

Prédation et dynamique de croissance de *Bobgunnia fistuloides* dans les forêts du sud-est du Gabon

Présenté par

André DJOUBDOUNA

pour l'obtention du Master en Développement de l'Université Senghor

Département Environnement

Spécialité **Gestion de l'environnement**

Directeur de mémoire : Honoré SAMADORI BIAOU

le 25 sept. 2025

Devant le jury composé de :

Dr Jérôme T. YAMEOGO Président

Maître de conférences (CAMES)
Université Nazi Boni, Burkina Faso

Pr Etotépé A. SOGBOHOSSOU Examinatrice

Professeur Titulaire
Université Senghor, Égypte

Pr Honoré SAMADORI BIAOU Encadreur

Professeur titulaire
Université de Parakou, Bénin

Remerciements

Ce travail marque l'aboutissement de deux années riches à l'Université Senghor et de plusieurs mois de terrain au Gabon. J'exprime ma profonde reconnaissance à l'Université Senghor, à son corps professoral et administratif pour la qualité de la formation et le soutien constant.

Mes sincères remerciements vont à Dr Ir. Etotépé A. SOGBOHOSSOU, Directrice du Département Environnement, pour son encadrement technique et moral, ainsi qu'au Pr Samadori Honoré Biaou et au Pr Emeline Assede pour leur codirection éclairée. Un grand merci également à Dr DAÏNOU KASSO pour sa relecture et ses orientations techniques.

Je remercie vivement Mme Katrui VELDHUIJZEN, Directrice Générale de la Société Industrielle des Bois, pour son accueil. Je ne saurai comment remercier David Zakamdi, pour son mentorat exigeant, sa bienveillance, la confiance accordée ainsi que le rôle de grand frère. Merci à Mme Peggy Engandzas pour les précieux moments de collaboration.

Ma gratitude va également à l'entreprise Precious Woods – CEB et à toute son équipe pour l'accueil et l'apprentissage durant mes stages. Je tiens à citer particulièrement le Dr Romaric NDONDA MAKEMBA, M. Stevy NNA EKOME, M. Belphegor NGALI, M. Parfait BEKALE, ainsi que l'équipe sylviculture et recherche Nature+/CEB : Kidhane Boli, Blanchard, Jean-Bosco, Djefferly et Davel.

Je remercie du fond du cœur ma grande sœur, le Dr Jeanne WIKONDI, pour son soutien, ses encouragements et la relecture de ce document. Merci aussi à AIDUS Cameroun, particulièrement Mme Pascale AKONO qui m'a ouvert la voie vers l'Université Senghor, ainsi qu'à mes camarades de la 19e promotion pour leur solidarité et les bons moments vécus. À la communauté camerounaise d'Alexandrie, je ne saurai vous exprimer ma gratitude pour votre soutien. Merci.

Enfin, je rends hommage à ma famille, en particulier mon père Pierre BADOUMOU, ainsi que mes grands frères et sœurs : Jonas HOUVOUNSADI, Paul MBOUTSOU, Jules BERNA BERNA, Pascal SABOISSOU, Israël DJOBOM, Johnny HOURFOUDOU, Jeannot BATASSOU, Martine DJOUBMANGA, Alhadji SOULEYE, Salomon LIMASSIA, Nadège FARIKONSOU pour les encouragements et surtout le soutien moral et financier. Je n'oublie pas mes amis Guy Berlin, Harris, Grâce Dongmo, Fotie Yves, Kwimi Gertrude, Moubarak, Evrad, Ndjiki Lucas, Vanessa Fomat, Doudou, Ornella, Tchori, Alpha, Théo, Jean-Pierre, Aristide, Camille, Gérard, Vanel, Denis DJIYO, Guylène, Abel MADI, Molou Emmanuel, Ngnepi Ferry, Fobasso Jordan, Moctar, Mananga Michel, William DJOPSOU.

À toutes celles et ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce travail, recevez l'expression de ma profonde gratitude.

Dédicace

À ma maman,

partie trop tôt, mais toujours présente dans mon cœur et mes pensées. Ce mémoire est le fruit de tes encouragements et de la force que tu m'as transmise. Je t'en dédie chaque page, avec tout mon amour et ma gratitude.

Résumé

Bobgunnia fistuloides (Harms) J.H. Kirkbr. & Wiersema, connue sous le nom de pao rosa, est une essence majeure du Bassin du Congo. Cette espèce présente un déficit de régénération naturelle en forêt dense sempervirente. Nous avons évalué deux maillons de sa dynamique au sud-est du Gabon (concession PW-CEB) : (i) l’herbivorie de plantules introduites en trouées d’abattage enrichies et (ii) la croissance diamétrale d’arbres adultes. Trente caméras-pièges ont été déployées dans 30 trouées (15 monocultures, 15 mélanges ; $n = 270$ plantules) et les dégâts ont été analysés (χ^2 , GLMM binomial). En parallèle, l’accroissement annuel de 39 arbres (19 témoins, 20 exploités) suivis entre 2019 et 2023 (P3FAC) a été modélisé (LMM/ANOVA) avec le diamètre initial, l’indice de Dawkins et les contraintes biotiques (lianes, termites, asymétrie, pourriture) comme prédicteurs. Les éléphants et les céphalophes émergent comme principaux agents d’herbivorie ; la proportion de plantules endommagées est plus élevée en monoculture (54,9 %) qu’en mélange (23,7 %), avec des chances ≈ 7 fois plus faibles de dommages en plantations mixtes (OR = 0,14 ; IC95 % = 0,03–0,75 ; $p = 0,021$). Chez les adultes, l’accroissement moyen est de $0,30 \pm 0,24 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$ (médiane 0,23) et ne diffère pas significativement entre parcelles exploitées et témoins à court terme (Welch : $p = 0,26$; Wilcoxon : $p = 0,565$) ; le diamètre initial reste le meilleur prédicteur ($p = 0,052$, tendance). Nous recommandons des plantations plurispécifiques, des protections physiques des plantules et le maintien des disperseurs ; l’exploitation sélective n’entraîne pas, à ce stade, d’augmentation mesurable de la croissance moyenne des arbres adultes.

Mots-clefs

Bobgunnia fistuloides, prédation, régénération forestière, croissance diamétrale, Dawkins, lianes, Gabon.

Abstract

Bobgunnia fistuloides (Harms) J.H. Kirkbr. & Wiersema, known as pao rosa, is a major species in the Congo Basin. This species has a natural regeneration deficit in dense evergreen forest. We assessed two aspects of its dynamics in south-eastern Gabon (PW-CEB concession): (i) herbivory of seedlings introduced into enriched logging gaps and (ii) diameter growth of adult trees. Thirty camera traps were deployed in 30 clearings (15 monocultures, 15 mixtures; n = 270 seedlings) and the damage was analysed (χ^2 , binomial GLMM). In parallel, the annual growth of 39 trees (19 controls, 20 exploited) monitored between 2019 and 2023 (P3FAC) was modelled (LMM/ANOVA) with initial diameter, Dawkins index and biotic constraints (lianas, termites, asymmetry, rot) as predictors. Elephants and duikers emerge as the main agents of herbivory; the proportion of damaged seedlings is higher in monoculture (54.9%) than in mixed plantations (23.7%), with a ≈ 7 times lower chance of damage in mixed plantations (OR = 0.14; 95% CI = 0.03–0.75; p = 0.021). Among adults, the average growth is 0.30 ± 0.24 cm·year⁻¹ (median 0.23) and does not differ significantly between exploited and control plots in the short term (Welch: p = 0.26; Wilcoxon: p = 0.565); initial diameter remains the best predictor (p = 0.052, trend). We recommend multi-species plantations, physical protection of seedlings and the maintenance of dispersers; selective logging does not, at this stage, lead to a measurable increase in the average growth of adult trees.

Key-words

Bobgunnia fistuloides, predation, forest regeneration, mixed plantations, diameter growth, logging, Gabon.

Liste des sigles et acronymes

AAC	Assiette Annuelle de Coupe
ANOVA	Analyse de la variance
ATIBT	Association Technique Internationale des Bois Tropicaux
CFAD	Concession Forestière sous Aménagement Durable
Cirad	Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement
DBH	Diamètre à 1,30 m du sol
FAO	Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
FSC	Forest Stewardship Council
GBIF	Global Biodiversity Information Facility
GLMM	Modèle linéaire généralisé mixte (Generalized Linear Mixed Model)
GPS	Global Positioning System
ICC	Coefficient de corrélation intraclasse
IC95	Intervalle de confiance à 95 %
OR	Odds Ratio (rapport de cotes)
OS1-4	Objectifs spécifiques 1–4
PEFC	Programme for the Endorsement of Forest Certification
PW-CEB	Precious Woods – CEB
RIL	Exploitation à impact réduit (Reduced-Impact Logging)
UFA	Unité Forestière d'Aménagement
UF	Unité Forestière
UFG	Unité Forestière de Gestion
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature

Liste des tableaux

Tableau 1 : Différences entre Swartzia et Bobgunnia.....	5
Tableau 2 : Typologie pédologique de la concession forestière.....	18
Tableau 3 : Plan d’analyse des données de prédation.....	23
Tableau 4 : Paramètres collectés sur le site P3FAC.....	25
Tableau 5 : Extrait des données de la longueur des grumes	27
Tableau 6 : Plan d’analyse de la qualité des grumes	27
Tableau 7 : Plan d’analyse des données d’accroissements.....	28
Tableau 8 : Taux de consommation par espèce.....	31
Tableau 9 : Quantification générale des différents dégâts sur les 261 plants.....	32

Liste des figures

Figure 1 : Structure taxonomique de <i>Bobgunnia fistuloides</i>	5
Figure 2 : Morphologie de <i>Bobgunnia fistuloides</i>	6
Figure 3 : Distribution spatiale de l'espèce	7
Figure 4 : Zone d'étude	15
Figure 5 : Localisation des sites P3FAC et de l'AAC des trouées d'enrichissement	16
Figure 6 : Précipitations et températures (2021-2023) de la station de Bambidie	17
Figure 7 : Enrichissement dans les différentes cultures	21
Figure 8 : Installation d'une caméra BolyGuard	22
Figure 9 : Extrait du fichier d'encodage des données de prédation relevées	23
Figure 10 : Localisation de P3FAC et emplacement des pieds de pao rosa inventoriés	25
Figure 11 : Regroupement des arbres par zone de 200x200m ² pour faciliter la progression sur le terrain	26
Figure 13 : Fréquence de passage des espèces animales	30
Figure 14 : Comportement des espèces identifiées lors de leur passage	31
Figure 15 : Comportement alimentaire par espèce	31
Figure 16 : Clichés montrant un céphalophe de Peters (à gauche) et un éléphant de forêt (à droite) consommant des plantules dans les trouées enrichies	32
Figure 17 : Taux de dégâts par type de plantation	33
Figure 18 : Proportion de pao rosa consommés et intacts par type de culture	34
Figure 19 : Proportion des dégâts sur l'espèce pao rosa	34
Figure 20 : Probabilité qu'un plant de pao rosa soit consommé selon le type de culture	35
Figure 21 : Distribution des classes de diamètre par traitement 2020 et 2023	36
Figure 22 : Distribution de l'accroissement annuel (cm/an)	37
Figure 23 : Accroissement annuel (cm/an) par traitement sylvicole	38
Figure 24 : Accroissement annuel par classes de Dawkins (par traitement)	39
Figure 25 : Effet de quatre contraintes sur l'accroissement annuel	39
Figure 26 : Distribution globale des catégories de la qualité des grumes	40

Table des matières

Remerciements	i
Dédicace	ii
Résumé	iii
Abstract	iv
Liste des sigles et acronymes	v
Liste des tableaux	vi
Liste des figures	vii
1. Introduction	1
1.1. Contexte et justification de la problématique	1
1.2. Objectifs et hypothèses	2
2. Généralités sur <i>Bobgunnia fistuloides</i>	4
2.1. Historique et révision taxonomique de <i>Swartzia fistuloides</i> et <i>Bobgunnia fistuloides</i>	4
2.2. Description générale	7
2.2.1. Description géographique	7
2.2.2. Diversité génétique et description botanique	7
2.3. Écologie de <i>Bobgunnia fistuloides</i>	8
2.3.1. Tempérament écologique	8
2.3.2. Dynamique et structure des populations	9
2.3.3. Phénologie	9
2.3.4. Régénération naturelle	9
2.3.5. Sol et rhizosphère	9
2.4. Dynamique de croissance et déterminisme	9
2.4.1. Techniques de mesure et taux de croissance moyen en diamètre	9
2.4.2. Modèles de croissance pour <i>Bobgunnia fistuloides</i>	10
2.5. Sylviculture	10
2.6. Aménagement forestier	11
2.7. Marché du bois et usages de <i>Bobgunnia fistuloides</i>	11
2.7.1. Commerce et marché	11
2.7.2. Tarif de cubage et disponibilité sur le marché	12
2.7.3. Usages	12
2.8. Cadres conceptuels appliqués à <i>Bobgunnia fistuloides</i>	13
2.8.1. Prédation densité-dépendante et effet Janzen–Connell	13
2.8.2. Résistance (et attraction) associatives en peuplements mélangés	13
2.8.3. Écologie de la lumière des espèces héliophiles et dynamique post-exploitation	13
2.8.4. Contraintes biotiques sur arbres établis : lianes, termites, asymétries	14
3. Matériels et Méthodes	15
3.1. Présentation de la zone d'étude	15
3.1.1. Localisation de la CFAD	15
3.1.2. Climat	16
3.1.3. Géologie	17
3.1.4. Pédologie	18
3.1.5. Topographie et hydrographie	18
3.2. Collecte et analyse des données de prédation	19
3.2.1. Définition et taille des trouées	19

3.2.2. Installation du dispositif	20
3.2.3. Collecte des paramètres de prédation	22
3.2.4. Analyse des données des pièges photographiques	22
3.3. Collecte et analyse des données d'accroissement	25
3.3.1. Description de l'acquisition des données	26
3.3.2. Analyse de la qualité de la longueur du fût des grumes, du statut de Dawkins, et données d'accroissements	27
4. Résultats	29
4.1. Prédation des plantules de pao rosa dans les trouées enrichies	29
4.1.1. Bilan des pièges photographiques déployés & Identification des principaux prédateurs	29
4.1.2. Analyse comparative des dégâts de prédation : plantations monospécifiques vs. plurispécifiques	32
4.2. Dynamique de croissance du pao rosa	36
4.2.1. Distribution des diamètres 2020 vs 2023	36
4.2.2. Analyse descriptive des données	36
4.2.3. Effet de l'exploitation forestière (exploité vs contrôle)	38
4.2.4. Stratification verticale (indice de Dawkins)	38
4.2.5. Pressions biotiques et croissance	39
4.2.6. Changement de catégorie de qualité de la longueur des grumes	40
5. Discussion	41
5.1. Prédation des plantules de Bobgunnia fistuloides en forêt	41
5.2. Influence de la composition des plantations (monospécifique vs. plurispécifique) sur la survie et la croissance	42
5.3. Dynamique de croissance du pao rosa : rôle du diamètre initial et des interventions sylvicoles post-exploitation	43
5.4. Limites de l'étude	44
5.5. Synthèse de la discussion	45
6. Conclusion générale et recommandations	45
Références bibliographiques	49
Annexes	57
Annexe 1 : Localisation des UFA de PW-CEB	57
Annexe 2 : Contexte géologique de la CFAD	58
Annexe 3 : Carte de l'ACC où les trouées ont été enrichies	59
Annexe 4 : Comportement alimentaire par espèce	60
Annexe 5 : Tests statistiques et modèle GLMM prédation	60
Annexe 6 : Résultats d'analyse des accroissements	61

1. Introduction

1.1. Contexte et justification de la problématique

Le pao rosa (*Bobgunnia fistuloides* (Harms) J. H. Kirkbr. & Wiersema), est une espèce ligneuse de la famille des Fabaceae-Papilionoideae (LPWG, 2017). Cette essence occupe une grande importance socio-économique en Afrique centrale (Meunier et *al.*, 2015). Les populations locales utilisent son écorce dans la médecine traditionnelle et pour la pêche artisanale (Oyen, 2012). Son bois est valorisé industriellement, surtout pour l'ébénisterie de luxe et la fabrication d'instruments de musique (Meunier et *al.*, 2015).

Cette espèce a une aire de distribution assez large en Afrique occidentale et centrale, et est en conséquence classée dans la catégorie « préoccupation mineure » sur la liste rouge de l'UICN (UICN, 2012). Toutefois, du fait de son bois très recherché, d'une abondance faible et d'une régénération a priori étroitement liée à la présence d'éléphants (Scalbert et *al.*, 2023), ce statut sous-estime vraisemblablement les menaces pesant sur cette espèce. Sans intervention humaine, compensant l'importante réduction des populations d'éléphants de plus de 62% dans les forêts du Bassin du Congo entre 2002 et 2011 (Maisels et *al.*, 2013), il est vraisemblable que les stocks exploitables de cette espèce se réduiront dans les prochaines décennies (Daïnou et *al.*, 2021). De plus, les faibles densités actuelles de pao rosa font que son exploitation commerciale au Gabon est devenue négligeable au fil du temps (environ 1600 m³ de grumes exportés par an à la fin des années 1990 au Gabon), témoignant de la raréfaction progressive de l'espèce (Oyen, 2012). C'est dans ce contexte de raréfaction que s'inscrit la présente étude, menée dans les forêts du Gabon, une région historiquement importante pour cette essence (GBIF, 2025).

Malgré l'importance socio-économique de cette espèce, les connaissances sur son écologie demeurent très limitées (Vivien et Faure, 1985 ; De la Mensbruge, 1966 ; Meunier et *al.*, 2015). Des interrogations restent ouvertes, notamment sur les facteurs limitant son recrutement : histoire et conditions édaphiques de ses sites de présence, rôle exact de la baisse des populations d'éléphants dans la dispersion de ses graines, rythmes de fructification, besoins en lumière pour la germination et la croissance des jeunes plants, et impact de l'herbivorie ou du parasitisme sur les plantules en forêt. Ces incertitudes freinent l'élaboration de pratiques de sylviculture durable pour l'espèce. Le présent travail de recherche s'inscrit dans ce contexte et vise à améliorer les connaissances utiles à la régénération artificielle du pao rosa, c'est-à-dire à sa reproduction et à son établissement par la plantation active de jeunes plants en forêt, dans le sud-est du Gabon. L'étude se focalise en particulier sur les performances des plantules réintroduites dans les trouées d'abattage et sur les facteurs biotiques susceptibles de limiter leur survie, afin de guider les efforts de reboisement de l'espèce. Dès lors, quelles sont les conditions favorisant la survie et la croissance des jeunes

plants de pao rosa en contexte post-exploitation, et comment les facteurs biotiques influencent-ils sa dynamique à différents stades de vie ?

1.2. Objectifs et hypothèses

Objectif général : Contribuer à l'amélioration des connaissances sur la régénération et la croissance du pao rosa en forêt exploitée, en évaluant l'influence de différentes modalités de plantation et de divers facteurs biotiques sur la survie et la croissance des individus.

Objectifs spécifiques :

- OS1 : Quantifier l'impact de la composition des plantations (monospécifique ou plurispécifique) sur les dommages causés par les prédateurs aux plantules
- OS2 : Identifier les prédateurs des plantules à partir des pièges photographiques
- OS3 : Évaluer l'impact des anomalies biologiques (lianes, termites, asymétrie du tronc) sur la croissance arbres adultes
- OS4 : Analyser les effets de l'exploitation forestière sur la croissance annuelle des arbres adultes

Hypothèses de recherche et justification :

Pour guider cette recherche, nous avons formulé les hypothèses suivantes :

- H1 : En contexte de trouées, la probabilité de dommage sur plantules est plus élevée en monoculture qu'en mélange (mécanismes de concentration des ressources et de résistance/attraction associatives) (Root, 1973 ; Barbosa *et al.*, 2009).
- H2 : Les grands mammifères (par exemple éléphants, buffles, etc) constituent les principaux consommateurs de plantules, conformément aux schémas de densité et distance-dépendance affectant les jeunes stades (Janzen, 1970 ; Connell, 1971).
- H3 : Les contraintes biotiques sur les arbres établis réduisent la vitalité (croissance, survie). Nous la déclinons en :
 - H3a : la charge en lianes réduit l'accroissement diamétral annuel des arbres adultes. Les lianes imposent des coûts mécaniques et hydriques, ombrent la couronne et redirigent l'allocation de carbone vers le maintien, ce qui diminue la croissance des arbres hôtes et peut accroître leur mortalité (Schnitzer & Bongers, 2002 ; Ingwell *et al.*, 2010 ; van der Heijden *et al.*, 2015).
 - H3b : la présence de termites et/ou une forte asymétrie du tronc/couronne augmente le risque de défaillance et de mortalité. Les termites altèrent la structure du bois et interagissent avec d'autres agents biotiques (champignons, xylophages), ce qui peut fragiliser les tissus vivants et le pied d'arbre (Bignell *et al.*, 2010 ; Jouquet *et al.*, 2011). Par ailleurs, l'asymétrie architecturale reflète des contraintes de compétition lumineuse et de vent, s'accompagne souvent d'un déséquilibre mécanique et s'associe à des taux de croissance moindres

quand la surface foliaire efficace est réduite ou mal éclairée (Ishii et *al.*, 2004 ; Sterck & Bongers, 2001 ; Pretzsch, 2014).

- H4 : À court terme, l'exploitation sélective n'augmente l'accroissement que si elle se traduit par un gain d'éclairement effectif au niveau de l'arbre (effet médié par la lumière ; Denslow, 1987 ; Dawkins, 1958). Nous testons cet effet en contrôlant le diamètre initial et les contraintes biotiques.

2. Généralités sur *Bobgunnia fistuloides*

Les facteurs des milieux forestiers, notamment humains et environnementaux, ont modelé la composition, la structure et la dynamique des forêts denses humides tropicales en Afrique centrale (Morin-Rivat, 2017 ; Ndonga Makemba et *al.*, 2019 ; Oslisly et *al.*, 2013). Aujourd'hui, des grands arbres héliophiles dominent la canopée de ces forêts (Bourland, 2013 ; Doucet, 2003), et la plupart sont exploités pour leur bois très prisé sur le marché international. De nombreuses études ont montré que la structure démographique de ces essences héliophiles est marquée par un déficit de régénération naturelle (Biwolé et *al.*, 2019 ; Guidosse, et *al.*, 2022 ; Ndonga Makemba et *al.*, 2019).

2.1. Historique et révision taxonomique de *Swartzia fistuloides* et *Bobgunnia fistuloides*

Avant d'entamer l'historique de *Bobgunnia fistuloides*, il est essentiel de revenir sur la découverte du genre *Swartzia fistuloides*, son ancêtre. *Swartzia fistuloides* regroupe les plantes à fleurs de la famille des légumineuses (Fabaceae), cette famille étant elle-même un sous-groupe des Faboideae. C'est en 1791 que le botaniste allemand Johann Christian Daniel von Schreber (dans sa publication *Genera Plantarum*) va établir ce groupe qui compte environ 200 espèces principalement néotropicales (Amérique centrale et sud, caraïbe). Schreber s'était inspiré des œuvres de son professeur Carl von Linné.

La publication de Schreber est considérée comme une œuvre fondamentale de la taxonomie des Fabaceae. Encore de nos jours, dans de nombreuses bases de données (par exemple sur Plants of the World Online ou GBIF) on retrouve le nom « *Swartzia Schreb. 1791* ».

Pendant donc longtemps, notamment entre l'intervalle des années 1770 et 1900, les espèces africaines *Bobgunnia fistuloides* et *madagascariensis* seront classées dans le genre *Swartzia*. En 1910 Harms, l'un des pionniers qui a travaillé sur l'espèce l'intégrait toujours dans sa description, dans le groupe *Swartzia*, qui était essentiellement néotropicalisée caractérisée par des traits morphologiques homogènes (structure des inflorescences et feuilles).

En 1997, Kirkbride & Wiersema ont montré dans leur étude que certaines espèces d'Afrique autrefois attribuées au groupe *Swartzia* présentaient des caractéristiques distinctives (Kirkbride et Wiersema, 1997). Cette différence était accentuée notamment au niveau de la structure des fruits et des graines (la présence de cellules en forme de sablier dans le testa et d'un trachéide bar). D'ailleurs, une étude cytogénétique (Mangenot et Mangenot, 1957) a montré que le groupe originaire d'Afrique (*Bobgunnia*) présentait un $2n=16$ chromosomes tandis que celui néotropical en possédait $2n=26$ ou 28 chromosomes.

Des études ultérieures ont permis de revoir la structure interne du groupe et de mettre en lumière la séparation évolutive entre les lignées africaines et celles néotropicales (LPWG, 2017 ; Torke et Mansano, 2009 ; Torke et Schaal, 2008). C'est ainsi qu'en 1997, Kirkbride et

Wiersema proposèrent le nouveau genre *Bobgunnia* afin de regrouper les espèces africaines présentant les caractères distinctifs de celles des zones tropicales américaines et caribéennes. *Swartzia fistuloides* est donc recombinaée en *Bobgunnia fistuloides* (Harms) J.H.Kirkbr. & Wiersema pour refléter sa divergence évolutive significative par rapport aux espèces néotropicales.

Les travaux récents (Pinto et *al.*, 2016) ont confirmé que le karyotype de *Swartzia fistuloides* était conservé, montrant ainsi que l'évolution du nombre chromosomique ne jouait pas un rôle majeur dans la diversification néotropicale du groupe. Le constat renforce l'importance des différences observées chez l'espèce africaine, ce qui justifie le reclassement dans le nouveau genre *Bobgunnia*.

La base de données "Catalogue of Life" (2024) décrit la structure taxonomique de *Bobgunnia fistuloides* telle que suit (figure 1).

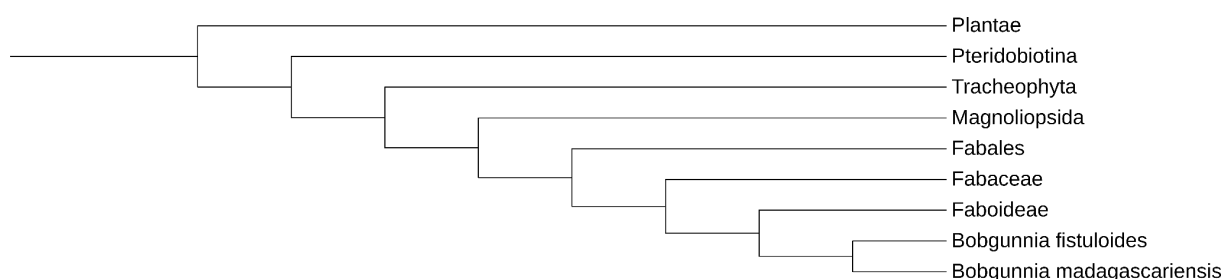


Figure 1 : Structure taxonomique de *Bobgunnia fistuloides*
Source de données : GBIF

Les principales différences entre les genres *Swartzia* et *Bobgunnia* sont résumées dans le tableau 1. On peut situer ces différences sur 05 caractéristiques principales.

Tableau 1 : Différences entre *Swartzia* et *Bobgunnia*

Caractéristiques	<i>Swartzia</i> (néotropicale)	<i>Bobgunnia</i> (africaine)
Nombre chromosomique (2n)	26 ou 28	16
Morphologie des fruits	Variée, sans cellules en sablier	Cellules en sablier dans le testa
Trachéide	Absente	Présente sous la rainure hilar
Distribution géographique	Amérique centrale et du sud	Afrique centrale et de l'ouest
Implications écologiques	Adaptée à des écosystèmes variés	Potentiellement liée à des sols spécifiques

Source : Mangenot et Mangenot (1957)

Les clichés de la figure 2 illustrent la morphologie complète de l'espèce, notamment les feuilles, les fruits, l'écorce et la coupe du tronc.



2.2. Description générale

2.2.1. Description géographique

Bobgunnia fistuloides est une espèce endémique d'Afrique tropicale, présente en Afrique occidentale et de l'Afrique centrale (Richter et *al.*, 2019 ; Oyen, 2012). Son aire de distribution couvre les forêts d'Afrique de l'ouest, centrale ainsi que Madagascar (figure 3).

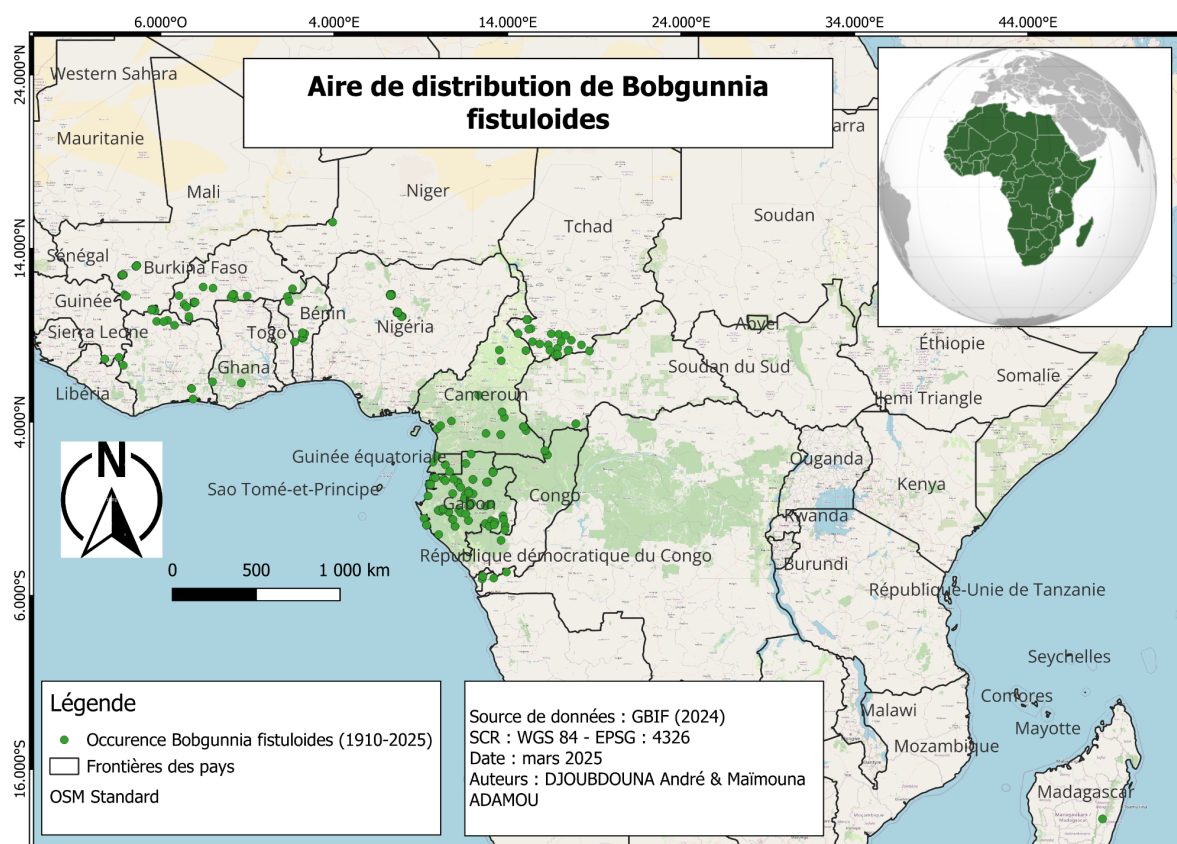


Figure 3 : Distribution spatiale de l'espèce
Source de données : GBIF (2024)

Cette carte présente la répartition géographique de *Bobgunnia fistuloides* en Afrique, d'après les données d'occurrences recueillies entre 1910 et 2025. Les premières observations de l'espèce remontent à 1910 au Gabon (GBIF, 2024). À partir des années 1940, on constate une extension de son aire de présence vers des zones plus au nord de l'équateur, aujourd'hui semi-arides. L'une des hypothèses que nous pouvons avancer est qu'à l'époque, ces régions étaient moins arides, ce qui aurait favorisé l'installation de l'espèce. De plus, les éléphants, considérés comme les principaux disperseurs de *Bobgunnia fistuloides*, auraient pu contribuer à son expansion en suivant leurs couloirs migratoires allant de l'équateur vers le nord.

2.2.2. Diversité génétique et description botanique

Des informations spécifiques sur la diversité génétique des populations de *Bobgunnia fistuloides* sont actuellement très limitées. Cela traduit un manque d'étude ciblée sur cette

espèce. Aucune publication scientifique actuelle ne décrit la génétique des populations de l'espèce.

La diversité génétique est un facteur clé pour la résilience des êtres vivants face aux évolutions environnementales et aux maladies. Pour une gestion durable des populations de *Bobgunnia fistuloides*, les connaissances sur sa génétique sont nécessaires. Il se pose ici un besoin urgent de recherches afin de documenter l'espèce.

La description détaillée de l'espèce a été faite par plusieurs auteurs, dont la plus récente était en 2015.

Selon Meunier et *al.*, (2015), c'est un arbre ne dépassant pas 25 m de haut en moyenne et 80 cm de diamètre, à tronc légèrement tortueux, jaunâtre à gris et écailleux. Sa tranche fibreuse, jaunâtre, laisse échapper une forte odeur de banane plantain. Ses feuilles sont composées imparipennées, alternes, munies de 9 à 13 folioles alternes. Ses fleurs sont blanches. Ses fruits atteignent 30 cm, noirâtres à maturité, cylindriques, et légèrement rétrécis entre les nombreuses graines, lesquelles sont entourées d'une substance poisseuse et odorante (figure 2).

Cette description est également faite par Oyen (2012). Ces traits sont repris par le World Agroforestry Centre, et permettent de distinguer *Bobgunnia fistuloides* d'autres espèces similaires dans son habitat.

2.3. Écologie de *Bobgunnia fistuloides*

Le tempérament écologique, la dynamique et la structure de ses populations, sa phénologie, sa régénération naturelle et ses relations avec le sol et la rhizosphère sont déterminants pour comprendre comment cette espèce, importante sur le plan socio-économique, peut être gérée de manière durable.

2.3.1. Tempérament écologique

Bobgunnia fistuloides répond aux critères d'une espèce héliophile qui préfère de fortes zones lumineuses telles que les trouées d'abattage ou les zones ouvertes, ou encore les bords de route après aménagement lors de l'exploitation forestière. Ces critères sont notamment une forte exigence en lumière et une faible tolérance à l'ombre ; ainsi que certaines adaptations morphologiques et physiologiques. En plus de du caractère héliophile, l'espèce est présente principalement dans les forêts tropicales humides d'Afrique centrale et occidentale, et sur des sols ferrallitiques, peu profonds et peu argileux (Daïnou et *al.*, 2021 ; Doucet, 2003). Ces conditions lui confèrent un tempérament typique des espèces pionnières, adaptées aux environnements perturbés et riches en lumière.

2.3.2. *Dynamique et structure des populations*

Malgré son statut de « Préoccupation mineure » sur la Liste rouge de l’UICN (Sepulchre et *al.*, 2008 ; White et Van de Weghe, 2008), *Bobgunnia fistuloides* subit une exploitation intensive pour son bois dur, très prisé en ébénisterie haut de gamme. Un autre défi réside dans sa reproduction : la dispersion des graines, partiellement assurée par les éléphants, est compromise par le déclin de ces animaux (Daïnou et *al.*, 2021). Des travaux sur des espèces tropicales comparables révèlent que l’exploitation sélective et la fragmentation des forêts déséquilibrent les populations, réduisant le nombre de jeunes pousses au profit d’arbres matures (Biwolé et *al.*, 2019 ; Doucet, 2003 ; Guidosse et *al.*, 2022).

2.3.3. *Phénologie*

Les données sur la phénologie de *Bobgunnia fistuloides* (floraison, fructification) manquent encore de précision. Toutefois, en s’appuyant sur des espèces héliophiles similaires, on peut supposer que ses cycles suivent les rythmes climatiques locaux. Par exemple, dans d’autres arbres d’Afrique centrale, la floraison débute avec les premières pluies, tandis que les fruits mûrissent de façon irrégulière (Hecketsweiler et Caballe, 1992 ; Tosso, 2018). Ces informations sont pourtant importantes pour adapter les calendriers de récolte ou de protection.

2.3.4. *Régénération naturelle*

La régénération naturelle de l’espèce reste limitée, notamment à cause de deux facteurs : elle exige une lumière abondante pour germer, et ses jeunes plants sont vulnérables à la prédation. Des études indiquent que seules les grandes clairières, créées par des chutes d’arbres ou l’activité humaine, offrent des conditions propices à sa croissance (Biwolé et *al.*, 2019 ; Doucet, 2003). La situation est aggravée par la raréfaction des éléphants, acteurs clés de la dispersion des graines (Daïnou, 2012 ; d’Aspremont Lynden, 2020).

2.3.5. *Sol et rhizosphère*

L’espèce montre une préférence marquée pour les sols ferralitiques, souvent peu fertiles et à dominance argileuse. Pour survivre dans ces milieux, elle développerait des relations symbiotiques avec des champignons mycorhiziens, qui améliorent l’absorption des nutriments essentiels. Si ces mécanismes sont bien documentés chez d’autres arbres tropicaux (Smith et Read, 2010), ils restent à être étudiés en détail chez *Bobgunnia fistuloides*. Une meilleure connaissance de ces interactions sol-racines serait pourtant déterminante pour optimiser les projets de reboisement (Daïnou et *al.*, 2021).

2.4. *Dynamique de croissance et déterminisme*

2.4.1. *Techniques de mesure et taux de croissance moyen en diamètre*

Les techniques standard telles que la mesure périodique du diamètre à hauteur de poitrine (DHP, à 1.3 m du sol) est généralement utilisée pour mesurer la croissance en diamètre de *Bobgunnia fistuloides*. La mesure peut être faite à intervalles bien précis, parfois annuelle ou

plusieurs fois dans l'année. Un dendromètre peut également être utilisé pour suivre l'évolution saisonnière ou annuelle. Dans la littérature actuelle, les données spécifiques sur le taux de croissance moyen en diamètre de l'espèce *Bobgunnia fistuloides* sont absentes.

2.4.2. Modèles de croissance pour *Bobgunnia fistuloides*

Étant donnée l'inexistence de modèles spécifiques sur l'espèce *Bobgunnia fistuloides*, on peut utiliser des modèles généraux pour d'autres arbres tropicaux. Il s'agit ici des modèles logistiques ou exponentiels, qui tiennent compte des facteurs tels que la taille de l'arbre, la disponibilité de la lumière ou encore la densité du peuplement. Avec ces modèles on peut estimer la croissance approximative du diamètre sur le long terme, mais des recherches supplémentaires sont nécessaires afin d'élaborer des modèles adaptés pour cette espèce. Voici les principaux modèles de croissance génériques utilisés dans le bassin du Congo :

- Croissance en diamètre (ΔDBH ou DBH_t) : Chapman–Richards, Gompertz, Weibull/logistique/von Bertalanffy/Schnute (Fétéké et *al.*, 2015 ; Pravalprukskul, 2015)
- Hauteur – diamètre (H–DBH) : Weibull 3-paramètres, Chapman–Richards,logistique (Kearsley et *al.*, 2017).

2.5. Sylviculture

La régénération artificielle implique une intervention humaine directe pour établir de nouvelles populations végétales. Pour une espèce considérée comme héliophile (Meunier et *al.*, 2015) telle que *Bobgunnia fistuloides* qui nécessite un fort ensoleillement, les pratiques de régénération artificielle vont consister principalement au dégagement de la canopée ou encore l'exploitation forestière. Selon la FAO (1999), les techniques classiques de semis direct, de bouturage et de greffe sont des méthodes connues pour assurer une reprise rapide et homogène des peuplements.

La régénération naturelle assistée consiste en une intervention de l'Homme sur des obstacles ciblés qui entravent le processus de régénération naturelle. Dans le cas de *Bobgunnia fistuloides*, la dispersion des graines est partiellement dépendante des éléphants (d'Aspremont Lynden, 2020), et leur déclin a un impact direct sur la régénération. Des interventions telles que l'éclaircie sélective, la protection des zones de dispersion et l'aménagement de corridors peuvent favoriser la régénération naturelle assistée. Ces approches sont importantes pour compenser le déficit de recrutement constaté dans des peuplements exploités intensivement.

2.6. Aménagement forestier

L'aménagement forestier, outre la gestion des arbres, doit également trouver un équilibre entre la préservation des écosystèmes et les besoins socio-économiques. Pour bien gérer le

peuplement de *Bobgunnia fistuloides*, il est donc important de connaître l'écologie de l'espèce, ainsi que son interaction avec le milieu. Il faut des données scientifiques et y intégrer les savoirs locaux.

Les travaux de Doucet (2003) et de Biwolé et *al.* (2015) ont montré l'importance d'analyser la structure démographique des peuplements. Ces informations sont nécessaires pour une gestion durable des essences forestières.

Il faut également noter que l'exploitation sélective par exemple doit s'accompagner des mesures adaptatives telles que la réduction des impacts dus aux engins afin de protéger les jeunes plants. Un suivi post-exploitation est aussi très important (Ndonda Makemba, 2023).

Les communautés locales dépendent des ressources forestières leur subsistance, c'est le cas *Bobgunnia fistuloides* qui joue un rôle socio-économique important en Afrique centrale. Une démarche d'imposition des restrictions sans concertation risque de compromettre la durabilité du projet. L'exemple de l'okoumé au Gabon est éclairant : en associant les populations à la régénération assistée, on obtient non seulement une meilleure compliance aux règles, mais aussi une transmission de savoirs écologiques traditionnels (Guidosse et *al.*, 2022).

2.7. Marché du bois et usages de *Bobgunnia fistuloides*

L'espèce est appelée « pao rosa » dans le commerce international et ne fait l'objet d'aucune restriction dans les annexes de la CITES. C'est une essence très prisée pour son bois dense et très durable. L'espèce est principalement exploitée en Afrique centrale et occidentale. Différents noms vernaculaires la définissent en fonction des pays : Oken (Gabon), Nsas (Cameroun), Boto (Côte d'Ivoire), Kisasamba (Congo), Pau Ferro (Mozambique), Udoghogho (Nigeria), N'guessa (République centrafricaine) et Nsakala (RDC) (Cirad, 2023).

2.7.1. Commerce et marché

Son commerce s'inscrit dans le marché global des bois précieux selon le Cirad(2023). L'essence n'est inscrite dans aucune annexe de la Cites, mais son exploitation reste soumise aux réglementations nationales et internationales. Les données officielles récentes sur son exportation manquent, mais par exemple, le Gabon a exporté en moyenne 1600 m³/an de grumes de 1994 à 1999, et 3150 m³/an en 2000–2003 (Oyen, 2012).

Le commerce de *Bobgunnia fistuloides* s'inscrit dans le marché global des bois tropicaux précieux. Bien que cette essence ne soit pas inscrite dans les annexes de la Cites(Convention de Washington, 2023), son exploitation reste soumise aux réglementations nationales et internationales visant à limiter la surexploitation et à favoriser la gestion durable (Cirad, 2023).

Pour rappel, l'espèce est classée dans la catégorie « Préoccupation mineure » (LC) par l'UICN (2012), mais son exploitation est limitée (ou suspendue par les concessionnaires forestiers) dans la plupart des pays en raison de la faible régénération naturelle. Des certifications telles

que FSC ou PEFC sont également encouragées afin de garantir une traçabilité et éviter la coupe illégale.

2.7.2. *Tarif de cubage et disponibilité sur le marché*

Les données sur le tarif de cubage varient en fonction des régions et d'autres conditions. En règle générale, les essences tropicales de haute densité à l'instar de *Bobgunnia fistuloides* figurent parmi les plus cotées sur les marchés internationaux. Le bois est souvent classé selon les normes ATIBT (2016) en catégories FAS (First and Second), N°1 Common et Select, N°2 Common. Son prix dépend de la qualité du débit et du séchage (Cirad, 2023).

2.7.3. *Usages*

Le bois de *Bobgunnia fistuloides* occupe une place importante dans les pratiques artisanales et industrielles. Utilisé historiquement pour la fabrication de poteaux de construction, d'instruments de percussion, de mortiers et d'objets sculptés, ce matériau se distingue par sa polyvalence. Il est aujourd'hui employé en ébénisterie, en tonnellerie pour contenants acides, ainsi que dans la production de parquets résistants, de boiseries intérieures, de structures navales et de mobilier durable. Ses applications s'étendent également à la fabrication d'articles de sport, d'instruments de musique, d'outils agricoles et de manches d'instruments, témoignant de sa robustesse et de son adaptabilité. Enfin, ses propriétés calorifiques en font un combustible apprécié (Oyen, 2012).

Sur le plan médicinal et culturel, l'écorce de cette espèce revêt une utilité notable. Au Gabon et en République du Congo, elle est intégrée à des pratiques thérapeutiques ancestrales. Par exemple, des décoctions d'écorce chaude sont utilisées en bain pédiatrique pour apaiser les états fébriles, tandis que des macérations servent à traiter les affections cutanées ou la filariose oculaire. Chez les femmes allaitantes, un mélange d'écorce et de piments est consommé pour favoriser la lactation. Par ailleurs, des préparations à base d'écorce sont administrées contre les troubles menstruels, la gonorrhée ou les épisodes diarrhéiques, illustrant son rôle dans la pharmacopée traditionnelle. En contexte halieutique, l'écorce est également reconnue pour ses propriétés ichtyotoxiques (Oyen, 2012)

Dans la fiche du Cirad (2023) concernant *Bobgunnia fistuloides*, on recense les principales utilisations ci-dessous :

- ébénisterie et meubles de luxe ;
- instruments de musique ;
- placage ;
- sculpture et artisanat ;
- manches d'outils ;
- tonnellerie et cuverie.

2.8. Cadres conceptuels appliqués à *Bobgunnia fistuloides*

2.8.1. *Prédation densité-dépendante et effet Janzen–Connell*

La théorie de la densité-dépendance négative (Janzen–Connell) postule que les ennemis naturels (herbivores, pathogènes) s'attaquent préférentiellement aux semis/plantules proches des congénères adultes ou situés dans des agrégats monospécifiques, ce qui limite la dominance d'une espèce et favorise la diversité. Appliqué à l'espèce *Bobgunnia fistuloides*, ce cadre prédit un risque de prédation accru en plantation monospécifique par « concentration de ressources » et signaux olfactifs/visuels plus détectables (H1). Il oriente notre identification des guildes prédatrices dominantes (méga-faune vs petits vertébrés/insectes) (H2), en cohérence avec l'analyse des images piégées et des dommages observés.

Prédictions opérationnelles : (i) taux de plants endommagés plus élevé dans les trouées monospécifiques que plurispécifiques ; (ii) contribution majeure des grands mammifères à la prédation détectée en caméra-piège ; (iii) dommages plus fréquents à proximité des passes d'ongulés et des couloirs d'éléphants.

2.8.2. *Résistance (et attraction) associatives en peuplements mélangés*

La « Resource Concentration Hypothesis » et la résistance/attraction associatives postulent que les monocultures concentrent les signaux/ressources et facilitent la détection par les herbivores, alors que les mélanges d'espèces peuvent diluer ces signaux, masquer l'hôte ou fournir des « plantes compagnes » moins appétentes (Root, 1973 ; Barbosa et al., 2009). Dans nos trouées enrichies, nous testons si la composition des plantations (mono vs pluri) modifie la probabilité de dommage et l'intensité des attaques (H1), via la comparaison de proportions de plants touchés et l'attribution des passages/attaques par taxon à partir des caméras.

Quelques indicateurs : proportion de plants endommagés par modalité de mélange, ratios d'attaques par guildes, odds-ratio du dommage en pluri vs mono, et co-occurrence temporelle « passage–dommage ».

2.8.3. *Écologie de la lumière des espèces héliophiles et dynamique post-exploitation*

Bobgunnia fistuloides est une essence héliophile des forêts d'Afrique centrale, dont la performance dépend de l'ouverture du couvert (trouées naturelles, abattage sélectif). La théorie de l'« écologie de la lumière » prédit que la réduction de la compétition lumineuse stimule l'accroissement des arbres résiduels ; sur le terrain, le statut social (Dawkins) sert de proxy d'accès à la lumière. Nous confrontons ces attentes en comparant l'accroissement diamétral annuel entre parcelles exploitées et témoins (H4), tout en contrôlant la taille initiale et les anomalies biologiques.

En parallèle, le contexte régional de déficit de régénération des grandes héliophiles justifie l'enrichissement en trouées.

Quelques indicateurs : accroissement annuel en DHP selon traitement (exploité/témoin), effet du DHP initial, distribution des statuts de canopée (Dawkins), et métriques de structure locale.

2.8.4. *Contraintes biotiques sur arbres établis : lianes, termites, asymétries*

Les lianes induisent des coûts mécaniques et hydriques et peuvent réduire la croissance ; les termites et pourritures fragilisent les tissus et accroissent les risques de défaillance. Nous testons si ces anomalies expliquent une partie de la variabilité inter-individuelle d'accroissement et si elles augmentent la probabilité de mortalité (H3/H3a/H3b), en complément de l'effet de la taille et du traitement sylvicole.

Quelques indicateurs : présence/absence des lianes, traces de termites, asymétrie du tronc, états sanitaires, et leurs effets estimés sur l'accroissement et le risque de mortalité.

En contexte de raréfaction de la méga-faune dispersante et d'exploitation sélective, une régénération assistée « intelligente » de *Bobgunnia fistuloides* repose sur : (i) le choix de trouées adéquates (lumière) ; (ii) des mélanges d'espèces pour réduire la prédation (résistance associatives) ; (iii) la surveillance des contraintes biotiques sur les arbres établis

3. Matériels et Méthodes

3.1. Présentation de la zone d'étude

3.1.1. Localisation de la CFAD

La concession PW-CEB est située entre les provinces de l'Ogooué-Lolo et du Haut-Ogooué (figure 4). La partie Ouest de cette concession est située dans la province de l'Ogooué-Lolo, dans le département de Mouloundou. La partie Est, quant à elle, est située dans la province du Haut-Ogooué, dans les départements de la Sebe-Brikolo, de la Bayi Brikolo et de Lekoni-Lekori. Elle est subdivisée en 03 UFA (UFA 1, UFA 2 et UFA 3) telle que le décrit en détails la carte en annexe 1.

La concession est localisée entre 0°23' et 1°21' Sud, et 12°55' et 14°03' Est.

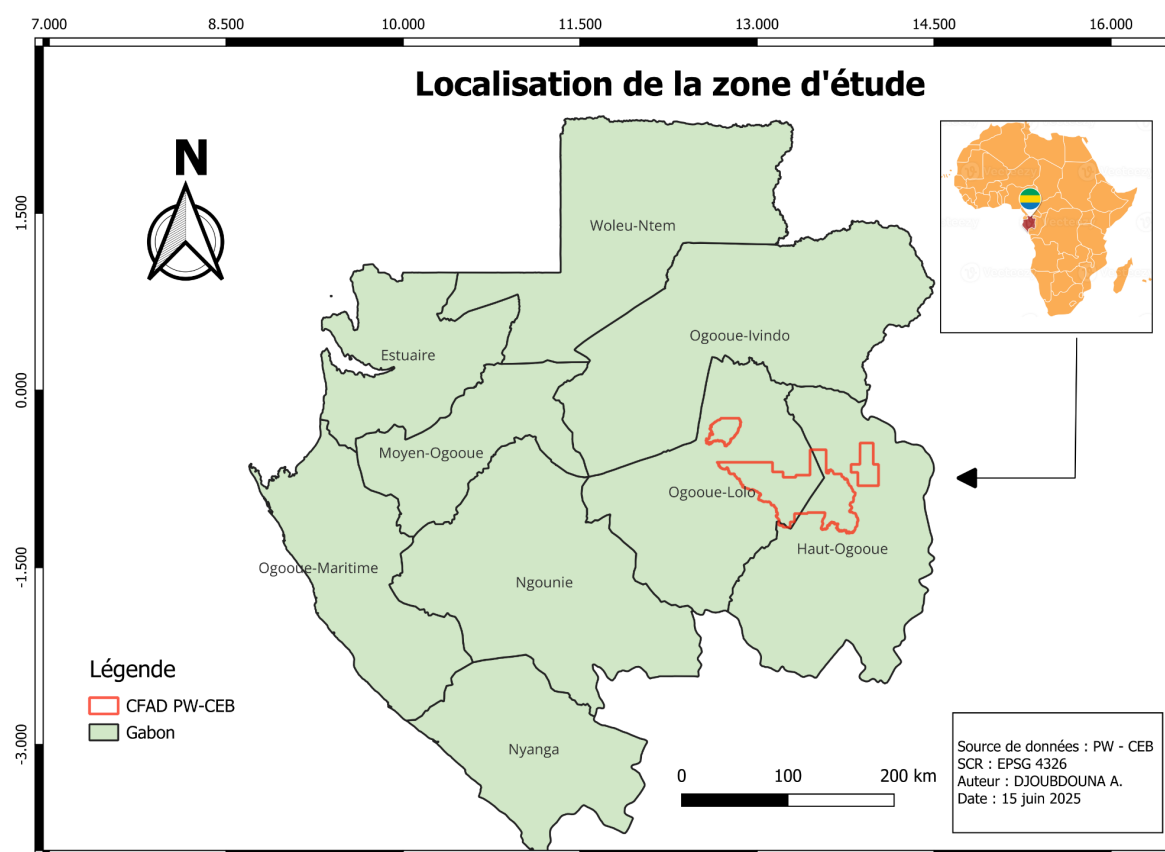


Figure 4 : Zone d'étude

P3FAC (Partenariat public-privé pour la gestion durable des forêts d'Afrique centrale) est un programme quinquennal qui consolide de nouvelles données scientifiques sur la dynamique forestière. Ses activités s'étendent sur cinq pays de la Comifac (Cameroun, Congo, Gabon, RCA et RDC). Dans ce cadre, un dispositif de suivi permanent dédié à la recherche a été installé au sein de la CFAD de PW-CEB, dans la province de l'Ogooué-Lolo (sud-est du Gabon), à l'intérieur de l'UFA2 d'Okondja, UFG 4, plus précisément dans l'AAC 2017. La superficie du dispositif d'étude est de 839 ha répartie en deux blocs (429 ha pour le bloc-nord qui constitue la parcelle

témoin et 410 ha pour le bloc-sud, la parcelle exploitée). C'est sur ce site que les données d'accroissements sur 40 pao rosa ont été collectées.

L'AAC 2023-UFG5-UFA3 est la zone où les caméras pièges ont été installées au sein des trouées enrichies. C'est cette zone qui a servi pour la collecte des données de prédation.

La figure 5 indique l'emplacement des deux sites au sein de la CFAD.

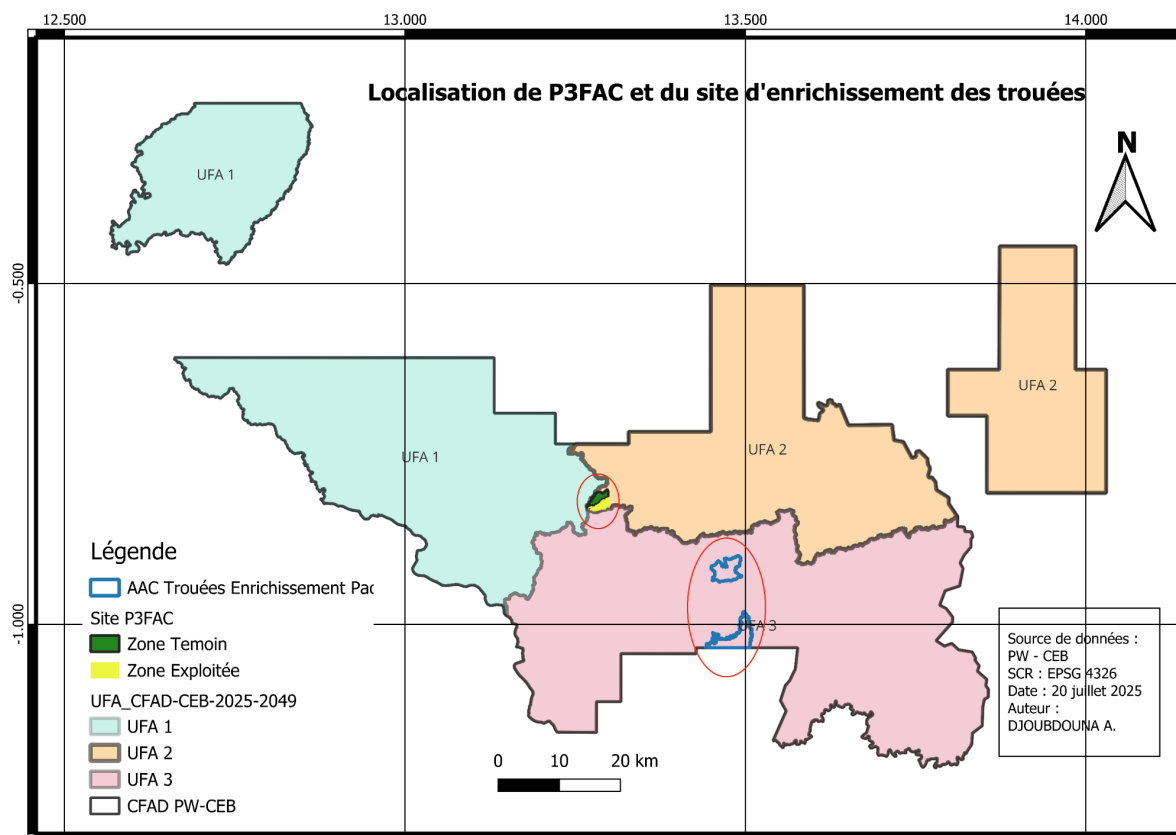


Figure 5 : Localisation des sites P3FAC et de l'AAC des trouées d'enrichissement

3.1.2. Climat

L'ensemble de la CFAD de PW-CEB est située au cœur du domaine équatorial humide. Le climat de cette zone est de type : Aw (climat de savane équatoriale à été humide) selon la classification de Köppen-Geiger (Beck et *al.*, 2018). Ce dernier est caractérisé principalement par de fortes précipitations annuelles (supérieures à l'évaporation annuelle) et des températures moyennes supérieures à 18 ° C. Une combinaison de plusieurs facteurs définit quatre types de saisons au Gabon (PW-CEB, 2024) :

- une grande saison sèche, marquée de mi-juin à mi-septembre ;
- une grande saison des pluies, de mi-septembre à mi-décembre ;
- une petite saison sèche, marquée par un ralentissement des pluies de mi-décembre à début février ;
- une petite saison des pluies, de février à mi-juin.

Les précipitations annuelles moyennes sont de l'ordre de 1 800 mm par an (Gonmadje et *al.*, 2012; Nieto-Quintano et *al.*, 2018).

Les températures moyennes oscillent entre 17°C et 35°C. Les moyennes mensuelles les plus faibles s'observent pendant la grande saison sèche et la grande saison des pluies, de juin à août, et de novembre à décembre, et les plus élevées en petite saison des pluies (février à mai).

La figure 6 représente la répartition mensuelle des précipitations ainsi que les températures mensuelles moyennes au niveau du village de Bambidie, sur les 3 dernières années (2021-2023).

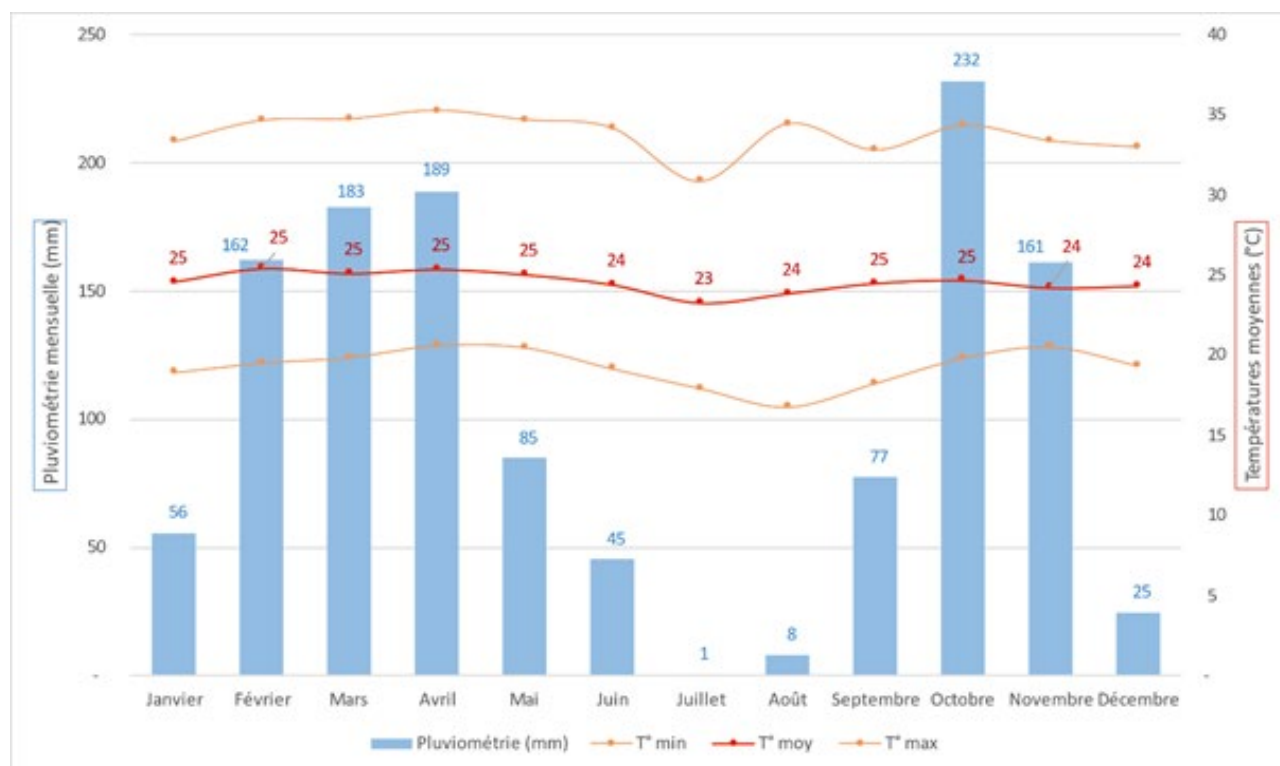


Figure 6 : Précipitations et températures (2021-2023) de la station de Bambidie

Source : PW-CEB

3.1.3. Géologie

La CFAD est située sur deux formations géologiques (PW-CEB, 2024).

Formation archéenne (≈3200 Ma) :

- Correspond à un socle de gneiss indifférenciés d'âge Archéen supérieur
- Résulte d'un métamorphisme de moyen à haut degré affectant des roches antérieures
- Dominée par des orthogneiss quartzo-feldspathiques servant de substrat aux formations sus-jacentes

Bassin paléoprotérozoïque (2300-2000 Ma) :

- S'intègre dans les bassins d'avant-pays de la ceinture mobile d'Afrique Centre-Ouest

- Comprend une séquence volcano-sédimentaire caractéristique
- Lithologie associée : grès, pélites, ampélites et jaspes en association stratigraphique

Cette zone est riche en ressources minières paléoprotérozoïques, notamment en manganèse et uranium, formées dans des roches métasédimentaires et ultramafiques archéennes (Milesi et *al.*, 2006).

La carte en annexe 2 présente le contexte géologique de la CFAD.

3.1.4. Pédologie

Tableau 2 : Typologie pédologique de la concession forestière

Type de sol	Localisation	Caractéristiques principales	Origine géologique
Sols profonds	Nord Lot 23, zone Milolé	Horizon inférieur argilo-sableux (45% argile), horizon supérieur appauvri (0-30 cm), non concrétionnés	Grès du Francevillien
Sols ferralitiques	Socle cristallin (Permis 10/99)	Profondeur moyenne, jaunes, argileux (60% kaolinite), structure fine perméable, fragiles	Altération en forêt humide
Sols concrétionnés	Majorité du massif	Argileux peu profonds, à gravolites de concrétions ferrugineuses, stabilisent les pistes	Roches sédimentaires variées

Source : PW-CEB (2024)

Les concrétions latéritiques présentes offrent une stabilisation naturelle des pistes d'exploitation (Barret, 1983).

3.1.5. Topographie et hydrographie

La CFAD est un ensemble de plateaux et collines, avec la présence de nombreux cours d'eau. Le relief quant à lui présente une nette opposition entre les plateaux parfois subhorizontaux limités par des escarpements brutaux et des dépressions moutonnantes de collines (PW-CEB, 2024). Dans la région de Milolé apparaissent des crêtes étroites révélatrices d'un relief appalachien (type de relief issu de l'aplanissement d'une structure plissée suivi du dégagement de crêtes en roches dures). Des plateaux dominent des dépressions parfois très planes (Barret, 1983).

Dans l'UFA 1 – Bambidie, les altitudes oscillent entre 240 et 640 m, les plus hautes altitudes étant situées dans la zone de Milolé. Les fleuves de l'Ogooué et de Milolé longent la partie ouest de l'UFA 1, dont ils servent de limites naturelles. De nombreux affluents de l'Ogooué traversent le bloc sud de l'UFA 1.

Dans l'UFA 2 - Okondja les altitudes oscillent entre 300 et 700 m. Certaines zones présentent des pentes importantes, notamment dans la partie nord de l'UFA, où ces pentes s'apparentent

à des falaises, et peuvent devenir de fortes contraintes à l'exploitation. Le fleuve Ogooué longe une partie de la concession, dont il sert de limite naturelle. D'importants cours d'eau comme la Louami et la Sébé bordent ou traversent également l'UFA 2.

Dans l'UFA 3 – Lélama, les altitudes oscillent entre 280 et 520 m. Le fleuve Ogooué longe la partie ouest de l'UFA 3, dont il sert de limite naturelle. D'importants cours d'eau comme la Lékorie, et la Lélama bordent ou traversent également l'UFA 3.

Pour rappel, nos deux zones d'intérêt sont situées dans les UFA 2 (P3FAC) et UFA 3 (trouées enrichies).

3.2. Collecte et analyse des données de prédation

Les données de prédation sur les jeunes plants de pao rosa ont été collectées pendant 3 mois sur la période allant de mars à juin 2024 par l'équipe sylvicole de Precious Woods CEB. Un premier traitement des images des caméras a été fait par le Responsable Faune, et dans le cadre de notre mémoire, ce sont ces données déjà prétraitées qu'on a utilisées.

Avant de présenter les analyses qu'on envisage faire afin de répondre à nos objectifs concernant l'identification des agents prédateurs et la quantification des dégâts selon le type de culture ; il est important de rappeler comment ces données ont été collectées.

Le protocole de collecte des données est présenté comme suit.

3.2.1. Définition et taille des trouées

Nous appelons "trouée d'abattage" l'ouverture de canopée créée par la chute d'un arbre exploité, incluant l'empreinte de la cime et la zone de dégâts collatéraux. Dans les concessions d'Afrique centrale, la taille des trouées d'abattage est généralement petite à moyenne, avec des moyennes rapportés entre $\sim 155 \text{ m}^2$ (au Cameroun, *Pericopsis*) et $\sim 237 \text{ m}^2$ (5 concessions du Bassin du Congo), et des valeurs pouvant atteindre $>300 \text{ m}^2$ selon l'essence et la technique de récolte ; certains jeux de données élargissent l'intervalle jusqu'à $\sim 218\text{--}578 \text{ m}^2$ pour des abattages isolés plus ouverts (Ouédraogo et *al.*, 2014). Nos trouées se situent dans cette fourchette, avec une surface moyenne $\approx 300 \text{ m}^2$, cohérente avec la bibliographie régionale.

Quelques critères de sélection des trouées : abattages isolés (une souche principale) sans superposition d'anciennes trouées ; pente $< 15 \%$; distance $\geq 10 \text{ m}$ des pistes de débardage actives pour limiter l'effet "bord/compaction" ; absence de dégâts extrêmes (chablis multiples rendant l'accès impossible) ; même type forestier (forêt dense sempervirente). Ces critères visent à réduire l'hétérogénéité non liée au traitement (mono vs mélange).

Dans chaque trouée, nous avons implanté 9 plantules selon une grille 3×3 à espacement 2 m (centre-centre). La surface de plantation effective correspond au rectangle enveloppant la grille : $(2 \text{ m} \times (3-1))^2 = 4 \text{ m} \times 4 \text{ m} = 16 \text{ m}^2$. Cette surface est nettement inférieure à l'aire totale de la trouée ($\sim 300 \text{ m}^2$), ce qui crée un gradient "centre vs bord" et permet d'éviter la proximité

immédiate des débris d'abattage. Deux modalités ont été testées : monoculture (9 × *Bobgunnia fistuloides*) et plurispécifique (mélange pré-défini d'essences compagnes), conformément aux pratiques d'enrichissement en trouées recommandées pour les essences héliophiles d'Afrique centrale.

3.2.2. Installation du dispositif

Il s'agissait ici principalement de :

- Identifier la zone de plantation (relever les coordonnées GPS, prévoir un espacement minimum de 1 km entre les trouées pour éviter les artéfacts) qui soit âgée de 6 mois car la végétation a eu le temps de se régénérer.
- Inventorier 30 grandes trouées d'abattage (ce type de trouée accueille les plantes héliophiles car son niveau d'éclairement est plus prononcé que dans les petites).
- Sélectionner en pépinière de façon aléatoire 180 plants de *Bobgunnia fistuloides* prêts à être transplantés (plus de 50 cm de hauteur) et 90 plants d'autres espèces héliophiles, soit 9 plants par trouée.
- Procéder à la mise en place de la plantation c'est-à-dire désherber les parcelles, faire le piquetage et la trouaison, et planter les plants de pao rosa.
- Installer 30 pièges photographiques de type BolyGuard SG2060 36 MP, 64GB SD dans les trouées soit 1 piège par trouée d'abattage tout en réduisant les écartements entre les plants (2 × 2m) qui à la base est de 3 × 3m. Cette réduction permettait à la caméra d'avoir un champ de vision qui couvre tous les plants en pépinière.
- Répartir ces caméras en deux groupes de 15 caméras, l'un pour la plantation monospécifique et l'autre pour la plantation plurispécifique.
- Les caméras seront placées en face de la zone à planter, sur un arbre à une hauteur variant de 30 à 50 cm du sol. Ces caméras seront réglées sur l'heure locale de la zone (GMT+1), ils seront aussi réglés pour prendre 3 photos et une vidéo de 60 s par déclencheur à des intervalles de temps de 5 s (les enregistrements sont déclenchés par le mouvement d'où il est important d'éliminer toute la végétation autour).

La carte des deux zones où les caméras ont été déployées se trouve en annexe 3. La figure 7 présente la composition des trouées en plants selon le type de culture. À gauche, nous avons la composition d'une trouée en monoculture, et à droite nous avons une trouée plurispécifique.

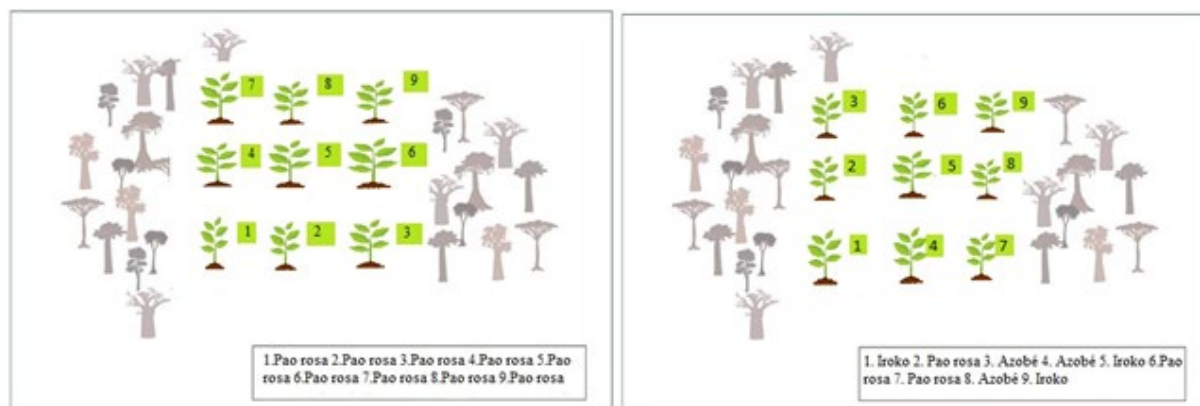


Figure 7 : Enrichissement dans les différentes cultures

Source : PW-CEB

Le matériel utilisé pour cette partie du travail est le suivant :

- 30 Caméras trap
- 5 Cartons de 12 piles
- 270 Plants âgés d'un an (taille environ 50 à 60 cm)
- Bâches
- Une tente
- 2 Lits picots
- Fiches d'inventaires
- Matériels de plantation (pelles, machettes, décamètre, mètre menuisier, pied à coulisse, GPS, paniers,...)

La figure 8 nous montre un agent sylvicole en train d'installer et configurer une caméra dans une trouée.



Figure 8 : Installation d'une caméra BolyGuard

Source : PW-CEB

3.2.3. *Collecte des paramètres de prédation*

Le suivi par les caméras qui a consistait principalement à :

- relever la hauteur des plants et le diamètre au collet ;
- relever des indicateurs de présence des prédateurs (plants arrachés, tiges cassées, folioles mangées, présence des crottes) ;
- récupérer les données des pièges photographiques.

3.2.4. *Analyse des données des pièges photographiques*

Les enregistrements obtenus ont été traités dans des bases de données en libre accès : Camera base version 1.7 (Tobler, 2015) pour attribuer des identifiants uniques à chaque fichier (photos et vidéos) et Timelapse version 2.2.5.0 (Greenberg, 2022) pour l'observation des événements de détection et pour l'identification des espèces. Pour éviter de surestimer les visites d'espèces animales individuelles, on a considéré comme des événements indépendants : des enregistrements consécutifs d'espèces différentes, des enregistrements consécutifs d'individus de la même espèce pris au-delà d'un intervalle de temps de 30 min (O'Brien et *al.*, 2003 ; Meek et *al.*, 2014).

Un enregistrement comportant plusieurs individus de la même espèce sur la même image a été traité comme un événement individuel unique (Caravaggi et *al.*, 2018). Chaque enregistrement a été visionné et tous les animaux présents sur les enregistrements ont été identifiés selon Kingdon (2015). Le comportement (renifler et/ou manger la plante) de chaque animal a également été enregistré. Les différents comportements ont pu être classés en deux catégories principales : les consommateurs et les non-consommateurs. La nomenclature des espèces s'est faite selon la liste rouge des espèces menacées de l'UICN. **Cette étape a permis d'identifier les principaux prédateurs ainsi que la fréquence de leur passage.**

Cette première analyse a constitué le prétraitement, à la suite de cette dernière on a pu constituer un fichier Excel comprenant le numéro de trouée, le type de culture, le nom de l'espèce, le numéro de plant et le type de dégât. La figure 9 donne un extrait de quelques lignes du fichier.

No_Trouees	Type_Culture	Nom_Espece	No_Plant	Plants_Casses	Feuilles_Mangees	Plants_Arraches	Plants_Morts	Plants_Intacts
488	monospécifique	pao rosa	1	0	0	1	0	0
488	monospécifique	pao rosa	2	0	0	1	0	0
488	monospécifique	pao rosa	3	0	0	1	0	0
488	monospécifique	pao rosa	4	0	0	1	0	0
488	monospécifique	pao rosa	5	0	0	1	0	0
488	monospécifique	pao rosa	6	0	0	1	0	0
488	monospécifique	pao rosa	7	0	0	1	0	0
488	monospécifique	pao rosa	8	0	0	1	0	0
488	monospécifique	pao rosa	9	0	0	1	0	0
476	monospécifique	pao rosa	1	1	0	1	0	0
476	monospécifique	pao rosa	2	0	1	1	0	0
476	monospécifique	pao rosa	3	0	0	1	0	0
476	monospécifique	pao rosa	4	0	0	1	0	0
476	monospécifique	pao rosa	5	0	0	1	0	0
476	monospécifique	pao rosa	6	0	0	1	0	0

Figure 9 : Extrait du fichier d'encodage des données de prédation relevées

Le codage des dégâts est binaire, 0 pour absence de dégât et 1 pour présence.

Une fois le fichier Excel prêt, un nettoyage puis une vérification ont été effectués. L'analyse des dégâts s'est faite via R Studio version 4.4.2 selon le tableau 3 suivant :

Tableau 3 : Plan d'analyse des données de prédation

N°	Résultat attendu	Objectif	Méthodologie / Test utilisé
1	Vérifier si les cultures diversifiées réduisent les dégâts	Comparer la fréquence des dégâts entre cultures mono- et plurispécifiques	Calcul du taux de dégâts pour chaque type (Plants_Endommagés / Total_Plants)
2	Identifier la nature dominante des dommages pour adapter les mesures de protection	Identifier le type de dégât le plus fréquent	Fréquence par type (arrachés, cassés, feuilles mangées, morts)
3	Déterminer si l'effet protecteur de la plantation mixte est statistiquement significatif	Vérifier si la différence de taux de dégâts entre mono et pluri est significative	Test exact de Fisher sur les effectifs de plants endommagés
4	Mettre en évidence des différences qualitatives de prédation entre les systèmes	Évaluer si les types de dégâts diffèrent selon le type de culture	Tableau de contingence + test exact de Fisher
5	Prédiction de la probabilité de consommation	Mesurer l'effet du type de culture tout en tenant compte de l'effet "trouée"	Régression logistique mixte (GLMM) : Dégât ~Type_Culture
6	Visualisation des résultats	Visualiser les différences de prédation	Graphiques de probabilités prédites, barplots de types de dégâts

Ces analyses ont permis de quantifier les dégâts par type de culture.

3.3. Collecte et analyse des données d'accroissement

Les données d'accroissement ont été collectées sur le site P3FAC (figure 10) situé dans l'UFA 2. Ce site couvre une surface d'environ 839 ha (429 ha pour le bloc-nord et 410 ha pour le bloc-sud). Ce site est dédié à l'étude de la dynamique forestière de peuplements adultes.

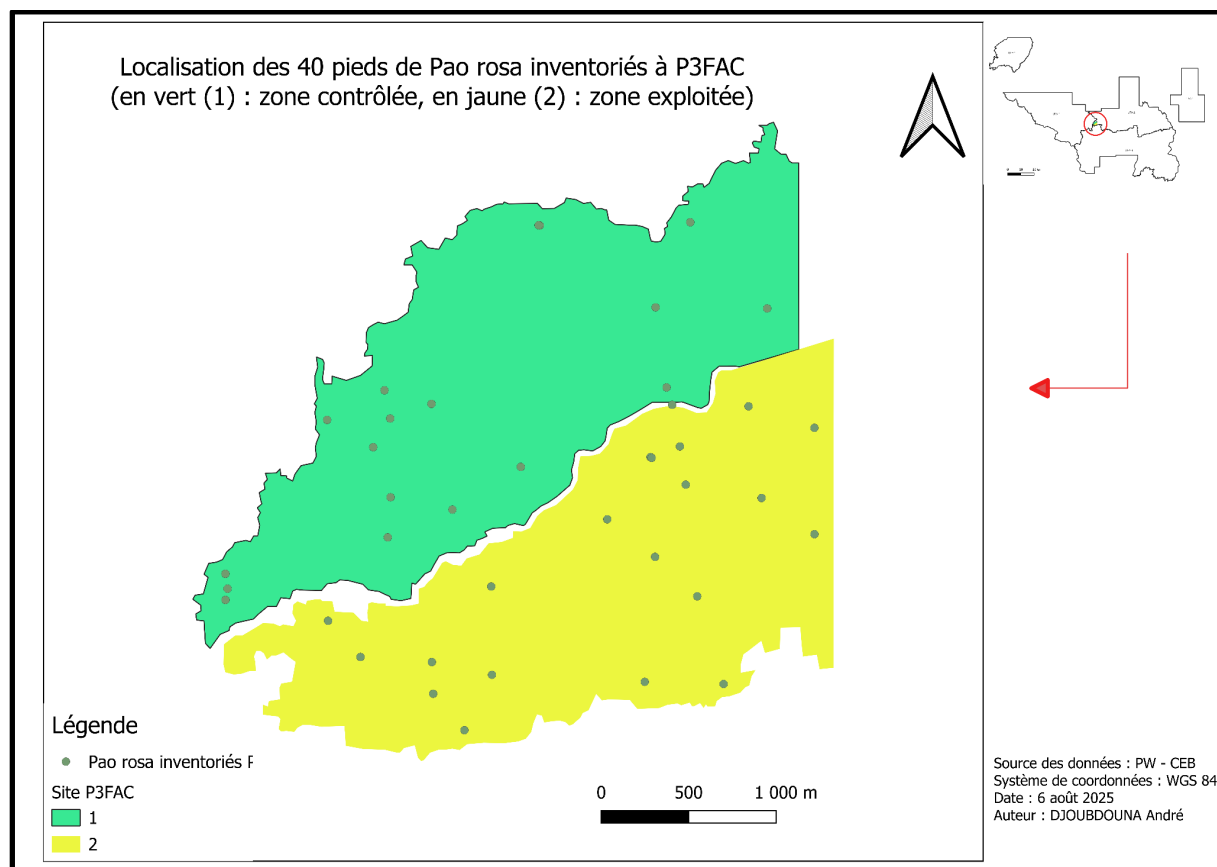


Figure 10 : Localisation de P3FAC et emplacement des pieds de pao rosa inventoriés

Les premières données datent du dernier trimestre de 2019 et les plus récentes datent également du dernier trimestre de 2023. L'année 2024 a été consacrée au relevé des données de phénologie des arbres, et les données de 2025 ne sont pas encore disponibles. Notre étude se base ainsi sur les données de 2019 à 2023.

Durant la période considérée, 3132 arbres appartenant à 13 espèces ont été inventoriés, localisés et marqués. L'encodage et la description de ces données ont fait l'objet d'un rapport spécifique rédigé par Van Hoef en 2019. Parmi ces 3132 arbres, 40 pieds de pao rosa dont le diamètre est supérieur à 10 cm ont été dénombrés. Nous nous intéresserons ici uniquement à ceux-ci.

3.3.1. Description de l'acquisition des données

Les données ont été encodées sur des smartphones androïdes à l'aide d'un formulaire Open-Foris. Afin de faciliter la progression sur le terrain, les arbres ont été regroupés par blocs de 200 m x 200 m (figure 11).

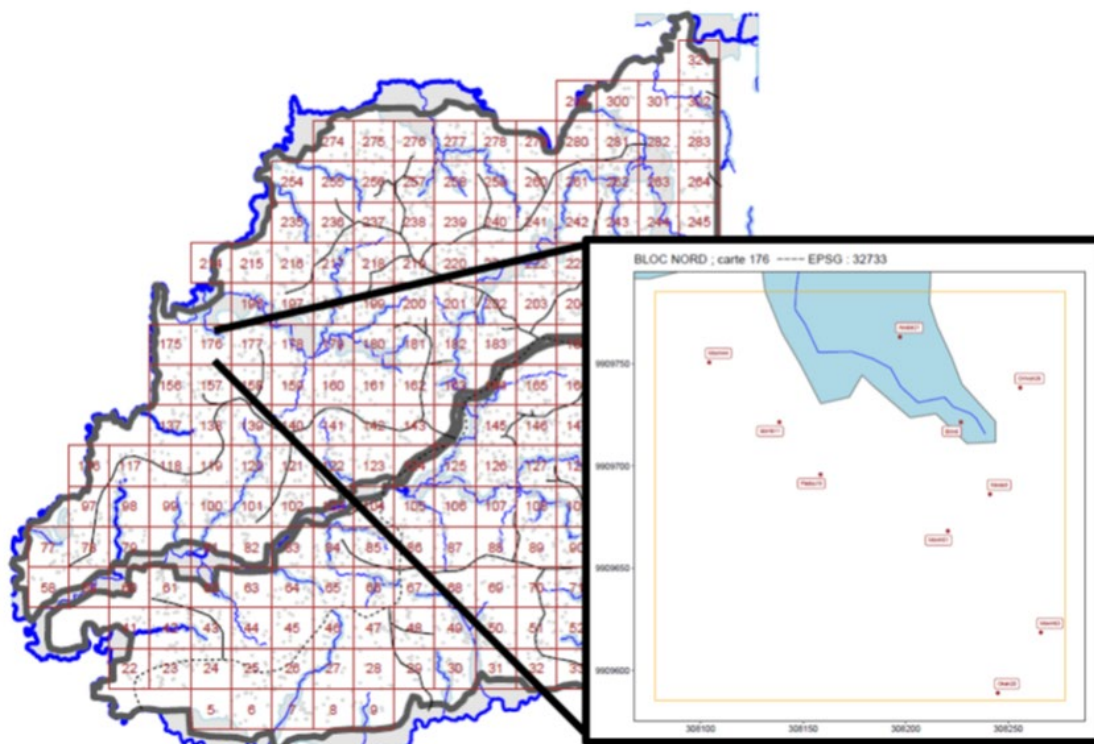


Figure 11 : Regroupement des arbres par zone de 200x200m² pour faciliter la progression sur le terrain

Source : Rapport P3FAC (2020)

Pour chaque arbre (vivant ou mort), les données suivantes ont été relevées chaque année (voir tableau 4) :

Tableau 4 : Paramètres collectés sur le site P3FAC

Arbre vivant	Arbre mort
Position GPS	Position GPS
Date du relevé (automatique)	Date du relevé (automatique)
Diamètre	Cause de la mort codifiée
Hauteur de mesure (en cas de changement)	Photo (facultative)
Une ou plusieurs observations des arbres codifiées (incliné, rejet, normal, pourri, asymétrique, liane, termite)	Remarque (facultative)
Statut de Dawkins	
Longueur de la grume	
Photo (facultative) & Remarque (facultative)	

Le **statut de Dawkins** (ou « statut social ») est une échelle utilisée en écologie forestière pour caractériser la position d'un arbre dans la canopée et son accès à la lumière. Développée pour les forêts tropicales (Dawkins, 1958), elle sert couramment à analyser la compétition et la

dynamique des peuplements (Alder & Synnott, 1992 ; Sist & Nguyen-Thé, 2002). Cinq classes sont distinguées :

- **1 = sous-bois inférieur** : lumière très limitée ;
- **2 = sous-bois supérieur** : lumière faible à modérée par le haut ;
- **3 = canopée inférieure** : lumière modérée, bords ombragés ;
- **4 = canopée** : cime libre sur plusieurs faces, forte lumière ;
- **5 = émergent** : au-dessus de la canopée, lumière maximale.

3.3.2. Analyse de la qualité de la longueur du fût des grumes, du statut de Dawkins, et données d'accroissements

L'un de nos objectifs spécifiques était d'analyser l'effet de l'exploitation forestière sur la croissance diamétrique annuelle des arbres (OS4). Pour cela, nous avons exploité les données du site P3FAC qui portaient sur le suivi de la croissance des arbres. Nous avons principalement travaillé sur trois paramètres clés à savoir la longueur du fût de la grume sur pied, l'indice de Dawkins et les facteurs biotiques (lianes, asymétries, termites, pourriture).

Les données concernant le fût de la grume sur pied pour chaque arbre ont été relevées de 2019 à 2021, et elles mettent en évidence l'évolution de cette dernière. Ce sont des données qualitatives et classées sous trois critères variant dans le temps (de 2019 à 2021). Les critères ont été codés selon que la longueur (lors du relevé annuel) est inférieure à 6 m, comprise entre 6 m et 9 m, ou supérieure à 9 m. L'objectif est d'identifier le changement de catégorie dans le temps pour chaque arbre en fonction du type de traitement (parcelle exploitée vs parcelle non exploitée). Le tableau 5 présente un extrait de l'organisation des données sur la qualité des grumes.

1	2	3	5	6
id_tree	id	date	name_quality	desc_quality
21438	10502	10/23/2019	< 6 m	< 6 m de qualité déroulage/tranchage
21438	14602	9/2/2021	< 6 m	< 6 m de qualité déroulage/tranchage
21451	10515	10/23/2019	> 6 m	> 6 m de qualité déroulage/tranchage
21451	14459	9/3/2021	< 6 m	< 6 m de qualité déroulage/tranchage
21629	10670	11/13/2019	> 6 m	> 6 m de qualité déroulage/tranchage
21629	14852	9/8/2021	< 6 m	< 6 m de qualité déroulage/tranchage
21895	10917	1/11/2020	> 6 m	> 6 m de qualité déroulage/tranchage
21895	15167	9/15/2021	> 6 m	> 6 m de qualité déroulage/tranchage
21945	10962	1/8/2020	> 6 m	> 6 m de qualité déroulage/tranchage
21945	15120	9/14/2021	> 6 m	> 6 m de qualité déroulage/tranchage
22003	11010	1/14/2020	> 6 m	> 6 m de qualité déroulage/tranchage
22003	14731	9/11/2021	< 6 m	< 6 m de qualité déroulage/tranchage
22050	11046	1/15/2020	> 9 m	> 9 m de qualité déroulage/tranchage
22050	14926	9/10/2021	> 9 m	> 9 m de qualité déroulage/tranchage
22122	11105	1/25/2020	< 6 m	< 6 m de qualité déroulage/tranchage
22122	14252	8/24/2021	< 6 m	< 6 m de qualité déroulage/tranchage
22190	11170	1/27/2020	< 6 m	< 6 m de qualité déroulage/tranchage
22190	14341	8/24/2021	< 6 m	< 6 m de qualité déroulage/tranchage
22205	11185	1/29/2020	> 6 m	> 6 m de qualité déroulage/tranchage

Tableau 5 : Extrait des données de la longueur du fût des grumes

Les analyses qui ont été faites sont mentionnées dans le tableau 5 :

Tableau 6 : Plan d'analyse de la qualité des grumes

Résultat attendu	Objectif	Méthodologie
Répartition initiale et finale des catégories (global & par traitement)	Décrire la structure des classes à t0 et t1 et la comparabilité entre groupes	Tableaux de fréquences & %; histogrammes empilés.
Effet du traitement (contrôle vs exploité) sur la stabilité	Tester si l'exploitation affecte la probabilité de rester dans la même classe	Modèle GLM binomial (réponse : identique vs non) avec facteur traitement; OR + IC95%. Analyse de sensibilité : ordinal logistic (CLM) sur
Visualisations de synthèse	Faciliter l'interprétation	Histogrammes par traitement

Le statut de Dawkins a été analysé en combinaison avec les accroissements diamétriques des arbres. Ces données sur le statut de Dawkins ont permis ainsi de voir si l'exploitation modifie le statut des arbres suivis.

Les accroissements annuels individuels sur la période de 2019 à 2023 ont été calculés suivant la formule :

$$iD = \frac{(Df - Di)}{days/365.25}$$

Avec iD l'accroissement annuel en cm, D_f le diamètre final, D_i le diamètre initial, days le nombre de jours écoulés entre la mesure initiale et la mesure finale.

La méthodologie d'analyse des données d'accroissements, puis accroissements couplés au statut de Dawkins se trouvent respectivement dans le tableau 7.

Tableau 7 : Plan d'analyse des données d'accroissements

N°	Analyse prévue	Objectif	Méthodologie / Test utilisé
1	Descriptif des accroissements	Décrire tendance centrale & dispersion	Stats (moyenne., médiane, IQR, min-max), histogramme, boxplots (global & par traitement)
2	Comparaison Exploité vs Contrôle (brute)	Tester une différence globale d'accroissement	Welch t-test + Wilcoxon ; taille d'effet (Cohen's d)
3	Effet du traitement ajusté	Isoler l'effet de l'exploitation à diamètre initial constant	LM : $\text{annual_increment} \sim \text{treatment} + \text{initial_diameter}$; ANOVA (Type II), moyens ajustés (emmeans)
4	Stratification verticale (Dawkins)	Tester l'effet de la position dans la canopée	Dawkins en ordinal (1–5) : LM avec pente ordinale ou test de tendance (Spearman/Cuzick) + Kruskal-Wallis (robuste)
5	Pressions biotiques	Effet des lianes/termites/asym./p ourriture	LM : $\text{annual_increment} \sim \text{has_liane} + \text{has_termite} + \text{has_asym} + \text{has_pourri} + \text{initial_diameter} + \text{treatment}$; VIF simple
6	Classes de diamètre 2020 vs 2023	Visualiser la structure et son évolution	Histogramme des classes de diamètres

4. Résultats

4.1. Prédation des plantules de pao rosa dans les trouées enrichies

4.1.1. Bilan des pièges photographiques déployés & Identification des principaux prédateurs

Au moment du retrait des caméras dans nos deux blocs, on a enregistré quelques dégâts sur certaines caméras (deux) et d'autres ont disparu (cinq), probablement emportées par les prédateurs ou des braconniers. Seules vingt-cinq caméras ont été retrouvées.

Les données exploitables étaient donc celles des 25 caméras retrouvées dont 23 en bon état et 2 cassées.

Suivant la méthodologie décrite au paragraphe 4.2.3., 15 espèces ont pu être identifiées ainsi que leur fréquence de passage (par le service Faune de PW-CEB). Les données disponibles

nous ont permis d'établir leur profil alimentaire et de déterminer ainsi le taux de consommation de chaque animal.

Quinze espèces animales ont été identifiées.

- **Identification et dominance des prédateurs des plantules de pao rosa dans les trouées enrichies**

Plusieurs espèces animales ont été identifiées : éléphants (*Loxodonta cyclotis*), gorilles (*Gorilla gorilla*), chimpanzés (*Pan troglodytes*), panthères (*Panthera pardus*), potamochères (*Potamochoerus porcus*), buffles (*Syncerus caffer*), chat doré africain (*Caracal aurata*, syn. *Profelis aurata*), civette africaine (*Civettictis civetta*), genettes (*Genetta spp.*), céphalophes (*Cephalophus callipygus*), cercopithèques (dont *Cercopithecus solatus*), rongeurs (p. ex. rats *Rattus spp.*, ou encore les écureuils *Sciuridae*) et oiseaux (pigeons *Columba spp.*), ainsi que porcs-épics (*Hystriidae*). Compte tenu des difficultés récurrentes d'identification au sein du genre *Cephalophus*, ces taxons ont été traités en « complexe *Cephalophus* ».

Les céphalophes (*Cephalophus callipygus*) ont été largement prédominants, avec 161 passages enregistrés, représentant 67% de la fréquentation totale. Cette famille d'antilopes forestières a montré une présence régulière sur l'ensemble de la période d'étude. Ils sont suivis des éléphants et des gorilles avec 57 et 15 passages respectivement. Quelques écureuils ont été filmés, mais aucun comportement de prédateur n'a été décelé. La figure 13 nous montre la fréquentation du site.

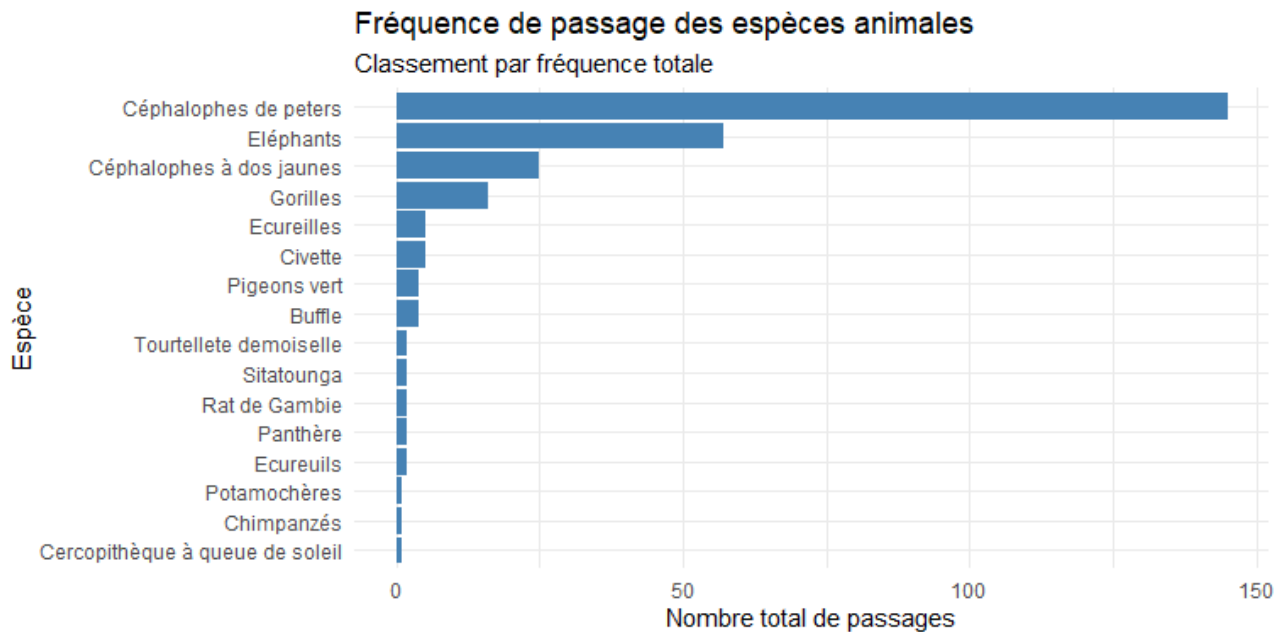


Figure 13 : Fréquence de passage des espèces animales

- **Comportement prédateurs des plantules au sein des trouées enrichies**

L'analyse des comportements a mis en évidence que 59,1% des passages étaient associés à un comportement de consommation des plantules, tandis que 40,9% correspondaient à des passages sans interaction. Les figures 14 et 15 illustrent ce comportement.

Répartition des comportements alimentaires

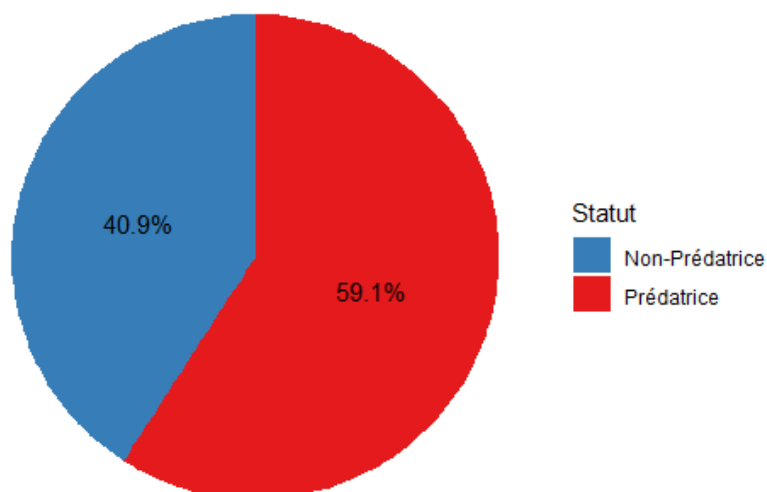


Figure 14 : Comportement des espèces identifiées lors de leur passage

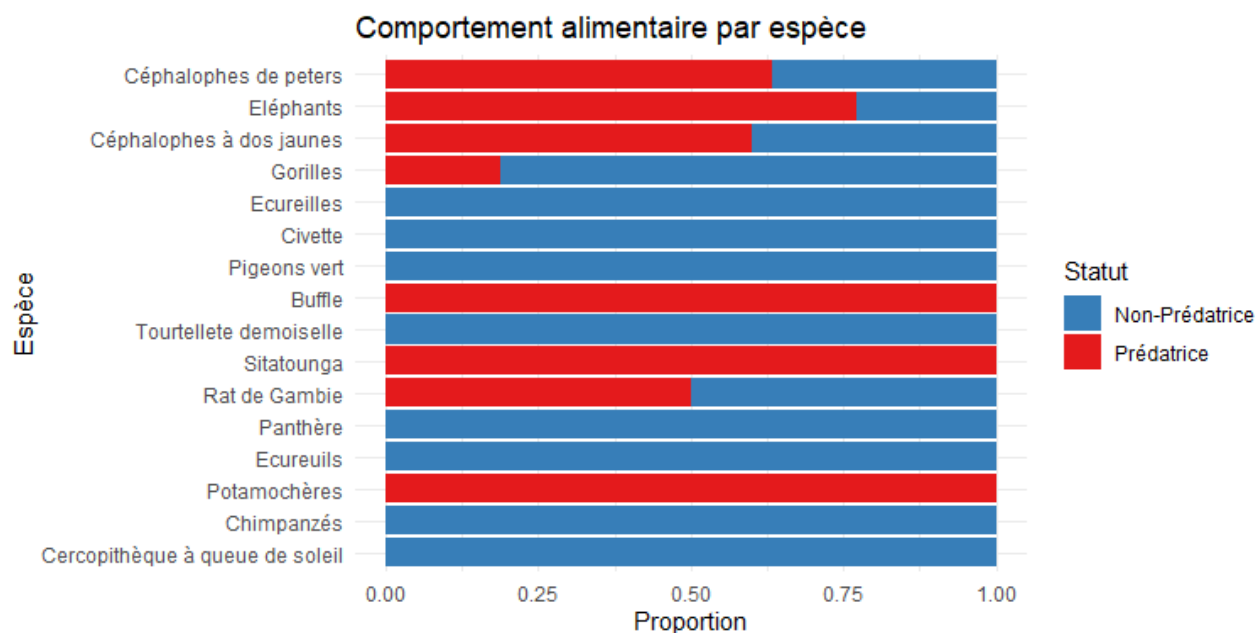


Figure 15 : Comportement alimentaire par espèce

Les éléphants ont montré le comportement prédateur le plus marqué, avec plus de 77% de passages associés à la consommation des plantules. Cette espèce apparaît ainsi comme le principal herbivore impactant les trouées enrichies au pao rosa.

Le tableau 7 présente le taux de prédation des espèces les plus fréquentes

Tableau 8 : Taux de consommation par espèce

Espèce	Prédatrice	Non-Prédatrice	Nombre de passage	Taux de consommation
Céphalophes (Peters et dos jaunes)	107	63	170	62.9
Eléphants	44	13	57	77.2
Gorilles	3	12	15	20.0

La figure 16 est un exemple d'images extraites des caméras installées montrant deux consommateurs en action.



Figure 16 : Clichés montrant un céphalophe de Peters (à gauche) et un éléphant de forêt (à droite) consommant des plantules dans les trouées enrichies

Source : PW-CEB, mars 2024

L'annexe 4 récapitule toutes les informations statistiques sur le taux de consommation et les occurrences des espèces identifiées.

4.1.2. Analyse comparative des dégâts de prédation : plantations monospécifiques vs. plurispécifiques

La prédation sur les jeunes plants représente une menace critique vis-à-vis des efforts de restauration. Dans cette section, nous analysons quantitativement l'impact monospécifique et plurispécifique sur la vulnérabilité aux dégâts, en testant l'hypothèse selon laquelle la diversification spécifique agit comme mécanisme d'atténuation de l'herbivorie.

Les données de 29 trouées ont été maintenues, car une des trouées présentait des incohérences dues à un mauvais relevé sur le terrain; on enregistre ainsi un total de 261 plants. Quatre espèces sont enrichies: pao rosa, azobé, iroko et movingui. L'âge des plantules transplantées était d'environ 1 an et leur taille à peu près de 50 à 60 cm.

On note au total 182 plants de pao rosa, 39 plants d'azobé, 39 plants d'iroko et 1 plant de movingui.

Le tableau 8 récapitule de façon générale le nombre de plants endommagés et intacts tout selon les deux modalités de culture.

Tableau 9 : Quantification générale des différents dégâts sur les 261 plants

Observations	Arrachés	Endommagés (Cassés/Mangés)	Morts	Intacts
Monospécifique	58	18	3	65
Plurispécifique	11	9	5	92
Total	69	27	8	157

Les cultures monospécifiques ont un taux de dégâts beaucoup plus élevé que les cultures plurispécifiques (figure 17).

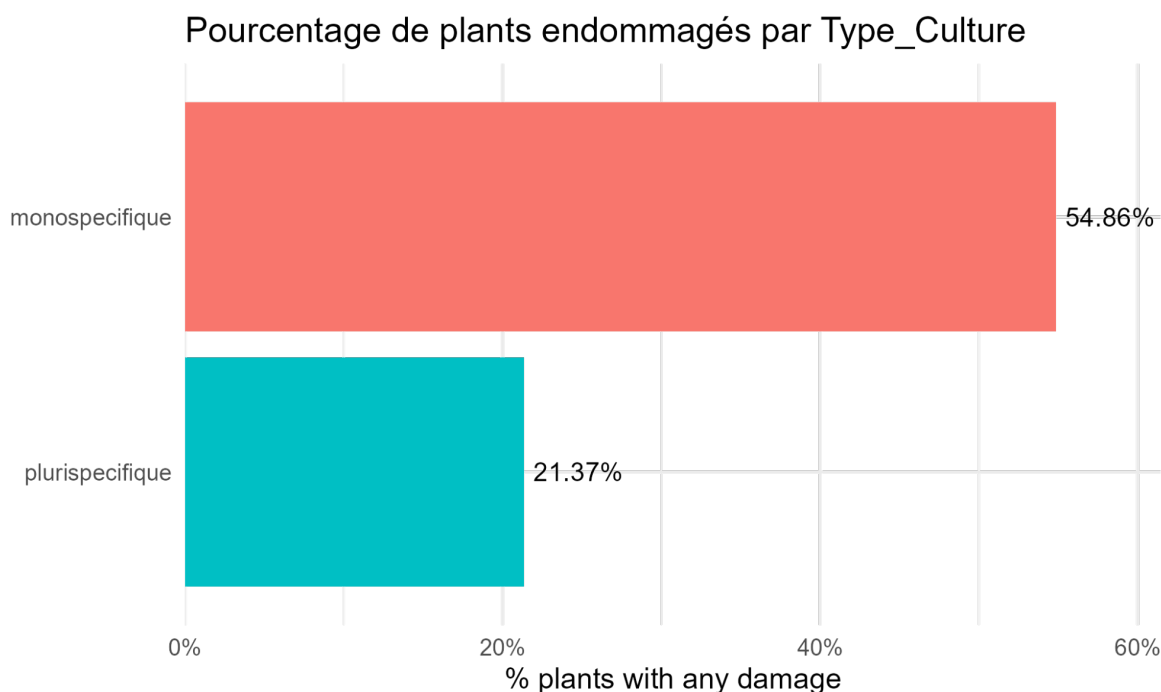


Figure 17 : Taux de dégâts par type de plantation

La diversité d'espèces semble réduire considérablement la vulnérabilité aux prédateurs, soit par dilution de la ressource préférée ou confusion des différents prédateurs. Ce résultat suggère qu'un agencement diversifié des essences pourrait constituer une stratégie naturelle de réduction des risques.

- Comparaison des dégâts sur le pao rosa

La figure 18 montre en effet que seuls 45,1% des plantules sont restés intacts en monoculture alors que dans les cultures plurispécifiques, on a 76,3%. Ce résultat est intéressant en ce sens qu'il confirme effectivement que si le concessionnaire forestier souhaite reboiser du pao rosa, il serait essentiel que dans le protocole sylvicole il adopte un enrichissement des trouées en culture plurispécifique.

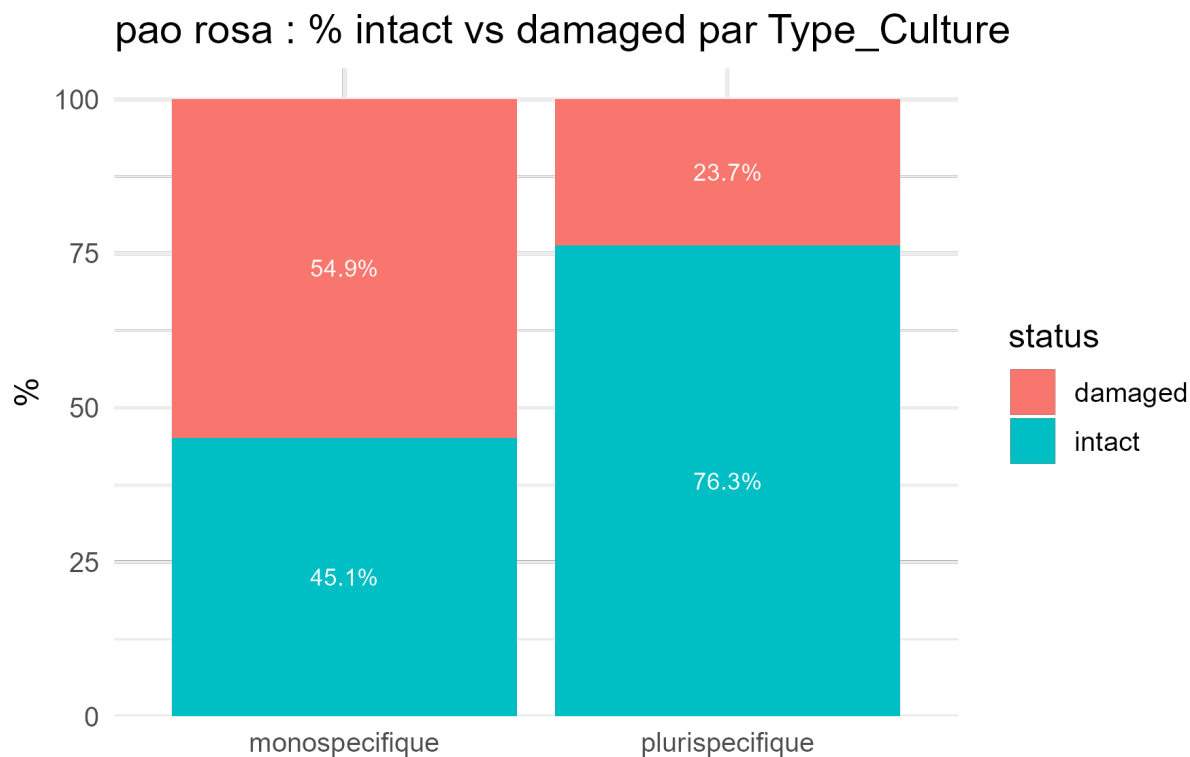


Figure 18 : Proportion de pao rosa consommés et intacts par type de culture

La proportion de plantules intacts passe de 45,1 % en plantation monospécifique à 76,3 % en plurispécifique, et on note que l'arrachage est le principal dégât (figure 19). Les autres catégories restent marginales.

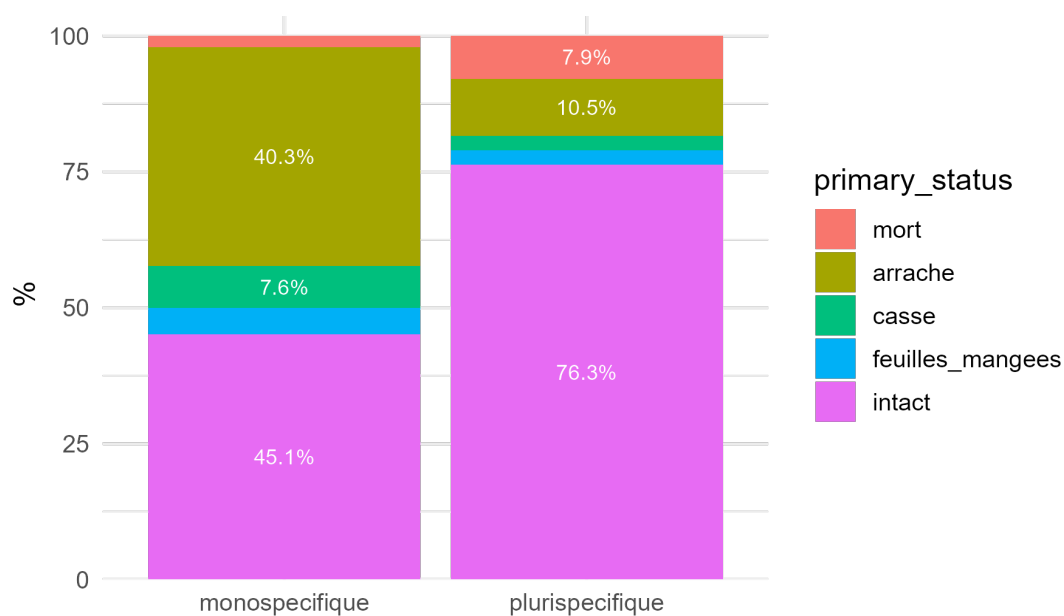


Figure 19 : Proportion des dégâts sur l'espèce pao rosa

- Tests statistiques et modèle GLMM

Dans un GLMM ajustant pour la variabilité entre trouées (variance inter-trouées = 2.86 ; ICC ≈ 0.47), la modalité plurispécifique était associée à une diminution significative des " odds ratio

“ d’endommagement par rapport à la modalité monospécifique (OR = 0.142 ; IC95% = [0.027, 0.746], $p = 0.021$). Les probabilités prédites d’être endommagées sont de 0.56 en culture monospécifique et 0.15 plurispécifique. Les sorties complètes et détaillées (tests, GLMM) sont disponibles dans l’annexe 5.

Ces résultats suggèrent qu’une plantation plurispécifique confère une résistance associative au pao rosa vis-à-vis des prédateurs (ou un effet d’« échappement » relatif), réduisant le risque d’endommagement. L’effet reste significatif après avoir tenu compte de l’hétérogénéité entre trouées, ce qui renforce la robustesse de l’observation.

La figure 20 nous montre cette probabilité.



Figure 20 : Probabilité qu’un plant de pao rosa soit consommé selon le type de culture

● Synthèse

Nous avons comparé les taux de dégâts entre plantations mono- et plurispécifiques (OS1) et identifié les espèces via caméras-pièges (OS2). Les résultats confirment H1 (la plantation monospécifique subit plus de dégât que la plantation plurispécifique) et H2 (Les grands mammifères représentent les principaux prédateurs tandis que les petits vertébrés et insectes n’interviennent que secondairement) est partiellement validée. En effet, le rôle des petits vertébrés et insectes n’a pas pu être déterminé.

4.2. Dynamique de croissance du pao rosa

4.2.1. Distribution des diamètres 2020 vs 2023

La distribution des diamètres est dominée par les classes 40–60 cm dans les deux traitements (figure 21). Entre 2020 et 2023, on observe une translation modérée vers des classes

supérieures, plus nette en parcelle exploitée (hausse de 50–60 et 60–70 cm), tandis que les classes les plus élevées (≥ 70 cm) demeurent présentes uniquement en témoin. Ces résultats décrivent une évolution structurale cohérente avec une croissance diffuse, sans contraste marqué de structure entre traitements à court terme.

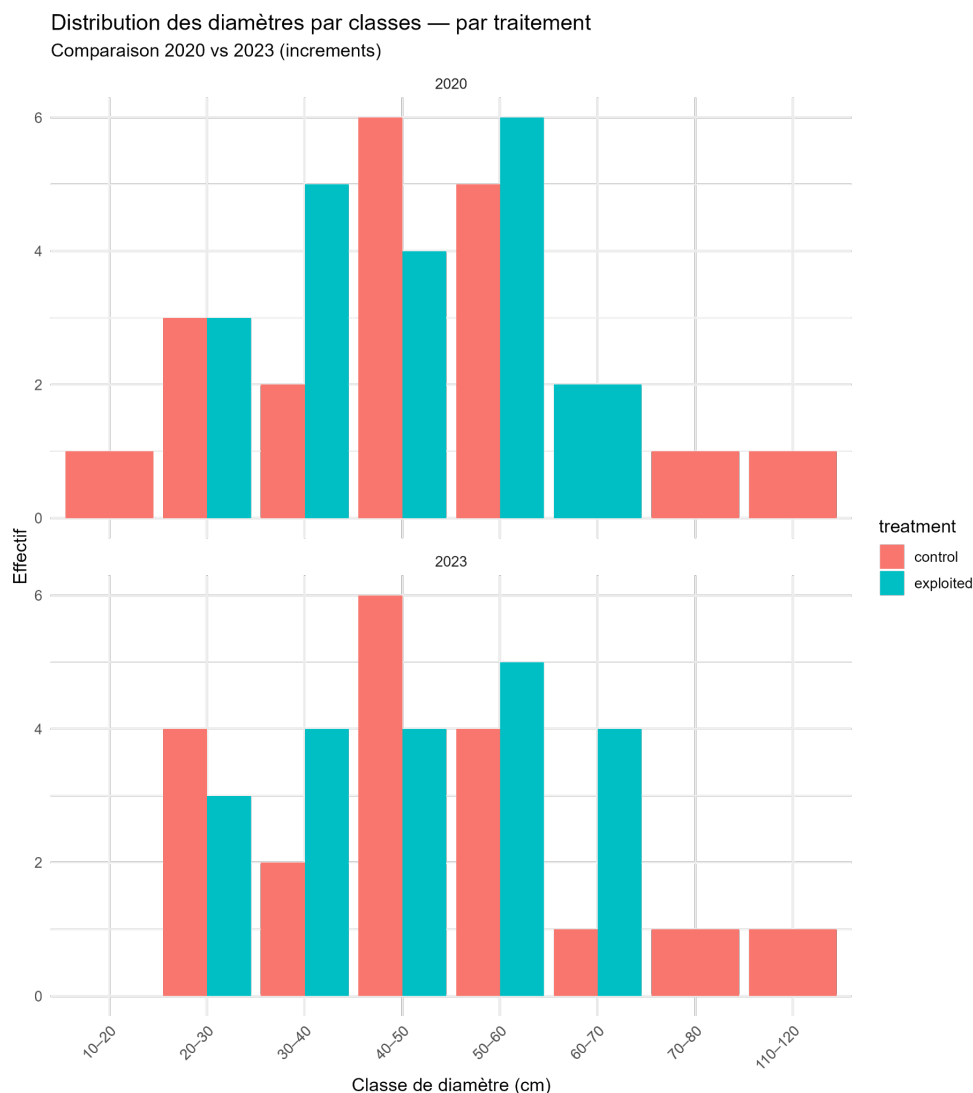


Figure 21 : Distribution des classes de diamètre par traitement 2020 et 2023

4.2.2. Analyse descriptive des données

Les figures 22 et 23 présentent la distribution de l'accroissement moyen annuel (cm/an) des pao rosa sur le site P3FAC. Nous avons suivi 39 arbres adultes de pao rosa répartis entre une parcelle contrôlée ($n = 19$) et une parcelle exploitée ($n = 20$).

L'accroissement annuel moyen de la population entière (cm/an) est de $0,300 \pm 0,235$ (moyenne \pm écart-type), avec une médiane = 0,230, $Q1 = 0,140$, $Q3 = 0,460$, min = -0,030 et max = 0,957 ($n = 39$). La distribution est asymétrique à droite, avec quelques individus à forte croissance. Il faut noter que les médianes sont proches (parcelle contrôlée supérieure à celle

de la parcelle témoin), mais la parcelle témoin a une queue droite plus longue avec quelques individus très vigoureux ($\approx 0,6\text{--}0,9\text{ cm/an}$).

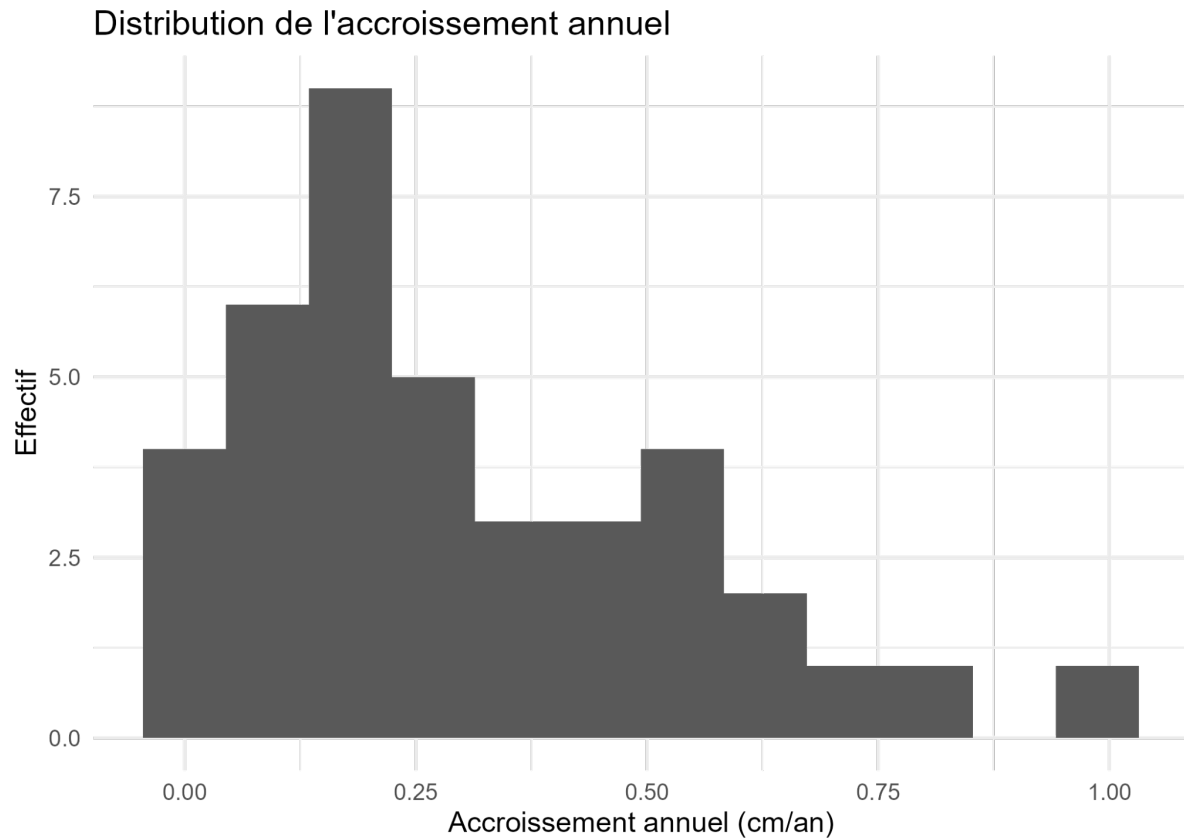


Figure 22 : Distribution de l'accroissement annuel (cm/an)

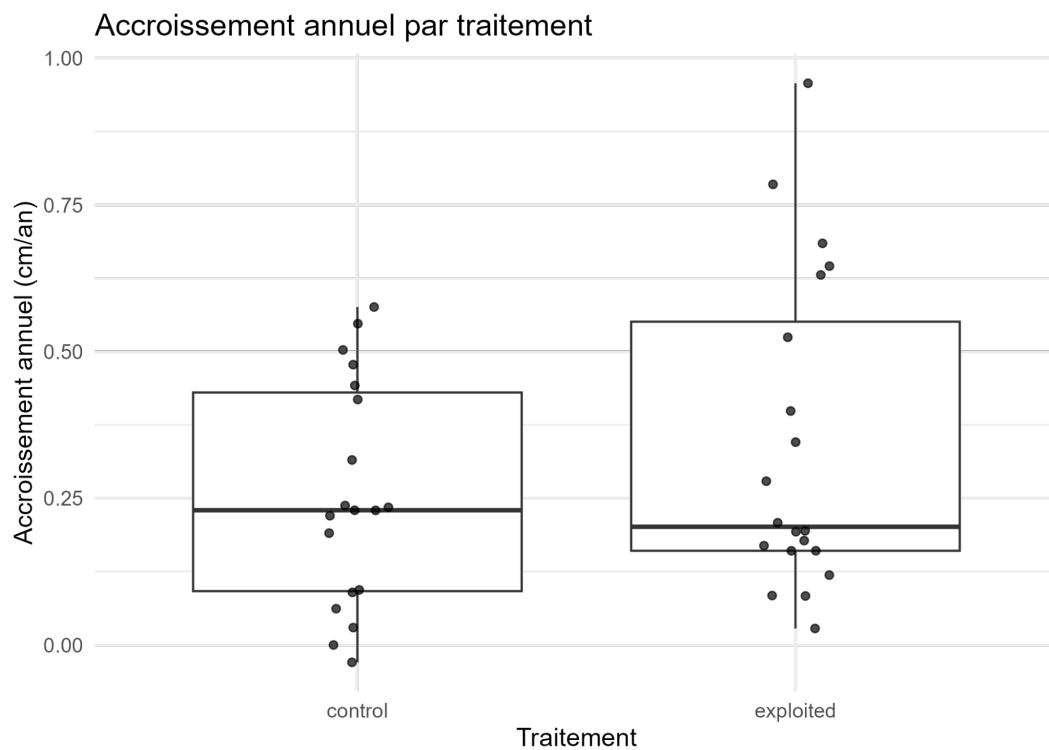


Figure 23 : Accroissement annuel (cm/an) par traitement sylvicole

4.2.3. Effet de l'exploitation forestière (exploité vs contrôle)

Les moyennes brutes indiquent une croissance plus élevée en parcelle exploitée (0,342 cm/an) qu'en contrôle (0,256 cm/an). Toutefois, la différence n'est pas significative (test t de Welch, $p = 0,260$; Wilcoxon, $p = 0,565$).

Dans un modèle linéaire ajusté pour le diamètre initial (accroissement moyen annuel \sim traitement + diamètre initial), l'effet du traitement reste non significatif (ANOVA type II, $p = 0,195$), alors que le diamètre initial présente un effet positif limite ($p \approx 0,052$). Les résidus du modèle s'écartent de la normalité (Shapiro–Wilk, $p = 0,008$), mais l'homogénéité des variances est respectée (Levene, $p = 0,353$). Les résultats détaillés des différents tests se trouvent en annexe 6.

4.2.4. Stratification verticale (indice de Dawkins)

L'examen de la figure 24 suggère un contraste de dispersion entre la parcelle témoin et exploitée. Dans la parcelle témoin, la médiane est relativement progressive et la variabilité reste modérée. En revanche, en parcelle exploitée, la dispersion est plus large et l'on observe des valeurs extrêmes plus fréquentes.

On note aucun effet détectable de la classe de Dawkins sur la croissance : ANOVA (type II) non significative ($p = 0,981$), de même que le test de Kruskal–Wallis ($p = 0,821$). L'interaction Dawkins \times traitement est également non significatif ($p = 0,374$). Le diamètre initial reste le co-variateur le plus informatif.

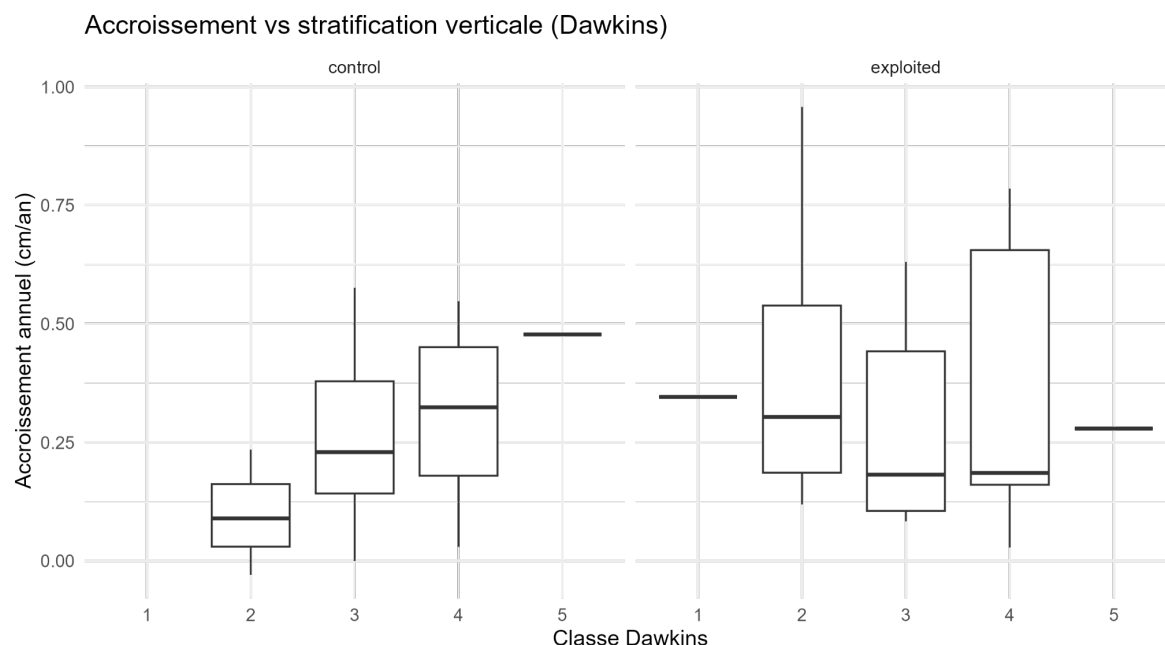


Figure 24 : Accroissement annuel par classes de Dawkins (par traitement)

On peut retenir que sur cet échantillon, la stratification verticale ne ressort pas comme un déterminant clair de la croissance.

4.2.5. Pressions biotiques et croissance

La figure 25 compare l'accroissement moyen annuel selon la présence de ces défauts ou contraintes. Pour cela, quatre contraintes sont pris en compte : l'asymétrie du tronc, les lianes, la pourriture et les termites.

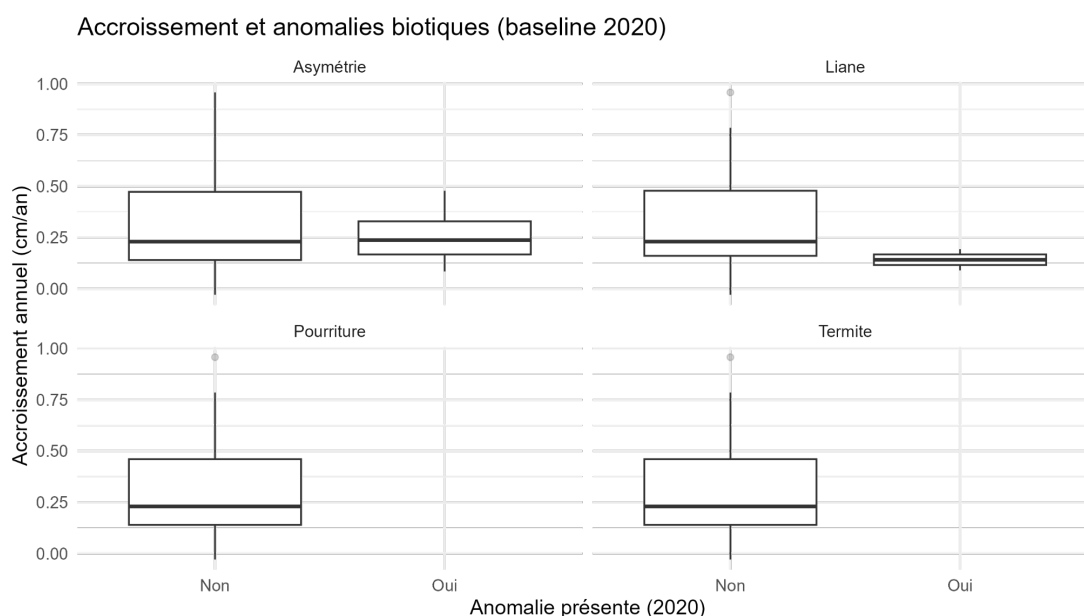


Figure 25 : Effet de quatre contraintes sur l'accroissement annuel

L'analyse des contraintes biologiques asymétrie du tronc et liane n'indique pas d'effet sur l'accroissement. Pour les termites et la pourriture, le très faible nombre d'occurrences rend les comparaisons peu interprétables (boxplots quasi vides).

Au total, sur cet échantillon, aucun facteur n'exerce d'influence mesurable. Nous avons tenté une modélisation (accroissement - liane + termite + asymétrie + pourriture + diamètre initial + traitement) pour approfondir les analyses. Les résultats montrent que le diamètre initial reste le principal facteur influençant l'accroissement ($p \approx 0,051$). Les résultats détaillés sont consignés dans l'annexe 6.

4.2.6. Changement de catégorie de qualité de la longueur des grumes

Les résultats obtenus montrent que (figure 26) :

- Distribution initiale : 18 arbres en catégorie 1 (<6m), 17 en catégorie 2 (>6m), 4 en catégorie 3 (>9m)

- Distribution finale : 22 arbres en catégorie 1, 14 en catégorie 2, 3 en catégorie 3

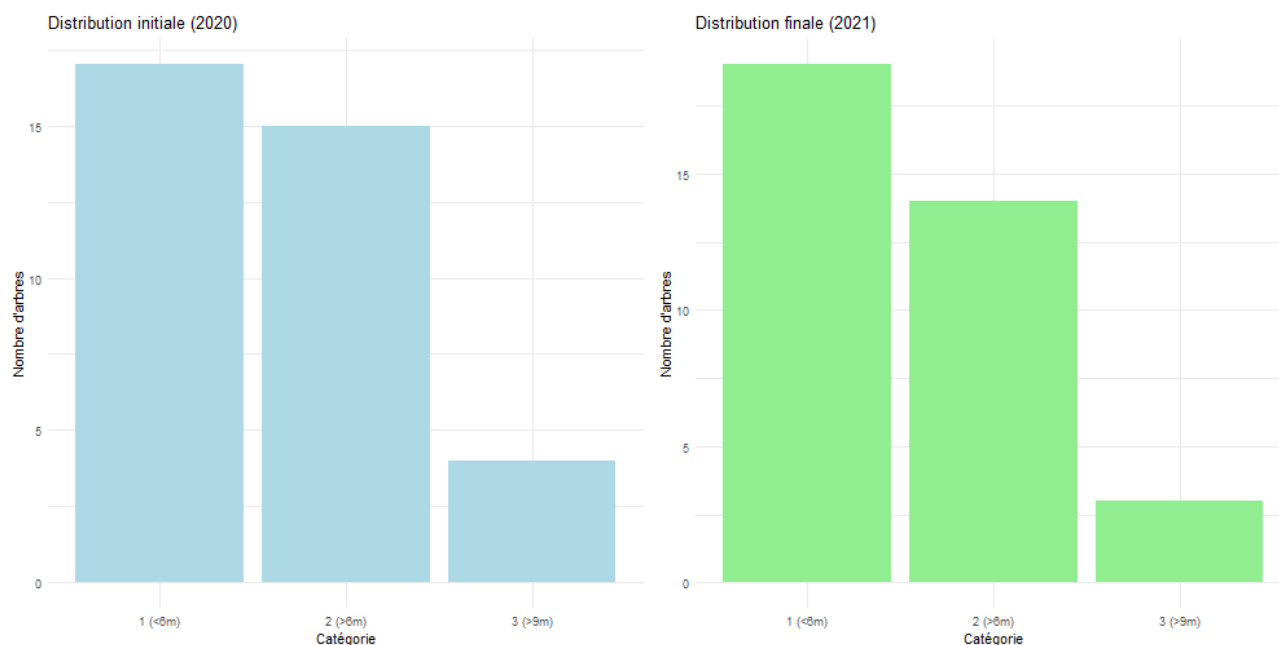


Figure 26 : Distribution globale des catégories de la qualité des grumes

On note : 72.2 % d'arbres Identiques | ≤ 1 cat : 97.2 % | ≤ 2 cat : 100 %

La très grande majorité des grumes restent identiques ou changent d'au plus une catégorie d'une année à l'autre (≥ 97 %).

Il faut noter que la parcelle contrôlée > exploitée en stabilité (81 % vs 60 %) mais $p=0,08$ (3 classes) et $p\approx 0,26$ (identique vs non). On peut donc parler de différence suggestive / tendance, à confirmer avec plus de données (augmenter la période de collecte).

Résumé par traitement :

- control : 81% identiques ; 100% ≤ 1 cat ; 100% ≤ 2 cat ;
- exploité : 60% identiques ; 93.3% ≤ 1 cat ; 100% ≤ 2 cat.

● Synthèse

Nous avons évalué l'effet des contraintes biotiques et des défauts morphologiques, ainsi que celui de l'exploitation sélective, sur l'accroissement diamétrique des arbres adultes de *Bobgunnia fistuloides*. Ni les contraintes/défauts, ni l'exploitation ne montrent d'effet significatif à court terme ($p > 0,25$), ce qui infirme H3 et n'appuie pas H4.

5. Discussion

5.1. Prédation des plantules de *Bobgunnia fistuloides* en forêt

Dans nos résultats, la prédation des plantules de pao rosa apparaît intense, se manifestant par divers types de dégâts (feuilles arrachées, tiges sectionnées, plantules entières arrachées)

dûs à la faune herbivore. Ce constat est cohérent avec les études menées en contextes similaires : par exemple, une étude a montré qu'au Gabon et en Ouganda les rongeurs forestiers contribuent massivement à la mortalité des jeunes plants après exploitation sélective (Piiroinen et *al.*, 2016). Nos observations de feuilles grignotées et les plantules entières disparues peuvent indiquer l'intervention de plus gros herbivores (céphalophes, éléphants ou gorilles). Cependant il faudrait noter que ces derniers sont de moins en moins présents du fait de la chasse. La littérature confirme que "outre les graines, de nombreux animaux consomment les feuilles et bourgeons apicaux des plantules à leur portée" (Blervacq, 2023). Dans notre dispositif, des caméras-pièges ont capté des occurrences de céphalophes broutant les plantules ainsi que quelques écureuils. Ces résultats renforcent l'idée que la réduction des grands animaux favorise une prolifération des rongeurs et une intensification de la prédation sur la régénération forestière. En l'absence de grands prédateurs ou perturbateurs (éléphants, primates, ongulés), les rongeurs opèrent avec moins de contraintes et peuvent détruire une proportion importante des semences et plantules (Blervacq, 2023).

Conséquences pour la régénération du pao rosa

Le pao rosa étant une essence à grandes graines riches en nutriments, il est particulièrement prisé des granivores. Nos résultats indiquent un taux de survie des plantules très faible en monocultures non protégées, suggérant que la prédation post-dissémination constitue un problème critique pour la régénération naturelle de cette espèce. Par ailleurs, les forêts exploitées pourraient offrir des conditions a priori favorables (lumière, espace disponible) pour la régénération du pao rosa, et des observations mentionnent effectivement une bonne régénération naturelle de l'espèce dans certaines forêts exploitées du Gabon (Oyen, 2012). Cependant, cette régénération n'est durable que si les agents de dispersion et de prédation restent en équilibre. Or, la diminution considérable d'éléphants de forêt de plus de 60% (d'Aspremont Lynden, 2020) et la prolifération des rongeurs/granivores risquent d'entraver fortement le recrutement de nouveaux pieds (Blervacq, 2023 ; Oyen, 2012). Nos résultats corroborent à peu près ce schéma. Ce que nos résultats manquent de souligner c'est l'importance des interactions fauniques : la régénération du pao rosa en forêt exploitée dépend non seulement de la qualité du peuplement résiduel et du microclimat de trouée, mais aussi du maintien d'une faune diversifiée assurant à la fois la dispersion des graines et un contrôle naturel des petits herbivores (par prédation ou compétition). Ces conclusions rejoignent celles de Scalbert et *al.*, (2023) qui insistent sur le lien étroit entre santé des populations d'éléphants et avenir du pao rosa. Sans les éléphants pour disséminer les graines sur de longues distances, et sans contrôle des rongeurs par les carnivores ou grands herbivores, il est probable que le pao rosa peine à se régénérer durablement dans les forêts exploitées (Meunier et *al.*, 2015 ; Rosin et Poulsen, 2016). Il conviendra d'en tenir compte dans les plans d'aménagement : des mesures comme la protection des semis (cages, répulsifs) ou (et surtout plus) le renforcement écologique (lutte anti-braconnage pour restaurer le rôle

des disperseurs) pourraient améliorer significativement le succès des plantules dans les zones reboisées.

5.2. Influence de la composition des plantations (monospécifique vs. plurispécifique) sur la survie et la croissance

Un volet important de nos résultats concerne la comparaison entre plantations monospécifiques de pao rosa et plantations mixtes (pao rosa associé à d'autres essences locales). Nous observons des différences notables : globalement, les trouées plurispécifiques montrent une diminution considérable de la prédation des plantules. Plusieurs mécanismes complémentaires, appuyés par la littérature, peuvent expliquer ces tendances.

Dans les plantations plurispécifiques, les herbivores spécialistes du pao rosa pourraient avoir plus de difficulté à localiser leurs proies préférées (effet de dilution ou de résistance associée) (Wein et *al.*, 2016). Des auteurs ont également montré que les insectes ravageurs monophages causent moins de dégâts en peuplements diversifiés car leurs hôtes y sont moins concentrés (Jactel et Brockerhoff, 2007). Il est possible qu'un phénomène analogue se produise ici avec certains prédateurs. De plus, la présence d'autres espèces végétales pourrait attirer les herbivores généralistes sur ces espèces qu'on pourrait caractériser de "leurre" et épargner partiellement le pao rosa.

Implication sylvicole

Ces résultats appuyés par la littérature suggèrent que, pour la reconstruction de forêts exploitées, il serait avantageux d'éviter les plantations monospécifiques de pao rosa. Au contraire, les enrichissements en essences multiples (en veillant à choisir des espèces compatibles) peuvent à la fois améliorer la survie des jeunes plants. Par exemple, une étude menée en 2016 a obtenu de bons taux de survie en enrichissant des trouées au Cameroun avec un mélange d'essences commerciales plutôt qu'en monoculture (Doucet et *al.*, 2016). Nos résultats vont dans le même sens. Néanmoins, un choix judicieux des espèces accompagnatrices est essentiel. Une diversité modérée et bien pensée serait la clé d'un succès sylvicole, combinant productivité et résilience du peuplement (Jactel et Brockerhoff, 2007 ; Piotto, 2008)

5.3. Dynamique de croissance du pao rosa : rôle du diamètre initial et des interventions sylvicoles post-exploitation

Dans notre jeu de données (39 arbres adultes), l'accroissement annuel moyen est de $0,30 \pm 0,24$ cm/an (médiane = 0,23 cm/an). Cette valeur est également celle connue dans la littérature, largement mentionnée pour l'Afrique centrale et de l'Ouest (ATIBT, s.d.).

Effet de l'exploitation forestière et variabilité inter-individuelle

Les accroissements bruts sont plus élevés dans la parcelle exploitée que dans la témoin, mais la différence n'est pas significative (tests paramétriques et non paramétriques), et l'ajustement par le diamètre initial ne change pas cette conclusion. Ce signal moyen faible, combiné à des réponses individuelles marquées chez quelques arbres "répondants", est cohérent avec des résultats régionaux montrant une forte variabilité inter-individuelle et un rôle modéré des facteurs stationnels/compétition pour expliquer la croissance à large échelle en Afrique centrale (Gourlet-Fleury et *al.*, 2023 ; Ligot et *al.*, 2022)

Rôle du diamètre initial

Dans nos modèles, le diamètre initial présente un effet positif (limite de significativité), ce qui cadre avec la littérature en forêts tropicales : à taille plus élevée, les accroissements absolus ont tendance à être supérieurs via un meilleur statut lumineux et des avantages physiologiques (Sheil et *al.*, 2006).

Stratification verticale : indice de Dawkins

Nous ne détectons pas d'effet de la classe de Dawkins (1–5) sur la croissance, ni d'interaction avec le traitement. L'indice de crown illumination de Dawkins (1958) reste une référence pratique de terrain, mais des travaux récents suggèrent que des indicateurs continus de lumière captent mieux les différences de performance (Jennings et *al.*, 1999 ; Rutishauser et *al.*, 2011).

Facteurs biotiques (lianes, termites, pourriture, asymétrie)

La littérature pointe souvent les lianes comme facteurs susceptibles de réduire la croissance des arbres hôtes par ombrage et contraintes mécaniques. En Afrique centrale, une charge de lianes élevée est associée à des performances plus faibles et à des modifications d'allométrie (Loubota Panzou et *al.*, 2022). Dans nos données, l'effet des lianes est négatif mais non significatif, possiblement en raison d'une prévalence faible et d'un codage binaire (présence/absence) qui ne reflète ni l'intensité ni la durée. Pour termites et pourriture, la documentation porte davantage sur la durabilité du bois que sur des effets immédiats sur l'accroissement radial, et nous ne mettons pas en évidence d'effet clair.

Mise en perspective sylvicole

À court terme, l'exploitation telle qu'observée ne modifie pas la croissance moyenne de la population, mais elle peut favoriser ponctuellement certains individus (queue droite de la distribution). Ceci rejoint l'idée, documentée à l'échelle régionale, d'une réponse hétérogène dominée par l'état initial des arbres et des conditions locales (Gourlet-Fleury et *al.*, 2023 ; Ligot et *al.*, 2022). Pour la gestion : privilégier des ouvertures modérées et hétérogènes, cibler les arbres à fort potentiel de réponse (diamètre initial élevé, couronne favorable) et gérer les lianes lorsque leur charge est avérée.

Effets des traitements sylvicoles

Un apport de nos résultats est la mise en évidence du bénéfice des interventions sylvicoles post-plantation sur la croissance des pao rosa. Les différences de croissance sont assez claires : en moyenne, sur trois ans, les arbres en parcelle exploitée ont une croissance en diamètre supérieure aux témoins. Cela s'explique aisément par la réduction de la concurrence pour les ressources. En pratiquant l'exploitation sélective, on donne un accès plus exclusif à la lumière (et éventuellement à l'eau et aux éléments minéraux du sol). Nos résultats rejoignent un corpus d'études sylvicoles montrant l'efficacité de telles interventions, souvent appelées "libération des gaules" ou "traitement d'éclaircie/libération". Par exemple, une étude menée en 2003 a montré que la libération des jeunes arbres d'avenir augmente significativement leur croissance comparé à des témoins non libérés, dans des forêts tropicales gérées (Fredericksen *et al.*, 2003). Plus spécifiquement, la coupe des lianes s'avère un levier particulièrement bénéfique. De plus, Putz *et al.*, (2023), rapportent un triplement de croissance en diamètre pour des arbres libérés de lianes. Malheureusement, pour notre étude, les données d'observation disponibles concernant les lianes, termites ou autres n'étaient pas suffisantes pour une analyse approfondie. Cependant, il faudrait signaler que ces facteurs biotiques (lianes, termites, asymétrie de la cime) influencent de façon significative la croissance des arbres selon la littérature.

5.4. Limites de l'étude

Malgré ces avancées, il convient de reconnaître certaines limites inhérentes à cette étude. D'une part, les travaux se sont concentrés sur un site spécifique (une concession forestière du sud-est Gabon) et sur une période relativement courte. Les résultats obtenus, bien que riches d'enseignements, reflètent donc une situation locale et un instantané temporel, ce qui peut limiter la généralisation à l'ensemble de l'aire de distribution de l'espèce ou à d'autres contextes forestiers. D'autre part, certaines contraintes méthodologiques ont pu influencer les observations. Par exemple l'introduction expérimentale de plantules en trouées, bien qu'indispensable pour identifier les prédateurs, ne reproduit pas exactement la distribution naturelle des semis issus de graines in situ. Par ailleurs, la pression d'herbivorie détectée concerne essentiellement la faune de taille moyenne à grande (visibles à la caméra) et d'autres agents (insectes phytophages, maladies) n'ont pas été captés dans notre dispositif. De plus, les facteurs tels que les lianes, les termites, les asymétries etc n'ont pas pu être étudiés faute de données suffisantes sur les 39 pieds de pao rosa inventoriés. Enfin, la variabilité génétique intra-spécifique ou l'influence détaillée de facteurs édaphiques n'ont pas été abordées dans ce travail. Malgré ces limites, les tendances dégagées restent solides et offrent une base pour orienter l'action, tout en soulignant le besoin de recherches complémentaires.

5.5. Synthèse de la discussion

La dynamique de croissance et l'écologie de *Bobgunnia fistuloides* résulte d'une imbrication de facteurs écologiques (prédation, compétition, dispersion) et de pratiques sylvicoles (composition des plantations, soins post-exploitation). Dans notre dispositif, le diamètre initial apparaît comme un déterminant significatif de la croissance, tandis que l'effet du traitement "exploité" demeure non concluant et vraisemblablement porté par une minorité d'individus à forte croissance. Pour une gestion durable, quatre leviers se dégagent : (1) préserver et restaurer le rôle des grands mammifères (dont les éléphants) afin de maintenir un couple dispersion-prédation favorable ; (2) privilégier des plantations mixtes bien conçues pour diluer la pression biotique et tirer parti de la complémentarité interspécifique ; (3) appliquer des soins précoces et ciblés (dégagement, contrôle des lianes, éclaircies) pour optimiser la croissance et la rectitude des tiges ; (4) surveiller et gérer les facteurs limitants (termites, compétition locale). Ces orientations, en phase avec la littérature (Piiroinen et *al.*, 2016 ; Piotto, 2008 ; Putz et *al.*, 2023 ; Rosin et Poulsen, 2016 ; Scalbert et *al.*, 2023), visent à concilier exploitation et régénération du pao rosa dans les forêts du sud-est gabonais, sous réserve de confirmer ces tendances par un suivi élargi (plus de placettes, série temporelle plus longue).

6. Conclusion générale et recommandations

Apports scientifiques

Cette étude, conduite en forêts exploitées du sud-est Gabon, montre que la prédation des plantules de *Bobgunnia fistuloides* constitue un frein majeur au recrutement, tandis que la diversification des plantations atténue significativement les dégâts. Sur notre jeu de données, la proportion de plantules endommagées est plus faible en cultures mixtes qu'en monoculture (23,7 % vs 54,9 %), suggérant un effet de dilution cohérent avec la littérature sur la résistance associée. Les caméras-pièges attribuent une part importante des événements d'herbivorie aux éléphants et aux céphalophes (respectivement 77,2 % et 62,9 % des événements attribués), ce qui souligne le double rôle des grands mammifères : indispensables à la dispersion des graines mais (potentiellement) consommateurs de plantules dans les trouées. Enfin, si l'exploitation sélective n'a pas modifié significativement l'accroissement diamétral annuel des arbres adultes à court terme, le diamètre initial demeure un déterminant robuste de la croissance ultérieure.

Ces résultats appuient une gestion adaptative du pao rosa : combiner mélanges d'essences et soins sylvicoles afin d'augmenter la survie des plantules et d'optimiser la croissance des recrues. Ils invitent aussi à penser la sylviculture avec la faune : préserver les disperseurs (notamment les éléphants) tout en protégeant les phases juvéniles (protections physiques temporaires) pour franchir le goulet d'étranglement de l'herbivorie.

Implications pratiques

Les connaissances générées par cette étude présentent des implications directes pour la gestion durable du pao rosa et plus généralement des essences précieuses à régénération déficitaire. Nos résultats montrent que la régénération naturelle seule peut être insuffisante dans de nombreux cas, en raison des contraintes de dispersion et de la forte prédation des jeunes plants. En conséquence, une implication majeure est la nécessité d'interventions humaines actives pour compléter le renouvellement de l'espèce : cela passe par exemple par l'enrichissement des trouées ou le reboisement de certaines zones forestières. De plus, l'identification des agents herbivores implique qu'il faut anticiper et réduire la pression de prédation sur les plants, sans quoi les efforts de régénération pourraient être vaincus par les pertes post-plantation. Cela signifie qu'on gagnerait à envisager de protéger physiquement les jeunes plants (par exemple par des gaines de protection ou des clôtures temporaires autour des parcelles régénérées) afin d'augmenter leur taux de survie en milieu naturel.

Perspectives de recherche

Cette étude contribue à une meilleure compréhension de *Bobgunnia fistuloides*, elle ouvre également de nombreuses perspectives de recherche. Il serait tout d'abord pertinent de prolonger le suivi des plantules installées, afin de documenter leur trajectoire à plus long terme (taux de croissance annuelle, progression vers le stade juvénile puis adulte, taux de mortalité sur plusieurs années). Des études complémentaires pourraient explorer la biologie reproductive du pao rosa : fréquence et abondance de la fructification, distances et modes de dispersion naturels des graines (par la faune ou d'autres vecteurs), viabilité des graines à plus long terme et existence d'une banque de semences dans le sol. Ces connaissances permettraient de mieux appréhender le potentiel de régénération naturelle sur de grandes échelles spatiales plus grandes.

Il serait également utile d'étudier les conditions édaphiques et écologiques favorables à l'espèce : par exemple, une étude comparative de la survie des plantules en fonction du type de sol, du régime de pluies ou de la présence d'un sous-bois compétitif enrichirait les recommandations de gestion. Enfin, compte tenu du statut préoccupant de l'espèce, des recherches en génétique de conservation pourraient évaluer la diversité génétique résiduelle des populations de pao rosa, pour guider d'éventuelles actions de conservation ex-situ (banques de semences, arboretums) et in-situ.

Recommandations

Au vu des résultats de cette étude, nous formulons plusieurs recommandations à l'intention du gestionnaire forestier, afin de promouvoir la sylviculture durable, la conservation et le repeuplement du pao rosa dans les forêts exploitées.

- Protéger les jeunes plants contre l'herbivorie : étant donné la forte prédation observée, des mesures de protection physiques pourraient accompagner les plantations d'enrichissement. Par exemple, l'utilisation de manchons de protection

individuels (grillages autour des plantules) ou la pose de barrières temporaires autour des parcelles régénérées peut réduire significativement les dégâts causés par les animaux herbivores. Ces protections devraient être maintenues au moins durant les premiers mois critiques d'établissement, puis retirées une fois les plants suffisamment lignifiés ou hors de portée des petits herbivores.

- Suivre et évaluer la régénération : mettre en place un système de suivi post-exploitation pour le pao rosa et d'autres essences dont la régénération pose problème. Concrètement, après les opérations de coupe, réaliser des inventaires réguliers (par ex. tous les 2-3 ans) afin de quantifier le nombre de semis/plantules qui s'installent naturellement. Ce suivi de la croissance et de la survie permettra de détecter tôt toute insuffisance de régénération. En cas de recrutement naturel jugé trop faible, il conviendra d'intervenir sans attendre (repiquage de nouveaux plants, amélioration des conditions micro-écologiques, etc.). Il est également conseillé de tenir un registre des données de croissance des jeunes pao rosa (hauteur, diamètre) pour évaluer le temps de retour à la maturité et ajuster si besoin les rotations d'exploitation.
- Adopter des pratiques d'exploitation à impact réduit : former les équipes forestières aux techniques d'Exploitation à Impact Réduit (RIL) spécifiques à la conservation des espèces sensibles. Par exemple, planifier les pistes de débardage de manière à éviter les zones où des regains de pao rosa sont présents au sol, afin de ne pas détruire les plantules en cours d'installation. De plus, sensibiliser les ouvriers forestiers à la valeur écologique du pao rosa afin qu'ils participent activement à sa protection (signalement des jeunes plants lors des travaux, protection volontaire de ces plants pendant le débroussaillage, etc.).
- Concilier gestion forestière et faune : en concertation avec les autorités administratives et ONG locales, intégrer une dimension faune dans la gestion de la concession. Cela peut passer par le soutien à des programmes de lutte contre le braconnage sur la concession, de sorte à favoriser le maintien des populations d'éléphants et d'autres grands frugivores dispersant les graines de pao rosa. Par ailleurs, si certaines espèces animales proliférantes causent une herbivorie excessive des plantules, envisager des régulations de population en collaboration avec les services de la faune (par exemple, encourager une chasse durable des biches et rongeurs par les communautés locales, dans le respect des quotas, afin de réduire leur pression sur les jeunes arbres).
- Restaurer et conserver les populations existantes : identifier au sein des forêts exploitées des îlots de haute valeur de conservation où le pao rosa est présent (même à faible densité) et les mettre en conservation in situ. Ces zones pourraient être soustraites à l'exploitation future ou faire l'objet d'une exploitation très encadrée, pour servir de réservoirs de graines et de noyaux de repeuplement naturels. En parallèle, les gestionnaires peuvent collaborer à des initiatives de conservation ex situ

en fournissant des semences ou des plants aux programmes nationaux de reboisement et aux jardins botaniques, contribuant ainsi à la préservation de l'espèce en dehors des zones de coupe.

Références bibliographiques

- ATIBT/Fair & Precious, (s.d.), *PAO ROSA: a very durable material with aesthetic qualities*. <https://www.fair-and-precious.org/>, consulté le 15 juillet 2025.
- Barbosa, P., Hines, J., Kaplan, I., Martinson, H., Szczepaniec, A., & Szendrei, Z. (2009). Associational resistance and associational susceptibility in plant–insect interactions. *Journal of Ecology*, 97(6), 1131–1139. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120242>
- Barret, J. (1983). *Géographie et cartographie du Gabon : Atlas illustré*. Libreville, Gabon. Institut Pédagogique National & Laboratoire National de Cartographie.
- Beck, H. E., Zimmermann, N. E., McVicar, T. R., Vergopolan, N., Berg, A., & Wood, E. F. (2018). Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data*, 5(1), 180214. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>
- Bignell, D. E., Roisin, Y., & Lo, N. (Eds.). (2010). *Biology of termites: A modern synthesis*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3977-4>
- Biwolé, A. B., Ouédraogo, D.-Y., Betti, J. L., Picard, N., Rossi, V., Delion, S., Lagoute, P., Gourlet-Fleury, S., Lejeune, P., & Doucet, J.-L. (2019). Dynamique des populations d'azobé, *Lophira alata* Banks ex C. F. Gaertn., et implications pour sa gestion durable au Cameroun. *BOIS & FORETS DES TROPIQUES*, 342, 55-68. <https://doi.org/10.19182/bft2019.342.a31670>
- Blervacq, R. (2023). Interactions trophiques entre mammifères et espèces ligneuses d'intérêt commercial dans une forêt du sud-est Cameroun [Mémoire de fin d'études, UNIVERSITÉ DE LIÈGE – GEMBLOUX AGRO-BIO TECH]. <http://hdl.handle.net/2268.2/18291>
- Bourland, N. (2013). *Dynamique d'une espèce ligneuse héliophile longévive dans un monde changeant : Le cas de Pericopsis elata (Harms) Meeuwen (Fabaceae) au sud est du Cameroun*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/159244>
- Caravaggi, A., Gatta, M., Vallely, M.-C., Hogg, K., Freeman, M., Fadaei, E., Dick, J. T., Montgomery, W. I., Reid, N., & Tosh, D. G. (2018). Seasonal and predator-prey effects on circadian activity of free-ranging mammals revealed by camera traps. *PeerJ*, 6, e5827.
- Catalogue of Life. *Catalogue of Life: Annual Checklist*. www.catalogueoflife.org, consulté le 2 avril 2025.
- Cirad – Tropix-web. (Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement) (2024). *Fiche Pao rosa 2023*. <https://tropix.cirad.fr/>, consulté le 11 novembre 2024.
- Connell, J. H. (1971). On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. *Dynamics of populations*, (pp. 298–312). PUDOC. <https://edepot.wur.nl/469421#page=296>

Daïnou, K., Tosso, D. F., Bracke, C., Bourland, N., Forni, E., Hubert, D., Kankolongo, M., Loumeto, J. J., Louppe, D., Ngomanda, A., Ngomin, A., Tchuante Tite, V., & Doucet, J.-L. (2021). *Guide pratique des plantations d'arbres des forêts denses humides d'Afrique*. Les Presses agronomiques de Gembloux. <https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/259075/1/>

Daïnou, K. (2012). *Structuration de la diversité génétique du genre Milicia : Taxonomie, phylogéographie, dynamique des populations* [Thèse Doctorale, UNIVERSITÉ DE LIÈGE – GEMBLOUX AGRO-BIO TECH]. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/110925>

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 [Thèse de Master, UNIVERSITÉ DE LIÈGE – GEMBLOUX AGRO-BIO TECH]. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/10642>

Dawkins, H. C. (1958). *The management of natural tropical high-forest with special reference to Uganda* (Imperial Forestry Institute Paper No. 34). University of Oxford.

Denslow, J. S. (1987). Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18, 431–451. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.18.110187.002243>

Doucet, J.-L., Daïnou, K., Ligt, G., Ouédraogo, D.-Y., Bourland, N., Ward, S. E., Tekam, P., Lagoute, P., & Fayolle, A. (2016). Enrichment of Central African logged forests with high-value tree species : Testing a new approach to regenerating degraded forests. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 12(1-2), 83- 95. <https://doi.org/10.1080/21513732.2016.1168868>.

Doucet, J.-L. (2003). *L'alliance délicate de la gestion forestière et de la biodiversité dans les forêts du centre du Gabon*, [Thèse Doctorale, UNIVERSITÉ DE LIÈGE – GEMBLOUX AGRO-BIO TECH].

FAO (Food and Agriculture Organisation) (1999). *Techniques de gestion des écosystèmes forestiers tropicaux : état de l'art*. <https://www.fao.org/4/x4130f/X4130f00.htm#TopOfPage>, consulté le 15 février 2025.

Fétéké, F., Perin, J., Fayolle, A., Dainou, K., Bourland, N., Kouadio, Y. L., Moneye, S. J. J., Bekono, C.-C., Liboum, M. Y., Doucet, J.-L., & Lejeune, P. (2015). MODÉLISER LA CROISSANCE DE QUATRE ESSENCES POUR AMÉLIORER LA GESTION FORESTIÈRE AU CAMEROUN. *BOIS & FORETS DES TROPIQUES*, 325, 5-20. <https://doi.org/10.19182/bft2015.325.a31269>.

Fredericksen, T. S., Putz, F. E., Pattie, P., Pariona, W., & Peña-Claros, M. (2003). Sustainable Forestry in Bolivia : Beyond Planned Logging. *Journal of Forestry*, 101(2), 37-40. <https://doi.org/10.1093/jof/101.2.37>.

GBIF, Global Biodiversity Information Facility. *GBIF occurrence download*. www.gbif.org, consulté le 2 septembre 2025.

- Gonmadje, C., Doumenge, C., Sunderland, T., Balinga, M., & Sonké, B. (2012). Analyse phytogéographique des forêts d'Afrique Centrale : Le cas du massif de Ngovayang (Cameroun). *Plant Ecology and Evolution*, 145(2), Article 2. <https://doi.org/10.5091/plecevo.2012.573>.
- Gourlet-Fleury, S., Rossi, V., Forni, E., et al. (2023). Competition and site weakly explain tree growth variability in undisturbed Central African moist forests. *Journal of Ecology*, 111(9), 1950–1965. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14152>.
- Guidosse, Q., Doucet, J.-L., & Lassois, L. (2022, mai 31). Disentangling the ecology of *Aucoumea klaineana* Pierre to improve its sustainable management. In *TERRA Innovation Day*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/292518>.
- Guidosse, Q., du Jardin, P., White, L., Lassois, L., & Doucet, J.-L. (2022). Gabon's green gold : A bibliographical review of thirty years of research on okoumé (*Aucoumea klaineana* Pierre). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 26(1). <https://orbi.uliege.be/handle/2268/268622>.
- Hecketsweiler, P. (1992). *Phénologie et saisonnalité en forêt gabonaise : l'exemple de quelques espèces ligneuses* (Doctoral dissertation, Université de Montpellier 2).
- Ingwell, L. L., Wright, S. J., Becklund, K. K., Hubbell, S. P., & Schnitzer, S. A. (2010). The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(2), 591–595. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912164107>
- Ishii, H., Tanabe, S., & Hiura, T. (2004). Exploring the relationships among canopy structure, light interception and photosynthesis using a 3-D model. *Annals of Botany*, 93(2), 157–168. <https://doi.org/10.1093/aob/mch021>
- IUCN, International Union for Conservation of Nature. *The IUCN Red List of Threatened Species*. www.iucnredlist.org, consulté le 14 mars septembre 2025.
- Jactel, H., & Brockerhoff, E. G. (2007). Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters*, 10(9), 835–848. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01073.x>
- Janzen, D. H. (1970). Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*, 104(940), 501–528. <https://doi.org/10.1086/282687>
- Jennings, S. B., Brown, N. D., & Sheil, D. (1999). Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, 72(1), 59–74.
- Jouquet, P., Traoré, S., Choosai, C., Hartmann, C., & Bignell, D. (2011). Influence of termites on ecosystem functioning. Ecosystem services provided by termites. *European Journal of Soil Biology*, 47(4), 215–222. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.05.005>

- Kearsley, E., Moonen, P. C., Hufkens, K., Doetterl, S., Lisingo, J., Boyemba Bosela, F., Boeckx, P., Beeckman, H., & Verbeeck, H. (2017). Model performance of tree height-diameter relationships in the central Congo Basin. *Annals of Forest Science*, 74(1), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s13595-016-0611-0>
- Kingdon, J. (2015). *The Kingdon field guide to African mammals*. Bloomsbury Publishing.
- Kirkbride, J. H., & Wiersema, J. H. (1997). Bobgunnia, a new African genus of tribe Swartzieae (Fabaceae, Faboideae). *Brittonia*, 49(1), 1-23. <https://doi.org/10.2307/2807690>
- Ligot, G., Gourlet-Fleury, S., Dainou, K. (2022). Tree growth and mortality of 42 timber species in Central Africa. *Forest Ecology and Management*, 505, 119889. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119889>
- Loubota Panzou, G. J., Loumeto, J., Chantrain, A. (2022). Intensity, determinants, and impacts of liana load on tropical trees in Central Africa. *Ecosphere*, 13(6), e4322. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4322>
- LPWG. (2017). A new subfamily classification of the Leguminosae based on a taxonomically comprehensive phylogeny : The Legume Phylogeny Working Group (LPWG). *TAXON*, 66(1), 44-77. <https://doi.org/10.12705/661.3>
- 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., ... Warren, Y. (2013). Devastating Decline of Forest Elephants in Central Africa. *PLoS ONE*, 8(3), e59469. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059469>
- Mangenot, S., & Mangenot, G. (1957). Nombres chromosomiques nouveaux chez diverses Dicotylédones et Monocotylédones d'Afrique occidentale. *Bulletin du Jardin botanique de l'État a Bruxelles*, 27(4), 639-654. <https://doi.org/10.2307/3666891>
- Martin, D., Chatelin, Y., Collinet, J., Guichard, E., & Sala, G. (1981). *Les sols du Gabon : Pédogenèse, répartition et aptitudes : Cartes à 1 : 2 000 000* (Notice explicative n° 92). Paris, France : ORSTOM.
- Meek, P. D., Ballard, G., Claridge, A., Kays, R., Moseby, K., O'Brien, T., O'Connell, A., Sanderson, J., Swann, D. E., Tobler, M., & Townsend, S. (2014). Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodiversity and Conservation*, 23(9), 2321-2343. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0712-8>
- Meunier, Q., Moumbogou, C., & Doucet, J.-L. (2015). *Les arbres utiles du Gabon*. Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Milesi, J.P.; Toteu, S.F.; Deschamps, Y.; Feybesse, J.L.; Lerouge, C.; Cocherie, A.; Penaye, J.; Tchameni, R.; Moloto-A-Kenguemba, G.; Kampunzu, H. a. B. (2006). An Overview of the

Geology and Major Ore Deposits of Central Africa: Explanatory Note for the 1:4,000,000 Map "Geology and Major Ore Deposits of Central Africa." *Journal of African Earth Sciences*, 44, 571.

Morin-Rivat, J. (2017). Of trees and men : New insights into man-environment relationships in the moist forests of central Africa during the late Holocene. *Afrique : Archéologie & Arts*, 13, Article 13. <https://doi.org/10.4000/aaa.1064>

Ndonda Makemba, R., Tosso, D. F., Moupela, C., Daïnou, K., & Doucet, J.-L. (2019). *Cylicodiscus gabunensis* Harms : Une espèce prisee dans le commerce international (synthèse bibliographique). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 23(3). <https://doi.org/10.25518/1780-4507.18006>

Ndonda Makemba, R. N. (2023). Autécologie de *Cylicodiscus gabunensis* Harms au Gabon [Thèse Doctorale, UNIVERSITÉ DE LIÈGE – GEMBLOUX AGRO-BIO TECH]. <https://hdl.handle.net/2268/306302>

Nieto-Quintano, P., Mitchard, E. T. A., Odende, R., Batsa Mouwembe, M. A., Rayden, T., & Ryan, C. M. (2018). The mesic savannas of the Bateke Plateau : Carbon stocks and floristic composition. *Biotropica*, 50(6), 868-880. <https://doi.org/10.1111/btp.12606>

Oslisly, R., White, L., Bentaleb, I., Favier, C., Fontugne, M., Gillet, J.-F., & Sebag, D. (2013). Climatic and cultural changes in the west Congo Basin forests over the past 5000 years. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1625), 20120304. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0304>

O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F., & Wibisono, H. T. (2003). Crouching tigers, hidden prey : Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation Forum*, 6(2), 131-139. <https://www.cambridge.org/core/journals/animal-conservation-forum/article/crouching-tigers-hidden-prey-sumatran-tiger-and-prey-populations-in-a-tropical-forest-landscape/C6F80C535545E041D319957913DA5C6C>

Ouédraogo, D.-Y., Fayolle, A., Daïnou, K., Demaret, C., Bourland, N., Lagoute, P., & Doucet, J.-L. (2014). Enrichment of logging gaps with a high conservation value species (*Pericopsis elata*) in a Central African moist forest. *Forests*, 5(12), 3031–3047. <https://doi.org/10.3390/f5123031>

Oyen, L.P.A., 2012. *Bobgunnia fistuloides* (Harms) J.H.Kirkbr. & Wiersema. [Internet] Fiche de PROTA4U. Lemmens, R.H.M.J., Louppe, D. & Oteng-Amoako, A.A. (Editeurs). PROTA (Plant Resources of Tropical Africa / Ressources végétales de l'Afrique tropicale), Wageningen, Pays Bas. <http://www.prota4u.org/search.asp>, consulté le 11 janvier 2025.

Piironen, Tiina & Valtonen, Anu & Roininen, & Heikki. (2016). Vertebrate herbivores are the main cause of seedling mortality in a logged African rainforest—Implications for forest restoration. *Restoration Ecology*. <https://doi.org/10.1111/rec.12460>

- Pinto, R. B., de Freitas Mansano, V., Torke, B. M., & Forni-Martins, E. R. (2016). Evidence for a conserved karyotype in *Swartzia* (Fabaceae, Papilionoideae) : Implications for the taxonomy and evolutionary diversification of a species-rich neotropical tree genus. *Brittonia*, 68(1), 93-101. <https://doi.org/10.1007/s12228-015-9395-z>
- Piotto, D. (2008). A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. *Forest Ecology and Management*, 255(3), 781-786. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.065>
- Pravalprukskul, P. (2015). *Assessing the contribution of Grevillea robusta trees to farm-scale carbon fluxes in the Central Highlands of Kenya* [MSc, University of Copenhagen]. https://www.researchgate.net/publication/329905670_Assessing_the_contribution_of_Grevillea_robusta_trees_to_farm-scale_carbon_fluxes_in_the_Central_Highlands_of_Kenya
- Pretzsch, H. (2014). Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *Forest Ecology and Management*, 327, 251-264. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.027>
- Putz, F. E., Cayetano, D. T., Belair, E. P., Ellis, P. W., Roopsind, A., Griscom, B. W., Finlayson, C., Finkral, A., Cho, P. P., & Romero, C. (2023). Liana cutting in selectively logged forests increases both carbon sequestration and timber yields. *Forest Ecology and Management*, 539, 121038. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121038>
- Richter, H. G., Gembruch, K., & Koch, G. (2019). CITESwoodID : Descriptions, illustrations, identification, and information retrieval. *English, French, German, and Spanish. Version: 20th August*.
- Root, R. B. (1973). Organization of a plant–arthropod association in simple and diverse habitats: The fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs*, 43(1), 95-124. <https://doi.org/10.2307/1942161>
- Rosin, C., & Poulsen, J. R. (2016). Hunting-induced defaunation drives increased seed predation and decreased seedling establishment of commercially important tree species in an Afrotropical forest. *Forest Ecology and Management*, 382, 206-213. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.016>
- Rutishauser, E., Barthélémy, D., Blanc, L., & Nicolini, E.-A. (2011). Crown fragmentation assessment in tropical trees: Method, insights and perspectives. *Forest Ecology and Management*, 261(3), 400-407. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.10.025>
- Scalbert, M., Vermeulen, C., Breuer, T., & Doucet, J.-L. (2023). The challenging coexistence of forest elephants *Loxodonta cyclotis* and timber concessions in central Africa. *Mammal Review*, 53(1), 15-31. <https://doi.org/10.1111/mam.12305>

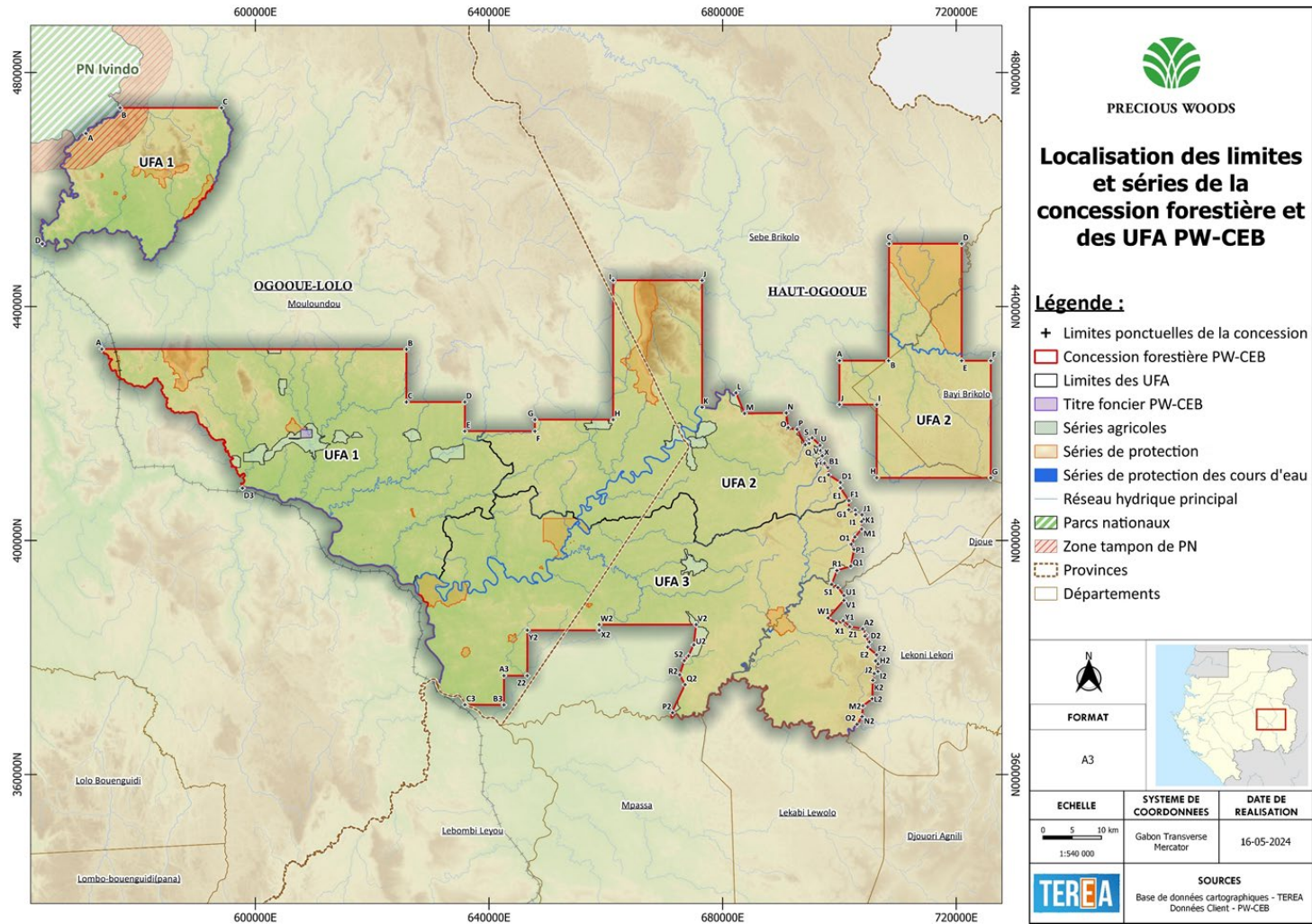
- Schnitzer, S. A., & Bongers, F. (2002). The ecology of lianas and their role in forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33, 431–451. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150051>
- SEPULCHRE, F., DAÏNOU, K., & DOUCET, J.-L. (2008). Étude de la vulnérabilité de 18 essences ligneuses commerciales d'Afrique centrale reprises sur la liste rouge IUCN (p. 51). IUCN, Nature+, ATIBT, Faculté de Gembloux. https://www.academia.edu/download/55525510/lophira_Etude_vulnerabilite_Gembloux_2008.pdf
- Sheil, D., Salim, A., Chave, J., Vanclay, J. K., & Hawthorne, W. D. (2006). Illumination–size relationships of 109 coexisting tropical forest tree species. *Journal of Ecology*, 94(2), 494–507. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01111.x>
- Siefert, A., Violle, C., Chalmandrier, L., Albert, C. H., Taudiere, A., Fajardo, A., Aarssen, L. W., Baraloto, C., Carlucci, M. B., Cianciaruso, M. V., de L. Dantas, V., de Bello, F., Duarte, L. D. S., Fonseca, C. R., Freschet, G. T., Gaucherand, S., Gross, N., Hikosaka, K., Jackson, B., ... Wardle, D. A. (2015). A global meta-analysis of the relative extent of intraspecific trait variation in plant communities. *Ecology Letters*, 18(12), 1406–1419. <https://doi.org/10.1111/ele.12508>
- Smith, S. E., & Read, D. J. (2010). *Mycorrhizal Symbiosis*. Academic Press.
- Sterck, F. J., & Bongers, F. (2001). Crown development in tropical rain forest trees: Patterns with tree height and light availability. *Journal of Ecology*, 89(1), 1–13. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2001.00534.x>
- Tobler, M. (2012). *Camera base*. San Diego Zoo Global Institute for Conservation Research. Available at <http://www.atrium-biodiversity.org/tools/camerabase/>, consulté le 20 juillet 2024.
- Torke, B. M., & Mansano, V. de F. (2009). A phylogenetically based sectional classification of Swartzia (Leguminosae - Papilionoideae). *TAXON*, 58(3), 913–924. <https://doi.org/10.1002/tax.583019>
- Torke, B. M., & Schaal, B. A. (2008). Molecular phylogenetics of the species-rich neotropical genus Swartzia (Leguminosae, Papilionoideae) and related genera of the swartzioid clade. *American Journal of Botany*, 95(2), 215–228. <https://doi.org/10.3732/ajb.95.2.215>
- Tosso, F. (2018). Évolution et adaptation fonctionnelle des arbres tropicaux : Le cas du genre Guibourtia Benn. *BOIS & FORETS DES TROPIQUES*, 337, 79. <https://doi.org/10.19182/bft2018.337.a31632>
- van der Heijden, G. M. F., Powers, J. S., & Schnitzer, S. A. (2015). Lianas reduce carbon accumulation and storage in tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(43), 13267–13271. <https://doi.org/10.1073/pnas.1504869112>

Wein, A., Bauhus, J., Bilodeau-Gauthier, S., Scherer-Lorenzen, M., Nock, C., & Staab, M. (2016). Tree Species Richness Promotes Invertebrate Herbivory on Congeneric Native and Exotic Tree Saplings in a Young Diversity Experiment. *PLOS ONE*, 11(12), e0168751. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168751>

White, L., & Van de Weghe, J. P. (2008). Patrimoine mondial naturel d'Afrique centrale : Biens existants, biens potentiels; rapport de l'atelier de Brazzaville du 12-14 mars 2008 | Policy Commons (p.96) [Rapport d'atelier]. Unesco. <https://policycommons.net/artifacts/8877339/patrimoine-mondial-naturel-dafrique-centrale/9729777/>

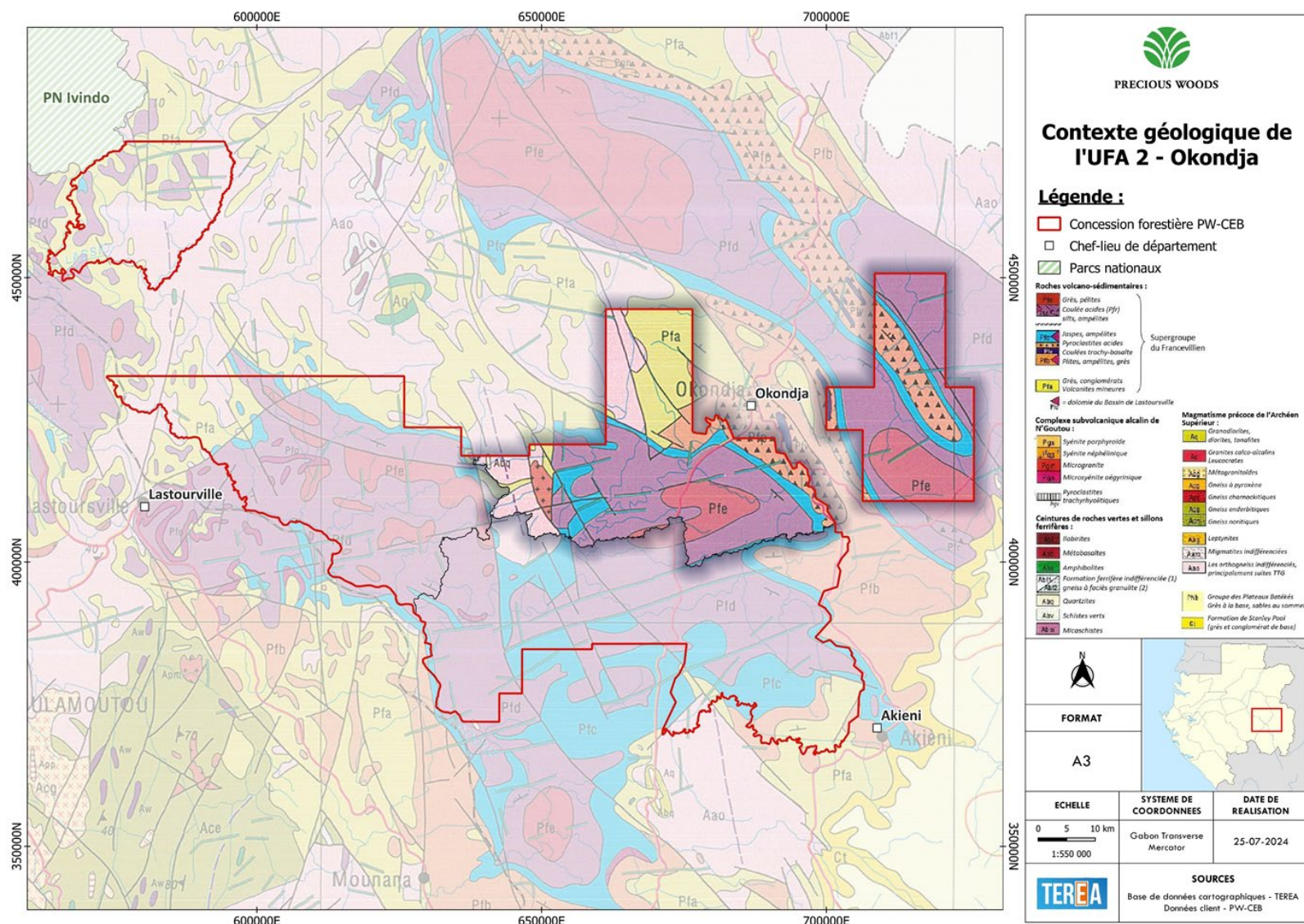
Annexes

Annexe 1 : Localisation des UFA de PW-CEB



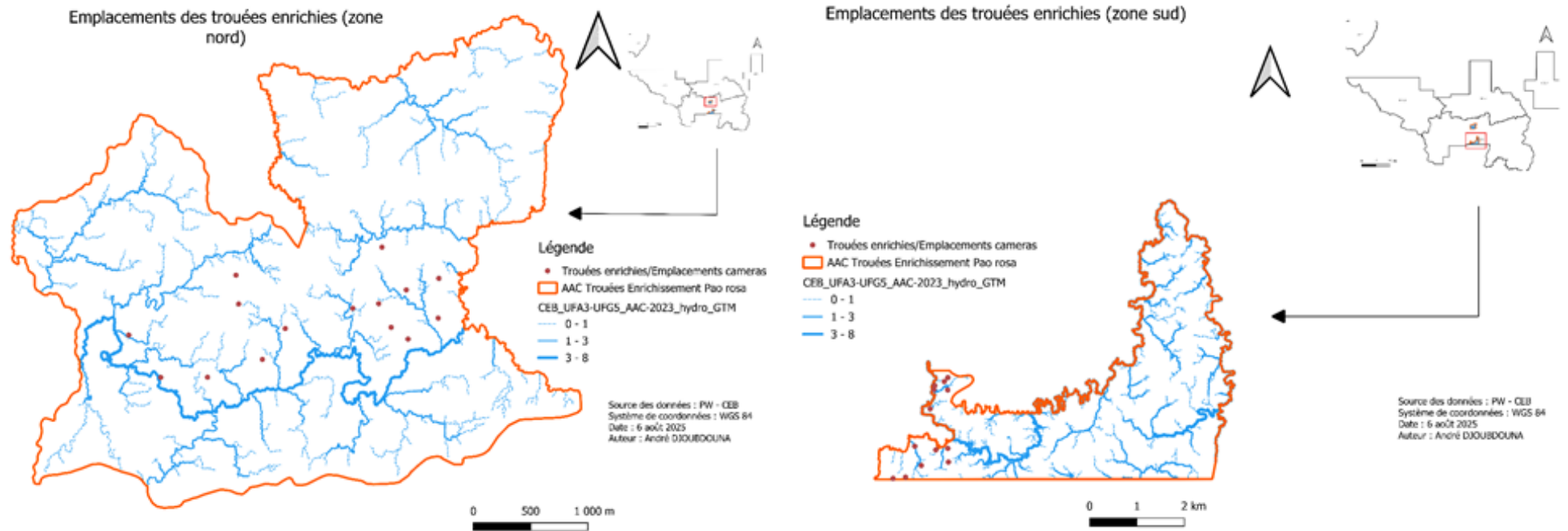
Source : PW-CEB (2024)

Annexe 2 : Contexte géologique de la CFAD



Source PW-CEB (2024)

Annexe 3 : Carte de l'ACC où les trouées ont été enrichies



Annexe 4 : Comportement alimentaire par espèce

Espèce	Prédatrice	Non-Prédatrice	Total	Taux_Consummation
Céphalophes de Peters	92	53	145	63.4
Eléphants	44	13	57	77.2
Céphalophes à dos jaunes	15	10	25	60.0
Gorilles	3	12	15	20.0
Ecureuils	0	7	7	0.0
Civette	0	5	5	0.0
Buffle	4	0	4	100.0
Pigeons vert	0	4	4	0.0
Panthère	0	2	2	0.0
Rat de Gambie	1	1	2	50.0
Sitatounga	2	0	2	100.0
Tourtellete demoiselle	0	2	2	0.0
Cercopithèque à queue de soleil	0	1	1	0.0
Chimpanzés	0	1	1	0.0
Potamochères	1	0	1	100.0

Annexe 5 : Tests statistiques et modèle GLMM prédation

Tableau croisé / Chi²

- $\chi^2 = 11.702$, $df = 1$, $p = 0.0006242$ → association significative entre Type_Culture et présence de dégâts.

Test de proportions (prop.test)

- mêmes valeurs (test équivalent ici) : $p = 0.0006242$.
- Différence de proportions (monospec. – pluripec.) IC95% $\approx [0.154, 0.469]$.

GLM (logistique, sans effet aléatoire)

- Coefficient Type_Cultureplurispécifique = -1.3651, p = 0.00105.
- Odds ratio (pluri vs mono) = 0.255 (IC95% \approx [0.107, 0.559]).

→ en modèle naïf, la probabilité d’être endommagé est significativement plus faible en plurispécifique.

GLMM (logistique avec effet aléatoire par trouée)

- Effet fixe Type_Cultureplurispécifique = -1.9538, z = -2.306, p = 0.0211.
- OR (pluri vs mono) = 0.142 (IC95% = [0.0269, 0.746]) – modèle ajusté pour la corrélation intra-trouée.
- Variance random (No_Trouées) = 2.86 (sd = 1.691).
- ICC approximative \approx 0.465 (forte corrélation intra-trouée).
- Emmeans (probabilité prédite d’être endommagé) :
monospécifique = 0.557 (IC95% [0.328, 0.765])
plurispécifique = 0.151 (IC95% [0.0435, 0.411])

Annexe 6 : Résultats d’analyse des accroissements

--- CONTRÔLES RAPIDES ---

trees : 39 lignes, 11 colonnes

Coordonnées problématiques (latitude NA) : 1

increments : 40 lignes (arbres)

Range annual_increment (cm/an) : -0.00871848550715621 à 0.269636955039475

--- TAILLES DES JEUX D'ANALYSE ---

ana (croissance) : 40 arbres

mort (mortalité) : 39 arbres

Répartition du flag mortalité (0=vivant / 1= mort) :

0

39

Nombre d'arbres morts (selon la règle définie) : 0

--- TAILLES DES JEUX D'ANALYSE ---

ana (croissance) : 40 arbres

mort (mortalité) : 39 arbres

===== Analyse descriptive =====

A tibble: 1 × 8

	n	mean_inc	sd_inc	q25	median	q75	min	max
	<int>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>
1	40	0.0878	0.0686	0.0392	0.0660	0.141	-0.00872	0.270

Colonnes 'increments' après normalisation: id_site, site, locality, id_plot, id_tree, id_species, species, atibt_name, scientific_name, hom_type, treatment, initial_diameter, final_diameter, initial_date, final_date, increment_basic, increment_lm, period, Nbre jours, annual_increment, n, obs, obs_diam, comment, hom, annual_increment.1

===== Analyse descriptive =====

A tibble: 1 × 8

	n	mean_inc	sd_inc	q25	median	q75	min	max
	<int>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>
1	39	0.300	0.235	0.140	0.230	0.460	-0.0295	0.957

A tibble: 2 × 7

	treatment	n	mean	sd	median	q25	q75
	<fct>	<int>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>
1	control	19	0.256	0.191	0.230	0.0918	0.430
2	exploited	20	0.342	0.269	0.202	0.161	0.551

===== Comparaison des accroissements : exploité vs contrôle =====

--- LM : annual_increment ~ treatment + initial_diameter ---

Call:

```
lm(formula = annual_increment ~ treatment + initial_diameter,
    data = ana)
```

Residuals:

	Min	1Q	Median	3Q	Max
	-0.28883	-0.17949	-0.07428	0.17225	0.64860

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.053073	0.113619	0.467	0.6432
treatmentexploited	0.095650	0.072399	1.321	0.1948
initial_diameter	0.004294	0.002138	2.009	0.0521 .

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.2254 on 36 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.1311, Adjusted R-squared: 0.08281

F-statistic: 2.716 on 2 and 36 DF, p-value: 0.07972

ANOVA (Type II) :

Anova Table (Type II tests)

Response: annual_increment

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
treatment	0.08870	1	1.7454	0.19479
initial_diameter	0.20502	1	4.0346	0.05212 .
Residuals	1.82936	36		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Diagnostics (Shapiro résidus, Levene) :

Shapiro-Wilk normality test

data: residuals(m_treat)

W = 0.91905, p-value = 0.008128

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

	Df	F value	Pr(>F)
group 1	0.8832	0.3534	

37

Test t (Welch) :

Welch Two Sample t-test

data: annual_increment by treatment

t = -1.1459, df = 34.359, p-value = 0.2598

alternative hypothesis: true difference in means between group control and group exploited is not equal to 0

95 percent confidence interval:

-0.23663391 0.06595506

sample estimates:

mean in group control mean in group exploited

0.2562806

0.3416200

Cohen's d :

Cohen's d | 95% CI

-0.36 | [-0.99, 0.27]

- Estimated using pooled SD.

Wilcoxon (Mann-Whitney) :

Wilcoxon rank sum test with continuity correction

data: annual_increment by treatment

W = 169, p-value = 0.5646

alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

Moyennes ajustées (emmeans) :

treatment	emmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
control	0.251	0.0518	36	0.146	0.356
exploited	0.347	0.0505	36	0.244	0.449

Confidence level used: 0.95

==== Effet de la stratification (Dawkins) sur la croissance ====

N avec Dawkins : 39

--- LM : annual_increment ~ dawkins_fac + initial_diameter + treatment ---

Call:

```
lm(formula = annual_increment ~ dawkins_fac + initial_diameter +
    treatment, data = ana_dom)
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.29450	-0.17435	-0.04958	0.15794	0.65066

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.171325	0.256322	0.668	0.5087
dawkins_fac2	-0.113865	0.260131	-0.438	0.6645
dawkins_fac3	-0.142350	0.257189	-0.553	0.5838
dawkins_fac4	-0.106547	0.257468	-0.414	0.6818
dawkins_fac5	-0.107084	0.308692	-0.347	0.7309
initial_diameter	0.004509	0.002411	1.871	0.0706 .
treatmentexploited	0.081160	0.080320	1.010	0.3199

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.2376 on 32 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.142, Adjusted R-squared: -0.0189

F-statistic: 0.8825 on 6 and 32 DF, p-value: 0.5189

ANOVA (Type II) :

Anova Table (Type II tests)

Response: annual_increment

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
dawkins_fac	0.02293	4	0.1015	0.98115
initial_diameter	0.19752	1	3.4990	0.07058 .
treatment	0.05764	1	1.0210	0.31985

Residuals 1.80644 32

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

--- LM (interaction) : annual_increment ~ dawkins_fac * treatment +
initial_diameter ---

Call:

```
lm(formula = annual_increment ~ dawkins_fac * treatment + initial_diameter,
    data = ana_dom)
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.33372	-0.16173	-0.02650	0.09565	0.53947

Coefficients: (1 not defined because of singularities)

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.471244	0.411700	1.145	0.2617
dawkins_fac2	-0.579256	0.437373	-1.324	0.1957
dawkins_fac3	-0.453414	0.424883	-1.067	0.2947
dawkins_fac4	-0.374576	0.432271	-0.867	0.3933
dawkins_fac5	-0.277301	0.351125	-0.790	0.4361
treatmentexploited	-0.227086	0.335115	-0.678	0.5034
initial_diameter	0.004912	0.002466	1.992	0.0559 .
dawkins_fac2:treatmentexploited	0.569904	0.381299	1.495	0.1458
dawkins_fac3:treatmentexploited	0.286614	0.357343	0.802	0.4290
dawkins_fac4:treatmentexploited	0.231022	0.364936	0.633	0.5317
dawkins_fac5:treatmentexploited	NA	NA	NA	NA

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.2367 on 29 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.228, Adjusted R-squared: -0.01164

F-statistic: 0.9514 on 9 and 29 DF, p-value: 0.498

ANOVA (Type II) :

Anova Table (Type II tests)

Response: annual_increment

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
dawkins_fac	0.02293	4	0.1023	0.98081
treatment	0.05764	1	1.0284	0.31893
initial_diameter	0.22236	1	3.9673	0.05588 .
dawkins_fac:treatment	0.18102	3	1.0766	0.37441
Residuals	1.62542	29		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Kruskal-Wallis par Dawkins :

Kruskal-Wallis rank sum test

data: annual_increment by dawkins_fac

Kruskal-Wallis chi-squared = 1.533, df = 4, p-value = 0.8208

==== Influence des facteurs biotiques (baseline 2020) sur la croissance
====

--- LM : annual_increment ~ liane + termite + asym + pourri + initial_diameter
+ treatment ---

Call:

```
lm(formula = annual_increment ~ has_liane + has_termite + has_asym +
    has_pourri + initial_diameter + treatment, data = ana_bio)
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.31112	-0.15584	-0.04252	0.15839	0.62643

Coefficients: (2 not defined because of singularities)

Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)

```
(Intercept)      0.064155    0.114795    0.559    0.5799
has_liane        -0.171165    0.165204   -1.036    0.3075
has_termite             NA             NA      NA      NA
has_asym         -0.093800    0.121861   -0.770    0.4468
has_pourri             NA             NA      NA      NA
initial_diameter  0.004354    0.002155    2.021    0.0512 .
treatmentexploited 0.104478    0.073858    1.415    0.1663
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

```
Residual standard error: 0.2268 on 34 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.169,    Adjusted R-squared:  0.07123
F-statistic: 1.729 on 4 and 34 DF,  p-value: 0.1665
```

ANOVA (Type II) :

Anova Table (Type II tests)

Response: annual_increment

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
has_liane	0.05524	1	1.0735	0.30748
has_termite		0		
has_asym	0.03049	1	0.5925	0.44678
has_pourri		0		
initial_diameter	0.21015	1	4.0840	0.05122 .
treatment	0.10297	1	2.0011	0.16628
Residuals	1.74955	34		

```
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

```
--- LM (any_biotic) : annual_increment ~ any_biotic + initial_diameter +
treatment ---
```

Call:

```
lm(formula = annual_increment ~ any_biotic + initial_diameter +
    treatment, data = ana_bio)
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.31231	-0.14463	-0.04825	0.15966	0.62531

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.061144	0.113144	0.540	0.5923
any_biotic	-0.120143	0.100391	-1.197	0.2394
initial_diameter	0.004390	0.002126	2.065	0.0464 *
treatmentexploited	0.107264	0.072620	1.477	0.1486

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.2241 on 35 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.1652, Adjusted R-squared: 0.0937

F-statistic: 2.309 on 3 and 35 DF, p-value: 0.0933

Anova Table (Type II tests)

Response: annual_increment

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
any_biotic	0.07192	1	1.4322	0.23945
initial_diameter	0.21405	1	4.2628	0.04643 *
treatment	0.10955	1	2.1817	0.14860
Residuals	1.75745	35		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

===== Modélisation de la mortalité (logistique) =====

Note : mortalité = pas mesuré en 2023 ET code_mortality observé au moins une fois.

Aucune mortalité signalée selon la règle définie – modèle non estimé.

===== Analyse de sensibilité : anomalies observées au moins une fois (ANY) =====

Call:

```
lm(formula = annual_increment ~ any_liane + any_termite + any_asym +
    any_pourri + initial_diameter + treatment, data = ana_any)
```

Residuals:

	Min	1Q	Median	3Q	Max
	-0.30183	-0.15116	-0.02081	0.13389	0.63922

Coefficients: (1 not defined because of singularities)

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.032244	0.132210	0.244	0.8088
any_liane	-0.197458	0.168707	-1.170	0.2502
any_termite	NA	NA	NA	NA
any_asym	-0.093432	0.092912	-1.006	0.3219
any_pourri	-0.277125	0.320194	-0.865	0.3930
initial_diameter	0.006197	0.002932	2.113	0.0422 *
treatmentexploited	0.054872	0.081450	0.674	0.5052

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.2278 on 33 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.1866, Adjusted R-squared: 0.0633

F-statistic: 1.514 on 5 and 33 DF, p-value: 0.2124

Anova Table (Type II tests)

Response: annual_increment

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
any_liane	0.07109	1	1.3699	0.25022
any_termite	0			
any_asym	0.05248	1	1.0112	0.32192
any_pourri	0.03887	1	0.7491	0.39302
initial_diameter	0.23175	1	4.4655	0.04223 *
treatment	0.02355	1	0.4539	0.50520
Residuals	1.71259	33		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1