation, erreur standard et *p*-value des coefficients des variables prédisant la fréquence d'écorcement pour *P.eetveldeana*, *P.macrophylla* et pour toutes espèces confondues.

	Critère	Estimation	Erreur Std	<i>p</i> -value
<i>P.eetveldeana</i>	(Intercept)	-8,74	5,45	1,091*10 ⁻¹
	Décollement de l'écorce	5,77	2,92	4,82*10 ⁻²
	Pourriture du bois	2,54	1,86	1,71*10 ⁻¹
<i>P.macrophylla</i>	(Intercept)	-2,49	0,84	3,13*10 ⁻³
	Pourriture du bois	2,92	0,99	3,06*10 ⁻³
	Fracture du tronc	-1,29	0,7	6,32*10 ⁻²
Toute espèce confondue	(Intercept)	-0,77	0,34	2,29*10 ⁻²
	Pourriture du tronc	1,51	0,29	1,78*10 ⁻⁷
	Fracture du tronc	-1,6	0,32	4,72*10 ⁻⁷
	Sciure blanche	2,33	0,79	3,23*10 ⁻³
	Décollement de l'écorce	0,53	0,26	4,04*10 ⁻²

3.5 Description de la technicité de l'écorcement par l'éléphant de forêt

Les pièges photographiques ont été déployés au pied des arbres écorcés du 15 mars 2021 au 18 mai 2021 représentant un total de 876 caméras.jours.

Sur les 30 pièges photographiques placés, un seul n'a pas été retrouvé et deux ont été endommagés. Les images de ces deux pièges endommagés ont tout de même pu être récupérées. Les dernières détections datent respectivement du 23 et 24 mars.

Un total de 4933 images a été enregistré dont 599 détections d'éléphants pour 219 évènements indépendants.

L'échantillon observé est composé majoritairement de femelles adultes. Suivent les mâles adultes solitaires puis les individus juvéniles et sub-adultes tous sexes confondus.

Les groupes détectés varient de 1 à 6 individus avec une moyenne de 1,26 individu. Le plus grand groupe observé était composé de deux femelles adultes, deux sub-adultes et deux juvéniles au sexe indéterminé (Tableau 15).

Tableau 15 : Tableau récapitulatif des détections d'éléphant. Nombre moyen d'individus par évènement indépendant. SD = écart type. Nombre maximum d'individus par évènement indépendant. Nombre total d'individus.

	<i>Moyenne</i>	<i>SD</i>	<i>Maximum</i>	<i>N Total</i>
<i>Individus</i>	1,26	0,52	6	276
<i>Adultes</i>	0,89	0,41	2	195
<i>Sub-adultes</i>	0,18	0,41	2	39
<i>Juvéniles</i>	0,19	0,44	2	42
<i>Femelles</i>	0,45	0,55	2	98
<i>Mâle</i>	0,28	0,45	1	61
<i>Sexe indéterminé</i>	0,53	0,64	3	117

Dix observations d'écorcement ont pu être dégagées de l'ensemble des évènements indépendants. Quatre d'entre elles ont eu lieu sur le même pied de *L. cupanioides*, Deux observations ont respectivement été faites sur les pieds de *D. macrocarpum*, *B. toxisperma* et *C. gabunensis*. Les détails relatifs à ces dix observations sont regroupés dans le tableau 19.

Neuf des dix éléphants identifiés sont des femelles adultes (7 obs) ou sub-adultes (2 obs), le dixième individu est un sub-adulte de sexe indéterminé (Tableau 16).

Tableau 16 : Tableau récapitulatif des évènements d'écorcement. Cat = Catégorie d'âge (Adulte, sub-adulte, juvénile), SpEc = Espèce écorcée, Nblnd = Nombre total d'éléphants identifiés durant l'évènement.

<i>Evènement</i>	<i>Date</i>	<i>Heure</i>	<i>Sexe</i>	<i>Cat</i>	<i>SpEc</i>	<i>Nblnd</i>
1	06-04-21	23:54:14	Femelle	Adulte	L.cupanioides	1
2	16-04-21	12:36:28	Femelle	Adulte	L.cupanioides	1
3	17-04-21	21:54:38	Femelle	Adulte	D.macrocarpum	1
4	19-04-21	09:31:52	Femelle	Adulte	B.toxisperma	2
5	19-04-21	14:37:14	Femelle	Adulte	L.cupanioides	4
6	21-04-21	19:27:08	Femelle	Adulte	L.cupanioides	1
7	26-04-21	21:38:04	Femelle	Adulte	D.macrocarpum	1
8	27-04-21	11:54:26	Ind	SubAd	C.gabunensis	1
9	06-05-21	04:35:40	Femelle	SubAd	B.toxisperma	1
10	12-05-21	18:21:22	Femelle	SubAd	C.gabunensis	2

L'écorcement se déroule dans la majorité des cas en quatre étapes. Premièrement, l'éléphant palpe le tronc avec sa trompe à la recherche de la zone à écorcer (*Cf. fig. 13 : A*). Ensuite, il scarifie le tronc à l'aide de ses défenses tout en tirant les lambeaux d'écorce avec sa trompe (*Cf. fig. 13 : B*). Si le morceau d'écorce désiré ne se détache pas du premier coup, l'éléphant arrache alors ce derniers à l'aide de sa trompe (*Cf. fig. 13 : C et D*) avant de le porter à sa bouche.



Figure 13 : Éléphante adulte consommant l'écorce d'un pied de *D. macrocarpum*. Palpation du tronc (A), Scarification de l'écorce (B) Arrachement de l'écorce (C et D)

D'autres comportements liés à l'écorcement ont été observés et sont illustrés à la figure 14. Un seul juvénile a accordé un intérêt particulier à l'écorce. Ce dernier a posé ses deux défenses sur le tronc d'un *D. macrocarpum* et est resté dans cette position une demi minute (Cf. fig. 14 : A). Un seul mâle adulte s'est intéressé à l'écorce. Celui-ci a palpé le tronc du même *D. macrocarpum* à l'endroit exact de l'écorcement représenté à la figure 13. Les images montrent le mâle adulte tirant sur les lambeaux d'écorce du bout de la trompe sans succès (Cf. fig. 14 : B). Un dernier comportement intéressant a été observé au pied d'un *C. gabunensis*. Une femelle sub-adulte, après avoir prélevé l'écorce et l'avoir mastiquée un peu moins d'une minute, enduit sa trompe d'une salive épaisse et blanche (Cf. fig. 14 : C) avant de la plonger méthodiquement dans chacune de ses oreilles (Cf. fig. 14 : D) et de s'en asperger le flanc gauche.

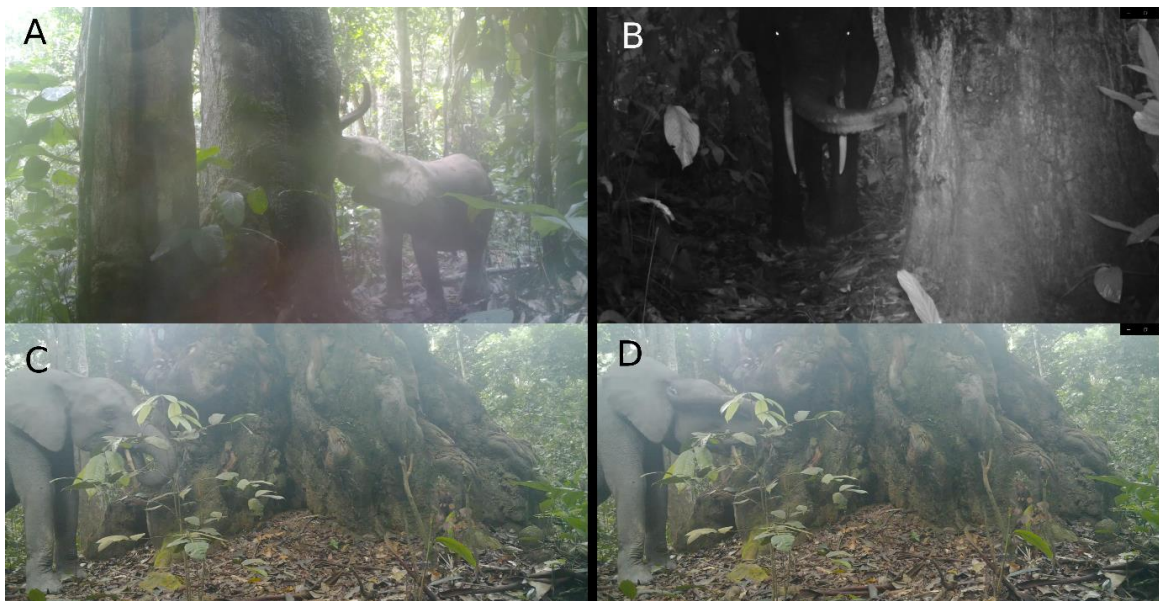


Figure 14 : Comportements particuliers observés aux pieds d'arbres fréquemment écorcés. Juvénile s'appuyant sur *D. macrocarpum* (A). Mâle adulte interagissant avec *D. macrocarpum* (B). Eléphant sub-adulte s'enduisant de salive mêlée à la sève de *C. gabunensis* (C et D).

4 Discussion

4.1 Evolution de la fréquence d'écorcement dans le temps

La première partie de cette étude visait à déterminer l'évolution de l'écorcement dans la zone d'étude de 1992 à 2021. Pour cela, deux transects établis en 1992 ont été ré-inventoriés dans le but d'identifier les pieds écorcés parmi l'ensemble des individus.

En comparant le nombre d'espèces écorcées au sein du parc national de la Lopé avec d'autres études similaires effectuées respectivement au Ghana et en Côte d'Ivoire par Short, (1981) et Merz, (1981), le panel d'espèces consommées, avec ses 36 espèces écorcées, y est le plus large. Cette observation était déjà vraie en 1992.

Au vu des inventaires montrant des tendances contraires qui s'équilibrent, la proportion d'écorcement de MPAM augmentant alors que celle de WW diminue, il est difficile de tirer une conclusion générale pour la zone d'étude du point de vue de l'intensité de l'écorcement. Par ailleurs, la réduction des effectifs pourrait expliquer l'augmentation de fréquence d'écorcement de certaines espèces, puisque le nombre total de pieds écorcés a peu évolué d'un inventaire à l'autre.

Deux raisons, non exclusives, pourraient expliquer la réduction des densités d'arbres. La première serait liée à la mortalité, peut-être exacerbée par les dégâts d'éléphants (par exemple dans le cas des *Pentaclethra spp.*). La seconde serait liée à la dynamique forestière avec un remplacement des espèces héliophiles (par exemple *Aucoumea klaineana*) par des espèces tolérant davantage l'ombrage (par exemple *Diospyros spp.*) (Doucet, 2003). Nous notons toutefois une diversification des espèces touchées pour l'ensemble de la zone d'étude qui se remarque pour les deux transects. Cette augmentation du nombre d'espèces touchées est accompagnée d'un important *turnover* avec deux tiers des espèces aujourd'hui consommées ne présentant pas de trace d'écorcement durant les inventaires de 1992.

La comparaison avec plusieurs études s'intéressant à l'éléphant de forêt montre que le cortège d'espèces écorcées varie souvent d'une population d'éléphant à l'autre (White, 1992 ; Short, 1981). Les résultats de cette étude poussent également à penser qu'une variation temporelle des espèces écorcées peut avoir lieu.

Il est encore impossible de donner les causes de cette évolution, mais il est fort probable que les besoins nutritionnels des populations d'éléphants ainsi que la structure et la composition de la forêt jouent un rôle (Short, 1981), de même qu'une possible évolution de la population d'éléphant dans la zone d'étude.

Il faut cependant prendre ces conclusions avec prudence pour plusieurs raisons. Premièrement le nombre total d'individus écorcés restant faible, il est difficile d'apprécier les nuances et les petites variations d'une situation à l'autre. Deuxièmement, de nombreuses espèces n'étaient représentées que par un individu. Par conséquent, les chances que cet individu soit représentatif de l'espèce sont faibles. Troisièmement, l'évolution de la population d'éléphant de 1992 à 2021 est inconnue, hors, il apparaît évident que ce facteur joue un rôle essentiel dans l'écorcement.

Des études complémentaires seraient nécessaires pour mieux appréhender l'évolution temporelle de l'écorcement. Des études focalisées sur certaines espèces sont souhaitables. Par exemple, *S.gabonensis* a été déclarée comme peu écorcée au sein du parc National de la Lopé par Lee White (1992) alors qu'au Ghana, Short (1981) la présente comme une des espèces majoritairement

écorcées. Lors des inventaires effectués dans cette étude et lors de nombreuses observations personnelles, cette espèce apparaît aujourd'hui particulièrement ciblée et il est rare de trouver un individu ne présentant ni cicatrice ni marque d'écorcement.

Il serait alors intéressant d'essayer de dégager les raisons de cette évolution en comparant la situation de la Lopé en 2021 avec celle présentée par Short (1981) au Ghana.

Les études effectuées sur l'écorcement par l'éléphant de savane concluent souvent que ce dernier consomme l'écorce principalement durant le milieu et la fin de saison sèche (Ihwagi et al. 2012, Seloana et al. 2018). Il serait par conséquent intéressant d'explorer la possible variation saisonnière de l'écorcement par l'éléphant de forêt. En repassant sur les transects régulièrement au cours des saisons des pluies et des saisons sèches, il serait possible d'identifier si l'écorcement se fait plus ou moins intensément en fonction de la période de l'année. Ces inventaires réguliers permettraient aussi de comparer la mortalité entre les individus écorcés et non-écorcés.

Enfin, il serait aussi utile de comparer les densités d'éléphants lors des différentes périodes d'inventaire pour évaluer l'importance de ce facteur dans l'intensité de l'écorcement.

4.2 Identification des variables environnementales explicatives de l'écorcement

Le second objectif de cette étude visait à identifier les variables environnementales jouant un rôle dans la probabilité d'écorcement. Pour cela, 24 parcelles ont été sondées pour y identifier chaque individu écorcé. Diverses variables environnementales ont été mesurées au sein et aux alentours des parcelles. Ces variables ont ensuite été mises en lien avec la probabilité d'écorcement.

Des études portant sur l'influence de l'environnement sur la probabilité d'écorcement ont déjà été effectuées pour l'éléphant de savane. Aucune étude semblable n'a été retrouvée dans la littérature en ce qui concerne l'éléphant de forêt. Cette étude pourrait alors représenter la première qui s'y intéresse.

Quatre variables peuvent significativement influencer l'écorcement dans notre zone d'étude. La probabilité qu'un arbre soit écorcé diminue avec l'altitude et la densité de route. Elle augmente avec la densité de salines et la surface terrières d'arbre portant de grands fruits (> 7 m).

L'influence de l'altitude sur l'écorcement peut être liée de manière indirecte à d'autres facteurs comme la pente, Ngama (2018) a en effet montré que les éléphants évitaient les pentes de plus de 25%. L'analyse de l'effet de la pente sur l'écorcement n'est cependant pas concluante pour l'échantillon testé. Elle pourrait s'expliquer aussi par une attirance envers les fonds de vallées plus.

L'influence de la densité de salines peut facilement s'expliquer par l'intérêt que portent les éléphants à ces milieux (White *et al.*, 1992 ; Maréchal *et al.*, 2009). Il est donc probable que la plus grande fréquence d'écorcement s'explique par une plus grande fréquentation de ces lieux.

L'attirance des éléphants pour les gros fruits a déjà été discutée par Guimarães *et al.*, (2008). A l'instar des salines, plus leur densité augmente, plus les écorcements sont fréquents.

L'influence négative de la présence de routes sur les populations d'éléphants confirme les conclusions de Blom *et al.*, (2005), Barnes & Jensen (1987) et Barnes *et al.*, (1991). Ces trois études montrent que la densité d'éléphants diminue significativement lorsque la distance à la route augmente.

Alors que des études portant sur l'éléphant de savane montre une corrélation positive entre la présence de points d'eau et de rivières et le nombre d'arbres écorcés (Fulllman & Child, 2013 ;

Callenge *et al.*, 2001), nous n'avons pu mettre en évidence une telle relation. Cela pourrait peut-être s'expliquer par une densité de rivières plus élevée dans notre zone d'étude

D'autres études portant sur l'éléphant de savane montrent une différence d'écorcement selon le faciès de végétation (Vanaraj, 2001 ; Ssali *et al.*, 2013). De telles différences ont pu être observées dans le cadre de notre étude, avec une plus grande proportion d'individus écorcés dans les bosquets et forêts galeries. Plusieurs explications justifieraient un plus faible taux d'individus écorcés dans les forêts colonisatrices. D'un point de vue structural, elles abritent plus d'individus de faible diamètre (Cuni Sanchez *et al.*, 2016). Hors, l'écorcement se rencontre principalement sur les pieds les plus larges (Sheil & Salim, 2004 ; Boundja, 2009 ; Ssali *et al.*, 2013 ; White, 1992). Par ailleurs, elles sont majoritairement composées d'espèces peu appréciées par l'éléphant comme *A. klaineana*.

Des études complémentaires, avec un échantillonnage plus important sont toutefois nécessaires pour appuyer ces conclusions puisque seulement 28 individus ont été écorcés dans les 24 parcelles d'études. Une cartographie plus fine des éléments paysagers (pistes d'éléphants, rivières,...) serait aussi souhaitable.

4.3 Caractérisation des pieds écorcés par l'éléphant

Le troisième objectif visait à caractériser les espèces et les individus écorcés. Pour cela, nous avons établi des liens entre la probabilité d'écorcement et : (i) Une base de données rassemblant les caractéristiques spécifiques des espèces inventoriées. ; (ii) Le Dbh de tous les individus échantillonnés et (iii) La variabilité de l'épaisseur d'écorces de 4 espèces particulièrement prisées.

L'incidence de la structure de l'écorce sur les préférences de l'éléphant de savane a déjà été étudiée par Malan & van Wyk (1993), mais aucune étude s'intéressant à l'influence des caractéristiques spécifiques et intraspécifique sur les préférences de l'éléphant de forêt n'ont été retrouvée dans la littérature.

Du point de vue des caractéristiques spécifiques, les éléments possédant le plus grand poids sont la couleur de la tranche, le type de forêt préféré par l'espèce, la consommation du fruit par l'éléphant, le type de tronc, la taille du fruit mûre et l'épaisseur d'écorce.

Parmi les individus échantillonnés les éléphants sont plus enclins à écorcer les arbres dont :

- le rhytidome est plissé longitudinalement ou rugueux.
- la tranche émet une odeur mentholée, parfumée ou d'ail (ou oignon pourri).
- la tranche est granuleuse ou fibreuse.
- l'écorce est épaisse.
- l'habitat est la forêt secondaire
- Le fruit est de grande dimension

Par ailleurs, au sein d'une même espèce, des Dbh et épaisseur d'écorce croissants influencent positivement la probabilité d'écorcement.

William *et al.*, (2007) ont montré que les espèces présentant un rhytidome écailleux, possèdent en général une écorce plus fine. Cela pourrait expliquer, que de telles espèces sont moins recherchées dans notre cas.

Les odeurs d'ail et de pourris ont été principalement attribuées à des espèces issues de la sous-famille des Mimosoidées telles *C.gabunensis*, *P.bicolor* ou encore *P.africanum*. Il a déjà été prouvé que les herbivores peuvent se fier à des stimuli olfactifs pour trouver et identifier les espèces qu'ils

consomment. (Stutz *et al.*, 2016). Ainsi, un processus de feedback-positif post digestion (Schmitt, 2017) pourrait permettre à l'éléphant d'associer l'odeur dégagée par la tranche ou l'écorce avec le bénéfice tiré lors de la consommation de cette écorce. Le profil d'odeur d'une espèce, définie par les composés organiques volatils s'en dégageant, serait alors un critère important influençant l'écorcement d'un individu plutôt qu'un autre (Stutz *et al.*, 2015).

Law *et al.*, (1975) suggèrent que les propriétés mécaniques des écorces jouent un rôle dans l'écorcement de certaines espèces en le facilitant ou le mitigant. Thomson (1975) explique que la facilité avec laquelle l'écorce se détache du tronc pourrait expliquer la préférence pour certaines espèces. Malan et E.van Wyk (1993) rapportent que les éléphants de savane consomment davantage les espèces dont la tranche contient une forte proportion de fibres. Cela supporte nos observations. Ces tranches plus fibreuses seraient plus souples et résistantes (Malan & E.van Wyk, 1993) donc plus faciles à arracher du tronc en large quantité, ce qui permettrait aux éléphants d'en consommer une plus grande quantité pour un moindre effort.

Autant l'épaisseur d'écorce inter qu'intra-spécifiques sont positivement corrélées avec la probabilité de l'écorcement. Il a été prouvé que la largeur du tronc jouait un rôle important dans le choix de l'individu à écorcer (White, 1992 ; Short, 1981 ; Sheil & Salim, 2004 ; Boundja, 2009 ; Ssali *et al.*, 2013) et que l'épaisseur d'écorce d'un individu augmente avec son diamètre (Williams *et al.*, 2007). La relation observée pourrait donc être due principalement à l'augmentation de la taille de l'individu. De même, l'augmentation de l'épaisseur d'écorce avec l'âge pourrait être une des causes de l'écorcement privilégié des pieds plus larges.

De nombreuses études démontrent que les arbres de diamètre plus important sont significativement plus écorcés que les individus de petite taille (Sheil & Salim, 2004 ; Boundja, 2009 ; Ssali *et al.*, 2013). Plusieurs raisons peuvent être avancées. Premièrement, la balance coût/bénéfice de l'écorcement plus favorable aux gros arbres (Williams *et al.*, 2007). Deuxièmement, un arbre possédant un plus grand diamètre sera en général plus âgé que ses congénères. Il y a donc plus de chances qu'il ait déjà été consommé par le passé par un même éléphant. Cet éléphant serait alors plus facilement attiré vers cet arbre qu'il connaît, que vers un individu plus jeune, par un processus de feedback positif (Schmitt, 2017). Par conséquent, les individus âgés seraient connus et reconnus par un plus grand nombre d'éléphants et seraient donc plus fréquemment écorcés.

En observant les familles et sous-familles des 10 espèces présentant les fruits les plus grands (de par leur longueur ou leur largeur), 7 d'entre elles font partie des Fabacées dont 4 Mimosoïdées. La relation positive entre probabilité d'écorcement et taille des fruits pourrait s'expliquer d'une part par le syndrome mégafaunique (comme *B. toxisperma*) mais aussi par le fait que les Mimosoidae dotés d'écorces attractives ont de longues gousses.

Enfin, les espèces ligneuses de forêts secondaires sont plus fréquemment écorcées que les espèces de forêts mûres. À nouveau, cela correspondrait aux zones de plus haute densité d'éléphant (Granados *et al.*, 2012 ; Cardoso *et al.*, 2020). Sur les 13 individus de forêt secondaire écorcés, 11 sont des Fabacées (9 Mimosoidae et 2 Caesalpinioideae) et 2 des Euphorbiacées. Wanderi (2007) et Barnes (1983) notent que l'éléphant de savane s'attaque principalement à l'écorce du genre *Acacia* qui fait lui aussi partie des Mimosoidae.

4.4 Influence de l'écorcement sur l'état sanitaire

Le quatrième objectif de cette étude était de déceler une possible relation entre dégradation de l'état sanitaire et écorcement. Pour cela, un indice sanitaire, IndSan, a été mis au point afin

d'évaluer l'état sanitaire individuel d'un arbre donné. Cet indice a été appliqué à une série d'individus de sept espèces. Il s'est montré adapté à cette étude. Il est rapide, visuelle et ne demande pas une connaissance approfondie en botanique. Ensuite, un modèle prédisant la probabilité d'écorcement en fonction d'IndSan a été généré pour chaque espèce.

Nous avons observé une augmentation de la probabilité d'écorcement avec l'augmentation d'IndSan. Il serait alors logique en observant les modèles générés de conclure que l'écorcement est la cause de cette dégradation. Toutefois, les données récoltées ne permettent pas d'affirmer avec certitude un lien de causalité entre écorcement et détérioration sanitaire. Même si diverses études montrent l'effet négatif de l'écorcement sur l'état sanitaire de l'arbre (Beuchner & Dawkins, 1961 ; Laws et al. 1975 ; Schoonenberg *et al.*, 2003), il ne faut pas totalement exclure un possible effet de l'état sanitaire sur l'écorcement.

Il est aussi intéressant de noter que le critère apportant le plus de poids parmi les 8 critères d'IndSan varie en fonction de l'espèce. Cela pourrait correspondre à une réaction face à l'écorcement qui diffère pour chaque espèce en fonction de sa biologie et des ravageurs et pathogènes profitant de l'écorcement.

Parmi les 4 grands types de réponses énoncés par Sheil et Salim (2004) (éviter, répulsion, résistance et résilience), deux peuvent être attribués aux espèces sondées : la résistance pour *P.africanum* et la résilience pour *I.gabonensis*.

P.africanum présente d'importants contreforts à sa base. L'écorcement de cette espèce se retrouve le plus souvent sur les surfaces latérales de ces contreforts, ce qui garde la pourriture et les potentiels dégâts loin du bois de cœur (Sheil & Salim, 2004) et augmente considérablement la surface d'écorce dans la zone sensible (White 1992). Ce dernier point diminue drastiquement les chances d'anneaux complets d'écorcement, situation qui entraîne la plupart du temps la mort de l'individu touché.

I.gabonensis n'était que très rarement perçu sans marques d'écorcements. L'espèce montrait une capacité de cicatrisation remarquable. De nombreux individus arboraient des cicatrices sur tout le pourtour de leur tronc, sur une hauteur de plus de deux mètres depuis le niveau du sol, avec de très petites zones de bois dénudé et un bon état sanitaire global. Cette capacité de résilience face à l'écorcement expliquerait la relation non significative entre l'état sanitaire et la probabilité d'écorcement.

L'espèce présentant le meilleur état sanitaire, *T.tetraptera*, ne semble pas posséder de résistances physiques marquées, mis à part rarement de petits contreforts ou empattements (Meunier *et al.*, 2015). Il s'agit également de l'espèce la moins souvent consommée parmi les sept. Il serait alors possible que cette espèce se munisse de mécanismes de défense répulsifs ou qu'elle soit capable de maintenir ses fonctions vitales à des niveaux suffisants malgré l'écorcement.

En terme de perspectives, il serait intéressant d'augmenter la taille de l'échantillon et de comparer le résultat d'IndSan avec d'autres indices sanitaires, tel la méthode DEPEFEU ou la méthode ARCHI, déjà employés en milieux tempérés afin de vérifier sa pertinence. IndSan pourrait également être mis en relation avec d'autres critères tels le Dbh ou l'environnement direct. Enfin, il serait nécessaire de suivre l'évolution de l'indice dans le temps sur une population de référence.

4.5 Description de la technicité de l'écorcement par l'éléphant de forêt

Le cinquième objectif de l'étude était de décrire le comportement et la technicité d'écorcement de l'éléphant de forêt. Pour cela, une série de pièges photographiques ont été placés au pied

d'espèces fréquemment écorcées. Les éléphants détectés ont été sexés et classés selon leur catégorie d'âge. Les événements présentant un individu qui consommait l'écorce de l'arbre ciblé ont été marqués et identifiés séparément. La position des pièges photographiques étant ciblée sur des pieds d'arbres fréquemment écorcés, il est ici impossible de déterminer la taille ou la structure de la population d'éléphant réelle pour la zone. De plus, il est probable que l'ensemble des individus des groupes détectés n'aient pas été perçus pour chaque événement indépendant.

La taille moyenne des groupes détectés (1,26) est inférieure à la taille estimée dans la zone en 1992 par Lee White de 2,60 individus. Il est cependant possible que des individus non détectés du groupe se trouvaient hors champ, ce qui expliquerait en partie cette différence. Parmi la population détectée, les dix individus ayant consommé de l'écorce sont pour la grande majorité femelle, soit 90% de femelles contre 55% de femelles dans la population. Il n'est pas exclu que le dernier individu de sexe indéterminé soit lui aussi de sexe féminin.

Le fait de n'avoir rencontré aucun juvénile consommant de l'écorce ainsi que la part importante d'adultes dans les événements d'écorcement suggère que ce comportement pourrait être acquis par observation et apprentissage. Cette première hypothèse peut être soutenue par l'observation faite d'un juvénile frottant ses défenses sur un pied de *D.macrocarpum* sans en attaquer l'écorce.

Une autre hypothèse est que ce comportement répondrait principalement à des besoins propres aux femelles adultes ou sub-adultes. Cela serait soutenu par l'observation de certaines femelles semblant être en gestation ou allaitant au moment de l'écorcement.

Aucun mâle n'a consommé l'écorce des arbres ciblés. Il serait possible que la taille plus importante des défenses portées par les mâles adultes ainsi que leur forme courbée soit un désavantage pour la consommation d'écorce par rapport aux défenses plus courtes et droites des femelles. Le seul mâle qui s'est intéressé à l'écorce sur l'ensemble des observations a uniquement tenté d'arracher l'écorce d'un *D.macrocarpum* à l'aide de sa trompe à l'endroit où le tronc avait été précédemment scarifié par une femelle.

L'usage médicinal de certaines écorces et plantes par l'éléphant de forêt a déjà été mis en évidence (Ngama, 2018). L'usage de l'écorce de *C.gabunensis* pourrait correspondre à cette hypothèse. Celle-ci a déjà montré certaines propriétés antipaludiques (Okokon *et al.*, 2006; Aldulaimi *et al.*, 2017), antibactériennes (Aldulaimi *et al.*, 2019) et antihelminthiques (Tiku *et al.*, 2020). Elle est aussi fréquemment utilisée par les populations locales en médecine traditionnelle (Meunier *et al.*, 2015). L'éléphant, en s'en enduisant l'intérieur des oreilles pourrait chercher à se débarrasser ou à repousser de potentiels parasites.

Les deux questions principales découlant des observations d'écorcement de cette étude sont : « Existe-t-il une variation significative de la quantité et de la fréquence de consommation d'écorce entre les catégories d'âge et de sexe d'éléphant ? » et le cas échéant « Quelles raisons poussent certaines catégories d'individus à consommer l'écorce des essences étudiées ? ».

Pour répondre à la première question, des observations complémentaires s'imposent. Elles devraient être conduites lors des quatre saisons.

La deuxième question est plus délicate. Il faudrait pour y répondre identifier certains individus consommant l'écorce pour ensuite obtenir une série de paramètres sur leur état de santé générale, dont la présence de parasites ou du paludisme, le contenu des fèces, le taux de corticostérone....

5 Conclusion

Cette étude met en lumière de nombreux aspects de l'écorcement des espèces ligneuses par l'éléphant de forêt. Elle s'est intéressée à l'évolution des espèces ciblées, aux facteurs environnementaux liés à l'écorcement, aux caractéristiques des individus écorcés, à la relation entre l'état sanitaire et la probabilité d'écorcement et finalement à la description du comportement d'écorcement.

Il s'agit d'une des premières études évaluant l'évolution temporelle des espèces ciblées par l'éléphant de forêt. Bien que le cortège d'espèces consommées ait fortement varié de 1992 à 2021, la fréquence totale d'individus écorcés au sein de la forêt n'a pas significativement évolué. Des recherches approfondies seraient nécessaire afin de déterminer les causes de ces modifications.

Quatre facteurs environnementaux ont été significativement corrélés à la probabilité d'écorcement. Dans la zone d'étude, la probabilité d'écorcement est liée positivement à la densité de salines et d'arbres fruitiers et négativement à l'altitude et à la densité de route. L'écorcement est aussi plus fréquent dans des types de végétation arborant une canopée plus ouverte. Les relations liant l'écorcement à ces facteurs environnementaux montrent les mêmes tendances que les relations entre ces mêmes facteurs et la densité d'éléphants.

Notre étude a aussi établi le profil type des individus écorcés au sein de la zone d'étude. Il s'agit d'individus au rhytidome plissé longitudinalement ou rugueux, dont la tranche, granuleuse ou fibreuse émet une odeur mentholée, parfumée, d'ail ou d'oignon pourri, dont l'écorce est épaisse, le fruit de grande dimension et poussant principalement en forêt secondaire. Elle met ainsi en lumière l'influence de ces caractéristiques dans la préférence des espèces écorcées.

L'indice sanitaire mis au point dans cette étude (IndSan) a permis de révéler une relation forte entre écorcement et état sanitaire. Les individus écorcés sont plus susceptibles d'être en mauvais état que les individus non touchés. Parmi les espèces étudiées chacune semble supporter l'écorcement de manière différente. *P.eetveldeana* sera marqué principalement par le décollement de l'écorce et la pourriture du bois, *P.macrophylla* sera marqué par la pourriture du bois et des fractures dans le tronc.

Enfin, l'étude a documenté et décrit le comportement d'écorcement et décelé le type d'individus écorçant en priorité les essences ligneuses. Les observations faites permettent d'alimenter le débat sur une possible utilisation médicinale des écorces par l'éléphant et montrent l'importance des défenses dans la consommation d'écorce.

En s'intéressant à de multiples aspects de l'écorcement des espèces ligneuses par l'éléphant de forêt, notre étude met en lumière la complexité des interactions entre espèces animales et végétales en faisant ressortir les nombreux facteurs, causes et conséquences liés à ce comportement. Il ressort enfin qu'il est nécessaire d'étudier ces relations afin de comprendre au mieux les besoins de l'éléphant et ainsi, pouvoir simultanément aider à la conservation de l'espèce et de son milieu.

6 Bibliographie

- Abernethy K.A., White L.J.T. & Wickings E.J., 2002. Hordes of mandrills (*Mandrillus sphinx*): Extreme group size and seasonal male presence. *J. Zool.* **258**(1), 131–137.
- Abernethy K., Jeffery K., Jump A. & Bush E.R., 2015. Are we heading towards fruitless forests ? (April 2016).
- Akashi N. & Nakashizuka T., 1999. Effects of bark-stripping by Sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. *For. Ecol. Manage.* **113**(1), 75–82.
- Aldulaimi O., Drijfhout F., Uche F.I., Horrocks P. & Li W.W., 2019. Discovery, synthesis and antibacterial evaluation of phenolic compounds from *Cylicodiscus gabunensis*. *BMC Complement. Altern. Med.* **19**(1), 183.
- Alexandre D.-Y., 1978. Le rôle disséminateur des éléphants en forêt de Tai, Côte-d'Ivoire. *La Terre la Vie Rev. d'Ecologie Appliquée* **32**, 47–72.
- Bakker E.S., Gill J.L., Johnson C.N., Vera F.W.M., Sandom C.J., Asner G.P. & Svenning J.C., 2016. Combining paleo-data and modern exclosure experiments to assess the impact of megafauna extinctions on woody vegetation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **113**(4), 847–855.
- Baldauf C., da Silva A.S., Sfair J.C., Ferreira R. & dos Santos F.A.M., 2014. Harvesting Increases Reproductive Activity in *Himatanthus drasticus* (Mart.) Plumel (Apocynaceae), a Non-Timber Forest Product of the Brazilian Savanna. *Biotropica* **46**(3), 341–349.
- Barnes R.F.W., 1983. Effects of Elephant Browsing on Woodlands in a Tanzanian National Park: Measurements, Models and Management. *J. Appl. Ecol.* **20**(2), 521.
- Barriel V., Thuet E. & Tassy P., 1999. Molecular phylogeny of Elephantidae. Extreme divergence of the extant forest African elephant. *Comptes Rendus l'Académie des Sci. - Ser. III - Sci. la Vie* **322**(6), 447–454.
- Bauer H., Tehou A.C., Gueye M., Garba H., Doamba B., Diouck D. & Sillero-Zubiri C., 2021. Ignoring species hybrids in the IUCN Red List assessments for African elephants may bias conservation policy. *Nat. Ecol. Evol.* **5**, 1050–1051.
- Baxter R. & Hansson L., 2001. Bark consumption by small rodents in the northern and southern hemispheres. *Mamm. Rev.* **31**(1), 47–59.
- Ben-Shahar R., 1993. Patterns of elephant damage to vegetation in northern Botswana. *Biol. Conserv.* **65**(3), 249–256.
- Berrill J.P., O'Hara K.L. & Kichas N.E., 2020. Bark thickness in coast redwood (*Sequoia sempervirens* (D. Don) Endl.) varies according to tree-and crown size, stand structure, latitude and genotype. *Forests* **11**(6), 1–16.

- Beuchner H.K. & Dawkins H.C., 1961. Vegetation Change Induced by Elephants and Fire in Murchison Falls National Park, Uganda. *Ecology* **42**(4), 752–766.
- Biology T., 2009. Seed Dispersal by Elephants in Semiarid Woodland Habitats of Hwange National Park, Zimbabwe Author (s): Joseph P. Dudley Published by: The Association for Tropical Biology and Conservation Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/2663889> **32**(3), 556–561.
- Blake S., 2005. Long term system for monitoring the illegal killing of elephants (MIKE).
- Blake S., Deem S.L., Mossimbo E., Maisels F. & Walsh P., 2009. Forest elephants: Tree planters of the congo. *Biotropica* **41**(4), 459–468.
- Blake S. & Inkamba-Nkulu C., 2004. Fruit, minerals, and forest elephant trails: Do all roads lead to Rome? *Biotropica* **36**(3), 392–401.
- Blake S., Strindberg S., Boudjan P., Makombo C., Bila-Isia I., Ilambu O., Grossmann F., Bene-Bene L., De Semboli B., Mbenzo V., S’hwa D., Bayogo R., Williamson L., Fay M., Hart J. & Maisels F., 2007. Forest elephant crisis in the Congo Basin. *PLoS Biol.* **5**(4), 945–953.
- Blom A., Van Zalinge R., Heitkönig I.M.A. & Prins H.H.T., 2005. Factors influencing the distribution of large mammals within a protected central African forest. *Oryx* **39**(4), 381–388.
- Blom A., Van Zalinge R., Mbea E., Heitkönig I.M.A. & Prins H.H.T., 2004. Human impact on wildlife populations within a protected Central African forest. *Afr. J. Ecol.* **42**(1), 23–31.
- Boa E., 2003. An illustrated guide to the state of health of trees Recognition and interpretation. *Organization* 49.
- Botha J., Witkowski E.T.F. & Shackleton C.M., 2002. A comparison of anthropogenic and elephant disturbance on *Acacia xanthophloea* (fever tree) populations in the Lowveld, South Africa. *Koedoe* **45**(1), 9–18.
- Boundja R.P. & Midgley J.J., 2010. Patterns of elephant impact on woody plants in the Hluhluwe-Imfolozi park, Kwazulu-Natal, South Africa. *Afr. J. Ecol.* **48**(1), 206–214.
- Brand C.M., Johnson M.B., Parker L.D., Maldonado J.E., Korte L., Vanthomme H., Alonso A., Ruiz-Lopez M.J., Wells C.P. & Ting N., 2020. Abundance, density, and social structure of African forest elephants (*Loxodonta cyclotis*) in a human-modified landscape in southwestern Gabon. *PLoS One* **15**(4), 1–15.
- Breuer T., Maisels F. & Fishlock V., 2016. The consequences of poaching and anthropogenic change for forest elephants. *Conserv. Biol.* **30**(5), 1019–1026.
- Brittain S., Bata M.N., De Ornellas P., Milner-Gull E.J. & Rowcliffe M., 2020. Combining local knowledge and occupancy analysis for a rapid assessment of the forest elephant *loxodonta cyclotis* in Cameroon’s timber production forests. *Oryx* **54**(1), 90–100.

- Bryant J.P., Reichardt P.B. & Clausen T.P., 1992. Chemically mediated interactions between woody plants and browsing mammals. *J. Range Manag.* **45**(1), 18–24.
- Buij R., McShea W.J., Campbell P., Lee M.E., Dallmeier F., Guimondou S., Mackaga L., Guisseougou N., Mboumba S., Hines J.E., Nichols J.D. & Alonso A., 2007. Patch-occupancy models indicate human activity as major determinant of forest elephant *Loxodonta cyclotis* seasonal distribution in an industrial corridor in Gabon. *Biol. Conserv.* **135**(2), 189–201.
- Bush E.R., n.d. Indigenous Fruit Trees are a reliable source of nutrition and enterprise for Gabon.
- Bush E.R., Jeffery K., Bunnefeld N., Tutin C., Musgrave R., Moussavou G., Mihindou V., Malhi Y., Lehmann D., Ndong J.E., Makaga L. & Abernethy K., 2020. Rare ground data confirm significant warming and drying in western equatorial Africa. *PeerJ* **2020**(4), 1–29.
- Bush E.R., Whytock R.C., Bahaa-El-din L., Bourgeois S., Bunnefeld N., Cardoso A.W., Dikangadissi J.T., Dimbonda P., Dimoto E., Ndong J.E., Jeffery K.J., Lehmann D., Makaga L., Momboua B., Momont L.R.W., Tutin C.E.G., White L.J.T., Whittaker A. & Abernethy K., 2020. Long-term collapse in fruit availability threatens Central African forest megafauna. *Science* (80-.). **370**(6521), 1219–1222.
- Calenge C., Maillard D., Gaillard J.M., Merlot L. & Peltier R., 2002. Elephant damage to trees of wooded savanna in Zakouma National Park, Chad. *J. Trop. Ecol.* **18**(4), 599–614.
- Campos-Arceiz A. & Blake S., 2011. Megagardeners of the forest - the role of elephants in seed dispersal. *Acta Oecologica* **37**(6), 542–553.
- Candaele R., Lejeune P., Licoppe A., Malengreaux C., Brostaux Y., Morelle K. & Latte N., 2021. Mitigation of bark stripping on spruce: the need for red deer population control. *Eur. J. For. Res.* **140**(1), 227–240.
- Cardoso A.W., Malhi Y., Oliveras I., Lehmann D., Ndong J.E., Dimoto E., Bush E., Jeffery K., Labriere N., Lewis S.L., White L.T.J., Bond W. & Abernethy K., 2020. The Role of Forest Elephants in Shaping Tropical Forest–Savanna Coexistence. *Ecosystems* **23**(3), 602–616.
- Charloteaux L., 2017. Étude des pollinistaeurs d’*Afzelia bipindensis* Harms et de *Baillonella toxisperma* Pierre.
- Clark D.B. & Clark D.A., 1991. Herbivores, herbivory, and plant phenology: Patterns and consequences in a tropical rain-forest cycad. *Plant-Animal Interact. Evol. Ecol. Trop. Temp. Reg.* (10), 209–225.
- Cochrane E.P., 2003. The need to be eaten: *Balanites wilsoniana* with and without elephant seed-dispersal. *J. Trop. Ecol.* **19**(5), 579–589.

- Coenraets E., 2019. Etude de la pollinisation et de la dispersion des graines de *Milicia excelsa*.
- Coley P.D., Bryant J. p. & Stuart Chapin F., 1985. Resource Availability and Plant Antiherbivore Defense. *Science* (80-.). **230**(4728), 895–899.
- Connell J.H., 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* **199**(4335), 1302–1310.
- Cook R.M., Parrini F., King L.E., Witkowski E.T.F. & Henley M.D., 2018. African honeybees as a mitigation method for elephant impact on trees. *Biol. Conserv.* **217**(November 2017), 329–336.
- Cook R.M., Witkowski E.T.F., Helm C. V., Henley M.D. & Parrini F., 2017. Recent exposure to African elephants after a century of exclusion: Rapid accumulation of marula tree impact and mortality, and poor regeneration. *For. Ecol. Manage.* **401**, 107–116.
- Cristoffer C. & Peres C.A., 2003. Elephants versus butterflies: The ecological role of large herbivores in the evolutionary history of two tropical worlds. *J. Biogeogr.* **30**(9), 1357–1380.
- Cuni-Sanchez A., White L.J.T., Calders K., Jeffery K.J., Abernethy K., Burt A., Disney M., Gilpin M., Gomez-Dans J.L. & Lewis S.L., 2016. African savanna-forest boundary dynamics: A 20-year study. *PLoS One* **11**(6).
- Danell K., Bergstrom R., Duncan P., Pastor J., Sciences A. & Resources T.N., 2008. Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation. *Austral Ecol.* **33**(5), 702–702.
- Danquah E., Oppong S.K. & Sam M.K., 2006. Aspects du Comportement des Éléphants qui Ravagent les Cultures dans l’Aire de Conservation de Kakum, au Ghana. *Nat. Faune* **21**(2), 17–21.
- d’Aspremont Lynden M., 2020. Rôle écologique de l’éléphant de forêt (*Loxodonta cyclotis* Matschie, 1900) en tant que disperseur et prédateur d’espèces ligneuses gabonaises.
- de Foresta H., 1990. Origine et évolution des savanes intramayombiennes (R.P. du Congo) II. Apports de la botanique forestière. *Paysages Quat. l’Afrique Cent. Atl.* 326–335.
- De Wasseige C., De Marcken P., Bayol N., Hiol F., Mayaux P., Desclée B., Billand A. & Nasi R., 2012. Les Forêts du Bassin du Congo. In: *Etat Des Forêts Du Bassin Du Congo 2010*.
- DeByle N. V., 1985. Animal impacts. *Aspen Ecol. Manag. West. United States. Fort Collins, CO USDA, For. Serv. Rocky Mt. For. Range Exp. Station. Gen. Tech. Rep. RM-119. p* **115**, 123.
- Dec N., 1995. Seed-Dispersal by Elephants in a Tropical Rain Forest in Kahuzi-Biega National Park , Zaire Takakazu Yumoto ; Tamaki Maruhashi ; Juichi Yamagiwa ;

- Ndunda Mwanza Seed-dispersal by Elephants in a Tropical Rain Forest in Kahuzi-Biega National Park , Zaire1 **27**(4), 526–530.
- Dirzo R., Young H.S., Galetti M., Ceballos G., Isaac N.J.B. & Collen B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* (80-.). **345**(6195), 401–406.
- Doughty C.E., Wolf A., Morueta-Holme N., Jørgensen P.M., Sandel B., Violle C., Boyle B., Kraft N.J.B., Peet R.K., Enquist B.J., Svenning J.C., Blake S. & Galetti M., 2016. Megafauna extinction, tree species range reduction, and carbon storage in Amazonian forests. *Ecography (Cop.)*. **39**(2), 194–203.
- Drenou C., 2013. Diagnostic sanitaire des arbres : la méthode ARCHI **33**(1), 64–69.
- Drénou C., Bouvier M. & Lemaire J., 2011. Application aux chênes pédonculés dépérissants (January).
- Drenth A. & Guest D.I., 2016. Fungal and Oomycete Diseases of Tropical Tree Fruit Crops. *Annu. Rev. Phytopathol.* **54**, 373–395.
- Dudley J.P., 2009. Seed Dispersal by Elephants in Semiarid Woodland Habitats of Hwange National Park , Zimbabwe. *Biotropica* **32**(3), 556–561.
- Duffy K.J., van Os R., Vos S., van Aarde J., Ellish G. & Stretch A.M.B., 2002. Estimating impact of reintroduced elephant on trees in a small reserve. *African J. Wildl. Res.* **32**(1), 23–29.
- Edmond D., 2009. *Sacoglottis gabonensis* (Baill.) Urb. *Prota* (January 2008), 1–10.
- Fernando P., Leimgruber P., Prasad T. & Pastorini J., 2012. Problem-Elephant Translocation: Translocating the Problem and the Elephant? *PLoS One* **7**(12).
- Fisher J.B., 1981. Wound healing by exposed secondary xylem in *Adansonia* (Bombacaceae). *IAWA* **2**(4), 193–199.
- Foguekem D., Tchamba M.N., Gonwouo L.N., Ngassam P. & Loomis M., 2011. Nutritional status of forage plants and their use by elephant in Waza national park, Cameroon. *Sci. Res. Essays* **6**(17), 3577–3583.
- Fonteyn D., 2017. Impacts comparés de trois régimes fonciers sur la biodiversité et la biomasse forestière au sud-est du Cameroun. Travail de fin d'étude 128.
- Forget P., 1993. Post-dispersal predation and scatter hoarding of *Dipteryx panamensis* seed by rodents in Panama. *Oecologia* **94**, 255–261.
- Fourrier M.S., 2013. The spatial and temporal ecology of seed dispersal by gorillas in Lopé National Park, Gabon : linking patterns of disperser behavior and recruitment in an Afrotropical forest (May), 242.
- Franklin J.F., Shugart H.H. & Harmon M.E., 1987. Tree Death as an Ecological Process. *Bioscience* **37**(8), 550–556.

- Fullman T.J. & Child B., 2013. Water distribution at local and landscape scales affects tree utilization by elephants in Chobe National Park, Botswana. *Afr. J. Ecol.* **51**(2), 235–243.
- Gadd M.E., 2002. The impact of elephants on the marula tree *Sclerocarya birrea*. *Afr. J. Ecol.* **40**(4), 328–336.
- Gautier-Hion A., Duplantier J.M., Quris R., Feer F., Sourd C., Decoux J.P., Dubost G., Emmons L., Erard C., Hecketsweiler P., Mounrazi A., Roussillon C. & Thiollay J.M., 1985. Fruit characters as a basis of fruit choice and seed dispersal in a tropical forest vertebrate community. *Oecologia* **65**(3), 324–337.
- Georgiadis B.Y.N.J. & McNaughton S.J., 1990. Elemental and Fibre Contents of Savanna Grasses : Variation with Grazing , Soil Type , Season and Species. *J. Appl. Ecol.* **27**(2), 623–634.
- Gillet J., 2013. Les Forêts a Marantaceae Au Sein De La Mosaïque Forestiere Du Nord De La Republique Du Congo : Origines Et Modalites De Gestion. *Communaute Fr. Belgique Acad. Univ. Wallonie-Europe Univ. Liege - Gembloux Agro-Bio Tech* 194.
- Gobush K.S., Edwards C.T., Balfour D., Wittemyer G., Maisels F. & Taylor R.D., 2021. *Loxodonta cyclotis* (African Forest Elephant). *IUCN Red List Threat. Species* **8235**(March), e.T181007989A181019888.
- Graham M.D., Douglas-Hamilton I., Adams W.M. & Lee P.C., 2009. The movement of African elephants in a human-dominated land-use mosaic. *Anim. Conserv.* **12**(5), 445–455.
- Granados A., Weladji R.B. & Loomis M.R., 2012. Movement and occurrence of two elephant herds in a human-dominated landscape, the Bénoué Wildlife Conservation Area, Cameroon. *Trop. Conserv. Sci.* **5**(2), 150–162.
- Greenberg S. & Godin T., 2015. A Tool Supporting the Extraction of Angling Effort Data from Remote Camera Image. *Fish. Mag.* **40**(6), 276–287.
- Gross E.M., McRobb R. & Gross J., 2016. Cultivating alternative crops reduces crop losses due to African elephants. *J. Pest Sci. (2004)*. **89**(2), 497–506.
- Grubb P., Groves C.P., Dudley J.P. & Shoshani J., 2000. Living African elephants belong to two species: *Loxodonta africana* (Blumenbach, 1797) and *Loxodonta cyclotis* (Matschie, 1900). *Elephant* **2**(4), 1–4.
- Guimarães P.R., Galetti M. & Jordano P., 2008. Seed dispersal anachronisms: Rethinking the fruits extinct megafauna ate. *PLoS One* **3**(3).
- Hanks J., 2006. Mitigation of human-elephant conflict in the Kavango-Zambezi Transfrontier Conservation Area through community based problem animal control, with particular reference to the use of chilli peppers (December), 68.
- Hawthorne W.D. & Parren M.P.E., 2000. How important are forest elephants to the survival of woody plant species in Upper Guinean forests? *J. Trop. Ecol.* **16**(1), 133–150.

- Hennon P.E., 1995. Are heart rot fungi major factors of disturbance in gap-dynamic forests? *Northwest Sci.* **69**(4), 284–293.
- Henrici A., 2011. Morphology of fruits dispersed by African forest elephants. *F. Mycol.* **12**(2), 68–70.
- Henrici A., 2011. Notes & Records. *F. Mycol.* **12**(2), 68–70.
- Hiscocks K.A.Y., 1999. The impact of an increasing elephant population on the woody vegetation in southern Sabi Sand Wildtuin, South Africa. *Koedoe* **42**(2), 47–55.
- Hiscocks K., 1999. The Impact Of An Increasing Elephant Population On The Woody Vegetation In South Africa. *Koedoe* **42**(2), 47–55.
- Hobbs N., 2006. *Large herbivores as sources of disturbance in ecosystems*, Large herbivore ecology, ecosystem dynamics, and conservation. Danell, K., Bergstrom, R., Duncan, P., Pastor, J. eds., Cambridge University Press, Cambridge, 261–289.
- Hobbs R.J. & Huenneke L.F., 1992. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conserv. Biol.* **6**(3), 324–337.
- Höft R. & Höft M., 1995. The differential effects of elephants on rain forest communities in the Shimba Hills, Kenya. *Biol. Conserv.* **73**(1), 67–79.
- Hopkins H.C.F., 1986. *Parkia* (Leguminosae : Mimosoidae). *Flora Neotrop.* **43**, 1–123.
- Ihwagi F.W., Vollrath F., Chira R.M., Douglas-Hamilton I. & Kironchi G., 2010. The impact of elephants, *Loxodonta africana*, on woody vegetation through selective debarking in Samburu and Buffalo Springs National Reserves, Kenya. *Afr. J. Ecol.* **48**(1), 87–95.
- Ihwagi F.W., 2007. Forage quality and bark utilisation by the african elephant (*Loxodonta africana*) in Samburu and Buffalo Springs National reserves, Kenya.
- Ihwagi F.W., Chira R.M., Kironchi G., Vollrath F. & Douglas-Hamilton I., 2012. Rainfall pattern and nutrient content influences on African elephants' debarking behaviour in Samburu and Buffalo Springs National Reserves, Kenya. *Afr. J. Ecol.* **50**(2), 152–159.
- Janzen D.H., 1971. Escape of *Cassia grandis* L. Beans From Predators in Time and Space. *Ecology* **52**(6), 964–979.
- Jędrusik M., Lisowski A., Mouketou-Tarazewicz D., Ropivka M.L. & Zagajewski B., 2015. Touristic development of the La Lopé National Park (Gabon) in light of the SWOT analysis. *Misc. Geogr.* **19**(3), 5–13.
- Jothish P.S., 2013. Frugivory and seed dispersal of woody species by the Asian elephant (*Elephas maximus*) in a mid-elevation tropical evergreen forest in India. *J. Trop. Ecol.* **29**(2), 181–185.
- Kangwana K., 1996. *Studying Elephants*, African Wildlife Foundation, 188.

- Karidozo M. & Osborn F. V., 2005. Can Bees Deter Elephants from Raiding Crops. *Pachyderm*.
- King L.E., Douglas-Hamilton I. & Vollrath F., 2007. African elephants run from the sound of disturbed bees. *Curr. Biol.* **17**(19), 832–833.
- King L.E., Douglas-Hamilton I. & Vollrath F., 2011. Beehive fences as effective deterrents for crop-raiding elephants: Field trials in northern Kenya. *Afr. J. Ecol.* **49**(4), 431–439.
- King L.E., Lala F., Nzumu H., Mwambingu E. & Douglas-Hamilton I., 2017. Beehive fences as a multidimensional conflict-mitigation tool for farmers coexisting with elephants. *Conserv. Biol.* **31**(4), 743–752.
- Kohi E.M., de Boer W.F., Peel M.J.S., Slotow R., van der Waal C., Heitkönig I.M.A., Skidmore A. & Prins H.H.T., 2011. African Elephants *Loxodonta africana* Amplify Browse Heterogeneity in African Savanna. *Biotropica* **43**(6), 711–721.
- Kouadio Y.L. & Doucet J.L., 2009. Etude Du Comportement De *Baillonella Toxisperma* Pierre (Moabi) Dans Les Troées D'Abattage Enrichies. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* **13**(2), 317–324.
- Kouitchou M.L.B., Kouam J., Beng V. P., Ngadjui B.T., Fomum Z.T. & Etoa F.X., 2007. Evaluation of antimicrobial activity of the stem bark of *Cyclocodiscus gabunensis* (Mimosaceae). *Afr. j. Tradit.* **4**(1), 87–93.
- Lapiente J., Arandjelovic M., Kühl H., Diegues P., Boesch C. & Linsenmair K.E., 2020. Sustainable Peeling of Kapok Tree (*Ceiba pentandra*) Bark by the Chimpanzees (*Pan troglodytes verus*) of Comoé National Park, Ivory Coast. *Int. J. Primatol.* **41**(6), 962–988.
- Laws R.M., Parker I.S.C. & Johnstone R.C.B., 1970. Elephants and habitats in north Bunyoro, Uganda. *E.Afr. Wildl* **8**, 163–180.
- Lejeune P., 2020. COMMENT RÉDUIRE L'ÉCORCEMENT DU CERF SUR L'ÉPICÉA, PREMIÈRE ESSENCE DE PRODUCTION EN WALLONIE ? (January 2021).
- Lemaire D., 1990. The effects of logging on forest vegetation 114–138.
- Letouzey R., 1982. Manuel de Botanique forestière Afrique Tropical Tome 1 Bota Gene.
- Loehle C., 1987. Tree life history strategies : the role of defenses. *Can. J. For. Res.* **18**, 209–222.
- Löyttyniemi K. & Mikkola L., 1980. Elephant as a pest of pines in zambia. *Trop. Pest Manag.* **26**(2), 167–169.
- Mabeku Laure B. K., Kouam J., Beng V. P., Ngadjui B.T., Fomum Z.T. & Etoa F.X., 2007. Evaluation of antimicrobial activity of the stem bark of *Cyclocodiscus gabunensis* (mimosaceae). *African J. Tradit. Complement. Altern. Med.* **4**(1), 87–93.

- Macculloch E., 1854. *The African elephant*, Notes and Queries, 403.
- Maicher V., Delabye S., Murkwe M., Doležal J., Altman J., Kobe I.N., Desmist J., Fokam E.B., Pycz T. & Tropek R., 2020. Effects of disturbances by forest elephants on diversity of trees and insects in tropical rainforests on Mount Cameroon. *Sci. Rep.* **10**(1), 1–11.
- Maisels F., Strindberg S., Blake S., Wittemyer G., Hart J., Williamson E.A., Aba'a R., Abitsi G., Ambahe R.D., Amsini F., Bakabana P.C., Hicks T.C., Bayogo R.E., Bechem M., Beyers R.L., Bezangoye A.N., Boundja P., Bout N., Akou M.E., Bene L.B., Fosso B., Greengrass E., Grossmann F., Ikamba-Nkulu C., Ilambu O., Inogwabini B.I., Iyenguet F., Kiminou F., Kokangoye M., Kujirakwinja D., Latour S., Liengola I., Mackaya Q., Madidi J., Madzoke B., Makoumbou C., Malanda G.A., Malonga R., Mbani O., Mbendzo V.A., Ambassa E., Ekinde A., Mihindou Y., Morgan B.J., Motsaba P., Moukala G., Mounquengui A., Mowawa B.S., Ndzai C., Nixon S., Nkumu P., Nzolani F., Pintea L., Plumptre A., Rainey H., de Semboli B.B., Serckx A., Stokes E., Turkalo A., Vanleeuwe H., Vosper A. & Warren Y., 2013. Devastating Decline of Forest Elephants in Central Africa. *PLoS One* **8**(3).
- Malan J. w. & van Wyk A.E., 1993. Bark structure and preferential bark utilisation by the african elephant. *IAWA* **14**(2), 173–185.
- Marechal C., Maurois C. & Chamberlan C., 1998. Size (and structure) of forest elephants groups (*Loxodonta africana cyclotis* Matschie, 1900) in the Odzala National Park, Republic of Congo. *Mammalia*.
- Megevand C., 2013. *Dynamiques de déforestation dans le bassin du Congo*, International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank, 178.
- Meijden E. Van Der, Wijn M., Verkaar H.J., Meijden E. Van Der, Wijn M. & Verkaar H.J., 2016. Defence and Regrowth , Alternative Plant Strategies in the Struggle against Herbivores Published by : Wiley on behalf of Nordic Society Oikos *StableNord. Soc. Oikos* **51**(3), 355–363.
- Merz G., 1986. Counting elephants (*Loxodonta africana cycfotis*) in tropical rain forests with particular reference to the Tai National Park, Ivory Coast. *Afr. J. Ecol.* **24**, 61–68.
- Merz G., 1981. Recherches sur la biologie de nutrition et les habitats préférés de l'éléphant de forêt, *Loxodonta africana cyclotis* Matschie, 1900. *Mammalia* **45**(3), 299–312.
- Métral F., 2016. *Forêts valaisannes et changements climatiques Forêts valaisannes et changements climatiques*, 1–24.
- Metsio Sienne J., Buchwald R. & Wittemyer G., 2014. Plant mineral concentrations related to foraging preferences of western lowland gorilla in central african forest clearings. *Am. J. Primatol.* **76**(12), 1115–1126.
- Mondol S., Moltke I., Hart J., Keigwin M., Brown L., Stephens M. & Wasser S.K., 2015. New evidence for hybrid zones of forest and savanna elephants in Central and West Africa. *Mol. Ecol.* **24**(24), 6134–6147.

- Morrison T.A., Holdo R.M. & Anderson T.M., 2016. Elephant damage, not fire or rainfall, explains mortality of overstorey trees in Serengeti. *J. Ecol.* **104**(2), 409–418.
- Mouloungui A., 2014. Gouvernance des ressources forestières au gabon : acteurs et enjeux.
- Moumaneix C. & Nkombe R., 2017. Le « Gabon vert », pilier de l'émergence ? Exemple du parc national de la Lopé : ressources, conflits et arrangements. *Bull. Assoc. Geogr. Fr.* **94**(2), 330–352.
- Mutinda M., Chenge G., Gakuya F., Otiende M., Omondi P., Kasiki S., Soriguer R.C. & Alasaad S., 2014. Detusking fence-breaker elephants as an approach in human-elephant conflict mitigation. *PLoS One* **9**(3).
- Nageleisen L.M., 2005. Dépérissement du hêtre : Présentation d'une méthode symptomatologique de suivi. *Rev. For. Fr.*
- Nasi R., Taber A. & Vliet N. Van, 2011. Empty forests, empty stomachs? bushmeat and livelihoods in the congo and amazon basins. *Int. For. Rev.* **13**(3), 355–368.
- Naude V.N., Becker F.S., Mayberry J.L., Vieira W.F. & Toit J.T., 2019. Logging roads as surrogates for elephant trails: Facilitating social signaling by small forest ungulates despite increasing risks. *Conserv. Sci. Pract.* **1**(7), 1–8.
- Nchanji A.C. & Plumptre A.J., 2003. Seed germination and early seedling establishment of some elephant-dispersed species in Banyang-Mbo Wildlife Sanctuary, south-western Cameroon. *J. Trop. Ecol.* **19**(3), 229–237.
- Ngama S., 2018. Introduction to elephant ecophysiology: principles, methods and case studies on forest elephant (*Loxodonta africana cyclotis*) crop raiders in Gabon.
- Nicodemo M.L.F. & Porfirio-da-Silva V., 2019. Bark stripping by cattle in silvopastoral systems. *Agrofor. Syst.* **93**(1), 305–315.
- Norris J., 1988. Diet and feeding behavior of semi-free ranging mandrills in an enclosed gabonais forest. *Primates* **29**(4), 449–463.
- O'Connor T.G., 2017. Demography of woody species in a semi-arid African savanna reserve following the re-introduction of elephants. *Acta Oecologica* **78**, 61–70.
- Okokon J.E., Basil N.I. & Aniekan E.U., 2006. Antiplasmodial activity of *Cylicodiscus gabunensis*. *J. Ethnopharmacol.* **107**(2), 175–178.
- Okokon J.E., Ettah U., Thomas P.S. & Bankhede H.K., 2016. Antimalarial activities of crude stem bark fractions of *Cylicodiscus gabunensis*. *African J. Pharmacol. Ther.* **5**(4), 206–211.
- Omar A., Fidelia I.U., Hamza H., Haddijatou M., Imran U., Falko D., Timothy D.W.C., Paul H. & Wen-Wu L., 2017. A characterization of the antimalarial activity of the bark of *Cylicodiscus gabunensis* Harms. *J. Ethnopharmacol.* **198**, 221–225.

- Omeja P.A., Jacob A.L., Lawes M.J., Lwanga J.S., Rothman J.M., Tumwesigye C. & Chapman C.A., 2014. Changes in elephant abundance affect forest composition or regeneration? *Biotropica* **46**(6), 704–711.
- Oslisly R. & White L.J.T., 2000. La relation homme/milieu dans la Reserve de la Lope (Gabon) au cours de l'Holocène; les implications sur l'environnement. *Dyn. à long terme des écosystèmes For. intertropicaux, CNRS/ORSTROM* (July 2020), 241–260.
- Oslisly R. & White L., n.d. Etude des traces de l'impact de l'homme sur l'environnement au cours de l'Holocène dans deux régions d'Afrique centrale forestière.
- Ozinga W.A., Bekker R.M., Schaminée J.H.J. & Van Groenendael J.M., 2004. Dispersal potential in plant communities depends on environmental conditions. *J. Ecol.* **92**(5), 767–777.
- Palla F., Picard N., Abernethy K.A., Ukizintambara T., White E.C., Riéra B., Rudant J.P. & White L., 2011. Structural and floristic typology of the forests in the forest-savanna mosaic of the Lopé National Park, Gabon. *Plant Ecol. Evol.* **144**(3), 255–266.
- Parker G.E., Osborn F. V., Hoare R.E. & Niskanen L.S., 2007. La Gestion des Conflits Homme-Eléphants Formation sur les Approches Communautaires en Afrique : Manuel du Participant 82.
- Parker G.E. & Osborn F. V., 2006. Investigating the potential for chilli *Capsicum* spp. to reduce human-wildlife conflict in Zimbabwe. *Oryx* **40**(3), 343–346.
- Peres C.A., 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. *Conserv. Biol.* **15**(6), 1490–1505.
- Pimm S.L., Jones H.L. & Diamond J., 2011. On the Risk of Extinction Author(s): Stuart L. Pimm, H. Lee Jones, Jared Diamond Published by: The University of Chicago Press for The American Society of Naturalists Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2462261> . *Am. Nat.* **132**(6), 757–785.
- Pinter-Wollman N., Isbell L.A. & Hart L.A., 2009. Assessing translocation outcome: Comparing behavioral and physiological aspects of translocated and resident African elephants (*Loxodonta africana*). *Biol. Conserv.* **142**(5), 1116–1124.
- Poulsen J.R., Rosin C., Meier A., Mills E., Nuñez C.L., Sally E., Blanchard E., Callejas J., Moore S., Sowers M., Koerner S.E., Blanchard E., Callejas J., Moore S. & Sowers M., 2018. The ecological consequences of forest elephant declines for Afrotropical forests. *Afrotropical For. Conserv. Biol.* **32**(3), 559–567.
- Poulsen J.R., Koerner S.E., Moore S., Medjibe V.P., Blake S., Clark C.J., Akou M.E., Fay M., Meier A., Okouyi J., Rosin C. & White L.J.T., 2014. Supplemental information Poaching empties a Central African wilderness of forest elephants 1–8.
- Putz F.E. & Milton K., 1983. Tree mortality rates on Barro Colorado Island. *Ecol. a Trop. rain For.* **1**, 95–108.

- Rejou-Mechain M., Tanguy A., Pioniot C., Chave J. & Herault B., 2017. “BIOMASS : an R package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests.” *Methods Ecol. Evol.* **8**(9).
- République Gabonaise, 2014. Code Forestier de la République Gabonaise 443.
- Rios R.S. & Pacheco L.F., 2006. The effect of dung and dispersal on postdispersal seed predation of *Attalea phalerata* (Arecaceae) by bruchid beetles. *Biotropica* **38**(6), 778–781.
- Rogers M.E., Tutin C.E.G., Williamson E.A., Parnell R.J., Voysey B.C. & Fernandez M., 1994. Seasonal feeding on bark by gorillas : An unexpected keystone food? *Curr. Primatol.* **1**, 37–43.
- Rosin C., Beals K.K., Belovitch M.W., Harrison R.E., Pendred M., Sullivan M.K., Yao N. & Poulsen J.R., 2020. Assessing the effects of elephant foraging on the structure and diversity of an Afrotropical forest. *Biotropica* **52**(3), 502–508.
- RUGGIERO R.G., 1992. Seasonal forage utilization by elephants in central Africa. *Afr. J. Ecol.* **30**(2), 137–148.
- Sallabanks R. & Courtney S.P., 1992. Frugivory, seed predation, and insect-vertebrate interactions. *Annu. Rev. Entomol.* **37**, 377–400.
- Santiapillai C. & Read B., 2010. Would masking the smell of ripening paddy-fields help mitigate human-elephant conflict in Sri Lanka? *Oryx* **44**(4), 509–511.
- Sartre X.A. De, Dufour S., Huet O., Oszwald J., Edzang O., Sartre X.A. De, Dufour S., Huet O., Oszwald J., Edzang N.O. & Les C., 2014. “Les services écosystémiques au Gabon. Le rendez-vous manqué du renouveau des politiques conservation.” X. ARNAULD SARTRE, M. CASTRO-LARRAÑAGA, S. DUFOUR, J. OSZWALD (dir.), *Polit. Ecol. des Serv. écosystémiques, Bruxelles, PIE Peter Lang Chapitre 5*, 143-161.
- Schmitt M.H., 2017. The influences of plant secondary metabolites on the foraging behaviour and carrying capacities of the African elephant , *Loxodonta africana*. Ph.D. Dissertation. (February), 143.
- Schoonenberg T., Pinard M. & Woodward S., 2003. Responses to mechanical wounding and fire in tree species characteristic of seasonally dry tropical forest of Bolivia. *Can. J. For. Res.* **33**(2), 330–338.
- Schumann K., Wittig R., Thiombiano A., Becker U. & Hahn K., 2010. Impact of land-use type and bark- and leaf-harvesting on population structure and fruit production of the baobab tree (*Adansonia digitata* L.) in a semi-arid savanna, West Africa. *For. Ecol. Manage.* **260**(11), 2035–2044.
- Schwartzi D., Lafranchi R. & Marioiti A., 1990. Origine et évolution des savanes intramayombiennes (R.P. du Congo). I. Apports de la pédologie et de la biogéochimie isotopique (^{14}C et ^{13}C). *Paysage Quat. l’Afrique Cent. Atl.* **12**.

- Sciences A. & Resources T.N., 2006. *Large herbivore ecology ecosystem dynamics and conservation*, Choice Reviews Online, 44-2102-44-2102.
- Segers A., 2018. De Trois Essences Ligneuses a Haute Valeur Commerciale : Baillonella Taxisperma Pierre , Afzelia Bipindensis Les Risques De L ' Exp Loitation.
- Sekar N., Lee C. Lo & Sukumar R., 2015. In the elephant's seed shadow: The prospects of domestic bovids as replacement dispersers of three tropical Asian trees. *Ecology* **96**(8), 2093–2105.
- Seloana M.Q., Jordaan J.J., Potgieter M.J. & Kruger J.W., 2018. Feeding patterns of elephants at the Atherstone Collaborative Nature Reserve. *Afr. J. Ecol.* **56**(3), 445–454.
- Shaffer L.J., Khadka K.K., Van Den Hoek J. & Naithani K.J., 2019. Human-elephant conflict: A review of current management strategies and future directions. *Front. Ecol. Evol.* **6**(JAN), 1–12.
- Sheil D. & Salim A., 2004. Forest tree persistence, elephants, and stem scars. *Biotropica* **36**(4), 505–521.
- SHORT J.C., 1983. Density and seasonal movements of forest elephant (*Loxodonta africana cyclotis*, Matschie) in Bia National Park, Ghana. *Afr. J. Ecol.* **21**(3), 175–184.
- Short J., 1981. Diet and feeding behaviour of the forest elephant. *Mammalia* **45**(2), 177–186.
- Shoshani J. & Tassy P., 1996. The Proboscidea. Evolution and Palaeoecology of Elephants and Their Relatives. *Geol. Mag.* **135**(6), 819–842.
- Sieradzka A., 2018. Chemical composition of beech bark stripped and not stripped by animals **425**(March 2019), 420–425.
- Spanbauer B.R. & Adler G.H., 2015. Seed protection through dispersal by African savannah elephants (*Loxodonta africana africana*) in northern Tanzania. *Afr. J. Ecol.* **53**(4), 496–501.
- Spw-demna-owsf E.B., n.d. Diagnostic de l ' état sanitaire des arbres et des peuplements forestiers.
- Ssali F., Sheil D. & Nkurunungi J.B., 2013. How selective are elephants as agents of forest tree damage in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda? *Afr. J. Ecol.* **51**(1), 55–65.
- Stutz R.S., Banks P.B., Proschogo N. & McArthur C., 2016. Follow your nose: leaf odour as an important foraging cue for mammalian herbivores. *Oecologia* **182**(3), 643–651.
- Stutz R.S., Croak B.M., Proschogo N., Banks P.B. & McArthur C., 2017. Olfactory and visual plant cues as drivers of selective herbivory. *Oikos* **126**(2), 259–268.
- Tchamba M.N. & SEME P.M., 1993. Diet and feeding behaviour of the forest elephant in the Santchou Reserve, Cameroon. *Afr. J. Ecol.* **31**(2), 165–171.

- Tech G.A. & Dynamics B., 2021. Cahier des charges pour un emploi d ' assistant ou d ' assistante sous mandat réf . GxABT / 2021 / BioDynE / ECOTRON.
- Terborgh J., Davenport L.C., Niangadouma R., Dimoto E., Mouandza J.C., Scholtz O. & Jaen M.R., 2016. Megafaunal influences on tree recruitment in African equatorial forests. *Ecography (Cop.)*. **39**(2), 180–186.
- Terborgh J., Davenport L.C., Ong L. & Campos-Arceiz A., 2018. Foraging impacts of Asian megafauna on tropical rain forest structure and biodiversity. *Biotropica* **50**(1), 84–89.
- Teren G., Owen-Smith N. & Erasmus B.F.N., 2018. Elephant-mediated compositional changes in riparian canopy trees over more than two decades in northern Botswana. *J. Veg. Sci.* **29**(4), 585–595.
- Thomson P.J., 1975. The role of elephants, fire and other agents in the decline of a *Brachystegia boehmii* woodland. *J. South. African Wildl. Manag. Assoc.* **5**(1), 11–18.
- Thouless C.R., Dublin H.T., Blanc J.J., Skinner D.P., Daniel T.E., Taylor R.D., Maisels F., Frederick H.L. & Bouché P., 2016. *An update from the African Elephant Database African Elephant Status Report*, Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission, Vi + 309pp.
- Tiku E., Samje M., Cho-Ngwa F., Nyongbela K. & Mfonku N., 2020. *Cylicodiscus gabunensis* and *Scoparia dulcis*: Potential sources of new antifilaricidal agents. *Int. J. Infect. Dis.* **101**, 314.
- Toptun A. & Bondarenko Y., 2020. Information-measuring system for monitoring the sanitary condition of tree stands **147**(3), 142–147.
- Ukizintambara T., White L., Abernethy K. & Thébaud C., 2007. Gallery forests versus bosquets: Conservation of natural fragments at Lopé National Park in central Gabon. *Afr. J. Ecol.* **45**(4), 476–482.
- Vanak A.T., Shannon G., Thaker M., Page B., Grant R. & Slotow R., 2012. Biocomplexity in large tree mortality: Interactions between elephant, fire and landscape in an African savanna. *Ecography (Cop.)*. **35**(4), 315–321.
- Vanaraj G., 2001. Observations on debarking of trees by elephants in Biligiri Rangaswamy Temple Wildlife Sanctuary, Karnataka. *Zoos' Print J.* **16**(5), 484–486.
- Vesey-FitzGerald D.F., 1973. Animal Impact on Vegetation and Plant Succession in Lake Manyara National Park, Tanzania. *Oikos* **24**(2), 314.
- Vesey-fitzgerald D.F., 1973. Animal Impact on Vegetation and Plant Succession in Lake Manyara National Park , Tanzania Author (s): Desmond Foster Vesey-FitzGerald Published by : Wiley on behalf of Nordic Society Oikos Stable URL : <https://www.jstor.org/stable/3543890> REFERENCES Lin **24**(2), 314–324.
- Vinet L. & Zhedanov A., 2011. *A “missing” family of classical orthogonal polynomials*, Journal of Physics A: Mathematical and Theoretical, 1689–1699.

- Vollrath F. & Douglas-Hamilton I., 2002. African bees to control African elephants. *Naturwissenschaften* **89**(11), 508–511.
- Walter O.J., Adekanmbi O.H. & Clifford O., 2019. Palynological analysis of faecal matter in African Forest Elephants *Loxodonta cyclotis* (Mammalia: Proboscidea: Elephantidae) at Omo Forest Reserve, Nigeria. *J. Threat. Taxa* **11**(10), 14309–14317.
- Wanderi I.F., 2007. Forage Quality and bark utilisation by the african elephant (*Loxodonta africana*) in Samburu and buffalo springs national reserve, Kenya.
- Weyerhaeuser F.J., 1985. Survey of elephant damage to baobabs in Tanzania's Lake Manyara National Park. *Afr. J. Ecol.* **23**(4), 235–243.
- White A.M. & Goodman P.S., 2010. Differences in woody vegetation are unrelated to use by African elephants (*Loxodonta africana*) in Mkhuzi Game Reserve, South Africa. *Afr. J. Ecol.* **48**(1), 215–223.
- White L.J.T., 1992. Vegetation history and logging disturbance: effects on rain forest mammals in the Lope Reserve, Gabon. *PQDT - UK Irel.*
- White L.J.T., 1994. Etude la végétation de la réserve de la Lopé. Rapport préliminaire. Montpellier, 78.
- White L.J.-T., 1992. Vegetation history and logging disturbance: effects on rain forest in the Lope Reserve, Gabon (with special emphasis on elephants and apes) 250.
- White L. & Abernethy K.A., 2015. Guide de la Végétation de la Réserve de la Lopé, Gabon (January 1996).
- Williams V.L., Witkowski E.T.F. & Balkwill K., 2007. Relationship between bark thickness and diameter at breast height for six tree species used medicinally in South Africa. *South African J. Bot.* **73**(3), 449–465.
- Wilson B.G. & Witkowski E.T.F., 2003. Seed banks, bark thickness and change in age and size structure (1978-1999) of the African savanna tree, *Burkea africana*. *Plant Ecol.* **167**(1), 151–162.
- Wing L.D. & Buss I.O., 1970. Elephants and forests. *Wildl. Monogr.* **19**, 3–92.
- Wolf A., Doughty C.E. & Malhi Y., 2013. Lateral Diffusion of Nutrients by Mammalian Herbivores in Terrestrial Ecosystems. *PLoS One* **8**(8), 1–10.
- Wrege P.H., Rowland E.D., Keen S. & Shiu Y., 2017. Acoustic monitoring for conservation in tropical forests: examples from forest elephants. *Methods Ecol. Evol.* **8**(10), 1292–1301.
- Yumoto T., Maruhashi T., Yamagiwa J. & Mwanza N., 1995. Seed-Dispersal by Elephants in a Tropical Rain Forest in Kahuzi-Biega National Park, Zaire. *Biotropica* **27**(4), 526–530.

Ziegltrum G.J., 2004. Efficacy of Black Bear Supplemental Feeding To Reduce Conifer Damage in Western Washington. *J. Wildl. Manage.* **68**(3), 470–474.

Zisadza P. & Mandima J.J., 2008. Caractéristiques des corridors de déplacement de la faune sauvage dans la zone transfrontière Zimbabwe-Mozambique-Zambie, servant à orienter les activités d'atténuation des conflits homme-faune qui se multiplient dans le heartland de la vallée. *Nat. Faune* **22**(2), 7–10.

7 Annexes

Annexe 1: Indice de préférence d'écorcement pour chaque variable testée ; Pref = Indice de préférence, NbTot = Nombre total d'individus inventoriés, NbEc = Nombre d'individus écorcés.

		<i>Pref</i>	<i>NbTot</i>	<i>NbEc</i>
<i>Ordre</i>	Aquifoliales	0.00	3	0
	Celastrales	0.00	1	0
	Cucurbitales	0.00	1	0
	Ericales	0.18	765	3
	Fabales	3.94	389	33
	Gentianales	0.00	84	0
	Lamiales	0.00	30	0
	Laurales	0.00	1	0
	Magnoliales	1.10	380	9
	Malpighiales	1.22	991	26
	Malvales	0.81	228	4
	Oxalidales	0.00	23	0
	Rosales	0.00	18	0
	Santalales	0.83	225	4
	Sapindales	0.26	710	4
	Vitales	0.00	3	0
<i>Famille</i>	Achariaceae	2.21	42	2
	Anacardiaceae	0.00	55	0
	Anisophylleaceae	0.00	1	0
	Annonaceae	0.94	296	6
	Apocynaceae	0.00	2	0
	Bignoniaceae	0.00	14	0
	Burseraceae	0.09	523	1
	Calophyllaceae	46.41	1	1
	Cannabaceae	0.00	7	0
	Celastraceae	0.00	1	0
	Centroplacaceae	0.00	30	0
	Chrysobalanaceae	0.00	13	0
	Clusiaceae	3.09	30	2
	Connaraceae	0.00	21	0
	Dichapetalaceae	0.00	101	0
	Ebenaceae	0.00	754	0
	Erythroxylaceae	0.00	12	0
	Euphorbiaceae	0.57	81	1
	Fabaceae	3.94	389	33
	Gentianaceae	0.00	3	0
	Huaceae	0.00	2	0
	Humiriaceae	10.31	18	4
	Irvingiaceae	5.11	109	12
	Ixonanthaceae	0.00	7	0

	Lauraceae	0.00	1	0
	Lecythidaceae	15.47	6	2
	Malvaceae	0.81	228	4
	Meliaceae	0.00	64	0
	Moraceae	0.00	10	0
	Myristicaceae	1.66	84	3
	Ochnaceae	0.28	332	2
	Olacaceae	0.83	225	4
	Oleaceae	0.00	16	0
	Pandaceae	0.00	1	0
	Passifloraceae	0.50	92	1
	Phyllanthaceae	0.39	120	1
	Rubiaceae	0.00	79	0
	Rutaceae	0.00	3	0
	Salicaceae	0.00	2	0
	Sapindaceae	2.14	65	3
	Sapotaceae	9.28	5	1
	Stemonuraceae	0.00	3	0
	Urticaceae	0.00	1	0
	Vitaceae	0.00	3	0
<i>CouleurTranche</i>	Blanc	1.49	125	4
	Brun	0.63	295	4
	BrunClair	0.83	782	14
	BrunClaire	0.00	1	0
	Creme	0.82	338	6
	Jaune	1.11	958	23
	Orange	0.00	41	0
	Rose	1.01	461	10
	Rouge	1.20	851	22
<i>Fibre</i>	Amorphe	0.44	1563	15
	Fibreuse	1.38	1745	52
	Granuleuse	1.40	529	16
<i>Exsudat</i>	Non	1.10	2455	58
	Oui	0.83	1397	25
<i>Desc Exsudat</i>	Blanc	0.32	174	1
	Brun	1.43	39	1
	Creme	0.00	8	0
	Jaune	10.98	56	11
	Rouge	2.22	201	8
	Translucide	0.24	919	4
<i>Présence d'odeur</i>	Non	1.39	1833	55
	Oui	0.64	2019	28
<i>Desc Odeur</i>	Ail/Pourri	15.06	37	8
	Autre	0.24	292	1
	Desagreable	0.00	100	0

	Legumineuse	0.83	587	7
	Mentholatum	17.41	8	2
	Parfumee	2.36	266	9
	Poivre	0.00	162	0
	Resineuse	0.25	568	2
<i>Base Tronc</i>	Cannelé	1.51	153	5
	Contrefort	2.12	632	29
	Cylindrique	0.68	2045	30
	Echasse	0.68	68	1
	Empattement	0.90	923	18
	Liane	0.00	9	0
	Variable	0.00	10	0
<i>Rhytidome</i>	Ecailleux	0.76	1221	20
	Fissure	0.24	1332	7
	Lenticelle	1.44	257	8
	Lisse	1.29	679	19
	Plissé	26.44	7	4
	Rugueux	2.74	321	19
<i>Caractère</i>	For.Sec	3.85	122	13
	Humide	0.00	10	0
	Vieille.For	0.72	1652	33
	Vieille.For/For.Sec	1.16	781	25
<i>Consommé par l'éléphant</i>	Oui	1	2554	55
	Non	1	1298	28

Annexe 2 : Répartition par espèce de l'inventaire du transect MPAM de 1992, NBTOT = Nombre d'individus échantillonnés de l'espèce, NBECOR = Nombre d'individus écorcé de l'espèce, FREQU = fréquence d'écorcement de l'espèce, PREF = Taux de préférence d'écorcement de l'espèce.

MPAM92	SP	NBTOT	NBECOR	FREQU	PREF
	Albizia ferruginea	1,00	1,00	1,00	24,70
	Duboscia macrocarpa	1,00	1,00	1,00	24,70
	Guibourtia tessmannii	1,00	1,00	1,00	24,70
	Tetrapleura tetraptera	1,00	1,00	1,00	24,70
	Piptadeniastrum africanum	4,00	3,00	0,75	18,53
	Pentadesma butyracea	3,00	2,00	0,67	16,47
	Pentaclethra eetveldeana	12,00	6,00	0,50	12,35
	Elaeis guineensis	4,00	2,00	0,50	12,35
	Detarium macrocarpum	2,00	1,00	0,50	12,35
	Irvingia gabonensis	12,00	4,00	0,33	8,23
	Barteria fistulosa	3,00	1,00	0,33	8,23
	Heisteria parvifolia	3,00	1,00	0,33	8,23
	Irvingia grandifolia	3,00	1,00	0,33	8,23
	Pentaclethra macrophylla	13,00	4,00	0,31	7,60
	Klainedoxa trillesii	5,00	1,00	0,20	4,94
	Strombosiaopsis tetrandra	5,00	1,00	0,20	4,94

Ganophyllum giganteum	6,00	1,00	0,17	4,12
Desbordesia glaucescens	7,00	1,00	0,14	3,53
Eriocoelum macrocarpum	16,00	2,00	0,13	3,09
Pycnanthus angolensis	9,00	1,00	0,11	2,74
Scottellia coriacea	23,00	2,00	0,09	2,15
Pterocarpus soyauxii	12,00	1,00	0,08	2,06
Klainedoxa gabonensis	26,00	2,00	0,08	1,90
Enantia chlorantha	26,00	1,00	0,04	0,95
Lophira alata	75,00	2,00	0,03	0,66
Xylopia quintasii	58,00	1,00	0,02	0,43
Cola lizae	172,00	2,00	0,01	0,29
Aucoumea klaineana	159,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros zenkeri	68,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros dendo	64,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros polystemon	34,00	0,00	0,00	0,00
Dacryodes buettneri	30,00	0,00	0,00	0,00
Trichilia prieuriana	18,00	0,00	0,00	0,00
Tapura bouquetiana	16,00	0,00	0,00	0,00
Arbre indet.	15,00	0,00	0,00	0,00
Maprounea membranacea	14,00	0,00	0,00	0,00
Aporrhiza paniculata	13,00	0,00	0,00	0,00
Dacryodes normandii	13,00	0,00	0,00	0,00
Polyalthia suaveolens	12,00	0,00	0,00	0,00
Scyphocephalum ochocoa	12,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros piscatoria	11,00	0,00	0,00	0,00
Trichoscypha acuminata	11,00	0,00	0,00	0,00
Euonymus congolensis	10,00	0,00	0,00	0,00
Xylopia hypolampra	10,00	0,00	0,00	0,00
Dichapetalum barteri	9,00	0,00	0,00	0,00
Cassipourea congoensis	8,00	0,00	0,00	0,00
Dialium lopense	8,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros kamerunensis	8,00	0,00	0,00	0,00
Hypodaphnis zenkeri	7,00	0,00	0,00	0,00
Uvariastrum pierreanum	7,00	0,00	0,00	0,00
Pseudospondias microcarpa	6,00	0,00	0,00	0,00
Hylodendron gabunense	5,00	0,00	0,00	0,00
Scyttopetalum sp.	5,00	0,00	0,00	0,00
Inga carinata	4,00	0,00	0,00	0,00
Julbernardia brieyi	4,00	0,00	0,00	0,00
Testulea gabonensis	4,00	0,00	0,00	0,00
Antidesma laciniatum	3,00	0,00	0,00	0,00
Ceiba pentandra	3,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros suaveolens	3,00	0,00	0,00	0,00
Ongokea gore	3,00	0,00	0,00	0,00
Pausinystalia macroceras	3,00	0,00	0,00	0,00

Xylopia phloiodora	3,00	0,00	0,00	0,00
Berlinia bracteosa	2,00	0,00	0,00	0,00
Caloncoba glauca	2,00	0,00	0,00	0,00
Canarium schweinfurthii	2,00	0,00	0,00	0,00
Carapa procera	2,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros mannii	2,00	0,00	0,00	0,00
Erythroxylum mannii	2,00	0,00	0,00	0,00
Homalium letestui	2,00	0,00	0,00	0,00
Massularia acuminata	2,00	0,00	0,00	0,00
Napoleona imperialis	2,00	0,00	0,00	0,00
Nauclea vanderghuchtii	2,00	0,00	0,00	0,00
Parkia filicoidea	2,00	0,00	0,00	0,00
Phyllanthus diandrus	2,00	0,00	0,00	0,00
Plagiostyles africana	2,00	0,00	0,00	0,00
Trichilia monadelpha	2,00	0,00	0,00	0,00
Uapaca heudelotii	2,00	0,00	0,00	0,00
Xylopia aethiopica	2,00	0,00	0,00	0,00
Anthonothea macrophylla	1,00	0,00	0,00	0,00
Beilschmiedia fulva	1,00	0,00	0,00	0,00
Campylospermum elongatum	1,00	0,00	0,00	0,00
Chlorophora excelsa	1,00	0,00	0,00	0,00
Corynanthe mayumbensis	1,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros camarinensis	1,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros crassiflora	1,00	0,00	0,00	0,00
Duvigneaudia inopinata	1,00	0,00	0,00	0,00
Klaineanthus gabonae	1,00	0,00	0,00	0,00
Lannea welwitschii	1,00	0,00	0,00	0,00
Letestua durissima	1,00	0,00	0,00	0,00
Maranthes gabunensis	1,00	0,00	0,00	0,00
Millettia sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Mitragyna ciliata	1,00	0,00	0,00	0,00
Monodora angolensis	1,00	0,00	0,00	0,00
Newbouldia laevis	1,00	0,00	0,00	0,00
Panda oleosa	1,00	0,00	0,00	0,00
Paropsia sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Phyllanthus acidus	1,00	0,00	0,00	0,00
Phyllanthus polyanthus	1,00	0,00	0,00	0,00
Rauvolfia vomitoria	1,00	0,00	0,00	0,00
Santiria trimera	1,00	0,00	0,00	0,00
Uapaca paludosa	1,00	0,00	0,00	0,00
Antidesma sp.	0,00	0,00	0,00	0,00
Baillonella toxisperma	0,00	0,00	0,00	0,00
Beilschmiedia sp.	0,00	0,00	0,00	0,00
Campptostylus mannii	0,00	0,00	0,00	0,00
Casearia barteri	0,00	0,00	0,00	0,00

Annexe 3 : Répartition par espèce de l'inventaire du transect MPAM de 2021, NBTOT = Nombre d'individus échantillonnés de l'espèce, NBECOR = Nombre d'individus écorcé de l'espèce, FREQU = fréquence d'écorcement de l'espèce, PREF = Taux de préférence d'écorcement de l'espèce.

MPAM21	SP	NBTOT	NBECOR	FREQU	PREF
	Albizia ferruginea	1,00	1,00	1,00	24,70
	Duboscia macrocarpa	1,00	1,00	1,00	24,70
	Guibourtia tessmannii	1,00	1,00	1,00	24,70
	Tetrapleura tetraptera	1,00	1,00	1,00	24,70
	Piptadeniastrum africanum	4,00	3,00	0,75	18,53
	Pentadesma butyracea	3,00	2,00	0,67	16,47
	Pentaclethra eetveldeana	12,00	6,00	0,50	12,35
	Elaeis guineensis	4,00	2,00	0,50	12,35
	Detarium macrocarpum	2,00	1,00	0,50	12,35
	Irvingia gabonensis	12,00	4,00	0,33	8,23
	Barteria fistulosa	3,00	1,00	0,33	8,23
	Heisteria parvifolia	3,00	1,00	0,33	8,23
	Irvingia grandifolia	3,00	1,00	0,33	8,23
	Pentaclethra macrophylla	13,00	4,00	0,31	7,60
	Klainedoxa trillesii	5,00	1,00	0,20	4,94
	Strombosiopsis tetrandra	5,00	1,00	0,20	4,94
	Ganophyllum giganteum	6,00	1,00	0,17	4,12
	Desbordesia glaucescens	7,00	1,00	0,14	3,53
	Eriocoelum macrocarpum	16,00	2,00	0,13	3,09
	Pycnanthus angolensis	9,00	1,00	0,11	2,74
	Scottellia coriacea	23,00	2,00	0,09	2,15
	Pterocarpus soyauxii	12,00	1,00	0,08	2,06
	Klainedoxa gabonensis	26,00	2,00	0,08	1,90
	Enantia chlorantha	26,00	1,00	0,04	0,95
	Lophira alata	75,00	2,00	0,03	0,66
	Xylopia quintasii	58,00	1,00	0,02	0,43
	Cola lizae	172,00	2,00	0,01	0,29
	Aucoumea klaineana	159,00	0,00	0,00	0,00
	Diospyros zenkeri	68,00	0,00	0,00	0,00
	Diospyros dendo	64,00	0,00	0,00	0,00
	Diospyros polystemon	34,00	0,00	0,00	0,00
	Dacryodes buettneri	30,00	0,00	0,00	0,00
	Trichilia prieuriana	18,00	0,00	0,00	0,00
	Tapura bouquetiana	16,00	0,00	0,00	0,00
	Arbre indet.	15,00	0,00	0,00	0,00
	Maprounea membranacea	14,00	0,00	0,00	0,00
	Aporrhiza paniculata	13,00	0,00	0,00	0,00
	Dacryodes normandii	13,00	0,00	0,00	0,00
	Polyalthia suaveolens	12,00	0,00	0,00	0,00

Scyphocephalum ochocoa	12,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros piscatoria	11,00	0,00	0,00	0,00
Trichoscypha acuminata	11,00	0,00	0,00	0,00
Euonymus congolensis	10,00	0,00	0,00	0,00
Xylopi hypolampra	10,00	0,00	0,00	0,00
Dichapetalum barteri	9,00	0,00	0,00	0,00
Cassipourea congoensis	8,00	0,00	0,00	0,00
Dialium lopense	8,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros kamerunensis	8,00	0,00	0,00	0,00
Hypodaphnis zenkeri	7,00	0,00	0,00	0,00
Uvariastrum pierreanum	7,00	0,00	0,00	0,00
Pseudospondias microcarpa	6,00	0,00	0,00	0,00
Hylodendron gabunense	5,00	0,00	0,00	0,00
Scyttopetalum sp.	5,00	0,00	0,00	0,00
Inga carinata	4,00	0,00	0,00	0,00
Julbernardia brieyi	4,00	0,00	0,00	0,00
Testulea gabonensis	4,00	0,00	0,00	0,00
Antidesma laciniatum	3,00	0,00	0,00	0,00
Ceiba pentandra	3,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros suaveolens	3,00	0,00	0,00	0,00
Ongokea gore	3,00	0,00	0,00	0,00
Pausinystalia macroceras	3,00	0,00	0,00	0,00
Xylopi phloiodora	3,00	0,00	0,00	0,00
Berlinia bracteosa	2,00	0,00	0,00	0,00
Caloncoba glauca	2,00	0,00	0,00	0,00
Canarium schweinfurthii	2,00	0,00	0,00	0,00
Carapa procera	2,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros mannii	2,00	0,00	0,00	0,00
Erythroxylum mannii	2,00	0,00	0,00	0,00
Homalium letestui	2,00	0,00	0,00	0,00
Massularia acuminata	2,00	0,00	0,00	0,00
Napoleona imperialis	2,00	0,00	0,00	0,00
Nauclea vanderguchtii	2,00	0,00	0,00	0,00
Parkia filicoidea	2,00	0,00	0,00	0,00
Phyllanthus diandrus	2,00	0,00	0,00	0,00
Plagiostyles africana	2,00	0,00	0,00	0,00
Trichilia monadelpha	2,00	0,00	0,00	0,00
Uapaca heudelotii	2,00	0,00	0,00	0,00
Xylopi aethiopica	2,00	0,00	0,00	0,00
Anthonothea macrophylla	1,00	0,00	0,00	0,00
Beilschmiedia fulva	1,00	0,00	0,00	0,00
Campylospermum elongatum	1,00	0,00	0,00	0,00
Chlorophora excelsa	1,00	0,00	0,00	0,00
Corynanthe mayumbensis	1,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros camarinensis	1,00	0,00	0,00	0,00

Diospyros crassiflora	1,00	0,00	0,00	0,00
Duvigneaudia inopinata	1,00	0,00	0,00	0,00
Klaineanthus gabonae	1,00	0,00	0,00	0,00
Lanea welwitschii	1,00	0,00	0,00	0,00
Letestua durissima	1,00	0,00	0,00	0,00
Maranthes gabunensis	1,00	0,00	0,00	0,00
Millettia sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Mitragyna ciliata	1,00	0,00	0,00	0,00
Monodora angolensis	1,00	0,00	0,00	0,00
Newbouldia laevis	1,00	0,00	0,00	0,00
Panda oleosa	1,00	0,00	0,00	0,00
Paropsia sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Phyllanthus acidus	1,00	0,00	0,00	0,00
Phyllanthus polyanthus	1,00	0,00	0,00	0,00
Rauvolfia vomitoria	1,00	0,00	0,00	0,00
Santiria trimera	1,00	0,00	0,00	0,00
Uapaca paludosa	1,00	0,00	0,00	0,00

Annexe 4 : Répartition par espèce de l'inventaire du transect WW de 1992, NBTOT = Nombre d'individus échantillonnés de l'espèce, NBECOR = Nombre d'individus écorcé de l'espèce, FREQU = fréquence d'écorcement de l'espèce, PREF = Taux de préférence d'écorcement de l'espèce.

WW92	SP	NBTOT	NBECOR	FREQU	PREF
	Baillonella toxisperma	1,00	1,00	1,00	61,09
	Samanea leptophylla	1,00	1,00	1,00	61,09
	Scorodophloeus zenkeri	4,00	2,00	0,50	30,54
	Distemonanthus benthamianus	2,00	1,00	0,50	30,54
	Donella pruniformis	2,00	1,00	0,50	30,54
	Irvingia grandifolia	2,00	1,00	0,50	30,54
	Piptadeniastrum africanum	2,00	1,00	0,50	30,54
	Petersianthus macrocarpus	5,00	2,00	0,40	24,43
	Dacryodes normandii	10,00	2,00	0,20	12,22
	Pentaclethra eetveldeana	5,00	1,00	0,20	12,22
	Staudtia kamerunensis	5,00	1,00	0,20	12,22
	Klainedoxa gabonensis	6,00	1,00	0,17	10,18
	Arbre indet.	36,00	3,00	0,08	5,09
	Pentaclethra macrophylla	13,00	1,00	0,08	4,70
	Strombosiaopsis tetrandra	50,00	2,00	0,04	2,44
	Scyphocephalum ochocoa	55,00	2,00	0,04	2,22
	Dacryodes buettneri	83,00	0,00	0,00	0,00
	Strombosia zenkeri	79,00	0,00	0,00	0,00
	Aucoumea klaineana	76,00	0,00	0,00	0,00
	Augouardia letestui	65,00	0,00	0,00	0,00
	Corynanthe mayumbensis	62,00	0,00	0,00	0,00
	Santiria trimera	58,00	0,00	0,00	0,00
	Coula edulis	55,00	0,00	0,00	0,00
	Sindoropsis letestui	46,00	0,00	0,00	0,00

Maprounea membranacea	38,00	0,00	0,00	0,00
Beilschmiedia sp.	30,00	0,00	0,00	0,00
Dialium soyauxii	29,00	0,00	0,00	0,00
Polyalthia suaveolens	26,00	0,00	0,00	0,00
Xylopi aethiopica	26,00	0,00	0,00	0,00
Desbordesia glaucescens	21,00	0,00	0,00	0,00
Centroplacus glaucinus	20,00	0,00	0,00	0,00
Calpocalyx sp.	18,00	0,00	0,00	0,00
Carapa procera	18,00	0,00	0,00	0,00
Garcinia afzelii	18,00	0,00	0,00	0,00
Nauclea diderrichii	18,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros dendo	16,00	0,00	0,00	0,00
Pycnanthus angolensis	16,00	0,00	0,00	0,00
Heisteria parvifolia	14,00	0,00	0,00	0,00
Irvingia gabonensis	14,00	0,00	0,00	0,00
Plagiostyles africana	14,00	0,00	0,00	0,00
Mareyopsis longifolia	13,00	0,00	0,00	0,00
Liane indet.	12,00	0,00	0,00	0,00
Placodiscus opacus	12,00	0,00	0,00	0,00
Trichoscypha abut	12,00	0,00	0,00	0,00
Barteria fistulosa	10,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros sp.	8,00	0,00	0,00	0,00
Ongokea gore	8,00	0,00	0,00	0,00
Polyalthia sp.	8,00	0,00	0,00	0,00
Scyphocephalum mannii	8,00	0,00	0,00	0,00
Celtis tessmannii	7,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros melocarpa	7,00	0,00	0,00	0,00
Duvigneaudia inopinata	7,00	0,00	0,00	0,00
Maranthes glabra	7,00	0,00	0,00	0,00
Strombosia pustulata	7,00	0,00	0,00	0,00
Symphonia globulifera	7,00	0,00	0,00	0,00
Paraberlinia bifoliolata	6,00	0,00	0,00	0,00
Pterocarpus soyauxii	6,00	0,00	0,00	0,00
Testulea gabonensis	6,00	0,00	0,00	0,00
Canarium schweinfurthii	5,00	0,00	0,00	0,00
Dialium dinklagei	5,00	0,00	0,00	0,00
Dialium lopense	5,00	0,00	0,00	0,00
Eriocoelum macrocarpum	5,00	0,00	0,00	0,00
Garcinia sp.	5,00	0,00	0,00	0,00
Hymenostegia pellegrinii	5,00	0,00	0,00	0,00
Millettia laurentii	5,00	0,00	0,00	0,00
Rinorea ilicifolia	5,00	0,00	0,00	0,00
Scottellia coriacea	5,00	0,00	0,00	0,00
Xylopi quintasii	5,00	0,00	0,00	0,00
Annickia chlorantha	4,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros boala	4,00	0,00	0,00	0,00

Diospyros polystemon	4,00	0,00	0,00	0,00
Guibourtia tessmannii	4,00	0,00	0,00	0,00
Klainedoxa trillesii	4,00	0,00	0,00	0,00
Lophira alata	4,00	0,00	0,00	0,00
Manilkara fouilloyana	4,00	0,00	0,00	0,00
Mitragyna ciliata	4,00	0,00	0,00	0,00
Ptychopetalum petiolatum	4,00	0,00	0,00	0,00
Treculia obovoidea	4,00	0,00	0,00	0,00
Berlinia auriculata	3,00	0,00	0,00	0,00
Caloncoba glauca	3,00	0,00	0,00	0,00
Camptostylus mannii	3,00	0,00	0,00	0,00
Cylicodiscus gabunensis	3,00	0,00	0,00	0,00
Greenwayodendron suaveolens	3,00	0,00	0,00	0,00
Lasianthera africana	3,00	0,00	0,00	0,00
Macaranga monandra	3,00	0,00	0,00	0,00
Rinorea sp.	3,00	0,00	0,00	0,00
Scyttopetalum sp.	3,00	0,00	0,00	0,00
Trichoscypha acuminata	3,00	0,00	0,00	0,00
Afrostryax lepidophyllus	2,00	0,00	0,00	0,00
Amphimas ferrugineus	2,00	0,00	0,00	0,00
Anthonothea ferruginea	2,00	0,00	0,00	0,00
Dialium pachyphyllum	2,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros mannii	2,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros piscatoria	2,00	0,00	0,00	0,00
Duboscia macrocarpa	2,00	0,00	0,00	0,00
Enantia chlorantha	2,00	0,00	0,00	0,00
Gomphia flava	2,00	0,00	0,00	0,00
Guibourtia demeusei	2,00	0,00	0,00	0,00
Inga carinata	2,00	0,00	0,00	0,00
Maranthes aubrevillei	2,00	0,00	0,00	0,00
Maranthes gabunensis	2,00	0,00	0,00	0,00
Napoleona imperialis	2,00	0,00	0,00	0,00
Pentadesma grandifolia	2,00	0,00	0,00	0,00
Scaphopetalum blackii	2,00	0,00	0,00	0,00
Uapaca sp.	2,00	0,00	0,00	0,00
Xylopiia staudtii	2,00	0,00	0,00	0,00
Anisophyllea polyneura	1,00	0,00	0,00	0,00
Anthocleista sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Anthonothea macrophylla	1,00	0,00	0,00	0,00
Antrocaryon klaineianum	1,00	0,00	0,00	0,00
Araliopsis sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Chlorophora excelsa	1,00	0,00	0,00	0,00
Cola mahoundensis	1,00	0,00	0,00	0,00
Crudia gabonensis	1,00	0,00	0,00	0,00
Crudia harmsiana	1,00	0,00	0,00	0,00
Dacryodes edulis	1,00	0,00	0,00	0,00

Daniella klainei	1,00	0,00	0,00	0,00
Discoglyprena caloneura	1,00	0,00	0,00	0,00
Duvigneaudia sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Erythrophleum ivorense	1,00	0,00	0,00	0,00
Erythroxyllum mannii	1,00	0,00	0,00	0,00
Eurypetalum batesii	1,00	0,00	0,00	0,00
Fagara tessmannii	1,00	0,00	0,00	0,00
Fillaeopsis discophora	1,00	0,00	0,00	0,00
Gambeya africana	1,00	0,00	0,00	0,00
Gambeya sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Guibourtia ehie	1,00	0,00	0,00	0,00
Lecomtedoxa sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Maesobotrya pyraetii	1,00	0,00	0,00	0,00
Mareya micrantha	1,00	0,00	0,00	0,00
Massularia acuminata	1,00	0,00	0,00	0,00
Nauclea vanderguchtii	1,00	0,00	0,00	0,00
Neochevalierodendron stephanii	1,00	0,00	0,00	0,00
Newtonia leucocarpa	1,00	0,00	0,00	0,00
Ouratea myrionura	1,00	0,00	0,00	0,00
Pancovia sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Pancovia turbinata	1,00	0,00	0,00	0,00
Paraberlinia sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Parinari excelsa	1,00	0,00	0,00	0,00
Parkia bicolor	1,00	0,00	0,00	0,00
Paropsia grewoides	1,00	0,00	0,00	0,00
Pauridiantha sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Pausinystalia johimbe	1,00	0,00	0,00	0,00
Staudtia gabonensis	1,00	0,00	0,00	0,00
Xylopi hypolampra	1,00	0,00	0,00	0,00

Annexe 5 : Répartition par espèce de l'inventaire du transect WW de 2021, NBTOT = Nombre d'individus échantillonnés de l'espèce, NBECOR = Nombre d'individus écorcé de l'espèce, FREQU = fréquence d'écorcement de l'espèce, PREF = Taux de préférence d'écorcement de l'espèce.

WW21	SP	NBTOT	NBECOR	FREQU	PREF
	Baillonella toxisperma	1,00	1,00	1,00	61,09
	Samanea leptophylla	1,00	1,00	1,00	61,09
	Scorodophloeus zenkeri	4,00	2,00	0,50	30,54
	Distemonanthus benthamianus	2,00	1,00	0,50	30,54
	Donella pruniformis	2,00	1,00	0,50	30,54
	Irvingia grandifolia	2,00	1,00	0,50	30,54
	Piptadeniastrum africanum	2,00	1,00	0,50	30,54
	Petersianthus macrocarpus	5,00	2,00	0,40	24,43
	Dacryodes normandii	10,00	2,00	0,20	12,22
	Pentaclethra eetveldeana	5,00	1,00	0,20	12,22
	Staudtia kamerunensis	5,00	1,00	0,20	12,22

Klainedoxa gabonensis	6,00	1,00	0,17	10,18
Arbre indet.	36,00	3,00	0,08	5,09
Pentaclethra macrophylla	13,00	1,00	0,08	4,70
Strombosiopsis tetrandra	50,00	2,00	0,04	2,44
Scyphocephalum ochocoa	55,00	2,00	0,04	2,22
Dacryodes buettneri	83,00	0,00	0,00	0,00
Strombosia zenkeri	79,00	0,00	0,00	0,00
Aucoumea klaineana	76,00	0,00	0,00	0,00
Augouardia letestui	65,00	0,00	0,00	0,00
Corynanthe mayumbensis	62,00	0,00	0,00	0,00
Santiria trimera	58,00	0,00	0,00	0,00
Coula edulis	55,00	0,00	0,00	0,00
Sindoropsis letestui	46,00	0,00	0,00	0,00
Maprounea membranacea	38,00	0,00	0,00	0,00
Beilschmiedia sp.	30,00	0,00	0,00	0,00
Dialium soyauxii	29,00	0,00	0,00	0,00
Polyalthia suaveolens	26,00	0,00	0,00	0,00
Xylopia aethiopica	26,00	0,00	0,00	0,00
Desbordesia glaucescens	21,00	0,00	0,00	0,00
Centroplassus glaucinus	20,00	0,00	0,00	0,00
Calpocalyx sp.	18,00	0,00	0,00	0,00
Carapa procera	18,00	0,00	0,00	0,00
Garcinia afzelii	18,00	0,00	0,00	0,00
Nauclea diderrichii	18,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros dendo	16,00	0,00	0,00	0,00
Pycnanthus angolensis	16,00	0,00	0,00	0,00
Heisteria parvifolia	14,00	0,00	0,00	0,00
Irvingia gabonensis	14,00	0,00	0,00	0,00
Plagiostyles africana	14,00	0,00	0,00	0,00
Mareyopsis longifolia	13,00	0,00	0,00	0,00
Liane indet.	12,00	0,00	0,00	0,00
Placodiscus opacus	12,00	0,00	0,00	0,00
Trichoscypha abut	12,00	0,00	0,00	0,00
Barteria fistulosa	10,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros sp.	8,00	0,00	0,00	0,00
Ongokea gore	8,00	0,00	0,00	0,00
Polyalthia sp.	8,00	0,00	0,00	0,00
Scyphocephalum mannii	8,00	0,00	0,00	0,00
Celtis tessmannii	7,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros melocarpa	7,00	0,00	0,00	0,00
Duvigneaudia inopinata	7,00	0,00	0,00	0,00
Maranthes glabra	7,00	0,00	0,00	0,00
Strombosia pustulata	7,00	0,00	0,00	0,00
Symphonia globulifera	7,00	0,00	0,00	0,00
Paraberlinia bifoliolata	6,00	0,00	0,00	0,00
Pterocarpus soyauxii	6,00	0,00	0,00	0,00

Testulea gabonensis	6,00	0,00	0,00	0,00
Canarium schweinfurthii	5,00	0,00	0,00	0,00
Dialium dinklagei	5,00	0,00	0,00	0,00
Dialium lopense	5,00	0,00	0,00	0,00
Eriocoelum macrocarpum	5,00	0,00	0,00	0,00
Garcinia sp.	5,00	0,00	0,00	0,00
Hymenostegia pellegrinii	5,00	0,00	0,00	0,00
Millettia laurentii	5,00	0,00	0,00	0,00
Rinorea ilicifolia	5,00	0,00	0,00	0,00
Scottellia coriacea	5,00	0,00	0,00	0,00
Xylopia quintasii	5,00	0,00	0,00	0,00
Annickia chlorantha	4,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros boala	4,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros polystemon	4,00	0,00	0,00	0,00
Guibourtia tessmannii	4,00	0,00	0,00	0,00
Klainedoxa trillesii	4,00	0,00	0,00	0,00
Lophira alata	4,00	0,00	0,00	0,00
Manilkara fouilloyana	4,00	0,00	0,00	0,00
Mitragyna ciliata	4,00	0,00	0,00	0,00
Ptychopetalum petiolatum	4,00	0,00	0,00	0,00
Treculia obovoidea	4,00	0,00	0,00	0,00
Berlinia auriculata	3,00	0,00	0,00	0,00
Caloncoba glauca	3,00	0,00	0,00	0,00
Camptostylus mannii	3,00	0,00	0,00	0,00
Cylicodiscus gabunensis	3,00	0,00	0,00	0,00
Greenwayodendron suaveolens	3,00	0,00	0,00	0,00
Lasianthera africana	3,00	0,00	0,00	0,00
Macaranga monandra	3,00	0,00	0,00	0,00
Rinorea sp.	3,00	0,00	0,00	0,00
Scyttopetalum sp.	3,00	0,00	0,00	0,00
Trichoscypha acuminata	3,00	0,00	0,00	0,00
Afrostryax lepidophyllus	2,00	0,00	0,00	0,00
Amphimas ferrugineus	2,00	0,00	0,00	0,00
Anthonothea ferruginea	2,00	0,00	0,00	0,00
Dialium pachyphyllum	2,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros mannii	2,00	0,00	0,00	0,00
Diospyros piscatoria	2,00	0,00	0,00	0,00
Duboscia macrocarpa	2,00	0,00	0,00	0,00
Enantia chlorantha	2,00	0,00	0,00	0,00
Gomphia flava	2,00	0,00	0,00	0,00
Guibourtia demeusei	2,00	0,00	0,00	0,00
Inga carinata	2,00	0,00	0,00	0,00
Maranthes aubrevillei	2,00	0,00	0,00	0,00
Maranthes gabunensis	2,00	0,00	0,00	0,00
Napoleona imperialis	2,00	0,00	0,00	0,00

Pentadesma grandifolia	2,00	0,00	0,00	0,00
Scaphopetalum blackii	2,00	0,00	0,00	0,00
Uapaca sp.	2,00	0,00	0,00	0,00
Xylopia staudtii	2,00	0,00	0,00	0,00
Anisophyllea polyneura	1,00	0,00	0,00	0,00
Anthocleista sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Anthonothea macrophylla	1,00	0,00	0,00	0,00
Antrocaryon klaineum	1,00	0,00	0,00	0,00
Araliopsis sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Chlorophora excelsa	1,00	0,00	0,00	0,00
Cola mahoundensis	1,00	0,00	0,00	0,00
Crudia gabonensis	1,00	0,00	0,00	0,00
Crudia harmsiana	1,00	0,00	0,00	0,00
Dacryodes edulis	1,00	0,00	0,00	0,00
Daniella klainei	1,00	0,00	0,00	0,00
Discoglypsemna caloneura	1,00	0,00	0,00	0,00
Duvigneaudia sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Erythrophleum ivorense	1,00	0,00	0,00	0,00
Erythroxylum mannii	1,00	0,00	0,00	0,00
Eurypetalum batesii	1,00	0,00	0,00	0,00
Fagara tessmannii	1,00	0,00	0,00	0,00
Fillaeopsis discophora	1,00	0,00	0,00	0,00
Gambeya africana	1,00	0,00	0,00	0,00
Gambeya sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Guibourtia ehie	1,00	0,00	0,00	0,00
Lecomtedoxa sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Maesobotrya pynaertii	1,00	0,00	0,00	0,00
Mareya micrantha	1,00	0,00	0,00	0,00
Massularia acuminata	1,00	0,00	0,00	0,00
Nauclea vanderguchtii	1,00	0,00	0,00	0,00
Neochevalierodendron stephanii	1,00	0,00	0,00	0,00
Newtonia leucocarpa	1,00	0,00	0,00	0,00
Ouratea myrionura	1,00	0,00	0,00	0,00
Pancovia sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Pancovia turbinata	1,00	0,00	0,00	0,00
Paraberlinia sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Parinari excelsa	1,00	0,00	0,00	0,00
Parkia bicolor	1,00	0,00	0,00	0,00
Paropsia grewioides	1,00	0,00	0,00	0,00
Pauridiantha sp.	1,00	0,00	0,00	0,00
Pausinystalia johimbe	1,00	0,00	0,00	0,00
Staudtia gabonensis	1,00	0,00	0,00	0,00
Xylopia hypolampra	1,00	0,00	0,00	0,00