



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE

UFR AGROFORESTERIE

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE : 2022-2023

N° D'ORDRE

.....

CANDIDAT

Nom : AMANI

Prénoms : BIENVENU

HIPPOLYTE
KONAN

THESE DE DOCTORAT

Mention : Agriculture et Foresterie Tropicale

Spécialité : Ecologie Végétale

**DYNAMIQUE DE SUCCESSION POST-
CULTURALE ET MODELISATION DE LA
TRAJECTOIRE DE RECONSTITUTION DES
FORETS TROPICALES EN CÔTE D'IVOIRE**

JURY

Président : Monsieur AKAFFOU Doffou Sélastique, Professeur Titulaire, Université
Jean LOROUGNON GUEDE, Côte d'Ivoire

Co-Directeur : Madame TRAORE-OUATTARA Karidia, Professeur Titulaire, Université
Jean LOROUGNON GUEDE, Côte d'Ivoire

Co-Directeur : Monsieur HERAULT Bruno, Docteur HDR, CIRAD, Forêts & Sociétés,
France

Rapporteur : Monsieur KOUAME Djaha, Maitre de conférences, Université Jean
LOROUGNON GUEDE, Côte d'Ivoire

Examineur : Monsieur BARIMA Yao Sadaïou Sabas, Professeur titulaire, Université
Jean LOROUGNON GUEDE, Côte d'Ivoire

Examineur : Monsieur ZO-BI Irié Casimir, Maitre de Conférences, INP-HB, Côte
d'Ivoire

Soutenu publiquement le 15
Juillet 2023

TABLE DES MATIERES	Pages
DEDICACES	VII
AVANT-PROPOS	VIII
REMERCIEMENTS	IX
LISTE DES ABREVIATIONS	XII
LISTE DES TABLEAUX	XIV
LISTES DES FIGURES.....	XVI
INTRODUCTION.....	1
PREMIERE PARTIE : GENERALITES	6
Chapitre 1. Définition de quelques concepts liés à la déforestation, à la biomasse et à la succession secondaire.....	6
1.1. Perturbation des forêts.....	6
1.1.1. Déforestation	6
1.1.2. Dégradation des forêts.....	7
1.2. Dynamique de régénération des forêts	8
1.2.1. Succession secondaire	8
1.2.2. Forêts secondaires	9
1.2.2.1. Dynamique des forêts secondaires post-culturelles.....	10
1.2.2.2. Facteurs influençant la reconstitution des forêts secondaires post-culturelles	10
1.2.3. Restauration des forêts	11
1.2.4. Notion de biomasse	12
1.2.5. Services écosystémiques	12
1.2.5.1. Intérêt de la modélisation dans la quantification des services écosystémiques.....	13
1.2.5.2. Modèle bayésien.....	14
1.2.5.3. A priori sur les paramètres des modèles bayésiens	15

Chapitre 2. Présentation de la zone d'étude	17
2.1. Situation géographique.....	17
2.2. Aire d'échantillonnage	17
2.2.1. Zone ombrophile.....	18
2.2.1.1. Climat, végétation et flore	19
2.2.1.2. Faune	19
2.2.1.3. Relief et hydrographie	20
2.2.1.4. Géologie et pédologie.....	21
2.2.2. Zone mésophile	21
2.2.2.1. Climat, végétation et flore	22
2.2.2.2. Faune	22
2.2.2.3. Relief et hydrographie	23
2.2.2.4. Géologie et pédologie.....	24
2.2.3. Zone soudanaise	25
2.2.3.1. Climat, végétation et flore	25
2.2.3.2. Faune	26
2.2.3.3. Relief et hydrographie	27
2.2.3.4. Géologie et pédologie.....	27
DEUXIEME PARTIE : MATERIEL ET METHODES	29
Chapitre 3. Matériel.....	29
3.1. Matériel biologique	29
3.2. Matériel technique.....	29
3.3. Logiciels et packages	29
Chapitre 4. Méthodes	30
4.1. Collecte des données floristique et environnementale	30

4.1.1. Plan d'échantillonnage	30
4.1.1.1. Choix des zones phytogéographiques	30
4.1.1.2. Choix des parcelles.....	30
4.1.1.3. Inventaire forestier	31
4.1.2. Acquisition des données environnementales.....	32
4.1.2.1. Acquisition des variables locales.....	33
4.1.2.3. Acquisition des proxys des variables locales	35
4.2.1. Analyse descriptive de la dynamique forestière.....	36
4.2.1.1. Paramètres structuraux de la végétation.....	36
4.2.1.1.1. Densité des tiges.....	36
4.2.1.1.2. Distribution des tiges par classe de diamètre	36
4.2.1.1.3. Structure verticale.....	37
4.2.1.1.4. Surface terrière	37
4.2.1.1.5. Hauteur de Lorey.....	37
4.2.1.2. Diversité de la flore	37
4.2.1.3. Ressemblance floristique.....	39
4.2.1.3.1. Composition floristique.....	39
4.2.1.3.2. Espèces indicatrices de forêts primaires.....	39
4.2.1.4. Détermination de la biomasse aérienne.....	40
4.2.1.5. Tests statistiques pour l'évaluation de la dynamique forestière.....	41
4.2.2. Modélisation de la trajectoire de reconstitution forestière	41
4.2.2.1. Modélisation temporelle de la trajectoire de reconstitution des forêts secondaires	42
4.2.2.1.1. Modélisation temporelle à l'échelle locale.....	42
4.2.2.1.1.1. Conceptualisation du modèle	42
4.2.2.1.1.2. Inférence du modèle	43

4.2.2.1.1.2.1. Probabilité et hypothèse du modèle.....	43
4.2.2.1.1.2.2. Choix des a priori sur les paramètres du modèle.....	44
4.2.2.1.1.3. Effet des variables environnementales locales sur la vitesse de récupération des attributs de l'écosystème	44
4.2.2.1.2. Modélisation temporelle à l'échelle nationale.....	45
4.2.2.1.2.1. Conceptualisation du modèle	46
4.2.2.1.2.2. Inférence du modèle	46
4.2.2.1.2.2.1. Probabilité et hypothèse du modèle.....	46
4.2.2.1.2.2.2. Choix des a priori sur les paramètres du modèle.....	48
4.2.2.1.2.3. Effet des variables environnementales locale et nationale sur la vitesse de récupération des attributs de l'écosystème	48
4.2.2.2. Modélisation spatiale de la trajectoire de reconstitution des forêts secondaires	49
4.2.2.2.1. Conceptualisation du modèle	49
4.2.2.2.2. Inférence du modèle	50
4.2.2.2.2.1. Probabilité et hypothèse du modèle.....	50
4.2.2.2.2.2. Choix des a priori sur les paramètres du modèle.....	50
4.2.2.2.3. Effet des variables nationales et des proxys des variables locales sur la vitesse de récupération des attributs de l'écosystème.....	50
4.2.2.2.4. Production des cartes de restauration des forêts secondaires	51
4.2.2.2.4.1. Vitesse relative de récupération des attributs de l'écosystème évalués	51
4.2.2.2.4.2. Carte de compromis de restauration rapide des forêts secondaires	52
4.2.2.2.5. Performance métrique du modèle.....	53
TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION	55
Chapitre 5. Résultats.....	55
5.1. Caractéristiques de la végétation des successions post-culturelles	55
5.1.2. Richesse de la flore.....	55

5.1.2.1. Diversité de Shannon.....	65
5.1.2.2. Diversité de Simpson.....	69
5.1.3. Ressemblance de la flore entre les biotopes des forêts classées.....	74
5.1.3.1. Similarité dans les compositions de la flore des forêts classées.....	74
5.1.3.2. Espèces indicatrices des forêts primaires des zones phytogéographiques	81
5.1.4. Distribution et structure de la végétation des forêts post-culturelles.....	87
5.1.4.1. Distribution par classes de diamètres des arbres dans les biotopes.....	87
5.1.4.2. Structure verticale des arbres dans les biotopes	93
5.1.4.3. Paramètres structuraux des biotopes des forêts classées	96
5.1.5. Biomasse aérienne déterminées dans les Forêts Classées	111
5.2. Restauration des attributs de l'écosystème dans les forêts secondaires à l'échelle locale	115
5.2.1. Taux de récupération des attributs de l'écosystème évaluée.....	115
5.2.2. Déterminants locaux des vitesses de récupération des attributs de l'écosystème à l'échelle locale.....	119
5.2.3. Simulations de différents scénarios et temps de récupération des attributs de l'écosystème à l'échelle locale	121
5.3. Influence des conditions environnementales locales et nationales sur la restauration des forêts secondaires	123
5.3.1. Trajectoires de récupération des attributs de l'écosystème	123
5.3.2. Vitesses et temps de récupération des attributs de l'écosystème.....	124
5.3.3. Déterminants des vitesses de récupération des trois attributs de l'écosystème à l'échelle nationale	125
5.3.3.1. Effet des variables nationales sur les trois attributs de l'écosystème à l'échelle nationale	125
5.3.3.2. Effet des variables locales sur les trois attributs de l'écosystème à l'échelle nationale	126
5.3.4. Importance de l'impact des conditions environnementales locales par rapport aux	

conditions environnementales nationales.....	127
5.4. Reconstitution spatiale des trajectoires de récupération des attributs de l'écosystème dans les forêts secondaires.....	131
5.4.1. Qualité de prédiction des modèles.....	131
5.4.2. Influences des variables environnementales sur la récupération spatiale des attributs de l'écosystème	132
5.4.2.1. Effets des variables nationales	134
5.4.2.2. Effets des proxys des variables environnementales locales	134
5.4.3. Carte des vitesses de récupération des attributs de l'écosystème évalués dans les forêts secondaires	135
5.4.4. Compromis de restauration rapide des attributs de l'écosystème évalués dans les forêts secondaires	139
Chapitre 6. Discussion.....	142
6.1. Richesse de la flore des zones phytogéographiques.....	142
6.2. Diversité de la flore dans les forêts secondaires post-culturelles et les forêts primaires..	143
6.3. Caractéristiques structurales et similarité entre les biotopes des forêts secondaires et des forêts primaires.....	144
6.4. Evaluation des trajectoires de reconstitution des forêts secondaires à l'échelle locale...	145
6.5. Evaluation des trajectoires de reconstitution des forêts secondaires à l'échelle nationale	146
6.6. Dynamique spatiale des trajectoires de récupération des attributs de l'écosystème	147
6.7. Evaluation des zones potentielles pour la reconstitution rapide des forêts secondaires en Côte d'Ivoire	151
CONCLUSION, PERSPECTIVES ET RECOMMANDATIONS	154
Conclusion.....	153
Perspectives	155
Recommandations	156

REFERENCES..... 158

DEDICACES

A mes parents :

AMANI Yao Dénis et DJEHA Ahou Kan Henriette.

Ceux pour qui l'éducation des enfants passe avant tout.

A mes adorables filles :

AMANI Bénie-Ornella Zihahi

AMANI Angéline Keira Ahou

Celles qui me donnaient de l'énergie et me motivaient à ne jamais abandonner, rien qu'à penser à elles.

AVANT-PROPOS

Cette thèse de doctorat a été réalisée dans le cadre du projet DynRecSE (Dynamique de Reconstitution des Services Écosystémiques), qui se concentre sur la dynamique de reconstitution des services écosystémiques tels que le carbone, la biodiversité et les ressources forestières dans les jachères post-culturelles en Côte d'Ivoire. Le projet DynRecSE adhère au projet AMRUGE-CI-2 (Appui à la Modernisation et à la Réforme des Universités et Grandes Ecoles de Côte d'Ivoire), qui vise à soutenir la modernisation et la réforme des universités et grandes écoles en Côte d'Ivoire. Le projet AMRUGE-CI-2 est financé par le PRSeD-CI-2 (Partenariat rénové pour la Recherche au Service du Développement de la Côte d'Ivoire), un partenariat de recherche entre la Côte d'Ivoire et la France qui fait partie du deuxième Contrat de Désendettement et de Développement (C2D) axé sur l'éducation et la formation. Plusieurs institutions ont contribué à l'exécution de ce projet et ont travaillé en étroite collaboration.

En Côte d'Ivoire, les institutions impliquées dans ce projet sont l'Université Félix Houphouët-Boigny (UFHB) de Cocody, l'Institut National Polytechnique Félix Houphouët-Boigny (INP-HB) de Yamoussoukro, la Société de Développement des Forêts (SODEFOR), le Centre National de Recherche Agronomique (CNRA) et l'École Normale Supérieure (ENS). En France, les institutions impliquées sont le Centre de Coopération International en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD-UMR-EcoFoG) en Guyane Française, le CIRAD-UPR-Forêts et Sociétés de Montpellier et les universités de Lomé et de Kara au Togo.

REMERCIEMENTS

Ce travail a pu s'achever grâce au concours de plusieurs personnes, qu'il me semble difficile de remercier exhaustivement, et je m'excuse grandement auprès de celles dont j'aurais malheureusement oubliées de mentionner le nom dans ce manuscrit final.

Je tiens d'abord à remercier toutes les autorités de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE (UJLoG) à Daloa, à leur tête Madame la Présidente de l'UJLoG, Professeur TIDOU Abiba Sanogo Épouse KONE qui a rendu la réalisation de ce travail possible en m'accordant des années d'études doctorales dans l'Université dont elle ne cesse de veiller au bon fonctionnement. Je remercie également les vice-présidents chargés de la pédagogie, de la vie universitaire, de la recherche et de l'innovation, Professeur KONE Tidiani et de la planification, de la programmation et des relations extérieures Professeur AKAFFOU Doffou Sélastique pour leur implication sans faille dans la formation des étudiants.

J'adresse également mes sincères remerciements à Madame la Directrice de l'Unité de Formation et de Recherche en Agroforesterie (UFR), Docteur TONESSIA Dolou Charlotte, Maître de Conférences pour son implication véritable dans notre formation et sa disponibilité pour les démarches administratives.

Je suis reconnaissant envers Monsieur KASSI N'Dja Justin, Professeur titulaire au laboratoire de Botanique de l'UFR Biosciences à l'UFHB, coordinateur du projet grâce auquel j'ai réussi à avoir ce sujet de thèse qui me permet aujourd'hui de rêver d'appartenir à cette famille de chercheurs et d'enseignants-chercheurs.

J'adresse mes sincères remerciements au Directeur Général de la SODEFOR, le Colonel SANGARE Mamadou pour m'avoir donné l'autorisation d'investiguer les forêts classées concernées par mes travaux de recherche.

Je remercie Docteur MARCON Éric, Directeur de l'Unité Mixte de Recherche (UMR) Ecolgie de Forêt de Gutane (EcoFoG) et Docteur SIST Plinio, Directeur de l'Unité Propre de Recherche (UPR) Forêts et Sociétés pour avoir accepté de m'accueillir au sein de leurs unités respectives en Guyane Française et à Montpellier.

Je tiens également à porter mes remerciements à l'endroit de Docteur DIABY Moussa Abdoul Kader, Directeur Général de l'INP-HB, à Monsieur KONE Siaka, Directeur de l'école ESA et à Monsieur KOUAKOU Bob Kouadio, Directeur du département Forêt et Environnement (FOREN) pour m'avoir accepté dans leurs locaux durant toutes ces années de recherche.

Je voudrais à présent adresser mes remerciements les plus sincères à mes co-directeurs, Professeur TRAORE-OUATTARA Karidia et Docteur HERAULT Bruno :

- chère Professeure TRAORÉ-OUATTARA Karidia, je tiens à vous exprimer ma sincère gratitude pour votre disponibilité et votre engagement à m'encadrer, même si ma demande est survenue un peu tardivement, étant donné que je n'avais pas encore choisi l'université où je devais m'inscrire pour mon doctorat. Depuis ce moment, je n'ai cessé de bénéficier de vos précieux conseils, de votre soutien et de vos encouragements, ce qui m'a permis d'atteindre mon objectif aujourd'hui. Je vous adresse un grand merci,
- cher Docteur HERAULT Bruno, je dirais que depuis notre première rencontre en 2017, ma vie a changé, que ce soit scientifiquement ou socialement. Ta double casquette de grand chercheur très expérimenté, avec toujours une solution aux différentes problématiques, une manière particulière d'orienter tes réflexions par rapport à un sujet donné, ta manière de transmettre et de partager la connaissance, mais aussi ton humanité en dehors du travail, ta présence au quotidien pour savoir si tout va bien, tes invitations pour partager un repas ensemble ou encore jouer au badminton avec ta famille a transformé mes visions et permis de surmonter toutes les difficultés et tous les obstacles tout au long de cette thèse. Je suis conscient de la chance que j'ai eu d'avoir été ton étudiant, merci pour tes conseils avisés, ta patience indéfectible lorsque je me cognais la tête contre les modèles et pour tout ton soutien. Merci surtout de m'avoir accordé ta confiance, et offert ces trois belles années d'expériences.

Je ne pourrai oublier cette équipe d'encadrantes géniales qui m'a supervisée et accompagnée pendant ces années de recherche :

- je suis redevable au Docteur N'GUESSAN Anny Estelle épouse OULAÏ, Maître-assistant au laboratoire de Botanique de l'UFR Biosciences à l'UFHB pour m'avoir donnée la formation nécessaire pour le travail de terrain et d'avoir été présente à mes côtés pendant les premiers mois de collecte de données,
- j'aimerais très particulièrement remercier Docteur DERROIRE Géraldine et Mlle DOURDAIN Aurélie pour m'avoir reçu et aidé pendant mes premières analyses de données et de codage de modèles durant mes séjours en Guyane Française,
- j'exprime ma profonde gratitude au Docteur PIPONIOT Camille pour son accueil pendant mon séjour à Montpellier, son assistance et sa disponibilité inébranlables en pleine

pandémie de COVID-19 dans la finalisation des analyses des données.

Je manifeste ma reconnaissance au Colonel ZO-BI Irié Casimir, Maître de Conférence au département FOREN de l'école ESA de l'INP-HB de Yamoussoukro pour les conseils, encouragements et sollicitudes.

Je remercie énormément Monsieur TEHE Henri, Technicien botaniste au Centre Suisse de Recherche Scientifique (CSRS) à la retraite, pour ses interventions précieuses dans l'identification des espèces inventoriées sur le terrain dans les zones ombrophile et mésophile. Je remercie également Monsieur YEO Ousmane, Technicien botaniste au CNRA de Korhogo, pour son accompagnement durant la phase de collecte des données et d'identification des espèces inventoriées dans la zone soudanaise.

Je remercie de tout mon cœur, la famille HERAULT, Docteur SCHMITT Sylvain, tous les membres du département FOREN de l'école ESA de l'INP-HB : Dr EHOUMAN Evans, ELOGNE Aka-Guy Michel, DOUA BI Goualo Yves André, TRAORE Soulemane, KOFFI Kouamé Mathurin, DAGO Marie-Ruth, KOUASSI Kouadio Aimé, KOFFI Ahou Blandine pour les forces et courages mutuels que nous ne cessons de nous donner. Je remercie également les étudiants de passage au département FOREN avec lesquels j'ai pris plaisir à travailler et à échanger nos expériences : VAN DER MEERSCH Victor, BADOUARD Vincyane, BARANGER Anne, MAURENT Eliott, LEWIS Sarah.

Je voudrais exprimer ma gratitude envers mes proches, notamment mon père, ma mère, mes frères et sœurs, ainsi que mon oncle GONZAGUE Achille, sa femme et ses enfants pour leur soutien et leurs prières tout au long de l'élaboration de ce mémoire. Merci à vous tous pour tout ce que vous avez fait.

Enfin, je tiens à remercier tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail, ainsi que tous ceux que nous avons rencontrés au cours de ces années de recherche. Merci de m'avoir accompagné tout au long de ce parcours, je n'oublierai jamais votre soutien.

LISTE DES ABREVIATIONS

ANOVA	: Analysis of variance (Analyse de la variance)
CIENSIN	: Center for International Earth Science Information
CILSS	: Comité Inter-Etat de Lutte contre la Sécheresse au Sahel
CTFT	: Centre Technique Forestier Tropical
CIRAD	: Centre de Coopération International en Recherche Agronomique pour le Développement
DBH	: Diameter at Breast Height (Diamètre à Hauteur de Poitrine)
EcoFoG	: Ecologie des Forêts de Guyane
ENS	: Ecole Normale Supérieure
ESA	: Ecole Supérieure d'Agronomie
FAO	: Food and Agriculture Organisation of the United Nations
FOREN	: Foresterie et Environnement
GIEC	: Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
HCR	: Haut-Commissariat des Nations unies pour les réfugiés
INDVAL	: Indicator Value (Valeur Indicatrice)
INP-HB	: Institut National Polytechnique Félix Houphouët-Boigny
IPCC	: Intergovernmental Panel on Climate Change
MEA	: Millenium Ecosystem Assessment
MINEF	: Ministère des Eaux et Forêts
NDVI	: Normalized Difference Vegetation Index
OIBT	: Organisation Internationale des Bois Tropicaux
ONF	: Office National des Forêts
ONG	: Organisation Non Gouvernementale
REDD+	: Réduction des Émissions liées à la Déforestation et à la Dégradation
SER	: Society for Ecological Restoration
SODEFOR	: Société de Développement des Forêts
UFHB	: Université Félix Houphouët-Boigny
UFR	: Unité de Formation et de Recherche
UJLoG	: Université Jean LOROUGNON GUEDE
UMR	: Unité Mixte de Recherche

UNEP	: United Nations Environment Programme
UNESCO	: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation
UPR	: Unité Propre de Recherche

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Nombre de relevés par zone phytogéographique en fonction du type de végétation et de l'âge des forêts secondaires 32

Tableau II : Variables locales utilisées 33

Tableau III : Variables nationales utilisées..... 34

Tableau IV : Proxys des variables locales utilisées..... 35

Tableau V : Familles botaniques les plus représentées dans la flore de l'ensemble des zones phytogéographiques étudiées 56

Tableau VI : Genres les plus représentés dans la flore de l'ensemble des zones phytogéographiques étudiées 57

Tableau VII : Traits principaux de la flore des biotopes inventoriés en zone ombrophile..... 60

Tableau VIII : Traits principaux de la flore des biotopes inventoriés en zone Mésophile..... 63

Tableau IX : Traits principaux de la flore des biotopes inventoriés en zone Soudanaise..... 65

Tableau X : Similitude dans la composition entre les biotopes inventoriés des forêts en zone ombrophile..... 76

Tableau XI : Similitude dans la composition entre les biotopes inventoriés des forêts en zone mésophile..... 78

Tableau XII : Similitude dans la composition entre les biotopes inventoriés des forêts en zone soudanaise..... 80

Tableau XIII : Espèces indicatrices identifiées dans les forêts primaires en zone ombrophile a seuil de $P = 0,002$ 82

Tableau XIV : Espèces indicatrices identifiées dans les forêts primaires en zone mésophile au seuil de $P = 0,002$ 85

Tableau XV : Espèces indicatrices identifiées dans les forêts primaires de la zone soudanaise a seuil de $P = 0,002$ 87

Tableau XVI : Valeurs des paramètres des modèles des trajectoires de récupération pour les quatre attributs de l'écosystème à l'échelle locale..... 118

Tableau XVII : Espèces indicatrices identifiées dans des forêts primaires d'Agbo 1 au seuil de $P = 0,002$ 120

Tableau XVIII : Valeurs (médianes et quantiles) des paramètres des modèles des trajectoires de récupération des trois attributs de l'écosystème évalués à l'échelle nationale 126

Tableau XIX : Ensemble détaillé du cas des conditions environnementales moyennes nationales associées à des conditions environnementales locales défavorables, moyennes et favorables 129

Tableau XX : Ensemble détaillé du cas des conditions environnementales moyennes locales associées à des conditions environnementales nationales défavorables, moyennes et favorables 129

Tableau XXI : Mesures (médianes et quantiles) de la performance des modèles de prédiction de trois attributs de l'écosystème évalués dans les zones phytogéographiques 132

LISTES DES FIGURES

Figure 1 : Carte bioclimatique et répartition des sites d'étude dans les zones phytogéographiques de Côte d'Ivoire.....	18
Figure 2 : Familles les plus représentées dans la flore de la zone ombrophile.....	58
Figure 3 : Familles les plus représentées dans la flore de la zone mésophile.....	61
Figure 4 : Familles les plus représentées dans la flore de la zone Soudanaise.....	64
Figure 5 : Boîte à moustaches de comparaison de la diversité de Shannon dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile	67
Figure 6 : Boîte à moustaches de comparaison de la diversité de Shannon dans les biotopes inventoriés en zone mésophile	68
Figure 7 : Boîte à moustaches de comparaison de la diversité de Shannon dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise	70
Figure 8 : Boîte à moustaches de comparaison de la diversité de Simpson dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile	71
Figure 9 : Boîte à moustaches de comparaison de la diversité de Simpson dans les biotopes inventoriés en zone mésophile	73
Figure 10 : Boîte à moustaches de comparaison de la diversité de Simpson dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise	75
Figure 11 : Boîte à moustaches de comparaison du coefficient de similitude de Sørensen dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile	77
Figure 12 : Boîte à moustaches de comparaison du coefficient de similarité de Sørensen dans les biotopes inventoriés en zone mésophile	79
Figure 13 : Boîte à moustaches de comparaison du coefficient de similarité de Sørensen dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise.....	81
Figure 14 : Boîte à moustaches de comparaison du nombre d'espèces indicatrices dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile.....	83
Figure 15 : Boîte à moustaches de comparaison du nombre d'espèces indicatrices dans les biotopes inventoriés en zone mésophile.....	86
Figure 16 : Boîte à moustaches de comparaison du nombre d'espèces indicatrices dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise.....	88
Figure 17 : Distribution des tiges par classes de diamètres dans les biotopes inventoriés en	

zone ombrophile.....	89
Figure 18 : Distribution des tiges par classes de diamètres dans les biotopes inventoriés en zone mésophile.....	91
Figure 19 : Distribution des tiges par classes de diamètres dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise.....	92
Figure 20 : Distribution des tiges par classes de hauteurs dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile.....	94
Figure 21 : Distribution des tiges par classes de hauteurs dans les biotopes inventoriés en zone mésophile	95
Figure 22 : Distribution des tiges par classes de hauteurs dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise	97
Figure 23 : Boîte à moustaches de comparaison de la densité de tiges dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile	98
Figure 24 : Boîte à moustaches de comparaison de l’surface terrière dans les biotopes inventoriés dans la zone ombrophile.....	100
Figure 25 : Boîte à moustaches de comparaison de la hauteur de Lorey dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile	101
Figure 26 : Boîte à moustaches de comparaison de la densité de tiges dans les biotopes inventoriés en zone mésophile	103
Figure 27 : Boîte à moustaches de comparaison de l’surface terrière dans les biotopes inventoriés en zone mésophile.....	104
Figure 28 : Boîte à moustaches de comparaison de la hauteur de Lorey dans les biotopes inventoriés en zone mésophile	106
Figure 29 : Boîte à moustaches de comparaison de la densité de tiges dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise	108
Figure 30 : Boîte à moustaches de comparaison de l’surface terrière dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise	109
Figure 31 : Boîte à moustaches de comparaison de la hauteur de Lorey dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise	110
Figure 32 : Boîte à moustaches de comparaison de la biomasse aérienne dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile	112

Figure 33 : Boîte à moustaches de comparaison de la biomasse aérienne dans les biotopes inventoriés en zone mésophile	114
Figure 34 : Boîte à moustaches de comparaison de la biomasse aérienne dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise	115
Figure 35 : Trajectoires de récupération des attributs de l'écosystème à l'échelle locale.....	116
Figure 36 : Boîte à moustaches de comparaison de la qualité prédictive et des vitesses des trajectoires de récupération entre les attributs de l'écosystème à l'échelle locale	117
Figure 37 : Boîte à moustaches des effets (β) des variables environnementales sur les vitesses instantanées de récupération des attributs de l'écosystème à l'échelle locale	121
Figure 38 : Courbes de scenarios et temps de récupération des attributs de l'écosystème à l'échelle locale.....	123
Figure 39 : Trajectoires de récupération des trois attributs de l'écosystème évalués à l'échelle nationale	124
Figure 40 : Vitesse et temps de récupération des trois attributs de l'écosystèmes évalués à l'échelle nationale	125
Figure 41 : Boîte à moustaches des effets des variables environnementales sur les vitesses de récupération des trois attributs de l'écosystème évalués.....	127
Figure 42 : Variabilité des trajectoires de récupération liée à différentes situations locales et nationales sur les trois attributs de l'écosystème évalués	131
Figure 43 : Diagramme de dispersion des valeurs observées par rapport aux valeurs prédites des trois attributs de l'écosystème évalués dans les zones phytogéographiques	133
Figure 44 : Boîte à moustaches des effets des variables environnementales sur les vitesses de récupération spatiale des trois attributs de l'écosystème évalués	135
Figure 45 : Vitesses de récupération de 50% des trois attributs de l'écosystème évalués	137
Figure 46 : Vitesses de récupération de 90% des trois attributs de l'écosystème évalués	138
Figure 47 : Carte du potentielle de récupération RBV (Rouge, Bleu, Vert) spatialisée des trois attributs de l'écosystème évalués après 50 ans de succession	140
Figure 48 : Carte du potentielle de récupération RBV (Rouge, Bleu, Vert) spatialisée des trois attributs de l'écosystème (biomasse aérienne, composition et diversité de Shannon) évalués après 100 ans de succession.....	141

ANNEXE

Liste des espèces végétales recensées dans les huit forêts des trois zones phytogéographiques étudiées

INTRODUCTION

La couverture forestière mondiale est estimée à peu près à 4 milliards d'hectares (FAO & UNEP, 2020). En effet, les forêts contribuent fortement à l'atteinte des objectifs de développement basés sur la durabilité et une économie de plus en plus verte. Elles constituent, une ressource à l'échelle locale pour les populations dans l'approvisionnement en bois énergie et en produits forestiers non ligneux et une source de devises à l'échelle nationale par l'exploitation du bois. En plus, elles sont un réservoir de biodiversité et un régulateur du climat car elles jouent un rôle important dans la séquestration du carbone à l'échelle régionale (MEA, 2005). En Côte d'Ivoire, les services écosystémiques (biodiversité, ressources ligneuses, carbone, qualité des eaux de source, modération des extrêmes microclimatiques) fournis par les forêts en général et, en particulier, par les forêts secondaires, contribuent de multiples manières au bien-être social (MEA, 2005). Ainsi, les hommes tirent de nombreux bénéfices directs du bon fonctionnement des écosystèmes.

Malgré cet état de fait, à l'échelle mondiale les forêts sont soumises à de fortes pressions anthropiques. En effet, au cours de la période 2015-2020, la superficie annuelle déboisée était estimée à 10 millions d'hectares (FAO & UNEP, 2020). Cela est dû à la forte croissance de la population mondiale et ses corollaires en demande d'habitat et de nourriture. Cette situation favorise l'intensification de la conversion des sols forestiers en terres agricoles (Crist *et al.*, 2017 ; Ter Steege *et al.*, 2015). Les forêts tropicales qui renferment la majeure partie de la diversité végétale, avec environ 53 000 espèces d'arbres (Slik *et al.*, 2015) parmi les 73 000 espèces d'arbres dans le monde (Gatti *et al.*, 2022), n'est pas épargnée par cette déforestation alarmante. Selon FAO & UNEP (2020), l'Afrique est le continent qui a perdu le plus de superficie forestière entre 2010-2020, soit 3,90 millions d'ha par an, suivie de l'Amérique du Sud avec 2,60 millions d'ha par an. Depuis 1990, le taux de pertes nettes en superficie forestière de l'Afrique ne cesse d'augmenter tandis que celui de l'Amérique du Sud a considérablement diminué.

Quant à la Côte d'Ivoire, elle fait partie des pays d'Afrique les plus touchés par la déforestation avec un taux moyen annuel de 2,8 % depuis 1986 (ONF & MINEF, 2021). En 2018, un rapport publié par l'ONG américaine « Mighty Earth » a révélé une déforestation de plus de 13 000 ha seulement dans le Sud-Ouest, la nouvelle boucle de cacao, entre novembre 2017 et septembre 2018 (Girault, 2018). Aujourd'hui, la superficie de la forêt en Côte d'Ivoire est estimée à seulement 2,97 millions d'ha soit 9,2 % (ONF & MINEF, 2021) de la

surface totale du territoire répartie entre surface reboisée (92 340 ha, soit 0,3%) et forêt naturelle (2 880 490 ha, soit 8,9%), déjà très fragmentée et appauvrie par l'exploitation de bois (Adingra & N'Dja, 2016 ; Koné *et al.*, 2014). Selon plusieurs travaux (Kouassi *et al.*, 2008 ; Ndja, 2006 ; Odette *et al.*, 2015) menées en Côte d'Ivoire, les écosystèmes forestiers sont soumis à des pressions croissantes par de multiples activités humaines qui menacent le maintien de leur fonctionnement et des services écosystémiques qu'ils rendent. Les pertes de biodiversité dans ces systèmes peuvent provoquer le déclin de certains services rendus. Bien que ces écosystèmes forestiers subissent constamment des pressions, certaines études ont montré que les forêts tropicales ont la capacité de se régénérer naturellement après l'abandon des terres. En effet, selon FAO & UNEP (2020), les forêts tropicales perturbées ont la capacité de se régénérer naturellement après l'abandon et pourrait entraîner une augmentation rapide de l'étendue des forêts secondaires. D'après les estimations de ONF & MINEF (2021), les forêts secondaires pourraient couvrir jusqu'à 1,6 % de la surface totale du territoire ivoirien, soit environ 523 000 ha, et qui couvrent jusqu'à 28 % (2,4 millions de km²) des néotropiques (Poorter *et al.*, 2016).

Suite à l'augmentation des surfaces des forêts secondaires (Chazdon, 2008), de nombreuses recherches ont été entreprises pour étudier la structure, la dynamique et le fonctionnement des écosystèmes en cours de succession secondaire. La plupart de ces travaux ont été menés en Amérique du Sud (Cortés-Calderón *et al.*, 2021 ; Jakovac *et al.*, 2021 ; Liu *et al.*, 2017 ; Matsuo *et al.*, 2021 ; Oberleitner *et al.*, 2021), et très peu en Afrique (Gbetoho *et al.*, 2017 ; N'Guessan *et al.*, 2019 ; Ndja, 2006). Les forêts tropicales ont une grande résilience et la quasi domination des forêts secondaires (Díaz *et al.*, 2018 ; Martínez-Ramos *et al.*, 2016) dans l'environnement paysager mondial d'aujourd'hui laissent sous-entendre que les sociétés actuelles et futures dépendront des services fournis par celles-ci (Calvo-Rodriguez *et al.*, 2017 ; Díaz *et al.*, 2018). En effet, les services écosystémiques, produits par les forêts secondaires pour le bien-être des populations, sont multiples. Ils méritent donc d'être étudiés avec toute l'attention et la rigueur scientifique afin d'appréhender toutes les méthodes ou ensemble de méthodes nécessaires pour comprendre leur fonctionnement et reconstitution du point de vue climatique, pédologique, de l'environnement local et de leur l'histoire. Cela d'autant plus que les facteurs influant les trajectoires de reconstitution sont difficiles à analyser (Oberleitner *et al.*, 2021) et les taux et délais de reconstitution diffèrent le plus souvent selon les chercheurs.

Toutefois plusieurs études réalisées dans des forêts tropicales en Amérique du sud montrent que les forêts secondaires retrouvent l'état de diversité d'une forêt primaire après des années de succession (Chazdon *et al.*, 2009 ; do Nascimento *et al.*, 2012). Certains facteurs environnementaux (le type de sol, le nombre d'arbres rémanents, la densité et la proximité forestière, le taux de couverture forestière, le précédent cultural, le nombre d'années de culture) peuvent faire varier la trajectoire de reconstitution d'une zone à une autre. En outre, des études montrent les effets bénéfiques des arbres rémanents et de la proximité forestière dans la reconstitution de la diversité dans les forêts secondaires (Duarte *et al.*, 2010). En effet, les arbres rémanents modifient le microclimat et attirent les animaux disperseurs de graine comme les oiseaux et les chauves-souris facilitant la recolonisation après l'abandon des champs (Derroire, Coe, *et al.*, 2016). La présence d'une forêt primaire à proximité pourrait constituer une source de propagules pour la forêt secondaire, ce qui permettrait sa reconstitution plus rapidement (Meiners *et al.*, 2015).

Ainsi, selon Rozendaal *et al.* (2019), il faudrait 20 ans, à une forêt secondaire pour récupérer 80% de la richesse spécifique d'une forêt primaire. Ils ont également montré que plusieurs variables (l'occupation du sol, le taux de couverture du paysage, le bassin d'espèces et la disponibilité en eau) pouvaient influencer la vitesse de récupération de la diversité. Alors que Oberleitner *et al.* (2021) ont observé pour le même temps de reconstitution un rythme plus lent de 31% qui est corrélé négativement au couvert forestier à proximité. Concernant la biomasse aérienne, les travaux d'Oberleitner *et al.* (2021) ont montré qu'après 20 ans, la biomasse aérienne dans les forêts secondaires atteint en moyenne environ 164 Mg.ha⁻¹, soit 52 % de la biomasse des forêts primaires et 90% après 85 ans, avec un taux de reconstitution de la trajectoire lié positivement au couvert forestier à proximité et après la coupe à blanc.

En Afrique de façon générale et en particulier en Afrique de l'ouest, les méthodologies utilisées pour étudier les forêts secondaires sont assez élémentaires (Norris *et al.*, 2010). Elles sont fondées essentiellement, soit sur la description de la végétation (Adingra & N'Dja, 2016 ; Estelle & Kassi, 2018 ; Gbetoho *et al.*, 2017 ; Rasoanaivo & Tahinarivony, 2015), soit en étudiant les communautés végétales d'un point de vue botanique et/ou biogéographique (N'Dja & Decocq, 2008a). Toutefois en Côte d'Ivoire, N'Guessan *et al.* (2019) ont mis en place un modèle de reconstitution de la trajectoire de la biomasse aérienne beaucoup plus rigoureux. Ce modèle a montré que le taux de reconstitution de la biomasse aérienne des

forêts d'Afrique de l'Ouest était très lent, par rapport aux forêts néotropicales. Leur étude prévoyait, en moyenne, 10 %, 25 % et 50 % de la biomasse des forêts primaires récupérés respectivement 17, 30 et 51 ans après l'abandon des terres agricoles. Aussi, la trajectoire de reconstitution de la biomasse aérienne à l'échelle locale a été bien étudiée par N'Guessan *et al.* (2019). Par contre, les autres services écosystémiques (diversité et composition floristique) fournis par ces forêts secondaires ont été peu étudiés.

Dans un contexte de dégradation des milieux et de modification des régimes climatiques, il devient important aujourd'hui d'étendre ces travaux réalisés à échelle locale, sur les trajectoires de reconstitution de la diversité et de la composition des biotopes dans les forêts secondaires. Il est important également de comprendre la variabilité des processus de reconstitution des services écosystémiques à l'échelle nationale le long du gradient climatique. Les connaissances intégrées dans ce travail pourront permettre de prédire à long terme les trajectoires de reconstitution des services écosystémiques. (biomasse aérienne, diversité et composition floristique)

Les principales questions de recherche qui se posent et qui justifient le bien-fondé de cette étude sont les suivantes : (i) Quelle sont les dynamiques de reconstitution de la biodiversité et de la composition dans les forêts secondaires en Côte d'Ivoire, ainsi que les facteurs locaux qui influencent leur vitesse de récupération ? (ii) Quelles sont les dynamiques de reconstitution de la biomasse aérienne, de la biodiversité et de la composition dans les forêts secondaires à l'échelle nationale en Côte d'Ivoire ? (iii) Quelle est l'influence relative de la variabilité pédoclimatique nationale et des conditions environnementales locales sur les taux de récupération des attributs de l'écosystèmes étudiés (carbone, biodiversité, composition) dans les forêts secondaires en Côte d'Ivoire ? (iv) Quelles sont les zones potentielles pour la restauration rapide par succession naturelle des paysages forestiers de Côte d'Ivoire ?

Pour répondre à ces questions, les hypothèses suivantes ont été vérifiées :

- 1- les trajectoires de reconstitution de la biodiversité et de la composition floristique sont influencées localement par les conditions environnementales et les sources de propagules qui coloniseront la forêt secondaire après l'abandon des terres.
- 2- la reconstitution de la biomasse aérienne, de la biodiversité et de la composition dans les forêts secondaires en Côte d'Ivoire est susceptible de varier en fonction de la région

géographique du pays, en raison de différences potentielles dans les conditions environnementales et de l'utilisation des terres.

- 3- la variabilité pédoclimatique nationale en Côte d'Ivoire a une influence significative sur les taux de récupération des attributs de l'écosystème (carbone, biodiversité, composition) dans les forêts secondaires.
- 4- les zones déjà partiellement recouvertes de végétation forestière ou situées à proximité des aires protégées et des réserves naturelles peuvent être des zones potentielles pour la restauration rapide par succession naturelle, en raison de la disponibilité de propagules et de l'effet de source de ces zones.

La présente étude vise à modéliser et à prédire l'évolution des services écosystémiques lors de la succession post-culturelle dans les forêts secondaires ivoiriennes.

Plus spécifiquement, il s'agit de :

- 1- caractériser la flore dans chaque type de forêts ;
- 2- modéliser les trajectoires de reconstitution et prédire les taux de récupération de la diversité et de la composition à l'échelle locale ;
- 3- prédire les taux de récupération de la biomasse aérienne, de la diversité et de la composition à l'échelle nationale ;
- 4- établir une carte de la vitesse de reconstitution relative de la biomasse aérienne, de la diversité et de la composition.

Outre l'introduction, la conclusion, les perspectives et les recommandations, le présent manuscrit s'articule autour de trois parties. La première partie est consacrée aux généralités sur la déforestation, la biomasse aérienne et les successions secondaires, indispensables à la compréhension de l'étude et la présentation du milieu d'étude. La deuxième partie décrit le matériel et les méthodes employées pour la conduite de l'étude. La troisième partie présente les résultats obtenus et leur discussion.

PREMIERE PARTIE : GENERALITES

Chapitre 1. Définition de quelques concepts liés à la déforestation, à la biomasse et à la succession secondaire

De nombreuses définitions existent pour un même concept selon les organisations, associations et réseaux de chercheurs. Ces définitions sont adaptées par les scientifiques en fonction des situations en maintenant l'essentiel des idées que traduit le concept. Nous retiendrons les définitions de quelques concepts dont la portée est en adéquation avec les idées développées dans notre étude.

1.1. Perturbation des forêts

1.1.1. Déforestation

La déforestation est la perte de la surface forestière ou la conversion à une utilisation alternative des terres (Vásquez-Grandón *et al.*, 2018). Ce terme a été utilisé pour décrire les changements dans différents écosystèmes (Allen *et al.*, 2015).

- **Causes**

La déforestation est causée par de multiples facteurs, certains humains (les incendies de forêts etc.) et d'autres naturels (les maladies des arbres ou les parasites). Près de 80% de la déforestation dans le monde est liée à l'agriculture. Cela se traduit par des actions immédiates au niveau local, qui proviennent de l'utilisation des terres et ont un impact direct sur le couvert forestier (FAO, 2016). Les 20% restants se répartissent entre la construction d'infrastructures (routes, barrages etc.) d'abord, puis les activités minières et pour finir l'urbanisation qui sont qualifiés de forces motrices sous-jacentes. Les processus sociaux fondamentaux, tels que la dynamique de la population humaine ou les politiques agricoles, sous-tendent souvent les causes immédiates et opèrent soit au niveau local, soit ont un impact indirect au niveau national ou mondial (Allen *et al.*, 2015). A cela, on peut ajouter le fait qu'une dégradation importante peut se produire avant la déforestation (Kanninen. *et al.*, 2007). Par conséquent la dégradation peut être vue comme un précurseur de la déforestation dans les zones tropicales (Gerwing, 2002 ; Vancutsem *et al.*, 2021).

- **Conséquences**

Il existe une multitude de cause de la déforestation. La déforestation a de nombreuses conséquences sur les écosystèmes. La conséquence la plus connue est la menace sur la biodiversité. En effet, la forêt est un habitat très dense en biodiversité mondiale, certaines

forêts sont de véritables ‘hotspots’ de biodiversité parmi les plus riches du monde (Myers, 2000). Des grands mammifères, des oiseaux, des insectes, des amphibiens ou des végétaux, parfois rares, pourraient disparaître par simple destruction de leurs habitats naturels. La déforestation est donc une menace pour l’existence de ces espèces et cela peut avoir des conséquences importantes sur les équilibres naturels. La déforestation a un impact sur la productivité car elle contribue à l’érosion des sols, à son appauvrissement en nutriments et à son compactage, ce qui va entraîner une diminution du rendement agricole (Fearnside, 1997). Concernant le climat, la déforestation combinée à l’augmentation de la concentration de CO₂ dans l’atmosphère peut entraîner des changements climatiques au niveau local et mondial (Longobardi *et al.*, 2016). Le défrichage du couvert forestier, influe sur les concentrations de CO₂ atmosphérique, ce qui entraîne l’augmentation du réchauffement de la planète, due à l’absorption des rayons infrarouges par le CO₂ (Pinker, 1980). La quantité de CO₂ ajoutée dans l’atmosphère en raison de la déforestation dans les tropiques équivaut presque à 25% (Kumari *et al.*, 2019) de tout ce qui est rejeté dans l’atmosphère, quantité estimée à environ deux milliards de tonnes (Houghton, 2005).

1.1.2. Dégradation des forêts

Selon FAO & UNEP (2020), la dégradation des forêts est un processus qui entraîne la réduction ou la perte (i) de la productivité biologique ou économique et (ii) de la complexité des écosystèmes forestiers. Dans le contexte de la REDD +, la dégradation est la perte partielle de la biomasse due à l’exploitation forestière ou encore à d’autres causes (Kanninen *et al.*, 2007).

- **Causes**

Les causes directes ou immédiates de la dégradation sont l’expansion de l’agriculture intensive et de subsistance (Kanninen *et al.*, 2007), le développement de l’exploitation minière, des infrastructures, et l’expansion urbaine (Hosonuma *et al.*, 2012). Les causes indirectes majeures identifiées sont l’extrême pauvreté, qui affecte les populations des pays en voie de développement (FAO & UNEP, 2020) et les crises politico-militaires à répétition dans ces pays (HCR, 2020). Ces situations empirent la dégradation des forêts (Nerfa *et al.*, 2020) en favorisant les activités humaines dans les profondeurs des forêts (Butsic *et al.*, 2015 ; OCHA, 2021) et les infiltrations illégales dans les aires protégées de l’état (Kouakou *et al.*, 2015).

- **Conséquences**

La dégradation impacte sérieusement le monde entier avec 3,2 milliards d'habitants concernés (Besseau *et al.*, 2018). Elle contribue de manière significative aux émissions de gaz à effet de serre (Simula & Mansur, 2011), à la perte de biodiversité (Foley *et al.*, 2007) et aux réductions de la régulation de l'eau (Lele, 2009). Finalement, la dégradation provoque une réduction à long terme de la capacité des forêts à fournir des services écosystémiques (Tchatchou *et al.*, 2015) liés à la nourriture et aux biens qui soutiennent les moyens de subsistance locaux (Lambin & Meyfroidt, 2011).

1.2. Dynamique de régénération des forêts

La dynamique de régénération est l'ensemble des changements qualitatifs et quantitatifs, qui surviennent pendant les successions végétales secondaires. Ces changements peuvent être d'ordre physiologique, floristique, écologique, microclimatique et édaphique (FAO, 2003). A l'abandon des terres, le sol est rapidement colonisé par les herbes et arbustes qui sont remplacés en moins d'un an par une population d'arbres pionniers. La durée de vie de ces pionniers est relativement courte, la plupart du temps de 10 à 20 ans. Au fur et à mesure que les pionniers de courte durée de vie atteignent leur hauteur maximale et commencent à mourir, ils sont remplacés à leur tour dans le système par un groupe de pionnier de longue durée de vie. Ces derniers, avec des caractéristiques très variées, deviennent beaucoup plus grands et vivent de 50 à 100 ans ou plus (Corlett, 1995). Ce processus se poursuit jusqu'à ce que les successions végétales tendent fondamentalement à reconstituer le climax local ou régional (FAO, 2003), constitué en majeure partie d'espèces de forêts tolérantes à l'ombre. A partir de ce point, on peut supposer que la composition et la structure de la forêt secondaire convergent progressivement vers celles de la forêt d'origine car elles auront en commun la plupart des espèces (N'Dja & Decocq, 2008a).

1.2.1. Succession secondaire

Les successions décrivent des changements de la végétation à différentes échelles d'espace et de temps (Finegan, 1984). Elles caractérisent tous les mécanismes par lesquels un écosystème, naturellement ou artificiellement désorganisé ou détruit, amorce spontanément sa reconstitution pour recouvrer une sorte de fac-similé de son état initial (Blondel, 1979). Les successions sont un ensemble d'enchaînement dans le temps, linéaires ou cycliques, de communautés (Gillet & Gallandat, 1991). Elles s'effectuent par étapes ou stades qui sont caractérisés par des formations végétales différentes, par exemple au niveau des champs

abandonnés, il y a le stade pionnier, le stade post pionnier et le stade mature de la communauté végétale. Chaque stade se distingue par ses phases et chaque phase par ses états de croissance et d'évolution.

La végétation peut être vue comme un ensemble d'éco-unités à l'échelle d'un massif forestier, c'est-à-dire comme des unités de végétation qui ont entamées leur développement du même paset au même endroit, après une perturbation. Cet ensemble doit ainsi être considéré comme une mosaïque forestière, comme un ensemble d'éco-unités à des phases de développement distinctes et qui indique différentes étapes de la même succession (Oldeman, 1990). D'après ce même auteur, une succession forestière est une succession d'éco-unités, pendant laquelle les éco-unités ont tendance à se fragmenter suite à la chute des arbres entraînant alors de plus petites éco-unités. L'éco-unité est donc perçue comme « un sous processus de la succession » selon Oldeman (1990).

Selon Blondel (1986), la succession est un métaclimax, un ensemble des sous-systèmes successionnels déphasés les uns par rapport aux autres, mais tous essentiels pour le fonctionnement du système du paysage. Pour Decocq (1997), tout phénomène dynamique peut être divisé en un certain nombre de transformations primaires, distinguées par leur nature quasiment indissociable de leur « étiologie ». Chaque transformation dynamique est caractérisée par son sens (par ex. successions progressives, régressives ou déviantes), son étiologie (succession autogène ou allogène), l'origine de ses éléments qu'elle mobilise (par ex. successions primaires ou secondaires) et sa nature. Le critère fondamental est la nature, car en fonction d'elle, l'on peut faire ressortir les modifications texturales et structurales de la végétation ; c'est aussi le critère qui présente l'aspect opérationnel le plus remarquable (Decocq, 1997).

1.2.2. Forêts secondaires

Les forêts secondaires se définissent comme des forêts qui se régénèrent par des processus naturels, après une perturbation importante des forêts d'origine. Elles présentent des différences majeures dans la structure forestière et/ou la composition des espèces par rapport aux forêts primaires (FAO, 2003). Les forêts secondaires sont aujourd'hui plus fréquentes dans le monde et couvrent environ 70 % de l'ensemble de la superficie forestière des tropiques (FAO, 2010). Les forêts secondaires se développent de façon générale sur des terrains abandonnés après des exploitations agricoles ou du bois et les incendies (FAO, 2003 ;

OIBT, 2002).

1.2.2.1. Dynamique des forêts secondaires post-culturelles

La dynamique des forêts secondaires post-culturelles commence au moment où toutes les pratiques culturelles sont interrompues. Le suivi de la reconstitution forestière peut se faire par deux techniques d'approches :

- l'approche diachronique ou directe qui repose sur un suivi de la dynamique de la végétation entre deux ou plusieurs périodes bien identifiées sur une surface donnée (Gbetoho *et al.*, 2017 ; Liu *et al.*, 2017) ;
- l'approche synchronique ou indirecte qui consiste à suivre la dynamique de la végétation en procédant à une mesure locale réalisée simultanément sur l'ensemble des stades de la succession végétale, c'est l'approche la plus utilisée (Adingra, 2017 ; Koffi, 2016 ; N'Guessan, 2018).

L'approche synchronique est l'approche qui a été utilisée dans cette étude. C'est une approche permettant de reconstituer la séquence chronologique d'une succession à partir de la juxtaposition de ses étapes d'évolutions (Chabrierien, 2002). Cette approche permet d'avoir une vue d'ensemble de la reconstitution des forêts secondaires (Ndja, 2006) à partir de champs abandonnés dont l'âge est connu de manière générale (Kahn, 1980). La dynamique des forêts implique essentiellement des paramètres tels que la mortalité, la régénération et la croissance qui traduisent de l'interdépendance entre espèces dans un espace donné. En début de succession forestière, les espèces à large distribution excellent et les espèces endémiques ou les espèces de la zone guinéenne-congolaise augmentent au cours de la succession (Sangne *et al.*, 2009). Selon la littérature, les forêts tropicales perturbées sont hautement productives et résilientes, bien qu'on puisse constater que la composition des forêts secondaires, même les plus âgées est le plus souvent différente de celle des forêts primaires. Enfin, les espèces menacées, rares et en voie de disparition semblent plus en abondance dans les forêts primaires que dans les forêts secondaires (Mahana & Thomas, 2006 ; Sangne *et al.*, 2009).

1.2.2.2. Facteurs influençant la reconstitution des forêts secondaires post-culturelles

Les forêts secondaires post-culturelles sont influencées par plusieurs facteurs au cours de leur reconstitution.

Le climat à travers, la température, la fréquence ou l'intensité de la sécheresse influence de façon générale la régénération (Campo & Vázquez-Yanes, 2004 ; Ceccon *et al.*, 2004). Aussi,

les différences de précipitations totales et la saisonnalité sont des facteurs importants qui influencent le taux de reconstitution de la biomasse aérienne (Becknell *et al.*, 2012 ; Poorter *et al.*, 2016) à l'échelle régionale. A l'échelle locale, la régénération est influencée par la topographie, la composition des espèces, la structure spatiale et l'histoire du site (Groeneveld *et al.*, 2009).

Les propriétés du sol peuvent également influencer la structure, la dynamique, la richesse et la composition des espèces des forêts secondaires (Ceccon *et al.*, 2004 ; Powers *et al.*, 2009 ; Waring *et al.*, 2015).

L'environnement paysager immédiat est un facteur qui contrôle la trajectoire de reconstitution des forêts secondaires. De par sa proximité, la matrice forestière constitue une source de graines qui peuvent coloniser les forêts secondaires (Hardwick & Elliott, 2016 ; N'Guessan *et al.*, 2019). La superficie de la forêt primaire et la distance qui la sépare de la forêt secondaire influent sur la structure et la diversité des espèces (Duarte *et al.*, 2010 ; Lopes *et al.*, 2012 ; Sovu *et al.*, 2009). Les arbres rémanents laissés pendant l'installation des cultures servent de perchoirs aux oiseaux et chauve-souris qui favoriseront la dispersion des semences dans le paysage (Derroire *et al.*, 2016 ; Hardwick & Elliott, 2016) et aussi qui permettent l'amélioration du microclimat (Duarte *et al.*, 2010).

1.2.3. Restauration des forêts

La restauration de la forêt est la principale stratégie d'aménagement des zones dégradées (OIBT, 2002) et se définit comme « un processus d'assistance à la reconstitution d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit » (SER, 2004). Elle a pour but d'accélérer les processus naturels de la régénération forestière, d'accroître la biomasse et la productivité biologique afin de contribuer de manière significative à réduire la charge de carbone atmosphérique et à rétablir un écosystème forestier sain et résilient. La restauration forestière aide à ce que la composition floristique, la structure du peuplement, la biodiversité, les fonctions et la dynamique de la forêt restaurée atteignent celles de la forêt originelle spécifique au site, ou s'en approchent au plus près (OIBT, 2002 ; Roelens *et al.*, 2010). Cependant, la concrétisation de ces objectifs est un défi majeur. Les efforts de restauration réussies doivent prendre en compte la complexité et la nature des écosystèmes constamment en mutation, des conditions du site (Stanturf *et al.*, 2018), les besoins des acteurs et les systèmes socio-politiques diversifiés parfois instables (Hobley, 2005). Les efforts de

restauration doivent également considérés les situations économiques et foncières difficiles (Oviedo, 2005), la progression de la déforestation et de la dégradation des forêts, ainsi que les capacités techniques souvent limitées (Robinson, 2005).

1.2.4. Notion de biomasse

La biomasse désigne la quantité de la matière organique vivante ou morte d'un organisme, exprimée en masse de matière sèche (Picard *et al.*, 2012). La biomasse s'exprime généralement pour un arbre, en unités de tonnes métriques (t) ou en kilogramme (IPCC, 2007) ou encore en megagramme (Mg), ($1\text{Mg} = 1\text{t} = 10^3 \text{ kg}$). La biomasse se présente sous deux formes en foresterie : biomasse épigée ou aérienne (feuilles, branches et tronc) et biomasse hypogée ou souterraine (racines) (FAO, 2011). La biomasse forestière est évaluée à trois échelles spatiales successives que sont l'arbre, le peuplement et la région. Pour déterminer la quantité de carbone contenue dans un massif forestier ou dans un paysage donné, la biomasse de la zone doit être mesurée dans un premier temps. Elle peut être calculée à l'aide d'Equations allométriques définies par de nombreux auteurs comme par exemple celle de Chave *et al.* (2014) qui sert à calculer la biomasse de la zone pantropicale. Ensuite, avec la relation entre la biomasse et le carbone propre à la zone d'étude, il devient assez simple d'estimer la quantité totale de carbone qu'elle contient par hectare (Le Crom *et al.*, 2008). La biomasse permet donc d'estimer la quantité potentielle de carbone pouvant être libérée dans l'atmosphère sous forme de CO_2 en cas de destruction de la surface forestière et la quantité de carbone pouvant être captée par les différentes formations végétales (Brown, 1997).

1.2.5. Services écosystémiques

Les services écosystémiques sont des services rendus par la nature qui permettent aux populations de vivre et de faire fonctionner la société (MEA, 2005). Ce sont toutes les contributions (biens et services) de la nature qui affectent directement les sociétés humaines (Hanson *et al.*, 2009).

On classe généralement ces services en quatre grands types (MEA, 2005) :

- les services d'approvisionnement/production, qui permettent de nourrir et de donner des ressources (produits alimentaires, matières premières, eau douce, ressources médicinales etc.) aux populations ;
- les services de régulation, qui permettent la résilience de la biosphère face

aux perturbations (amélioration du climat et de la qualité de l'air au niveau local, protection ou atténuation de catastrophes naturelles par des écosystèmes particuliers, stockage du CO₂ et limitation du réchauffement climatique, purification de l'eau etc.) ;

- les services de soutien, qui permettent aux écosystèmes de fonctionner sans trop de problèmes (habitat des espèces, formation des sols, cycle de l'eau et des nutriments, résilience grâce au maintien de la diversité génétique etc.), cette catégorie est souvent fusionnée aux services de régulation ;
- les services culturels (beauté des paysages, spiritualité, loisir dans les parcs et espaces verts, tourisme vert, appréciation de la nature de manière générale etc.).

Les services écosystémiques sont indispensables à la vie. Il faut les utiliser de façon responsable si l'on veut qu'ils profitent aussi aux générations futures (FAO, 2021), car le coût de la restauration des services écosystémiques est extrêmement élevé par rapport au coût de la prévention de leur dégradation. Tous les services écosystémiques ne peuvent pas être rétablis, et ceux qui sont fortement dégradés peuvent nécessiter beaucoup de temps avant de se reconstituer (MEA, 2005).

1.2.5.1. Intérêt de la modélisation dans la quantification des services écosystémiques

Que ce soit pour la production ligneuse, les fonctions de protection ou encore pour les fonctions sociales, la gestion forestière est une démarche qui s'évalue sur du long terme et les choix opérés au cours de cette gestion ont des conséquences qui s'étalent sur plusieurs années (Houllier *et al.*, 1991). La compréhension des relations d'interdépendance entre structures, processus, fonctionnement des écosystèmes et services écosystémiques mobilise des approches d'écologie sur les rapports entre biodiversité et processus écologiques (Gos, 2014). Pendant ces vingt dernières années, l'utilisation de la modélisation dans le suivi de la dynamique des forêts s'est imposée et fait désormais partie des outils pertinents d'aide à la décision. Elle permet d'analyser les politiques d'aménagement des territoires en vue d'évaluer et d'anticiper leurs impacts sur l'environnement (Samie *et al.*, 2017). Les raisons qui expliquent le choix et les succès actuels de la modélisation sont liées au fait que les scientifiques ne s'attachent plus exclusivement à établir des "lois" universelles. Au lieu de cela, ils cherchent à traduire la réalité en utilisant des modèles, qui sont perçus comme des

outils d'investigation ou de représentation de la réalité (Houllier *et al.*, 1991). En d'autres termes, la modélisation est devenue une approche privilégiée pour comprendre et décrire les phénomènes complexes qui nous entourent, en offrant une représentation simplifiée mais utile de la réalité.

La quantification des services écosystémiques fournis par la forêt implique la disponibilité d'informations sur la structure des peuplements (espèces, distribution des diamètres et hauteurs, distribution spatiale des arbres) et la dynamique (croissance, mortalité et régénération). Ces données statiques et dynamiques sont très importantes pour renseigner sur les services écosystémiques qui puissent être pertinents. Leur acquisition peut reposer sur un dispositif in situ comme les réseaux de placettes de mesures ou sur des outils de télédétection (Cordonnier *et al.*, 2016).

L'utilisation de la modélisation pour évaluer la dynamique forestière offre la possibilité pour la quantification des services écosystémiques et présente plusieurs avantages (Perot & Ginisty, 2004). Elle permet de prédire la valeur du service écosystémique en fonction des paramètres de gestion en intégrant les informations sur l'état initial du peuplement forestier et certains paramètres démographiques. Ces paramètres permettent d'apprécier la sensibilité des services écosystémiques aux pratiques de gestion et aux conditions locales. Un autre avantage est qu'elle permet de tester à la fois plusieurs effets en plus de la gestion, comme ceux du changement climatique, l'historique de l'utilisation des terres, l'environnement paysager. Cependant, les modèles peuvent connaître des difficultés liées à l'échelle d'application ou présenter parfois des limites dues aux services écosystémiques eux-mêmes, qui peuvent être parfois peu simplistes ou très indirects. Toutefois, les résultats dépendent de la structure du modèle et des hypothèses qui ont conduit à sa conceptualisation, il faut donc être précautionneux quand on tire des conclusions (Cordonnier *et al.*, 2016).

1.2.5.2. Modèle bayésien

Les modèles bayésiens sont des outils permettant de combiner des données scientifiques avec des connaissances issues d'une expérience spécialisée (Marcot *et al.*, 2006), et qui permettent aussi d'évaluer les incertitudes. Ce sont des outils qui peuvent être utilisés pour construire un système d'aide à la décision. Les modèles bayésiens sont de plus en plus utilisés pour modéliser des systèmes complexes (Uusitalo, 2007).

Le théorème de Bayes s'écrit selon la formule mathématique suivante (Swinburne, 2002) :

$$p(\theta) = p(\theta|y) \times p(y|\theta) \quad (\text{Equation 1})$$

Avec $p(\theta)$ qui représente l'idée que l'on se fait à propos de θ avant d'observer y , $p(\theta|y)$ représente l'idée que l'on a de θ après avoir observé y et $p(y|\theta)$ est la fonction de la vraisemblance.

Les modèles présentés dans cette étude ont donc été écrits suivant une approche bayésienne car elle est la plus appropriée. En effet, cette approche permet de mettre à jour les connaissances *a priori* (c'est-à-dire des résultats d'études antérieures ou des avis d'experts) par l'information apportée à partir des données recueillies sur le terrain et d'aboutir à un résultat qualifié d'information *a posteriori* (Johnson, 2013). Cette approche est particulièrement utile lorsque les données recueillies sur le terrain sont en nombre limité (ce qui est le cas dans cette étude), car elle permet ainsi d'apporter d'autres sources d'information lors de l'inférence des modèles.

1.2.5.3. A priori sur les paramètres des modèles bayésiens

Les distributions *a priori* sur les valeurs des paramètres font partie de l'ensemble des blocs qui constituent un modèle lorsque l'approche bayésienne est utilisée pour l'analyse des données. Les *a priori* sont perçus comme étant la foi ou l'assurance du modélisateur quant à ses connaissances vis-à-vis des différents paramètres de son modèle. L'utilisation d'un *a priori* sur un paramètre donné devrait faire l'objet de justification, basée sur le fait que ces arguments ou résultats utilisés sont issus de travaux de recherches précédents ou de faits avérés ou justifiables. L'utilisation ou pas des informations *a priori* dépend de la motivation du modélisateur, des données en sa possession et de la situation qu'il modélise. Cependant, les *a priori* peuvent être aussi subjectifs, laisser au libre choix de celui ou du groupe qui mène l'étude et en fonction de la spécificité de l'étude.

D'après Michael (2021), il existe trois sortes de motivations importantes pour les *a priori* :

1. les *a priori* **subjectifs** montrent les véritables croyances subjectives du modélisateur ;
2. les *a priori* **pratiques** sont utilisés de façon réaliste en raison de leur

utilité spécifique, par exemple, parce qu'ils rendent simple les calculs et Equations mathématiques, ou parce qu'ils allègent les analyses statistiques ;

3. les *a priori* **objectifs** sont adoptés pour une fonction de vraisemblance donnée afin d'éviter des conséquences conceptuellement paradoxales.

Chapitre 2. Présentation de la zone d'étude

2.1. Situation géographique

La présente étude a été réalisée en Côte d'Ivoire. La Côte d'Ivoire est située dans la partie occidentale du golfe de Guinée. Ses côtés sont délimités, d'une part, entre 4°30 et 10°30 de latitude Nord et, d'autre part, entre 2°30 et 8°30 de longitude Ouest, avec une superficie estimée à 322 462 Km². En outre, la Côte d'Ivoire est limitée au nord par le Burkina Faso et le Mali à l'ouest par le Liberia, au nord-ouest par la Guinée, à l'est par le Ghana et au sud par l'océan Atlantique. Les deux capitales économique Abidjan au sud et politique Yamoussoukro au centre, compteraient 5 516 000 et 259 000 habitants respectivement en 2022 d'après les résultats préliminaires du Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH) de l'année 2021. Selon ces mêmes résultats du RGPH de 2021, la population résidente de manière permanente sur le territoire ivoirien est estimée à 28 millions. En effet, la partie méridionale de la Côte d'Ivoire qui à l'origine était totalement couverte par une forêt tropicale dense, est actuellement occupée par de nombreuses plantations industrielles, terres cultivées et forêts dégradées, autour de quelques forêts naturelles fortement fragmentées (CILSS, 2016). Il y avait probablement plus de surface forestière et de bois en Côte d'Ivoire que dans n'importe quel autre pays d'Afrique de l'Ouest. Cependant, entre les années 1900 et 1960, la déforestation a réduit cette superficie de plus de 16 millions d'hectares de moitié, et cette tendance persiste jusqu'à nos jours, si bien qu'aujourd'hui, il ne reste plus que 2,97 millions d'hectares de forêt tropicale (ONF & MINEF, 2021).

2.2. Aire d'échantillonnage

L'étude couvre trois zones phytogéographiques (Figure 1). Ces zones sont définies par un gradient climatique sud-nord très prononcé qui marque les limites des principaux types de forêts du pays : (i) les forêts sempervirentes qui se trouvent dans la zone ombrophile ; (ii) les forêts semi-décidues dans la zone mésophile et les forêts claires ouvertes dans la zone soudanaise. Ce gradient correspond à un gradient pluviométrique annuel qui varie entre 1700 mm au sud et 1100 mm au nord. La température moyenne annuelle est d'environ 26,5 °C, mais les variations de température quotidiennes et saisonnières sont beaucoup plus élevées dans le Nord que dans le Sud.

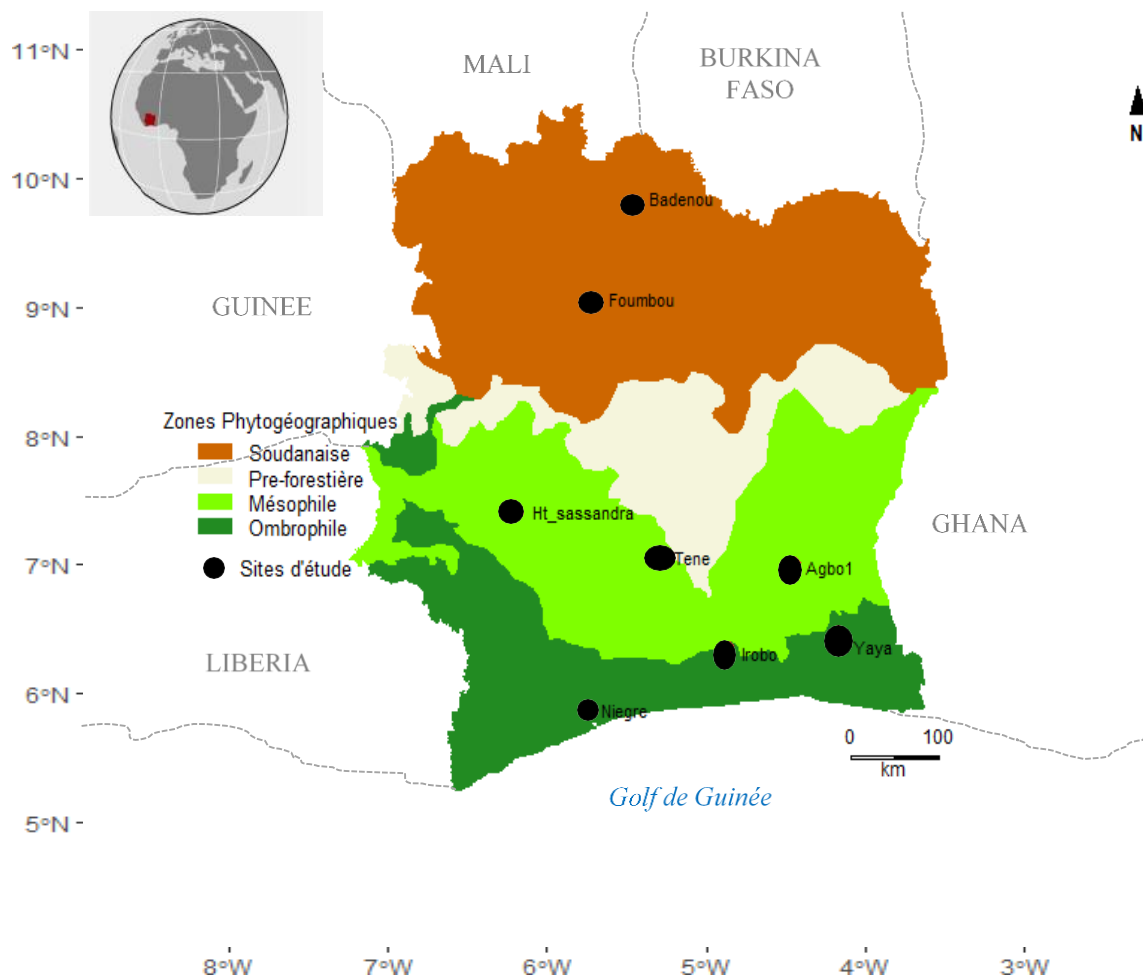


Figure 1 : Carte bioclimatique et répartition des sites d'étude dans les zones phytogéographiques de Côte d'Ivoire

2.2.1. Zone ombrophile

La superficie totale de la zone ombrophile est de 64 150 km² (Konaté & Kampmann, 2010).

Dans cette zone, l'étude a été effectuée dans trois forêts Classées. Il s'agit de :

- la Forêt Classée de Niégré à cheval sur les régions du Gbôkmè (72%) et de la Nawa (28%) respectivement dans les départements de Sassandra et Guéyo. Elle s'étend sur une superficie de 92 500 hectares. Ses coordonnées géographiques sont entre 5° 20' et 6° 30' longitude ouest et 4° 50' et 5° 50' latitude nord. Cependant, cette étude a été menée uniquement dans sa partie sud appelée 'Niégré sud' qui couvre une superficie de 39 828 hectares.
- la Forêt Classée d'Irobo à cheval sur quatre circonscriptions (Tiassalé, Sikensi,

Grand-Lahou et Dabou) et deux régions administratives (Agnéby- Tiassa et Grands ponts). Elle s'étend sur une superficie de 41 250 hectares. Ses coordonnées géographiques sont entre 3° 13' et 3° 24' de longitude ouest et entre 5° 59' et 5° 41' de latitude nord.

- la Forêt Classée de Yaya située dans le département d'Alépé dans la région administrative de la Mé. Elle s'étend sur une superficie de 23 879 hectares. Ses coordonnées géographiques sont entre 3°40' 08" et 3° 25' 07" de longitude ouest et 5° 36' 00" et entre 5° 48' 05" de latitude nord

2.2.1.1. Climat, végétation et flore

Cette zone a un climat du type équatorial ou subéquatorial et enregistre le plus de pluie dans l'année sur le territoire. Elle est caractérisée par une saison sèche peu marquée n'excédant pas 4 mois, une pluviosité annuelle élevée, supérieure à 1 700 mm environ, et un déficit hydrique annuel ne dépassant pas 300 mm (Guillaumet & Adjanohoun, 1971). La zone ombrophile est constamment arrosée en pluie, correspondant aux forêts sempervirentes. Elle comporte trois principaux faciès floristiques : le faciès côtier ou littoral, le faciès du sud-est et le faciès du sud-ouest (Konaté & Kampmann, 2010). Le peuplement de la forêt dense humide sempervirente est fermé avec des arbres et des arbustes à différents étages (Avenard, 1971). La plupart des arbres qui poussent dans cette zone conservent leurs feuilles tout au long de l'année, tel que *Diospyros* spp. de la famille des Ebenaceae, *Trichilia heudelotii* Planch. ex Oliv. et *Turraeanthus africanus* (Welw. ex C. DC.) Pellegr. de la famille des Meliaceae. Certains arbres perdent leurs feuilles de manière saisonnière, mais restent toujours verdoyants grâce aux nouvelles feuilles qui poussent simultanément, comme *Uapaca guineensis* Müll. Arg. et *Uapaca. esculenta* A. Chev. ex Aubrév. & Léandri de la famille des Euphorbiaceae et *Trichilia lanata* A.Chev. de la famille des Meliaceae. Enfin quelques arbres se dénudent complètement, comme *Terminalia ivorensis* A.Chev. de la famille des Combretaceae, *Ricinodendron heudelotii* (Baill.) Pierre ex Pax de la famille des Euphorbiaceae et *Petersianthus macrocarpus* (P. Beauv.) Liben de la famille des Barringtoniaceae (Guillaumet & Adjanohoun, 1971).

2.2.1.2. Faune

Les forêts de la zone ombrophile présentent une absence de grands disséminateurs d'arbres forestiers tels que l'éléphant (*Loxodonta africana*), le chimpanzé (*Pan troglodytes*) et les

singes (*Cercopithecus spp* et *colobus spp*), ainsi que les potamochères (*Potamochoerus spp*). Cependant, certaines espèces animales comme le Guib harnaché (*Tragelaphus scriptus*), le Céphalophe bleu ou Céphalophe de Maxwell (*Cephalophus monticola maxwelli*), l'Aulacode (*Thryonomys swinderianus*), le Rat géant d'Emin (*Cricetomys emini*) et la Civette (*Viverra civetta*) ont été observées dans les milieux secondaires ou les zones cultivées. En outre, le Crocodile (*Osteolaemus tetrapis*), les Pythons (*Python spp*), les Vipères (*Bitis spp*), ainsi que des oiseaux appartenant aux ordres Ardeidae, Anatidae, Accipitridae, Falconidae, Hirundinidae, Sylviidae, Nectariniidae, Ploceidae et Estrildidae ont été identifiés dans cette région (SODEFOR, 2015 ; SODEFOR, 2019).

2.2.1.3. Relief et hydrographie

Le relief prend plusieurs formes et est différent selon l'endroit où l'on se trouve. Au niveau de la zone de la Forêt Classée de Niégré sud, le relief est assez ondulé et varié avec une succession de bas-fonds, de plaines et de collines. Les pentes varient de 30 à 50 % et les altitudes oscillent entre 0 et 300 m avec une moyenne de 70 m. Le réseau hydrographique de cette partie de la région comprend quatre cours d'eau permanents dont un fleuve et trois rivières. Ces cours d'eau arrosent directement ou indirectement la Forêt Classée de Niégré. Le fleuve Sassandra qui coule à l'ouest de la Forêt Classée, dont il est séparé par une bande d'environ 5 km de large et 94 km de long, a une influence indirecte sur ladite forêt. La rivière Niégré, de laquelle la Forêt Classée tire son nom, la traverse du nord-est au centre-ouest sur 40 km. La rivière Davo constitue une limite naturelle au sud-est de la forêt sur 38 km. Outre ces principaux cours d'eau, on note la présence d'une multitude d'affluents et de ruisseaux à régime saisonnier (SODEFOR, 2019).

Les faciès du sud-est et sud-ouest sont modestement accidentés avec de nombreuses petites collines de pentes faibles à moyennes (5 à 10 %) au niveau de la zone de la Forêt Classée d'Irobo. Ces collines culminent à des altitudes faibles de l'ordre de 40 à 90 m et présentent des dénivelées faibles de 20 à 30 m. Le réseau des vallées et talwegs est assez dense et diversifié ; ce qui rend la forêt difficilement accessible en période de pluie. Le réseau hydrographique est dominé par le fleuve Bandama, qui traverse les départements de Taabo et de Tiassalé, du nord au sud. Son principal affluent est le N'Zi. Plusieurs cours d'eaux aux débits intermittents comme l'Agnéby et l'Agbo sont aussi présents. Le drainage d'ensemble, favorisé dans la plupart des zones schisteuses par une topographie accidentée, est le plus

souvent imparfait dans les zones granitiques où les différences topographiques sont faibles. Les cours d'eau permanent dans la Forêt Classée d'Irobo, se limitent à trois rivières (Bebo, Befrou, Méné) qui se jettent dans le fleuve Bandama (Avenard, 1971).

Dans la zone de la Forêt Classée de Yaya, le relief est caractérisé par la présence de nombreuses collines dont l'altitude moyenne est de 115 m. Le Mafa est le point culminant avec 200 m. Ce relief resserré entre les bassins supérieurs de l'Agnéby et de la Mé, également très vallonné laisse apparaître de nombreux bas-fonds. On rencontre de vastes plateaux d'une altitude moyenne de 150 m descendant en pente douce vers certaines rivières. Ces plateaux sont creusés sur toute leur étendue par des croupes souvent très accusées. Ceci donne à l'ensemble du relief un aspect moutonné. Le point le plus haut est de 162 m et le plus bas de 18 m dans cette partie de la zone ombrophile (SODEFOR, 2015). Les trois bassins versants de cette zone sont la Comoé, l'Agnéby et la Mé. Le nord est drainé par des petits cours d'eau s'écoulant d'ouest à est, tributaires du fleuve Comoé, ce sont la Yabi, la Besso, l'Edito et son affluent l'Agnanfoutou. La rivière « Agbo » est un affluent de l'Agnéby, un fleuve côtier qui se jette dans la lagune Ebrié. La Doupô est l'affluent de la Mé, un petit fleuve côtier qui se jeter dans la lagune Potou. Tous ces cours d'eau ont un caractère saisonnier marqué, selon le régime hydrologique équatorial de transition (SODEFOR, 2014).

2.2.1.4. Géologie et pédologie

C'est dans cette zone que le substratum géologique est le plus varié. Au niveau du faciès côtier ou littoral, il existe des sols ferrallitiques extrêmement désaturés, à faible capacité de rétention en eau et pauvres en argile. C'est un complexe de différents climax édaphiques dû à la coexistence de lagunes, de mares, de marécages, d'estuaires et à la présence du Golfe de Guinée. Le faciès du sud-est est celui qui exige une grande quantité d'eau disponible pour les espèces végétales, et qui ne peuvent pas se développer sur un sol appauvri en argile. Son substrat, de type schisteux Birrimien, caractérise son déterminisme secondaire après les précipitations qui dépassent 1700 mm l'année. Au niveau du faciès du sud-ouest, le substrat est principalement sous la forme granitique, de temps en temps schisteuse ou de roches vertes (Konaté & Kampmann, 2010).

2.2.2. Zone mésophile

La superficie totale de la zone mésophile est de 89 300 km² (Konaté & Kampmann, 2010). Dans cette zone, l'étude a été effectuée dans trois forêts Classées. Il s'agit de :

- la Forêt Classée d'Agbo 1, située dans le département d'Akoupé dans la région administrative de la Mé. Elle s'étend sur une superficie de 15.575 hectares (SODEFOR, 1998). Ses coordonnées géographiques sont entre 4° 50' et 4° 09' de longitude ouest et entre 6° 24' et 6° 41' de latitude nord (Mapcarta, 2022).
- la Forêt Classée de Téné, située dans le département de Oumé dans la région administrative du Gôh. Elle s'étend sur une superficie de 29.400 hectares. Ses coordonnées géographiques sont entre 5° 40' et 5° 20' de longitude ouest et entre 6° 37' et 6° 27' de latitude nord (SODEFOR, 2021).
- la Forêt Classée du Haut-Sassandra, située dans le département de Daloa dans la région administrative du Haut-Sassandra. Elle s'étend sur une superficie de 102.400 hectares (SODEFOR, 2021). Ses coordonnées géographiques sont entre 6° 58' et 7° 22' de longitude ouest et entre 6° 50' et 7° 22' de latitude nord.

2.2.2.1. Climat, végétation et flore

La zone mésophile est soumise au climat de type subéquatorial. Ses saisons sèches durent en moyenne 4 à 6 mois, la pluviométrie totale annuelle minimale est de 1200 mm et le déficit hydrique annuel ne dépasse pas 600 mm. Cette zone convient aux forêts semi-décidues caractérisées physionomiquement par la chute quasi totale des feuilles de certains grands arbres durant les périodes les plus sèches de l'année. Cependant, la forêt semi-décidue n'occupe pas la totalité du secteur mésophile, une grande partie de son aire est en savane qualifiée de guinéenne. Elles forment une étroite bande plus ou moins discontinue sur le pourtour du massif forestier guinéo-congolais » (Adjanohoun, 1964). Les savanes guinéennes doivent être considérées comme une étape dans une série évoluant actuellement vers la forêt dense humide semi-décidue, mais elles sont maintenues par les feux annuels provoqués par l'homme. Parmi les espèces inféodées aux forêts semi-décidues nous pouvons citer *Cola lorougnonis* Aké Assi de la famille des Sterculiaceae, *Drypetes singroboensis* Aké Assi de la famille des Euphorbiaceae et *Leptactina involucrata* Hook de la famille des Rubiaceae (Konaté & Kampmann, 2010).

2.2.2.2. Faune

La zone mésophile abritait autrefois une grande variété d'espèces animales, y compris de

grands mammifères et d'oiseaux, qui jouaient un rôle important dans la régénération naturelle des espèces d'arbre. Les espèces animales présentes dans la zone mésophile étaient presque identiques à celles de la zone ombrophile. Selon N'Guessan et al. (2022), on estime une perte d'environ 80% des grands mammifères recensés en 1993 dans certains endroits de la zone mésophile. La conversion des habitats naturels en zones cultivées et le braconnage ont entraîné la disparition de la plupart de ces espèces dans la forêt. Parmi ces espèces, on trouvait des éléphants (*Loxodonta africana*), des chimpanzés (*Pan troglodytes*), des singes (*Cercopithecus spp.*) et des oiseaux tels que les calaos (*Bycaniste spp.*, et *Tropicranus albocristatus*). Aujourd'hui, il reste encore quelques oiseaux tels que les calaos et des espèces animales telles que le Guib harnaché (*Tragelaphus scriptus*), l'Aulacode (*Trynomys swinderianus*), l'Athérure (*Atherurus africanus*), le rat géant d'Emin (*Cricetomys emini*), la civette (*Viverra civetta*), la genette (*Genetta pardina*), le daman d'arbre (*Dendrohyrax arboreus*) et les céphalophes (*Cephalophus spp.*). Des oiseaux tels que le calao longibande (*Tockus semifasciatus*), les francolins (*Francolinus spp.*), l'aigle blanchard (*Stephanoaetus coronatus*), le coucal à ventre blanc (*Centropus leucogaster*), la touterelle à collier (*Streptopelia semitorquata*) et des reptiles comme le python (*Python spp.*), la vipère (*Bitis spp.*), existent aussi dans la forêt (SODEFOR, 1998).

2.2.2.3. Relief et hydrographie

Au niveau de la zone de la Forêt Classée d'Agbo 1, le relief est relativement plat ; le point culminant est de 160 mètres et le point le plus bas à une altitude de 92 mètres (N'Guessan, 2018). Les cours d'eau permanents qui parcourent cette région sont : Comoé, Agbo, Mé, Mafou et Mansan (SODEFOR, 1998). Au-delà des principaux cours d'eau permanents, il y a également plusieurs affluents et ruisseaux à régime saisonnier dont les plus importants sont : Alamon et Agbatia (N'Guessan, 2018).

Dans la zone de la Forêt Classée de Téné, le relief devient moins plat. Il apparaît comme un ensemble de bas plateaux granitiques avec de nombreuses chaînes birrimiennes dont l'altitude diminue d'ouest à l'est. Ces chaînes birrimiennes sont composées de buttes ou de collines éparées, disposées dans la direction nord-est, d'altitude comprise entre 260 et 320 m (Yedmel, 2014). Les sommets de ces collines sont généralement cuirassés. Les flancs sont assez raides et des produits de démantèlement de la cuirasse sommitale les couvrent (Rougerie, 1960). Des zones d'épandage de matériaux détritiques, arrachés aux collines birrimiennes constituées

d'argiles très rouges, plus ou moins graveleuses s'étalent au pieds des collines (Bertault, 1986). Les cours d'eau permanents qui drainent cette zone sont le fleuve Bandama et son affluent. Leur régime est du style torrentiel qui se manifeste par d'importantes crues en saison pluvieuse. Des plaines alluviales, régulièrement submergées, constituées de fines alluvions s'étendent le long de ces deux cours d'eau. Une vaste dépression marécageuse s'étend en amont de la rive « Téné ». Les autres vallées débouchent des collines birrimiennes tapissées d'alluvions limono-argileuses (Bertault, 1986).

Au niveau de la zone de la Forêt Classée du Haut-Sassandra, on y trouve une plaine dont l'altitude est de 302 m. Le nord et le sud de cette zone sont moins accidentés ; la partie centrale est parsemée, d'est à l'ouest par de nombreux inselbergs dont le plus élevé atteint une altitude de 449 m (Guillaumet & Adjanohoun, 1971). Le plus bas des inselbergs (188 m) se trouve dans le lit du fleuve Sassandra. Les principaux cours d'eau sont le fleuve Sassandra et ses affluents qui sont le Boa, la Lobo, le Davo, le Bafing et le N'Zo (Kouamé, 1998).

2.2.2.4. Géologie et pédologie

Dans la quasi-totalité de la zone mésophile, le soubassement géologique est granitique (granites éburnéens « baoulés ») avec, à l'ouest dans le massif des Touras, les granites à hypersthène et la distribution de la forêt et de la savane se fait en partie grâce à ce substrat. Seulement l'est de la zone mésophile et quelques bandes plus ou moins larges orientées E.N.E.-O.S.O., à la base des massifs de collines du centre, abritent les roches métamorphiques schisteuses et les roches basiques du complexe volcano-sédimentaire. Les sols ferrallitiques résultant de ces différentes roches sont en majorité modérément désaturés, ils se distinguent aussi par leur horizon humifère légèrement épais mais riche en matière organique, faiblement acide et bien agencés. Tout comme dans la zone ombrophile, le groupe des sols remaniés est le plus répandu, aussi bien sur granites que sur schistes ; les processus d'induration se produisent déjà, particulièrement dans les sols issus de schistes. Cependant sur les sols qui proviennent des granites (région de Daloa-Bouaflé- Sinfra), un faciès de sols remaniés profonds, avec recouvrement, présente des caractères de fertilité supérieurs. Aussi sur les granites intrusifs du sud-est, les sols du groupe typique profonds sont dominants. Les sols ferrugineux tropicaux, remaniés, drainés ou hydromorphes proviennent de colluvions sableuses dérivées de matériaux ferrallitiques au niveau du N'zi. Les formations édaphiques en forêt semi-décidue sont similaires à celles de la forêt sempervirente

(Guillaumet & Adjanohoun, 1971).

2.2.3. Zone soudanaise

La superficie totale de la zone soudanaise est de 128.110 km² (Konaté & Kampmann, 2010).

Dans cette zone, l'étude a été effectuée dans deux forêts Classées. Il s'agit de :

- la Forêt Classée de Foubou, située entre les départements de Korhogo, Dianra et Dikodougou dans les régions administratives du Poro et du Béré. Elle s'étend sur une superficie de 58 747 hectares. Ses coordonnées géographiques sont entre 08° 48' 25" et 06° 11' 08" de longitude ouest et entre 09° 05' 15" et 06° 00' 21" de latitude nord.
- la Forêt Classée de Badenou, située à cheval, au sud-ouest, dans le département de M'bengué, au nord-est du département de Ouangolodougou et au sud de celui de Korhogo, dans la région administrative du Poro. Elle couvre une superficie de 26 980 hectares. Ses coordonnées géographiques sont entre 5° 32' 06" et 5° 49' 67" longitude ouest et entre 9° 41' 63" et 9° 51' 63" latitude nord (Kassé, 2009).

2.2.3.1. Climat, végétation et flore

La zone soudanaise est liée au climat tropical du type subhumide. Le déficit hydrique annuel varie entre 700 et 800 mm et dure jusqu'à 7 mois au niveau d'Odienné et 8 mois dans les parties centrale et orientale. Les précipitations varient entre 1000 et 1600 mm et sont presque supérieures à 1100 mm dans une large zone de l'est. Elles augmentent au fur et à mesure qu'on se rapproche de l'ouest, jusqu'à franchir la barre de 1600 mm. Le degré hygrométrique est compris entre 30 et 80%. Le climat soudanien a une influence beaucoup plus importante au nord. Cette influence s'exprime par un rapprochement des deux maximums pluviométriques et corrélativement la disparition progressive du minimum intermédiaire. La valeur du minimum intermédiaire, toujours importante ne tolère plus, comme dans la zone guinéenne, la mise en place d'une vraie saison sèche. Lorsqu'on se dirige beaucoup plus au nord, le climat devient tropical semi-aride et l'unique saison sèche est comparable à celle du secteur méridional de cette zone soudanaise, mais le déficit hydrique annuel peut dépasser 900 mm. Par ailleurs, l'harmattan, vent froid et sec du nord-est, est responsable de la chute soudaine de l'humidité relative pendant la saison sèche (minimum inférieur à 20 %, et au maximum compris entre 45 % et 75 %) (Guillaumet & Adjanohoun, 1971).

Cette zone de la Côte d'Ivoire abrite les forêts claires et les savanes (savanes boisées, arborées, arbustives et herbeuses) qui y sont rattachées. Elle a pour limite méridionale les savanes guinéennes et les forêts denses semi-décidues. Des îlots forestiers denses caractéristiques de la zone soudanaise ou forêts sèches denses se rencontrent également dans l'ensemble de l'aire de couverture des forêts claires (Aubreville, 1959). Ils se rencontrent généralement sur les plateaux et ne sont jamais très étendus. Il existe aussi des forêts galeries dont les espèces sont assez spécifiques ou presque semblables à celles des îlots forestiers, même si leur importance décroît manifestement vers le nord. Dans des conditions plus favorables, certains îlots forestiers convergent vers les galeries forestières en terme de structure et de composition. Le sous-bois héliophile des forêts claires et la saison sèche de longue durée favorisent les feux de brousse qui finissent par éliminer les plantes ligneuses ou herbacées les moins résistantes. Il existe donc tous les termes de passage entre les forêts claires typiques et les savanes herbeuses édaphiques et anthropiques, à savoir les savanes boisées, arborées et arbustives (Guillaumet & Adjanohoun, 1971 ; Mangenot, 1951 ; Schnell, 1952). Les formations végétales de cette région sont très variées, allant des îlots de forêt dense humide aux zones de savane soudanaise typique, abritant une grande diversité d'espèces comme *Mimusops kummel* Bruce ex A. DC. (Sapotaceae) et *Anogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. & Perr. (Combretaceae). Dans la savane, on peut observer quelques individus de *Burkea africana* Hook., *Daniellia oliveri* (Rolfe) Hutch. & Dalz et *Isoberlinia doka* Craib. & Stapf (Caesalpiniaceae), *Parinari curatellifolia* Planch. ex Benth. (Chrysobalanaceae), *Vitellaria paradoxa* C. F. Gaertn. (Sapotaceae). Dans la savane soudanaise typique, beaucoup plus dans le nord, on peut voir apparaître les principales espèces telles que *Detarium microcarpum* Guill. & Perr. (Caesalpiniaceae), *Entada abyssinica* Steud. ex A. Rich. (Mimosaceae), *Mitragyna inermis* (Willd.) Kuntze (Rubiaceae) (Konaté & Kampmann, 2010).

2.2.3.2. Faune

La faune de la zone soudanaise est l'une des zones les plus sous-étudiées de la Côte d'Ivoire en termes de biodiversité animale. Malgré cela, les savanes du nord sont connues pour abriter certaines des plus grandes et plus majestueuses antilopes d'Afrique, notamment l'hippopotame rouan (*Hippotragus equinus koba*), le bubale major (*Alcelaphus buselaphus major*) et le cobe de Buffon (*Kobus kob*). Il est regrettable que la littérature sur la faune de

cette zone phytogéographique soit si limitée et qu'il y ait eu si peu de publications à ce sujet. L'étude menée par Kassé (2009) sur les singes rouges dans la Forêt Classée de Badenou a été l'une des rares à aborder cette question. Cependant, il est important de souligner que les autres groupes taxinomiques tels que les oiseaux, les poissons, les batraciens, les squamates et les arthropodes présents dans la zone soudanaise font également l'objet de très peu d'études.

2.2.3.3. Relief et hydrographie

Au niveau de la zone de la Forêt Classée de Foubou, le relief est dominé par les plateaux avec un réseau hydrographique caractérisé par un affluent du fleuve Bandama.

Dans la zone de la Forêt Classée de Badenou, le relief est constitué par une succession de plateaux cuirassés, limités par une corniche et des interfluves (relief séparant deux lits fluviaux) à versant rectiligne, à pente faible drainés par des cours d'eau temporaires. La monotonie de ce paysage de pénéplaine est rompue par la vallée large de 75 à 100 mètres du fleuve Bandama au sud, principal cours d'eau qui traverse la région (SODEFOR, 2018). Cette région accidentée, présente des élévations dont la plus haute se trouve à mi-chemin des villages Konbgbè-Taouara à 375 mètres d'altitude. Les autres cours d'eau à régime permanent qui arrosent la Forêt Classée de Badenou sont « Badénou » et « Badeni », principaux affluents de la rive gauche du Bandama qui connaissent un étiage en saison sèche. Le réseau des cours d'eau temporaires est composé des rivières Nigona, Bogro, Lokovo, Kodialani, Nafounloho, Zankového, Kobiloho, Kokouho, Loua, Kodjalogo et Vaka qui tarissent pendant la saison sèche (Kassé, 2009).

2.2.3.4. Géologie et pédologie

La zone soudanaise est en grande partie dominée par les granites qui sont principalement des granites éburnéens vrais ou granites baoulés. Dans le reste de cette zone on trouve des schistes représentés par des bandes presque larges et orientées SO-NNE ou par des massifs plus compacts. L'ossature des collines est constituée de roches basiques. Les collines accidentées issues des roches basiques et les inselbergs granitiques dominent la pénéplaine. Les sols ferrallitiques modérément désaturés sont en grande partie localisés au centre et dans le nord de la Côte d'Ivoire. Les sols remaniés gravillonnaires sont plus réguliers sur l'ensemble du territoire. Les sols ferrugineux tropicaux dérivés de matériau ferrallitique sont de texture souvent sableuse ; ces sols sont extrêmement sensibles à l'érosion et à l'induration. On les trouve essentiellement dans le nord-est de la zone soudanaise. Les sols

bruns eutrophes tropicaux, eux sont assez présents dans les chaînes de collines de la Haute Comoé. Les paysages du nord de la Côte d'ivoire sont définis par les sols indurés et les surfaces cuirassées. Les sols hydromorphes sont localisés sur les alluvions des terrasses des bas-fonds et des fleuves (Guillaumet & Adjanohoun, 1971).

DEUXIEME PARTIE : MATERIEL ET METHODES

Chapitre 3. Matériel

3.1. Matériel biologique

Le matériel biologique comprend l'ensemble des espèces végétales inventoriées dans les huit forêts des trois zones phytogéographiques.

3.2. Matériel technique

Le matériel technique est composé de :

- un GPS (Global Positioning System) pour enregistrer les coordonnées des parcelles de relevé ;
- un décimètre (100 m), pour mesurer les dimensions des parcelles de relevés ;
- fil de sisal, pour délimiter les parcelles de relevés ;
- des fiches de terrain et des blocs-notes pour les prises d'informations ;
- un pied à coulisse forestier et une chevillière de cubage 3 m, pour mesurer les diamètres des espèces d'arbres inventoriés ;
- une perche graduée pour estimer la hauteur des espèces arbres inventoriés ;
- un ruban fluorescent, pour marquer les espèces d'arbre dont le diamètre est mesuré ;
- un sécateur pour prélever les échantillons à identifier ;
- une bande adhésive pour numéroter les échantillons à identifier ;
- des sacs pour conserver les échantillons à identifier ;
- du papier journal, de sangles, de presses pour la préparation, le montage du système de séchage des herbiers ;
- un fichier shapefile des départements de la Côte d'Ivoire pour produire les cartes de vitesse de récupération et de compromis de restauration rapide des attributs de l'écosystèmes dans les forêts secondaires.

3.3. Logiciels et packages

Toutes les analyses ont été effectuées et les figures ont été créées avec R (R Core Team, 2021). Les modèles ont été écrits dans Stan (Carpenter *et al.*, 2017) puis inférés à l'aide de l'algorithme Hamiltonien Monte Carlo (HMC). Les principaux packages utilisés sont : ggplot2 (Wickham, 2011), automap (Hiemstra, 2022), rgdal (Roger *et al.*, 2020), ggspatial (Dunnington & Thorne, 2021), raster (Hijmans, 2015) et proj4 (Urbanek, 2022).

Chapitre 4. Méthodes

4.1. Collecte des données floristique et environnementale

La collecte ou recueil des données est une approche systématique qui permet de récolter et d'analyser des informations provenant de diverses sources, afin d'avoir une vue complète et concise d'un domaine d'intérêt.

4.1.1. Plan d'échantillonnage

L'échantillonnage a pour objectif principal d'avoir une image représentative du tout à partir d'une petite partie. Il consiste donc à récolter sur le milieu physique et la végétation un certain nombre d'informations. Ces informations sont récoltées dans une fraction de surface qui représente presque la totalité d'une surface floristiquement homogène afin d'obtenir des résultats suffisamment représentatifs à l'échelle de la région étudiée (Rim, 2006). La méthodologie utilisée dans le cas d'espèce est l'approche synchronique qui permet de décrire la dynamique de la végétation à des âges et histoires différents (Koffi, 2016). C'est une méthode généralement utilisée dans la zone tropicale (Ghazoul & Sheil, 2010 ; Tchouto, 2004) et de plus en plus en Côte d'Ivoire ces dernières décennies pour le suivi de la dynamique de la forêt (Koffi, 2016 ; N'Guessan, 2018 ; Ndja, 2006). Le principe de cette méthode repose sur le choix des sites de relevés d'âges différents (Adingra, 2017 ; N'Guessan, 2018).

4.1.1.1. Choix des zones phytogéographiques

Cette étude étant réalisée en tenant compte du gradient climatique, il a été décidé de travailler dans toutes les zones phytogéographiques du sud au nord. C'est ainsi que dans la zone ombrophile, d'ouest en est, les Forêts Classées de Niégré sud, d'Irobo et de Yaya ont été choisies. Dans la zone mésophile, d'ouest en est, ont été choisies les Forêts Classées du Haut-Sassandra, de Téné et d'Agbo1. Au niveau de la zone soudanaise, ce sont les Forêts Classées de Foubou au sud et de Badenou au nord qui ont été sélectionnées. Ces choix de forêt ont été faits dans le but de couvrir plus ou moins toute l'étendue de la zone phytogéographique afin de pouvoir prendre en compte toute la variabilité qui pourraient exister au sein d'une même zone phytogéographique.

4.1.1.2. Choix des parcelles

A la suite des investigations dans les forêts, des parcelles de relevés dans des unités de végétation homogènes et qui sont représentatives de la zone ont été installées de façon

aléatoire. Les informations concernant l'histoire des différentes parcelles sont très capitales dans cette étude. Ces informations ont été recueillies par enquête auprès des paysans vivant à proximité des forêts et des agents des eaux et forêts en charge de la gestion et de la protection des forêts. Un total de 8 chronoséquences (Forêt Classée qui contient des parcelles de différents âges) a été mis en place, comprenant 3 dans la zone ombrophile, 3 dans la zone mésophile et 2 dans la zone soudanienne. Dans chaque chronoséquence, 20 parcelles de 100 m x 20 m (2000 m²) correspondant à différents âges des parcelles depuis leur abandon par les agriculteurs locaux ont été installées. Ainsi, dans chaque forêt, le plan d'échantillonnage est réalisé de sorte à ce qu'il ait :

- des parcelles de relevés dans des reliquats de forêts primaires : (total = 4) ;
- au sein des forêts secondaires (F.S), selon un gradient d'âge depuis l'abandon des cultures, des F.S de]< 10 ans] : (total = 4), des FS de [11-20 ans] : (total = 4), des FS de [21- 30 ans] : (total = 4) et des FS de]> 31 ans] : (total = 4).

L'échantillonnage dans la Forêt Classée d'Agbo 1, située dans la zone mésophile, a été maximisé, en utilisant l'inventaire réalisé par N'Guessan, (2018) pendant ses travaux de thèse. Cette démarche vise à calibrer les modèles de biomasse, de diversité et de composition floristique, ainsi qu'à identifier les variables les plus importantes pour faciliter la suite des travaux. Ceci étant, les parcelles de relevés dans la Forêt Classée d'Agbo 1 était composées de :

- reliquats de forêts primaires : total = 7 ;
- des F.S de]< 10 ans] : (total = 26), des F.S de [11-20 ans] : (total = 28), des F.S de [21- 30 ans] : (total = 23) et des F.S de]> 31 ans] : (total = 12).

Au total, 236 parcelles (dont 20 par Forêt Classée, sauf Agbo 1 qui comprend 96 parcelles) ont été installées dans les huit Forêts Classées sur l'ensembles des trois zones phytogéographiques (Tableau I).

4.1.1.3. Inventaire forestier

La méthode de relevé de surface a été utilisée pour recenser les ligneux rencontrés dans les parcelles. Ainsi, le diamètre à hauteur de poitrine (DBH) et la hauteur de toutes les tiges d'au moins 2,5 cm de DBH ont été mesurés d'octobre 2016 à octobre 2020. Le seuil de 2,5 cm de

DBH a été choisi, car les jeunes arbres sont une composante importante des premiers stades de la succession (Swaine & Hall, 1983) et permet également de maximiser la diversité des espèces d'arbres dans le milieu (Aimé *et al.*, 2010).

Tableau I : Nombre de relevés par zone phytogéographique en fonction du type de végétation et de l'âge des forêts secondaires

Zones phytogéographiques	Type de végétations Classes d'âges des F.S	Nombre de parcelles	Superficie (ha)
Ombrophile] < 10 ans]	12	2,4
	[11-20 ans]	12	2,4
	[21-30 ans]	12	2,4
] > 31 ans]	12	2,4
	Forêt primaire	12	2,4
Mésophile] < 10 ans]	34	6,8
	[11-20 ans]	36	7,2
	[21-30 ans]	31	6,2
] > 31 ans]	20	4
	Forêt primaire	15	3
Soudanaise] < 10 ans]	8	1,6
	[11-20 ans]	8	1,6
	[21-30 ans]	8	1,6
] > 31 ans]	8	1,6
	Forêt primaire	8	1,6
Total		236	47,2

F.S= Forêt secondaire, **ha**= hectare.

L'identification des espèces inventoriées a été faite sur le terrain grâce aux concours de botanistes. Les espèces non identifiées ont été prélevées pour la confection d'un herbier et identifiées au Centre National de floristique (CNF) de l'Université Felix Houphouët-Boigny de Côte d'Ivoire. La nomenclature botanique suivie est celle de l'APG IV (2016) mis à jour par l'outil de service de résolution des noms taxonomiques en ligne (Boyle *et al.*, 2013) implémenté dans le package BIOMASS (Réjou-Méchain *et al.*, 2017).

4.1.2. Acquisition des données environnementales

Pour caractériser la variabilité liée à la parcelle à savoir, son histoire, son contexte paysager et sa connectivité, un ensemble de variables locales a été collecté. La collecte des données sur le climat (température, précipitations) et les propriétés physiques des sols (densité apparente, teneur en éléments grossiers, teneur en argile et proportion de particule de sable) ont ensuite permis de caractériser la variabilité des parcelles au niveau national. Aussi, certaines variables dans des bases de données internationales ont été également collectées. Ces variables ont servi de proxys aux variables locales. Les proxys seront utilisés comme des variables explicatives qui vont substituer les variables locales pour la dernière partie du travail, en 4.3.3.2.2 sur la modélisation spatiale. Les proxys sélectionnés sont ceux qui ont une forte corrélation avec les variables locales.

4.1.2.1. Acquisition des variables locales

Les variables locales ont été collectées *in situ*, c'est-à-dire sur le terrain. L'enquête auprès des paysans et des agents des Eaux et Forêts ont permis de connaître l'historique de gestion de la parcelle (type et durée des cultures passées) et le statut de chaque arbre (rémanents ou non), ainsi que l'âge exact des parcelles de forêt secondaire. Le contexte paysager et la connectivité (densité de forêt primaire, proximité forestière ou distance à la forêt primaire la plus proche) et l'hydromorphie du sol ont également été mesurés sur le terrain (Tableau II).

Tableau II : Variables locales utilisées

Variabiles	Descriptions	Unités	Sources
Hydromorphie	Autres types de sol (0) ou hydromorphes (1)	/	Mesure de terrain
Rémanent	Nombre d'arbres vivants de l'ancienne forêt laissés volontairement/ou pas pendant la création des champs	arb/ha	Mesure de terrain
Densité	Présence d'une forêt ancienne dans un rayon de 500 m suivant les 8 points cardinaux	fréq	Mesure de terrain
Proximité	1 / Distance par rapport à la forêt ancienne la plus proche	1/m	Mesure de terrain
Culture	Cultures annuelles (0) ou pérennes (1)	/	Mesure de terrain
Durée	Durée de la culture précédente	an	Mesure de terrain

arb= Arbre, ha= Hectare, fréq= Fréquence, m= Mètre, an= Année.

4.1.2.2. Acquisition des variables (pédoclimatiques) nationales

Les variables nationales ont été acquises *in silico*, c'est-à-dire par le biais des bases de

données climatiques et pédologiques disponibles en ligne. Les variables climatiques ont été extraites de la base de données Worldclim 2 avec une résolution de 10 min (Fick & Hijmans, 2017). La résolution intermédiaire de 10 minutes a été choisie afin de capter les larges gradients climatiques régionaux et non de capter des microclimats particuliers. Les variables pédologiques ont été extraites des bases de données SoilGrids version 2.0 à une profondeur de 0-5 cm (Poggio *et al.*, 2021), une profondeur cruciale pour comprendre l'influence de la couche arable sur les premières étapes de la dynamique de succession (Tableau III).

Tableau III : Variables nationales utilisées

Variables	Descriptions	Unités	Sources
BIO1	Température moyenne pour chaque mois	0,1°C	http://worldclim.org
BIO4	Différence entre la température maximale du mois le plus chaud et la température minimale du mois le plus froid	0,1°C	http://worldclim.org
BIO7	Rapport entre l'écart type des températures moyennes mensuelles et la température moyenne mensuelle	%	http://worldclim.org
BIO12	Précipitation totale pour chaque mois	mm	http://worldclim.org
BIO15	Rapport entre l'écart-type des précipitations mensuelles totales et la moyenne des précipitations mensuelles totales	%	http://worldclim.org
Densité apparente	Masse volumique de la fraction de terre fine	kg/dm ³	http://soilgrids.org
Élément grossier	Fraction volumétrique des fragments grossiers du sol	%	http://soilgrids.org
Argile	Proportion de particules d'argile (> 0,002mm) dans la fraction de terre fine	%	http://soilgrids.org
Sable	Proportion de particules de sable (> 0,05mm) dans la fraction de terre fine	%	http://soilgrids.org

BIO1= Température moyenne annuelle, **BIO4**= Saisonnalité de la température, **BIO7**= Amplitude thermique, **BIO12**= Précipitation annuelle, **BIO15**= Saisonnalité des précipitations, °C= Degré Celsius, mm= Millimètre, kg= Kilogramme, dm³= Décimètre cube.

4.1.2.3. Acquisition des proxys des variables locales

Les proxys des variables locales ont été également acquis *in silico*. Certains proxys ont été extraits de la base de données CIENSIN et sont principalement liées aux activités de l'homme tels que la densité de la population (1 km de résolution), la proximité à la ville (10 m de résolution) et la lisière forestière (30 km de résolution). La fréquence des feux (500 m de résolution) a été extraite de la base de données de la NASA. D'autres proxy liées à la végétation, tels que le taux de couverture des arbres (90 m de résolution) ont été extrait à partir de la base de données Global Forest Watch (GFW) (Tableau IV).

Tableau IV : Proxys des variables locales utilisées

Variabes	Descriptions	Unités	Sources
Couverture d'arbre	Densité de la couverture arborée de la surface terrestre	%	https://www.globalforestwatch.org
Feu	Nombre de détections de feux actifs sur 25ha de 2000 à 2017	feu/ha/an	https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/active_fire
Lisière forestière	Proximité de la lisière de la forêt	m	http://ciesin.org/
Proximité à la ville	Distance de la ville la plus proche	m	http://ciesin.org/
Densité de la population	Nombre d'habitants au kilomètre carré/pixel de 500*500 m	hab/km ²	http://ciesin.org/

ha= Hectare, an= Année, m= Mètre, hab= Habitant, km²= kilomètre carré.

4.2. Technique d'analyse de la dynamique forestière

Deux types d'analyses complémentaires ont été utilisés afin d'être assez logique et concis dans cette étude, et également pour mieux comprendre comment les forêts secondaires se reconstituent. Il s'agit de l'analyse descriptive et de la modélisation spatio-temporelle

La première analyse est descriptive, c'est l'étape préliminaire du traitement des données qui va consister à synthétiser les données acquises pour en tirer des informations utiles. Cette étape va caractériser dans un premier temps les attributs de l'écosystème en déterminant : les paramètres structuraux, la diversité, la composition et la biomasse aérienne. Dans un second temps, les données sont préparées en vue de l'analyse complémentaire.

La deuxième analyse est la modélisation. D'abord, la modélisation temporelle à l'échelle locale décrira les trajectoires de récupération de la diversité et de la composition tout en mettant également en évidence les facteurs qui régissent la variabilité des vitesses de récupération. Ensuite, l'origine de la variabilité qu'on pourrait observer sur les vitesses de récupération de la diversité, la composition et de la biomasse aérienne va être identifiée à l'échelle nationale. Cette étape permet de décrire l'importance des conditions locales et l'influence du gradient climatique nord-sud dans le processus de reconstitution des forêts secondaires afin d'en tenir compte pour les prises de décision et le choix des techniques de restauration plus ou moins actives. Enfin, par l'approche de la modélisation spatiale, des compromis dans le processus de reconstitution entre la biomasse aérienne, la diversité et la composition dans les forêts secondaires vont être trouvés. Cette méthodologie permettra de mettre en lumière les zones où les vitesses de récupération des attributs de l'écosystème évalués sont particulièrement élevées. Cette mise en lumière facilite la détermination des régions qui présentent un fort potentiel de restauration, où le retour de la forêt est assez rapide.

4.2.1. Analyse descriptive de la dynamique forestière

4.2.1.1. Paramètres structuraux de la végétation

L'analyse de la densité, de la structure diamétrique, de la structure verticale permet de mettre en exergue la physionomie de la structure de la végétation dans les différents biotopes de la forêt (N'Guessan, 2018).

4.2.1.1.1. Densité des tiges

La densité est définie comme étant le nombre d'individus par unité de surface (en hectare) à l'échelle d'une parcelle. Elle informe sur l'occupation du sol d'une espèce donnée et est calculée avec la formule mathématique définie dans équation 2 :

$$d = \frac{n}{s} \quad (\text{Equation 2})$$

Avec : d = densité, n = nombre total de tiges recensées et s = la surface d'inventaire en hectare.

4.2.1.1.2. Distribution des tiges par classe de diamètre

La description de la structure diamétrique des espèces d'arbres mesurés dans les forêts secondaires et forêts primaires a été fait en fonction des classes de diamètre. En effet, cinq

classes de diamètre ont été définies : [2.5-15 cm[; [15-30 cm[; [30-45 cm[; [45-60 cm[;]60 cm +[(N'Guessan, 2018). Ces classes de diamètre permettront de traduire la stabilité qui pourraient exister au sein des biotopes des différentes forêts étudiées.

4.2.1.1.3. Structure verticale

La structure verticale permet d'apprécier le niveau de hauteur des strates dans la végétation des forêts secondaires et forêts primaires (Chatelain, 1996). Elle rend compte du recouvrement des espèces dans les biotopes. Strate arbustive inférieure : [< 4 m[, strate arbustive supérieure : [4-8 m[, strate arborée inférieure : [8 à 16 m [, strate arborée supérieure : [16 à 32 m[, et la strate émergente] > 32 m] (Kouamé, 1998).

4.2.1.1.4. Surface terrière

La surface terrière est la surface de la section des troncs de tous les arbres coupés à 1,30 m au-dessus du sol. Elle traduit mieux l'occupation horizontale du sol par les espèces végétales (Adingra, 2017). Sa formule mathématique est donnée par l'équation 3 (CTFT, 1989).

$$G = \frac{D^2 * \pi}{4} \quad (\text{Equation 3})$$

Avec G la surface terrière en $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$, D le diamètre de l'arbre mesuré au cours de l'inventaire en m et π qui vaut 3,1416.

4.2.1.1.5. Hauteur de Lorey

La hauteur de Lorey pondère la contribution des arbres à la hauteur de la forêt par leur surface terrière. La hauteur de Lorey est plus stable qu'une hauteur moyenne non pondérée car elle est moins affectée par la mortalité des plus petits arbres (Curtis & Marshall, 2000). L'équation 4 fournit sa formule mathématique correspondante. :

$$HL = \frac{\sum b.h}{\sum b} \quad (\text{Equation 4})$$

Avec HL la hauteur de Lorey en m, b l'surface terrière de l'arbre mesuré au cours de l'inventaire en $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ et h la hauteur de l'arbre mesuré au cours de l'inventaire en m.

4.2.1.2. Diversité de la flore

Il existe plusieurs méthodes pour évaluer la diversité (richesse spécifique, les diversités de Shannon et de Simpson) d'un milieu, chacune avec ses avantages et ses limites. Cependant, dans le cadre de nos travaux, nous avons préféré utiliser la famille des indices de diversité de Tsallis, appropriée pour l'étude des communautés végétales pour plusieurs raisons. D'abord,

cette Equation permet de calculer à la fois la richesse spécifique, les diversités de Shannon et de Simpson, ce qui nous permet de comparer facilement les résultats obtenus pour chaque indice. De plus, l'interprétation en termes de nombre équivalent d'espèces ou *nombre de Hill* de l'Equation de Tsallis peut faciliter la communication des résultats à un public plus large, en particulier aux parties prenantes impliquées dans la gestion forestière. Dans cette étude la diversité de Shannon et de Simpson seront donc estimées en nombre équivalent d'espèces.

L'équation 5, modulée par un paramètre q appelé "ordre de diversité" permet d'unifier les indices de diversité calculés qui sont les indices les plus utilisés dans la littérature (Shannon, 1948 ; Simpson, 1949 ; Taillie & Patil, 1982). L'ordre de diversité q correspond au poids donné aux espèces rares par rapport aux espèces abondantes. Plus l'ordre de diversité est élevé, plus les espèces rares sont négligées par rapport aux espèces abondantes (Mendes *et al.*, 2008).

Ainsi,

- l'ordre 0 ($q=0$) correspond à la richesse spécifique : chaque espèce contribue de la même façon à la mesure,
- l'ordre 1 ($q=1$) correspond à l'indice de Shannon : la richesse et l'équitabilité sont prises en compte,
- l'ordre 2 ($q=2$ appelé parfois "diversité en espèces abondantes" correspond à l'indice de Simpson : les espèces rares sont presque négligées.

Les indices de Tsallis même s'ils sont mathématiquement corrects et représentatifs des différentes composantes de la diversité, ne donnent pas une mesure intelligible qui permet de comparer des communautés. Ces indices de diversité doivent être d'abord traduits en nombre équivalent d'espèces, ou *nombre de Hill*, qui sont beaucoup plus interprétables. Le nombre équivalent d'espèces est obtenu par transformation des valeurs obtenues selon une exponentielle à base q (Hill, 1973) (équation 6).

Ces indices de diversité ont été calculés à l'aide du package "Entropart" (Marcon *et al.*, 2014) du logiciel statistique R (v.4.0.5) (R Core Team, 2021) qui est un estimateur sans biais.

$${}^qH = \frac{1}{q-1} \left(1 - \sum_{s=1}^S p_s^q \right) \quad (\text{Equation 5})$$

$${}^qD = \left(\sum_{s=1}^S p_s^q \right)^{\frac{1}{1-q}} \quad (\text{Equation 6})$$

Avec H l'entropie, p la distribution des probabilités des espèces dans une Communauté, q l'ordre de diversité et D la diversité en *nombre de Hill*.

4.2.1.3. Ressemblance floristique

4.2.1.3.1. Composition floristique

L'évolution de la composition floristique des forêts secondaires pendant la succession a été évaluée en calculant l'indice de similarité entre les forêts secondaires et les forêts primaires dans toutes les chronoséquences. L'indice basé sur la présence-absence d'espèces utilisé est le coefficient de Sørensen, qui est un coefficient binaire et asymétrique. Il exclut la double absence et donne un poids double à la double présence puisque la présence d'une espèce fournit des informations plus intéressantes que son absence, qui peut provenir de causes multiples (Sørensen, 1948). Concrètement toutes les valeurs des coefficients de similarité entre une forêt secondaire d'un âge donné et les forêts primaires, ainsi que toutes les combinaisons possibles de paires de forêts primaires ont été calculées. Ce dernier nous a informé sur les valeurs de fin de trajectoires.

Le package “Vegan” (Oksanen *et al.*, 2016) du logiciel statistique R (v.4.0.5) (R Core Team, 2021) a été utilisé pour le calcul des indices de similarité.

$$Ks = \frac{2c}{(a + b)} \quad (\text{Equation 7})$$

Où Ks est le coefficient de Sørensen, a le nombre d'espèces d'une liste appartenant à un site A, b le nombre d'espèces d'une liste appartenant à un site B et c le nombre d'espèces communes aux deux sites A et B qu'on souhaite comparer.

Les valeurs de Ks varient de 0 à 1. Plus les deux listes floristiques ont des espèces en commun, plus Ks tend vers 1 et plus les deux listes floristiques sont différentes, plus Ks tend vers 0.

4.2.1.3.2. Espèces indicatrices de forêts primaires

Les espèces indicatrices de forêts primaires de chaque zone phytogéographique dans cette étude sont définies comme étant un groupe d'espèces caractéristiques des forêts primaires. Ce

sont des espèces qui sont censées se trouver uniquement dans les forêts primaires ou dans les vieilles forêts secondaires. Leur présence, leur nombre et leur diversité dans les forêts secondaires informent sur le stade de succession de celle-ci. Pour identifier les espèces indicatrices des forêts primaires, deux groupes ont été constitués dans un premier temps. Le premier est composé uniquement de forêts primaires et le deuxième uniquement de forêts secondaires jeunes de moins de vingt ans. Ensuite, l'indice (statistique $INDVAL$) de chaque espèce a été calculé selon la méthode (Dufrêne & Legendre, 1997). Un seuil très conservateur a été choisi (valeur $P < 0,002$) pour retenir une espèce donnée comme indicateur des forêts primaires. Enfin, il a été calculé le nombre d'occurrences des espèces indicatrices par parcelle échantillonnée.

$$INDVAL_{kj} = A_{kj} B_{kj}, \quad (\text{Equation 8})$$

Où

$$A_{kj} = N_{\text{individus}_{kj}} / N_{\text{individus}_{+k}} \quad (\text{Equation 8.1})$$

Et

$$B_{kj} = N_{\text{sites}_{kj}} / N_{\text{sites}_{k+}} \quad (\text{Equation 8.2})$$

Avec, $INDVAL$ la valeur indicatrice de l'espèce k du groupe j .

Dans la formule de A_{kj} , $N_{\text{individus}_{kj}}$ est l'abondance moyenne de l'espèce j dans les sites du groupe k et $N_{\text{individus}_{+k}}$ est la somme des moyennes des abondances de l'espèce j dans les deux groupes afin de donner le même poids aux groupes (De Cáceres *et al.*, 2012). A_{kj} est une mesure de la **spécificité** ou **valeur prédictive positive** basée sur les valeurs d'abondance.

Dans la formule de B_{kj} , $N_{\text{sites}_{kj}}$ est le nombre de sites dans le groupe k où l'espèce j est présente et $N_{\text{sites}_{k+}}$ est le nombre total de sites dans le groupe. B_{kj} est maximum quand l'espèce j est présente dans tous les sites du groupe et est une mesure de la **fidélité** ou **sensibilité** calculée à partir des données de présence.

La valeur indicatrice d'une espèce j pour une partition est la plus grande valeur de $INDVAL_{kj}$ observée dans les différents groupes k de la partition. Le package "Indicspecies" (De Cáceres & Florian, 2019) du logiciel statistique R (v.4.0.5) (R Core Team, 2021) a été utilisé pour le calcul de l'indice $INDVAL$.

4.2.1.4. Détermination de la biomasse aérienne

La biomasse de tous les arbres pour chaque parcelle a été calculée. Ces valeurs ont été ensuite

additionnées et portées à un hectare. Les équations allométriques génériques qui comprennent les valeurs de DBH, de hauteur et de densité du bois du package “BIOMASS” (Réjou-Méchain *et al.*, 2017) dans R (R Core Team, 2021) ont été utilisées pour ce calcul. Les valeurs de densité du bois, ont été obtenues à partir des noms d'espèces à l'aide de la fonction *getWoodDensity* () du même package. C'est un package conçu pour estimer la biomasse des forêts tropicales à partir des données d'inventaire. Il contribue à améliorer l'estimation de la biomasse aérienne dans les forêts tropicales, vu que les procédures d'évaluation de la biomasse ne sont pas totalement normalisées et les risques de biais restent toujours élevés. L'équation allométrique pantropicale implémentée à ce package est celui de Chave *et al.* (2014) :

$$AGB = 0.0673 \times (\gamma D^2 H)^{0.976} \quad (\text{Equation 9})$$

Avec, AGB la biomasse aérienne ou (AboveGround Biomass) en Kg, γ la densité spécifique du bois en g/cm^3 , D le diamètre de l'arbre mesuré au cours de l'inventaire en cm et H la hauteur de l'arbre mesuré au cours de l'inventaire en cm.

4.2.1.5. Tests statistiques pour l'évaluation de la dynamique forestière

Tous les paramètres évalués dans l'analyse descriptive de la dynamique forestière dans cette étude sont continus. Les différences entre les moyennes des paramètres évalués dans les forêts secondaires et primaires ont été faites grâce à des analyses de variance, soit par un test d'ANOVA, soit par un test de Kruskal-Wallis. Premièrement, le test de Shapiro-Wilk a été utilisé pour vérifier l'hypothèse de normalité en analysant les résidus du modèle. Deuxièmement, au cas où les résidus du modèle ne sont pas distribués de façon normale, c'est-à-dire si les conditions de normalité et d'homogénéité ne sont pas respectées pour les variables testées, on applique le test de Kruskal-Wallis, qui est l'alternative non paramétrique de l'ANOVA, pour comparer les moyennes. Troisièmement, si la probabilité calculée est significative, pour le test de Kruskal-Wallis, c'est le test de Dunn qui est appliqué pour comparer deux à deux les moyennes afin d'apprécier les différences significatives qui pourraient exister entre celles-ci. Sinon c'est le test de Tukey qui est appliqué dans le cas de l'ANOVA. Le seuil de 5% ($P = 0,05$) a été utilisé pour les comparaisons post-hoc.

Tous les calculs dans cette étude ont été faits sans les arbres rémanents, qui sont considérés comme héritage des forêts primaires.

4.2.2. Modélisation de la trajectoire de reconstitution forestière

Le but de la modélisation forestière est de décrire avec précision la dynamique des forêts. Les

acteurs impliqués dans la gestion et la conservation de la forêt ont besoin de prévoir les effets de la mise en œuvre de différentes alternatives de restauration des écosystèmes forestiers. Bien qu'il existe un grand nombre de connaissances scientifiques sur les relations entre la structure et la configuration des forêts et les attributs des écosystèmes, ces informations sont souvent difficiles à interpréter et à appliquer. Le défi majeur consiste à développer et utiliser des modèles qui intègrent les connaissances les plus avancées sur le processus de restauration naturelle des écosystèmes forestiers, tout en présentant les résultats de manière claire et utile.

4.2.2.1. Modélisation temporelle de la trajectoire de reconstitution des forêts secondaires

4.2.2.1.1. Modélisation temporelle à l'échelle locale

Les données utilisées pour modéliser les trajectoires de reconstitution au niveau local sont uniquement celles de la Forêt Classée d'Agbo 1, la forêt où l'échantillonnage a été maximisé. La modélisation des trajectoires des attributs de l'écosystème à petite échelle permet de calibrer les modèles, de tester uniquement les effets des variables locales sur les vitesses de récupération. Elle permet également d'avoir une bonne connaissance des conditions locales qui expliqueraient les variabilités entre les forêts secondaires avant d'envisager une application à l'échelle nationale. Les attributs de l'écosystème évalués ici sont : la richesse spécifique, la diversité de Simpson, la composition et les espèces indicatrices des forêts primaires. La trajectoire de récupération de la biomasse aérienne a été modélisée à l'échelle locale par N'Guessan *et al.* (2019) dans la même Forêt Classée d'Agbo 1.

4.2.2.1.1.1. Conceptualisation du modèle

Un modèle exponentiel a été utilisé pour estimer les taux de récupération instantanée (Héroult & Piponiot, 2018). C'est un modèle simple qui suppose que le taux de récupération absolu est, à tout instant t , proportionnel à la distance entre l'état du système au temps t et la valeur asymptotique (valeur finale).

$$X_{p,t} = (\theta_0^X + (\theta_{+\infty}^X - \theta_0^X) \times (1 - e^{(-\lambda^X \times t_p)}), \sigma_X^2) \quad (\text{Equation 10})$$

Où,

$X_{p,t}$ est la valeur de l'attribut X de l'écosystème (richesse spécifique, diversité de Simpson, composition, espèces indicatrices des forêts primaires) dans une parcelle p d'une forêt secondaire au temps t ,

θ_0^X est le point de départ, c'est-à-dire la valeur de X lorsque le système du processus de

récupération démarre,

$\theta_{+\infty}^X$ est le point d'arrivée, c'est-à-dire la valeur asymptotique de X ,

λ^X est la vitesse de récupération intrinsèque de X ,

σ_X^2 est la variance de la distribution de probabilité lognormale de la forêt secondaire pour la l'attribut X .

4.2.2.1.1.2. Inférence du modèle

L'inférence dans un modèle bayésien est le calcul des probabilités *a posteriori* dans le modèle, étant donné des nouvelles informations observées. C'est une méthode cohérente de calcul de la probabilité d'une hypothèse qui obéit à des règles précises de probabilités conditionnelles, dont dérive le théorème de Bayes (Techno-Science.net, 2022).

4.2.2.1.1.2.1. Probabilité et hypothèse du modèle

Soit X la valeur observée de l'attribut, X est une variable définie sur \mathbb{R}^+ et nous faisons l'hypothèse qu'elle suit une distribution lognormale.

Ainsi, il est obtenu

$$X_{p,t} \sim \log\mathcal{N}(\theta_0^X + (\theta_{+\infty}^X - \theta_0^X) \times (1 - e^{(-\lambda^X \times t_p)}), \sigma_X^2) \quad (\text{Equation 11})$$

Avec θ_0^X , $\theta_{+\infty}^X$ et λ des paramètres, définis sur \mathbb{R}^+ et dont nous faisons l'hypothèse qu'ils suivent une distribution lognormale,

$$\theta_0^X \sim \log\mathcal{N}(\mu_{\theta_0^X}, \sigma_{\theta_0^X}^2) \quad (\text{Equation 11.1})$$

$$\theta_{+\infty}^X \sim \log\mathcal{N}(\mu_{\theta_{+\infty}^X}, \sigma_{\theta_{+\infty}^X}^2) \quad (\text{Equation 11.2})$$

$$\lambda^X \sim \log\mathcal{N}(\mu_{\lambda^X}, \sigma_{\lambda^X}^2) \quad (\text{Equation 11.3})$$

Où,

$\mu_{\theta_0^X}$ est la moyenne des points de départ de l'attribut X dans les parcelles,

$\mu_{\theta_{+\infty}^X}$ est la moyenne des points d'arrivée de l'attribut X dans les parcelles,

μ_{λ^X} est la moyenne de la vitesse de récupération de l'attribut X dans les parcelles,

$\sigma_{\theta_0^X}^2$ est la variance de la distribution de probabilité lognormale de la forêt secondaire sur le point de départ, pour l'attribut X ,

$\sigma_{\theta_{+\infty}^X}^2$ est la variance de la distribution de probabilité lognormale de la forêt secondaire sur le point d'arrivée, pour l'attribut X ,

$\sigma_{\lambda^X}^2$ est la variance de la distribution de probabilité lognormale de la forêt secondaire sur la vitesse de récupération, pour l'attribut X

De plus, nous avons ajouté dans le schéma d'inférence un deuxième modèle de vraisemblance pour les parcelles des forêts primaires (pour lesquelles t n'est pas défini et nous faisons l'hypothèse qu'elles sont à leur valeur asymptotique).

$$X_{p,+\infty} \sim \log\mathcal{N}(\theta_{+\infty}^X, \sigma_{X+\infty}^2) \quad (\text{Equation 12})$$

Où,

$X_{p,+\infty}$ est la valeur de l'attribut X de l'écosystème (richesse spécifique, diversité de Simpson, composition, espèces indicatrices) dans une parcelle p de forêt primaire,

$\sigma_{X+\infty}^2$ est la variance de la distribution de probabilité lognormale de la forêt primaire pour la l'attribut X .

4.2.2.1.1.2.2. Choix des a priori sur les paramètres du modèle

Dans cette étude, il a été choisi des *a priori* non informatifs, c'est-à-dire qu'il n'y a aucune connaissance préalable sur tous les paramètres dont dépend la vraisemblance. Pour être plus explicite, il n'y a aucune information connue d'avance sur les valeurs de départ, asymptotique et de la vitesse de récupération de X .

$$\theta_0^X \sim \Gamma(0.01, 0.01)$$

$$\theta_{+\infty}^X \sim \Gamma(0.01, 0.01)$$

$$\lambda^X \sim \Gamma(0.01, 0.01)$$

$$\sigma_X^2 \sim \mathcal{N}(0, 1)$$

$$\sigma_{X+\infty}^2 \sim \mathcal{N}(0, 1)$$

4.2.2.1.1.3. Effet des variables environnementales locales sur la vitesse de récupération des attributs de l'écosystème

Pour tester l'effet de chaque variable locale sur les vitesses de récupération λ , elles ont été d'abord standardisées, c'est-à-dire qu'elles ont été centrées sur une moyenne de 0 et réduites à une variance de 1. La standardisation est une technique importante qui est principalement effectuée comme une étape de prétraitement, afin de normaliser la gamme de

valeurs de l'ensemble des données d'entrée avant de les utiliser dans les modèles. Elle intervient lorsque les caractéristiques de l'ensemble des données d'entrée présentent de grandes différences entre leurs plages ou sont mesurées dans différentes unités de mesure ou que l'utilisateur veut pouvoir comparer rapidement les distributions *a posteriori* des paramètres entre eux.

Ensuite, afin d'obtenir un modèle aussi parcimonieux que possible et non sur-paramétré, une sélection des variables a été faite étape par étape en utilisant le critère AIC (Akaike, 1973) dans un cadre bayésien. La méthode "Forward stepwise" est une méthode de sélection de variable qui (i) commence par un modèle qui ne contient aucune variable (appelé modèle nul), (ii) puis commence à ajouter les variables les plus significatives les unes après les autres jusqu'à ce que (iii) le modèle résultant ait une valeur AIC plus élevée que le modèle précédent. On garde alors le modèle précédent, dont l'AIC était le plus faible.

Enfin, les variables les plus significatives sélectionnées sont introduites dans le modèle grâce à cette l'équation 13 :

$$\lambda^X = \sum_{i=1}^{i=n} \beta_{Cov_i}^X \times Cov_i \quad (\text{Equation 13})$$

Où,

$\beta_{Cov_i}^X$ est l'effet de la variable i sur la vitesse de récupération de l'attribut X ,

Cov_i (rémanent, densité, proximité, culture, durée) est la valeur standardisée de la variable i .

Les *a priori* sur l'effet des variables sont aussi non informatifs :

$$\beta_{Cov_i}^X \sim \Gamma(0.01, 0.01).$$

Vu que les variables ont été standardisées, donc converties dans une même dimension, leurs effets relatifs sur les vitesses de récupération des attributs de l'écosystème peuvent être comparés et interprétés plus aisément.

4.2.2.1.2. Modélisation temporelle à l'échelle nationale

Suite à la calibration du modèle sur les trajectoires de récupération des attributs de l'écosystème à l'échelle locale, les trajectoires de récupération des attributs à l'échelle nationale sont modélisées. Pour ce faire, toutes les données collectées dans les huit sites (Forêts Classées) sont utilisées. Les attributs choisis sont la diversité de Shannon, la composition et la biomasse aérienne. Les effets relatifs de la variabilité des conditions locale (histoire des parcelles et contexte paysager, arbres rémanents ou pas) et nationale (climat et sol) sur ces

trajectoires seront ensuite estimés afin de mieux comprendre la variabilité observée sur les vitesses de récupération à l'échelle de la Côte d'Ivoire.

4.2.2.1.2.1. Conceptualisation du modèle

Le modèle paramétré pour modéliser les trajectoires de récupération des attributs de l'écosystème à l'échelle nationale a déjà été testé avec succès au niveau local pour prédire les trajectoires de récupération de la biomasse (N'Guessan *et al.*, 2019), de la biodiversité et de la composition (Amani *et al.*, 2021) et des volumes de bois (Doua-Bi *et al.*, 2021). Il a été complexifié en ajoutant de nouveaux paramètres à cause de la grande taille d'échantillonnage et des hyper-lois centrées sur des valeurs différentes, pour tenir compte de l'effet de la zone phytogéographique sur les paramètres.

$$X_{s,t} = (\theta_{0,s}^X + (\theta_{+\infty,s}^X - \theta_{0,s}^X) \times (1 - e^{-k_p^X \times (t/\alpha^X)^2}), \sigma_X^2) \quad (\text{Equation 14})$$

Où,

$X_{s,t}$ est la valeur de de l'attribut X de l'écosystème (biomasse aérienne, diversité ou composition) de la parcelle de la chronoséquence s au temps t ,

$\theta_{0,s}^X$ est le point de départ, c'est-à-dire la valeur de X lorsque le processus de récupération démarre, dans la chronoséquence s ,

$\theta_{+\infty,s}^X$ est le point d'arrivée c'est-à-dire la valeur asymptotique de X , dans la chronoséquence s ,

$k_p^X = e^{(\lambda^X)}$ est la vitesse de récupération intrinsèque de l'attribut X , cette vitesse est transformée de manière exponentielle pour être toujours défini sur \mathbb{R}^+ ,

α est un paramètre lié au point d'inflexion (avant, le taux de récupération augmente avec l'âge et après, il diminue) de l'attribut X ,

σ_X^2 est la variance de la distribution de probabilité lognormale de la forêt secondaire pour l'attribut X .

4.2.2.1.2.2. Inférence du modèle

4.2.2.1.2.2.1. Probabilité et hypothèse du modèle

Soit X la valeur observée de l'attribut, X est une variable définie sur \mathbb{R}^+ et nous faisons l'hypothèse qu'elle suit une distribution lognormale.

Ainsi, il est obtenu :

$$X_{s,t} \sim \text{logN}(\theta_{0,s}^X + (\theta_{+\infty,s}^X - \theta_{0,s}^X) \times 1 - e^{(-k_p^X \times (t/\alpha^X)^2)}, \sigma_X^2) \quad (\text{Equation 15})$$

Avec,

$\theta_{0,s}^X$, $\theta_{+\infty,s}^X$, k_p^X et α^X des paramètres, définis sur \mathbb{R}^+ et dont nous faisons l'hypothèse qu'ils suivent une distribution lognormale,

$$\theta_{0,s}^X \sim \text{logN}(\log \theta_{0,z}^X, \sigma_{\theta_{0,X}}^2) \quad (\text{Equation 15.1})$$

$$\theta_{+\infty,s}^X \sim \text{logN}(\log \theta_{+\infty,z}^X, \sigma_{\theta_{+\infty,X}}^2) \quad (\text{Equation 15.2})$$

$$k_p^X \sim \text{logN}(\mu_{k_p^X}, \sigma_{k_p^X}^2) \quad (\text{Equation 15.3})$$

$$\alpha^X \sim \text{logN}(\mu_{\alpha^X}, \sigma_{\alpha^X}^2) \quad (\text{Equation 15.4})$$

Les points de départ $\theta_{0,s}$ et d'arrivée $\theta_{+\infty,s}$ ont été encapsulés dans deux hyper-lois lognormales centrées sur des valeurs différentes pour chaque zone phytogéographique.

Où,

$\theta_{0,z}^X$ est le point de départ, c'est-à-dire la valeur de X lorsque le système du processus derécupération démarre, dans la zone phytogéographique z ,

$\theta_{+\infty,z}^X$ est le point d'arrivée, c'est-à-dire la valeur asymptotique de X , dans la zone phytogéographique z ,

$\sigma_{\theta_{0,X}}^2$ est la variance de l'hyper-loi sur les points de départ de l'attribut X ,

$\sigma_{\theta_{+\infty,X}}^2$ est la variance de l'hyper-loi sur les points d'arrivée de l'attribut X ,

$\mu_{k_p^X}$ la moyenne de la vitesse de récupération de l'attribut X dans les parcelles de chaque chronoséquence,

μ_{α^X} la moyenne du paramètre liée au point d'inflexion de l'attribut X dans les parcelles de chaque chronoséquence,

$\sigma_{k_p^X}^2$ est la variance de la distribution de probabilité lognormale de la forêt secondaire sur la vitesse de récupération pour l'attribut X ,

$\sigma_{\alpha^X}^2$ est la variance de la distribution de probabilité lognormale de la forêt secondaire sur le paramètre liée au point d'inflexion pour l'attribut X .

De plus, il a été ajouté dans le schéma d'inférence comme à l'échelle locale, un deuxième

modèle de vraisemblance pour les parcelles des forêts primaires (pour lesquelles t n'est pas défini).

$$X_{+\infty,s} \sim \log\mathcal{N}(\theta_{+\infty,s}^X, \sigma_{X_{+\infty,s}}^2) \quad (\text{Equation 16})$$

Où,

$X_{+\infty,s}$ est la valeur de l'attribut X de l'écosystème (biomasse aérienne, diversité ou composition) de la parcelle, de la chronoséquence de la forêt primaire,

$\sigma_{X_{+\infty,s}}^2$ est la variance de la distribution de probabilité lognormale de la forêt primaire pour l'attribut X .

4.2.2.1.2.2.2. Choix des a priori sur les paramètres du modèle

Il a été choisi des *a priori* non informatifs car il n'y a aucune connaissance sur les valeurs de départ, asymptotique, le paramètre lié au point d'inflexion et de la vitesse de récupération de X dans les différentes zones phytogéographiques.

$$\theta_{0,s}^X \sim \Gamma(0.01, 0.01)$$

$$\theta_{+\infty,s}^X \sim \Gamma(0.01, 0.01)$$

$$k_p^X \sim \Gamma(0.01, 0.01)$$

$$\sigma_X^2 \sim \mathcal{N}(0, 1)$$

$$\sigma_{X_{+\infty,s}}^2 \sim \mathcal{N}(0, 1)$$

4.2.2.1.2.3. Effet des variables environnementales locale et nationale sur la vitesse de récupération des attributs de l'écosystème

Pour tester l'effet de chaque variable (locale et nationale) sur les vitesses de récupération k_p^X , elles ont été introduites dans le modèle au niveau de la parcelle p dans chaque chronoséquence grâce à cette l'équation 17:

$$k_p^X = e^{(\lambda^X + \sum_{i=1}^n \beta_{Cov_{i,p}}^X \times Cov_{ip})} \quad (\text{Equation 17})$$

Où,

$\beta_{Cov_{i,p}}^X$ est l'effet de la variable i sur les vitesses de récupération intrinsèques de l'attribut X et Cov_{ip} (Locales : hydromorphie, rémanent, densité, proximité, culture, durée. Nationales : BIO1, BIO4, BIO4, BIO12, BIO15, Densité apparente, Élément grossier, Argile, Sable) est la valeur standardisée de la variable i dans la parcelle p de la chronoséquence. Les effets

peuvent être comparés entre eux car les variables ont été normalisées.

Les *a priori* sur l'effet des variables sont également non informatifs :

$$\beta_{Cov_{i,p}}^X \sim \Gamma(0.01, 0.01).$$

4.2.2.2. Modélisation spatiale de la trajectoire de reconstitution des forêts secondaires

La modélisation spatiale est une technique très importante pour la projection dans le futur (Veldkamp & Verburg, 2004). C'est une approche qui aide à identifier des espaces à enjeux pour la gestion et la conservation de la biodiversité, pour le stockage du carbone atmosphérique ainsi qu'à localiser des conflits socio-spatiaux. La modélisation spatiale permet également une meilleure compréhension des changements d'utilisation et d'occupation des sols *a posteriori* (Houet, 2006 ; Morán-Ordóñez *et al.*, 2011). Son intérêt réside dans sa capacité à révéler les principales structures spatiales et leur dynamique, et de favoriser la compréhension et l'explication de leurs causes et conséquences (Verburg *et al.*, 2004). La prédiction spatiale de la reconstitution de certains services écosystémiques est ainsi de plus en plus réalisée dans le but d'évaluer les effets de l'environnement paysager et du sol sur la reconstitution. La prédiction spatiale des services écosystémiques aide dans la gestion et l'utilisation des terres pour un développement durable. Elle permet aussi de prioriser les zones potentielles (ex. les zones où la reconstitution des services écosystémiques est la plus rapide) dans l'effort de protection. Les attributs qui feront l'objet d'une prédiction spatialement explicite dans cette thèse sont la diversité de Shannon, la composition et la biomasse aérienne. L'effet des variables nationales et des proxys des variables locales a été testé sur la reconstitution des attributs afin d'identifier les moteurs environnementaux qui permettront de mieux comprendre cette reconstitution.

4.2.2.2.1. Conceptualisation du modèle

Avant d'écrire le modèle pour spatiale, l'autocorrélation dans le jeu de donnée a été testé afin d'opter pour la méthode la plus adéquate : Krigeage (lorsqu'il y a autocorrélation spatiale) ou simple prédiction spatiales (lorsque l'autocorrélation spatiale n'est pas très importante) à partir du modèle choisi. L'autocorrélation spatiale permet d'explorer la structure spatiale des données afin de vérifier si celles-ci sont bien autocorrélées grâce à l'analyse variographique. Le semi-variogramme est le principal outil qui permet la réalisation de cette analyse. Elle décrit l'évolution de la semi-variance en tenant compte de la distance entre les mesures et

permet d'évaluer le lien spatial entre les données (Hennequi, 2010). Il est défini par cette l'équation mathématique 27 :

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \text{Var}(Z(s+h) - Z(s)) \forall s \in D \quad (\text{Equation 18})$$

Où,

$\gamma(h)$ est le semi-variogramme,

$Z(\cdot)$ est la variable régionalisée étudiée (dans cette étude, c'est la prédiction de la biomasseaérienne, la diversité de Shannon et la composition),

s est le vecteur des coordonnées géographiques des parcelles,

h est le vecteur distance (dans cette étude, il s'agit de la distance entre les parcelles de la zone phytogéographique),

D est le domaine géographique considéré (dans cette étude, il s'agit d'une prédiction à l'échelle de la Côte d'Ivoire).

4.2.2.2.2. Inférence du modèle

Il a été utilisé le même modèle que celui utilisé dans le cadre de la modélisation à l'échelle nationale (équation 14).

4.2.2.2.2.1. Probabilité et hypothèse du modèle

(équations 15, 15.1, 15.2, 15.3, 15.4).

4.2.2.2.2.2. Choix des a priori sur les paramètres du modèle

Il a été choisi des a priori non-informatifs car il n'y a aucune information connue sur les valeurs que peuvent prendre les paramètres associés au modèle et aucune connaissance de la reconstitution spatiale des attributs dans les forêts secondaires à l'échelle de la Côte d'Ivoire.

$$\theta_{0,s}^x \sim \Gamma(0.01, 0.01)$$

$$\theta_{+\infty,s}^x \sim \Gamma(0.01, 0.01)$$

$$k_p^x \sim \Gamma(0.01, 0.01)$$

$$\sigma_X^2 \sim \mathcal{N}(0, 1)$$

$$\sigma_{X+\infty,s}^2 \sim \mathcal{N}(0, 1)$$

4.2.2.2.3. Effet des variables nationales et des proxys des variables locales sur la vitesse de récupération des attributs de l'écosystème

Pour tester l'effet des variables nationales et des proxys des variables locales sur les vitesses

de récupération, il a été procédé de la même manière qu'au niveau de la modélisation temporelle à l'échelle locale et nationale (équations 13 et 17).

4.2.2.2.4. Production des cartes de restauration des forêts secondaires

4.2.2.2.4.1. Vitesse relative de récupération des attributs de l'écosystème évalués

Dans un premier temps, les valeurs des paramètres après inférence des modèles ont été extraites, et la médiane pour chaque paramètre a été calculée. Suite à cela, une grille de prédiction, basée sur la latitude et la longitude de tous les points contenus dans le fichier shapefile des départements a été construite à l'échelle de la Côte d'Ivoire.

Dans un second temps, cette grille de prédiction a été croisée avec les cartes des variables nationales et des proxys des variables locales. Cela a permis d'extraire les valeurs réelles des variables pour chaque point et pour chaque variable de la grille à l'échelle de la Côte d'Ivoire avant d'être standardisées.

Troisièmement, la valeur médiane de chaque paramètre après inférence du modèle de chaque attribut est multipliée par sa valeur réelle standardisée. Ensuite, les valeurs obtenues des variables (qui ont été sélectionnées au cours de l'AIC pour l'attribut) sont additionnées puis multipliées par la médiane de la vitesse de récupération λ (valeurs obtenues après inférence des modèles) pour chaque attribut. Ces valeurs obtenues sont intégrées à l'équation transformées du modèle (équation 19) de chaque attribut, pour être utilisées dans les calculs de prédiction spatiale et produire finalement les cartes de vitesse de récupération à l'échelle de la Côte d'Ivoire.

$$X = \alpha \times \sqrt{\frac{\log\left(\frac{1}{1-X}\right)}{e^{\lambda + (Cov_{médian} \times Cov_{réel})}}} \quad (\text{Equation 19})$$

X est le pourcentage de récupération de l'attribut (biomasse aérienne, diversité ou composition) pour chaque point de la grille,

α est le temps de récupération maximale de l'attribut pour chaque point de la grille de prédiction,

$Cov_{médian}$ est la valeur médiane de la variable (nationale ou proxys) pour chaque point de la grille de prédiction,

$Cov_{réel}$ est la valeur réelle standardisée de la variable (nationale ou proxys) pour chaque point

de la grille de prédiction.

4.2.2.4.2. Carte de compromis de restauration rapide des forêts secondaires

La même démarche que celle suivie au niveau de la production des cartes de vitesses de récupération a été utilisée. Ainsi, les valeurs obtenues des variables (qui ont été sélectionnées au cours de l'AIC pour l'attribut) sont également additionnées puis multipliées par la médiane de la vitesse de récupération λ (valeurs obtenues après inférence des modèles) pour chaque attribut. Ces valeurs obtenues sont intégrées à l'équation transformée du modèle (Equation 20) de chaque attribut, pour être utilisées dans les calculs de prédiction spatiale et permettre de produire les cartes du potentiel de restauration spatialisées des trois attributs évalués à l'échelle de la Côte d'Ivoire. L'interprétation des cartes du potentiel de restauration repose sur la prise en compte des trois attributs en même temps. Pour cela, il a été utilisé trois couleurs pour représenter les cartes des attributs (rouge pour la biomasse, vert pour la diversité et bleu pour la composition). Elles ont été alors superposés afin de créer un contraste de couleur qui matérialisera les zones à fort potentiel de restauration. Ainsi :

- lorsque la biomasse et la diversité se restaurent plus rapidement dans une zone, le mélange de leur couleur 'Jaune' sera plus observable dans la zone concernée ;
- lorsque la biomasse et la composition se restaurent plus rapidement dans une zone, le mélange de leur couleur 'Magenta' sera plus observable dans la zone concernée ;
- lorsque la diversité et la composition se restaurent plus rapidement dans une zone, le mélange de leur couleur 'Cyan' sera plus observable dans la zone concernée ;
- et lorsque les trois attributs (biomasse, diversité et composition) se restaurent plus ou moins rapidement à la fois dans une même zone, le mélange de leur couleur 'Blanc' ou 'Claire' sera plus observable dans la zone concernée.

$$X = 100 \times (1 - e^{(\lambda + (Cov_{médian} \times \beta_{réel}))}) \times \left(\frac{X}{\alpha}\right)^2 \quad (\text{Equation 20})$$

X est le temps de succession (en année) de l'attribut (biomasse aérienne, diversité ou composition) pour chaque point de la grille,

α est temps de récupération maximale de l'attribut pour chaque point de la grille de prédiction,

Cov_{median} est la valeur médiane de la variable (nationale ou proxys) pour chaque point de la grille de prédiction,

$\beta_{réel}$ est la valeur réelle standardisée de la variable (nationale ou proxys) pour chaque point de la grille de prédiction.

4.2.2.2.5. Performance métrique du modèle

Sur la base de l'erreur de prédiction, le calcul de quatre mesures de la qualité des cartes issues de la modélisation spatiale est illustré. Ce sont l'erreur moyenne (ME), l'erreur absolue moyenne (MAE), le coefficient de détermination (R^2) et la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE).

L'erreur moyenne (ME)

L'erreur moyenne mesure le biais dans les prévisions. Elle est définie comme la moyenne des erreurs de prédiction. Sa formule mathématique est définie en équation 21 :

$$ME = \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)}{n} \quad (\text{Equation 21})$$

L'erreur absolue moyenne (MAE)

L'erreur absolue moyenne est l'une des mesures de l'exactitude des cartes. Elle indique l'ampleur de l'erreur que nous faisons en moyenne. La MAE est définie par la moyenne de la population selon équation 22 :

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |P_i - O_i|}{n} \quad (\text{Equation 22})$$

Le coefficient de détermination (R^2)

Le coefficient de détermination représente l'efficacité du modèle, ou la quantité de variance expliquée. Le R^2 quantifie la fraction de la variation des données qui est expliquée par le modèle de prédiction. Il mesure l'amélioration de la prédiction du modèle par rapport à la moyenne de l'ensemble des données comme prédicteur et est défini par l'équation 23 (Krause *et al.*, 2005).

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O}_i)}{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P}_i)} \quad (\text{Equation 23})$$

La racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE)

La racine carrée de l'erreur quadratique moyenne est le plus souvent utilisée par de nombreux auteurs à la place de l'erreur quadratique moyenne (MSE), qui est calculée en prenant la racine carrée de la MSE. La RMSE peut être une mesure de qualité plus attrayante puisqu'elle a la même unité de mesure que la propriété cartographiée et peut donc être comparée plus facilement. Si la distribution des erreurs au carré est fortement faussée, par exemple lorsque plusieurs erreurs très importantes sont présentes, cela peut surestimer considérablement la RMSE. Dans ce cas, la racine carrée de l'erreur quadratique médiane est une statistique plus robuste pour l'erreur moyenne (Kempen *et al.*, 2012). Sa formule mathématique est définie en équation 24 :

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{n}} \quad (\text{Equation 24})$$

Où,

O_i est la valeur mesurée (observée) de l'attribut sur le terrain,

P_i est la valeur prédite de l'attribut,

n est le nombre total d'observation,

i est l'observation,

\tilde{O} est la moyenne des observation (FAO, 2018 ; Owusu *et al.*, 2020).

TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION

Chapitre 5. Résultats

5.1. Caractéristiques de la végétation des successions post-culturelles

5.1.2. Richesse de la flore

Les huit Forêts Classées des trois zones phytogéographiques, abritent une flore de 646 espèces, réparties dans 340 genres appartenant à 75 familles différentes. Les familles les plus importantes sont au nombre de 19. Celles qui ont au moins 20 espèces sont, les Fabaceae, les Rubiaceae, les Malvaceae, les Moraceae, les Annonaceae, les Meliaceae, les Apocynaceae, les Phyllanthaceae, les Combretaceae et les Euphorbiaceae (Tableau V). Au niveau du genre, ceux qui ont au moins 10 espèces sont les genres *Ficus*, *Diospyros*, *Cola*, *Combretum*, *Trichilia* et *Salacia* (Tableau VI). La flore des forêts primaires comporte les plus grands nombres de familles (68), de genres (281) et d'espèces (363), suivies des biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans]. Les biotopes [11-20 ans] et]< 10 ans] renferment les valeurs les plus faibles en termes de familles, de genres et d'espèces. Les familles des Sapotaceae et des Olacaceae ne sont pas présentes en grand nombre dans la flore du biotope]< 10 ans] alors qu'elles le sont dans les autres biotopes. Quant aux familles des Anacardiaceae, des Annonaceae, Apocynaceae, des Bignoniaceae, des Combretaceae, des Euphorbiaceae, des Fabaceae, des Malvaceae, des Meliaceae, des Moraceae, des Phyllanthaceae, des Rubiaceae, des Rutaceae et des Sapindaceae, elles sont présentes dans tous les biotopes, c'est-à-dire à tous les âges de la succession. Les familles des Lamiaceae et des Lecythidaceae sont beaucoup plus présents dans les biotopes [11-20 ans]]> 31 ans].

Dans la zone ombrophile, le nombre de familles varie d'une forêt à une autre. Au total 47 familles avec 114 genres et 169 espèces ont été recensées dans la Forêt Classée d'Irobo, c'est la forêt qui présente le moins de familles, de genres et d'espèces. Au niveau de la Forêt de Niégré, 53 familles avec 135 genres et 194 espèces ont été recensés. La Forêt Classée de Yaya renferme le plus grand nombre de familles recensées dans cette zone, 56 familles au total avec 160 genres et 244 espèces. Les familles les plus importantes et communes aux trois forêts classées de cette zone ombrophile sont les Fabaceae, les Malvaceae et les Rubiaceae. Les famille des Annonaceae, des Euphorbiaceae et des Sapotaceae sont plus importantes dans la Forêt Classée de Yaya, alors celles des Apocynaceae, des Meliaceae et des Moraceae le sont plus dans la Forêt Classée de Niégré (Figure 2).

Tableau V : Familles botaniques les plus représentées dans la flore de l'ensemble des zones phytogéographiques étudiées

Familles	Genres		Espèces	
	Effectifs	Proportions (%)	Effectifs	Proportions (%)
Fabaceae	52	15,29	84	13
Rubiaceae	28	8,23	46	7,12
Malvaceae	19	5,58	40	6,19
Moraceae	7	2,05	31	4,79
Annonaceae	16	4,70	29	4,48
Meliaceae	9	2,64	27	4,17
Apocynaceae	17	5	25	3,86
Phyllanthaceae	13	3,82	24	3,71
Combretaceae	5	1,47	23	3,56
Euphorbiaceae	16	4,70	23	3,56
Sapotaceae	11	3,23	19	2,94
Rutaceae	8	2,35	17	2,63
Ebenaceae	1	0,29	16	2,47
Anacardiaceae	6	1,76	15	2,32
Sapindaceae	10	2,94	15	2,32
Celastraceae	6	1,76	14	2,16
Lamiaceae	4	1,17	11	1,70
Ochnaceae	5	1,47	10	1,54
Olacaceae	7	2,05	9	1,39
Autres	100	29,41	168	26

Tableau VI : Genres les plus représentés dans la flore de l'ensemble des zones phytogéographiques étudiées

Genres	Nombre d'espèces	Proportions (%)
<i>Ficus</i>	23	6,30
<i>Diospyros</i>	16	4,38
<i>Cola</i>	13	3,56
<i>Combretum</i>	11	3,01
<i>Trichilia</i>	11	3,01
<i>Salacia</i>	10	2,74
<i>Terminalia</i>	9	2,74
<i>Zanthoxylum</i>	8	2,19
<i>Landolphia</i>	7	1,92
<i>Strychnos</i>	7	1,92
<i>Vitex</i>	7	1,92
<i>Acacia</i>	6	1,64
<i>Anthonotha</i>	6	1,64
<i>Oxyanthus</i>	6	1,64
<i>Rinorea</i>	6	1,64
<i>Trichoscypha</i>	6	1,64
<i>Xylophia</i>	6	1,64
<i>Anthocleista</i>	5	1,37
<i>Bridelia</i>	5	1,37
<i>Celtis</i>	5	1,37
<i>Chrysophyllum</i>	5	1,37
<i>Cordia</i>	5	1,37
<i>Drypetes</i>	5	1,37
<i>Lannea</i>	5	1,37
<i>Macaranga</i>	5	1,37
Autres	281	46,94

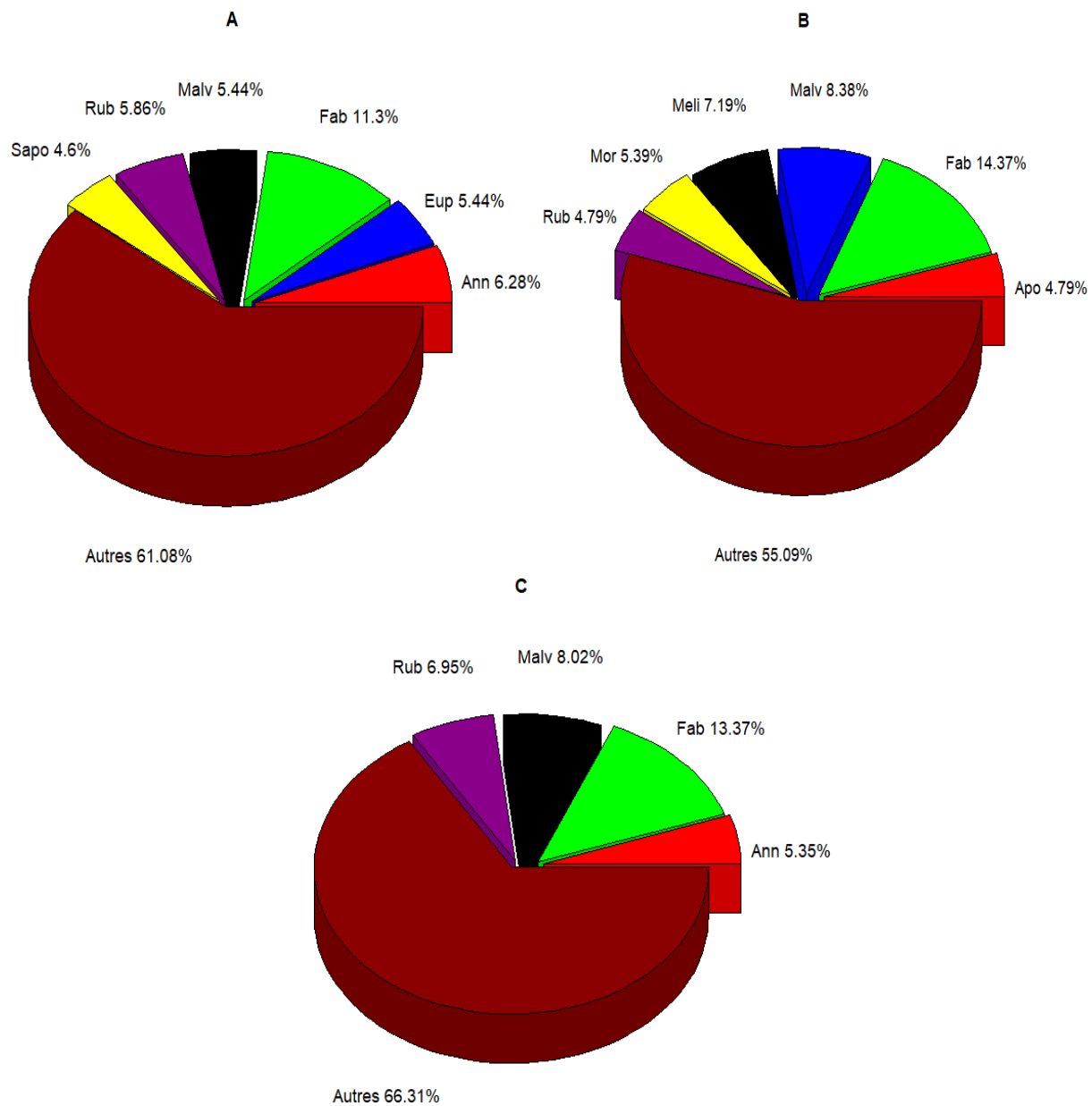


Figure 2 : Familles les plus représentées dans la flore de la zone ombrophile

Légende : **A :** Principales familles de la Forêt Classée de Yaya, **B :** Principales familles de Forêt Classée d'Irobo, **C :** Principales familles de la Forêt Classée de Niégré.
 Ann = Annonaceae, Apo = Apocynaceae, Eup = Euphorbiaceae, Fab = Fabaceae, Malv = Malvaceae, Meli = Meliaceae, Mor = Moraceae, Rub = Rubiaceae, Sapo = Sapotaceae.

La flore dans les forêts primaires et dans les différents biotopes des forêts secondaires varie d'une forêt à une autre à l'échelle de la zone ombrophile. Les forêts primaires comportent toujours le plus grand nombre de familles, de genres et d'espèces. Cependant, la Forêt Classée de Yaya regorge plus de familles, de genres et d'espèces dans les biotopes que les Forêts Classées d'Irobo et de Niégré. Dans la Forêt Classée de Yaya, la flore des forêts primaires comporte plus de familles (48), de genres (109) et d'espèces (125). Ensuite vient le biotope [21-30 ans] qui compte 41 familles pour 95 genres et 103 espèces. Le biotope]< 10 ans] a le relevé qui comporte les plus faibles nombres en terme de familles (11), de genres (15) et d'espèces (15) (Tableau VII). Les tendances sont les mêmes au niveau de la Forêt Classée d'Irobo ou les forêts primaires refferment le grand nombre d'espèces (88) réparties dans 71 genres au sein de 37 familles, suivie du biotope [21-30 ans] qui compte 35 familles pour 63 genres et 69 espèces. Le biotope]< 10 ans] présente les plus faibles nombres de familles (12), de genres (20) et d'espèces (23) (Tableau VII). Le même constat est fait aussi dans la Forêt Classée de Niégré, où après les forêts primaires qui comptent le plus de familles (46), de genres (98) et d'espèces (107), ce sont les biotopes [21-30 ans] qui comptent 97 espèces répartie dans 87 genres au sein de 38 familles et]> 31 ans] dans lequel on a inventorié 30 familles pour 72 genres et 86 espèces. Les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans] sont les biotopes dans lesquels on dénombre les faibles nombres de familles, de genres et d'espèces (Tableau VII).

Au sein de la zone mésophile, le nombre de familles diffère également quand on passe d'une forêt à une autre. La Forêt Classée dans cette zone phytogéographique qui compte le moins de familles (35), de genres (106) et d'espèces (141) est celle de Téné. Concernant la Forêt Classée du Haut-Sassandra, 47 familles pour 152 genres et 231 espèces ont été recensés. La Forêt Classée d'Agbo 1 est celle qui comprend le plus grand nombre de familles (58), de genres (207) et d'espèces (316) recensés. Les familles les plus importantes et communes aux trois forêts de cette zone mésophile sont les Fabaceae, les Malvaceae et les Moraceae. La famille des Rubiaceae est plus abondante dans les forêts d'Agbo 1 et du Haut-Sassandra. Celle des Meliaceae le sont plus dans les forêts d'Agbo 1 et de Téné. Les familles des Sapindaceae et des Annonaceae sont respectivement plus abondantes dans les Forêts de Téné et du Haut-Sassandra (Figure 3). Les différents biotopes se distinguent les uns des autres de par leur nombre de familles, de genres et d'abondance en espèces dans toute la zone

mésophile.

Les biotopes de la Forêt Classée d'Agbo 1 contiennent plus de familles, de genres et d'espèces par rapport à ceux du Haut-Sassandra et de Téné. Contrairement à la zone ombrophile et de manière générale, le biotope des forêts primaires comporte sensiblement moins de familles, de genres et d'espèces que les biotopes des forêts secondaires âgées dans la zone mésophile

Tableau VII : Traits principaux de la flore des biotopes inventoriés en zone ombrophile

Forêts	Biotopes	Familles		Genres		Espèces	
		Effectifs	Proportions (%)	Effectifs	Proportions (%)	Effectifs	Proportions (%)
Yaya] < 10 ans]	11	6,36	15	3,94	15	3,42
	[11-20 ans]	33	19,8	73	19,16	89	20,32
	[21-30 ans]	41	23,70	95	24,93	106	24,20
] > 31 ans]	40	23,12	89	23,36	103	23,52
	Forêt primaire	48	27,02	109	28,61	125	28,54
Irobo] < 10 ans]	12	9,38	20	8,13	23	8,01
	[11-20 ans]	24	18,75	46	17,70	53	18,47
	[21-30 ans]	35	27,34	63	25,61	69	24,04
] > 31 ans]	20	15,62	46	18,70	54	18,82
	Forêt primaire	37	28,91	71	28,86	88	30,66
Niégré] < 10 ans]	23	14,37	44	12,86	45	11,40
	[11-20 ans]	23	14,37	44	12,86	45	11,40
	[21-30 ans]	38	23,75	87	24,86	97	25,30
] > 31 ans]	30	18,75	72	20,57	86	22,28
	Forêt primaire	46	28,76	98	28,85	107	29,62

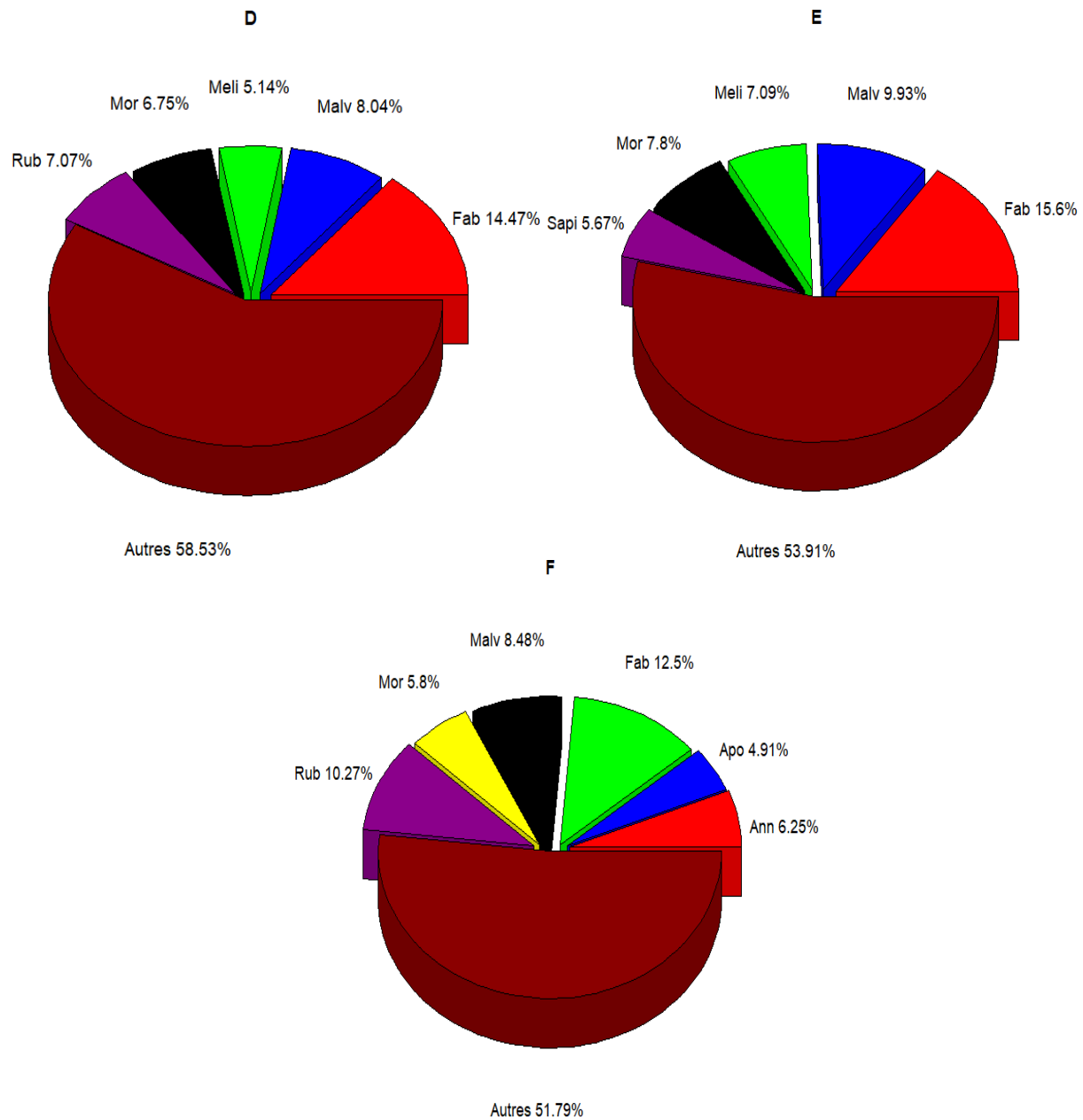


Figure 3 : Familles les plus représentées dans la flore de la zone mésophile

Légende : **D :** Principales familles de la Forêt Classée d'Agbo 1, **E :** Principales familles de la Forêt Classée de Téné, **F :** Principales familles de la Forêt Classée du Haut-Sassandra.
 Ann = Annonaceae, Apo = Apocynaceae, Fab = Fabaceae, Malv = Malvaceae, Meli = Meliaceae, Mor = Moraceae, Rub = Rubiaceae, Sapi = Sapindaceae.

Les résultats montrent que dans la Forêt Classée d'Agbo 1, c'est le biotope [21-30 ans] qui compte le plus grand nombre de familles (49), de genres (152) et d'espèces (187). Ensuite, arrive celui des forêts primaires avec 179 espèces inventoriées réparties dans 148 genres au sein de 47 familles. Le biotope qui contient le moins de familles (40), de genres (103) et d'espèces (126) est]< 10 ans] (Tableau VIII). Concernant la forêt Classée de Téné, les résultats montrent que le biotope]> 31 ans] contient plus de familles (29), de genres (72) et d'espèces (84) inventoriés. Le biotope des forêts primaires compte cependant 24 familles, 59 genres et 68 espèces. Le biotope]< 10 ans] contient moins de familles (16), de genres (34) et d'espèces (42) (Tableau VIII). Au niveau de la Forêt Classée du Haut-Sassandra, c'est le biotope des forêts primaires qui présente le plus de familles (35) avec le biotope]> 31 ans], et comporte largement le plus de genres (112) et d'espèces (136). Ensuite, vient le biotope]> 31 ans] dans lequel on dénombre 90 genres pour 107 espèces. Le nombre de familles, de genres et d'espèces diminuent au fur et à mesure que l'âge de la forêt secondaire diminue. Le biotope le moins riche en familles (26), en genres (59) et en espèces (70) est le biotope]< 10 ans] (Tableau VIII).

Au niveau de la zone soudanaise, le nombre de familles, de genres et d'espèces ne sont pas les mêmes dans les forêts classées investiguées. La forêt Classée qui compte le moins de familles (24), de genres (61) et d'espèces (81) est celle de Badenou et celle qui a le plus de familles (27), de genres (62) et d'espèces (83) est la forêt classée de Foubou. Les familles les plus importantes et présentes à la fois dans les deux forêts Classées sont les familles des Fabaceae, des Moraceae et des Combretaceae. La famille des Malvaceae est plus abondante dans la Forêt Classée de Badenou, alors que la famille des Phyllanthaceae l'est plus dans la Forêt Classée de Foubou (Figure 4). Les biotopes sont différents en termes de nombres de familles, de genres et d'espèces dans cette zone soudanaise comme il a été observé dans les zones phytogéographiques ombrophile et Mésophile. Les biotopes des deux Forêts Classées présentent des nombres presque similaires de familles, de genres et d'espèces. Globalement, le biotope des forêts primaires a légèrement plus de familles, et parfois plus de genres et d'espèces que les autres biotopes des forêts secondaires (Tableau IX). Par contre, bien que le nombre de familles dans le biotope des forêts primaires soit plus élevé que dans les biotopes des forêts secondaires, il a été remarqué que le biotope des forêts primaires est dominé par un petit nombre de familles par rapport aux biotopes des forêts secondaires.

Tableau VIII : Traits principaux de la flore des biotopes inventoriés en zone Mésophile

Forêts	Biotopes	Familles		Genres		Espèces	
		Effectifs	Proportions (%)	Effectifs	Proportions (%)	Effectifs	Proportions (%)
] < 10 ans]	40	17,94	103	15,19	126	15,25
	[11-20 ans]	46	20,63	142	20,94	173	20,94
Agbo	[21-30 ans]	49	21,97	152	22,42	187	22,64
] > 31 ans]	41	18,39	133	19,62	161	19,49
I	Forêt primaire	47	21,07	148	21,83	179	21,68
] < 10 ans]	16	15,09	34	13,65	42	13,86
	[11-20 ans]	18	16,98	39	15,66	49	16,17
	[21-30ans]	19	17,92	45	18,07	60	19,80
Tené] > 31 ans]	29	27,36	72	28,92	84	27,72
	Forêt primaire	24	22,65	59	23,70	68	22,45
] < 10 ans]	26	14,46	59	13,92	70	13,75
	[11-20 ans]	30	18,99	79	18,63	93	18,27
Haut-	[21-30 ans]	32	20,25	84	19,81	103	20,24
] > 31 ans]	35	23,15	90	21,23	107	21,02
Sass- andra	Forêt primaire	35	23,15	112	26,41	136	26,72

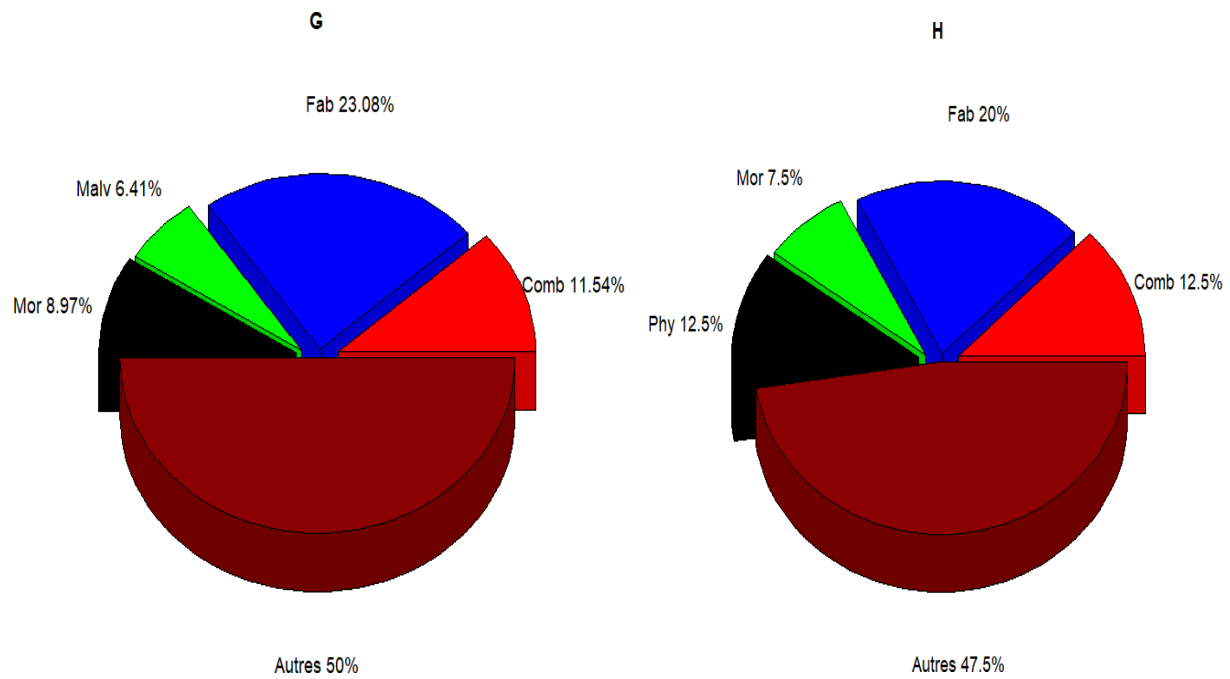


Figure 4 : Familles les plus représentées dans la flore de la zone Soudanaise

Légende : **G** : Principales familles de la Forêt Classée de Badenou, **H** : Principales familles de la Forêt Classée de Foumbou.

Comb = Combretaceae, Fab = Fabaceae, Malv = Malvaceae, Mor = Moraceae, Phy = Phyllanthaceae.

Tableau IX : Traits principaux de la flore des biotopes inventoriés en zone Soudanaise

Forêts	Biotopes	Familles		Genres		Espèces	
		Effectifs	Proportions (%)	Effectifs	Proportions (%)	Effectifs	Proportions (%)
Bade-nou	< 10 ans]	17	17	33	15,94	36	16,36
	[11-20 ans]	20	20	39	18,84	40	18,18
	[21-30 ans]	21	21	38	18,36	40	18,18
	> 31 ans]	20	20	50	24,15	52	23,64
	Forêt ancienne	22	22	47	22,71	51	23,18
Fou- mbou	< 10 ans]	19	19,19	34	17,26	40	19,23
	[11-20 ans]	14	14,14	28	14,21	28	13,46
	[21-30ans]	21	21,21	42	21,32	49	23,56
	> 31 ans]	22	22,22	44	22,34	41	19,71
	Forêt ancienne	23	23,23	49	24,87	50	24,04

5.1.2. Diversité dans les biotopes des forêts classées

5.1.2.1. Diversité de Shannon

Au niveau de la zone ombrophile, la diversité de Shannon varie en moyenne de 12 équivalents d'espèces pour le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires, donc le moins diversifié à 49 équivalent d'espèces pour le biotope des forêts primaires qui est le plus diversifié sur l'ensemble de la zone. Les résultats obtenus dans la Forêt Classée de Yaya vont dans le même sens de la tendance générale, avec la plus faible valeur moyenne (2 équivalents d'espèces) obtenue dans le]< 10 ans] des forêts secondaires et la plus grande valeur moyenne a été obtenue dans le biotope des forêts primaires (36 équivalents d'espèces). Le test ANOVA n'est pas significatif ($P = 0.09$), mais permet d'apprécier différences significatives entre les différents biotopes, et surtout une différence hautement significative entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires (Figure 5). Pour ce qui est de la Forêt Classée d'Irobo, le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires a aussi la plus petite valeur moyenne (6 équivalents d'espèces) de diversité de Shannon et la plus grande valeur moyenne

(66 équivalents d'espèces) est également obtenue dans les forêts primaires. Le test ANOVA est hautement significatif ($P < 0.0001$) et montre des différences significatives entre les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans] forêts secondaires, et entre les biotopes]< 10 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires et hautement significatives entre tous les autres biotopes (Figure 5). Dans la Forêt Classée de Niégré, la valeur moyenne (10 équivalents d'espèces) de diversité Shannon la plus faible est obtenue dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et la valeur moyenne (32 équivalent d'espèces) la plus élevée est obtenue dans les forêts primaires. Le test ANOVA n'est pas significatif ($P = 0.26$) et montre aussi qu'il n'existe pas de différences significatives entre les biotopes, sauf entre celui de]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires (Figure 5).

Dans la zone mésophile, la diversité de Shannon est de 13 équivalents d'espèces en moyenne dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires qui est le biotope le moins diversifié et les forêts primaires ont la plus grande valeur moyenne de diversité de Shannon qui est de 40 équivalents d'espèces à l'échelle de toute cette zone. Au niveau de la Forêt Classée d'Agbo 1, le biotope le moins diversifié est le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires avec 14 espèces en moyenne tandis les forêts primaires restent les plus diversifiées et compte en moyenne 55 équivalents d'espèces. Le test de Kruskal-Wallis effectué est très significatif ($P < 0.0001$) et a montré qu'il ya des différences significatives, très et hautement significatives entre la plupart des biotopes (Figure 6). Au niveau de la Forêt Classée de Téné, le biotope le moins diversifié avec 10 équivalents d'espèces en moyenne est également le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires. Le biotope le plus diversité est le biotope]> 31 ans] des forêts secondaires qui compte 23 équivalents d'espèces en moyenne et les forêts primaires renferment en moyenne 11 équivalents d'espèces. Le test de Kruskal-Wallis effectué n'est pas significatif ($P = 0.14$) et a montré qu'il n'existe pas non plus de différences significatives entre les biotopes. Le biotope le moins diversifié dans la Forêt Classée du Haut-Sassandra est le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires qui renferme 13 équivalents d'espèces en moyenne alors que les forêts primaires sont les plus diversifiées avec 44 équivalents d'espèces en moyenne. Le test statistique de Kruskal-Wallis est significatif ($P = 0.012$) et a montré qu'il existe seulement des différences statistiquement significatives entre les biotopes]< 10 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires et entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires.

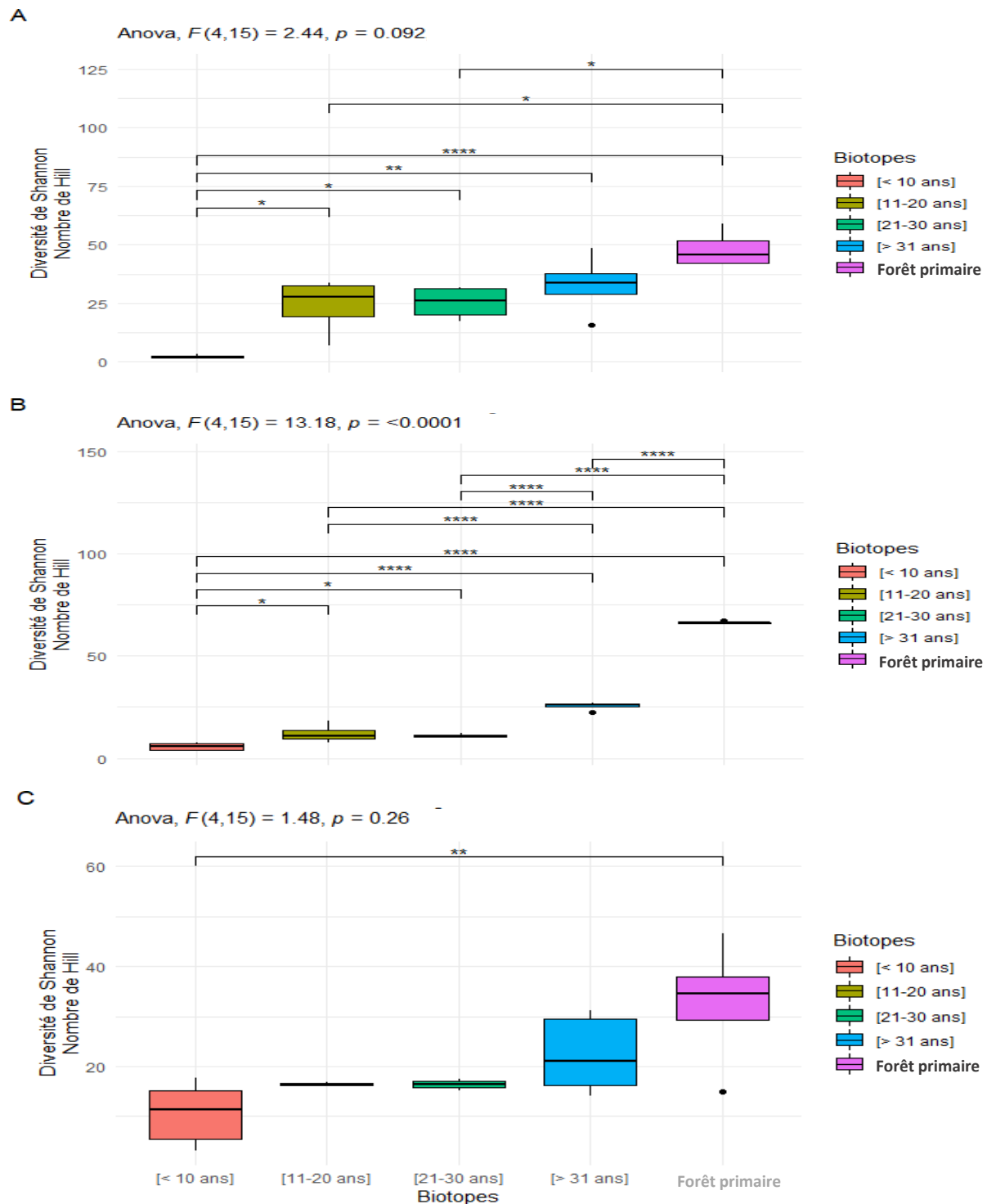


Figure 5 : Boîte à moustaches de comparaison de la diversité de Shannon dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile

Légende : **A** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Shannon dans la Forêt Classée de Yaya, **B** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Shannon dans la Forêt Classée d'Irobo, **C** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Shannon dans la Forêt Classée de Niégré. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***)

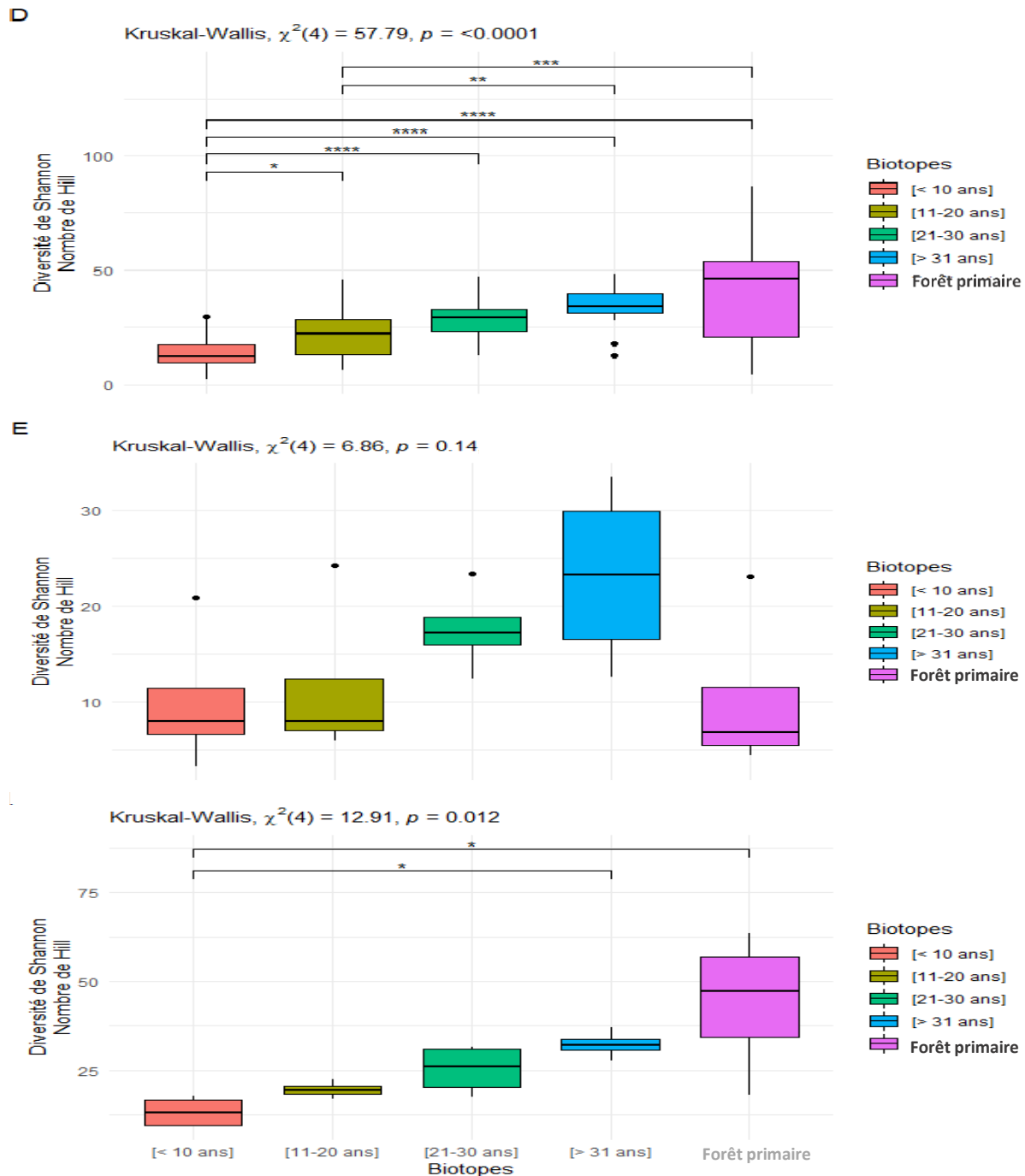


Figure 6 : Boîte à moustaches de comparaison de la diversité de Shannon dans les biotopes inventoriés en zone mésophile

Légende : **D** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Shannon dans la Forêt Classée d'Agbo 1, **E** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Shannon dans la Forêt Classée de Tené, **F** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Shannon dans la Forêt Classée du Haut-Sassandra. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (***) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (****).

Pour ce qui est de la zone soudanaise, la diversité de Shannon est de 10 équivalents d'espèces en moyenne dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires qui est le moins diversifié. Par contre le biotope le plus diversifié sur l'ensemble de toute la zone n'est pas celui des forêts primaires qui renferme 16 équivalents d'espèces en moyenne, mais plutôt les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires qui comptent 17 espèces en moyenne chacun. Ainsi, dans la Forêt Classée de Badenou, le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires est le moins diversifié avec 8 équivalents d'espèces en moyenne et le biotope le plus diversifié est le biotope]> 31 ans] des forêts secondaires qui renferme 19 équivalents d'espèces. Les forêts primaires comptent en leur sein 13 équivalents d'espèces en moyenne. Le test ANOVA n'est pas significatif ($P = 0.059$) et a montré qu'il n'y a point de différences significatives entre tous les biotopes (Figure 7). Au niveau de la Forêt Classée de Foubou, 11 équivalents d'espèces en moyenne ont été obtenues dans le biotope le moins diversifié qui est le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires, alors que les forêts primaires qui sont les plus diversifiées comptent en moyenne 19 équivalents d'espèces. Le test ANOVA effectué n'est pas significatif ($P = 0.11$) et a mis en évidence qu'il n'y pas de différences significatives entre les biotopes (Figure 7).

5.1.2.2. Diversité de Simpson

Dans la zone ombrophile, la diversité de Simpson est en moyenne de 7 et 8 équivalents d'espèces dans les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans] respectivement des forêts secondaires et 26 équivalents d'espèces en moyenne pour le biotope des forêts primaires qui compte le plus d'espèces abondantes. Les résultats obtenus dans la Forêt Classée de Yaya montrent que le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires avec seulement 2 équivalents d'espèces en abondance en moyenne est le biotope le moins fourni, alors que les forêts primaires renferment plus d'espèces abondantes, avec en moyenne 24 équivalents d'espèces. Le test ANOVA significatif ($P = 0.002$) montre qu'il existe seulement des différences significatives entre les biotopes]< 10 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires et très significatives entre celui de]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires (Figure 8). Concernant la Forêt Classée d'Irobo, les biotopes]< 10 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires ont en moyenne les plus petits nombres d'espèces abondantes 4 et 3 équivalents d'espèces respectivement. Les forêts primaires ont les plus riches en espèces abondantes avec en moyenne 37 équivalents d'espèces. Le test ANOVA est très significatif ($P < 0.0001$) et montre des différences

hautement significatives quasiment entre tous les biotopes (Figure 8). Pour ce qui est de la Forêt Classée de Niégré, le biotope qui enregistre le plus petit nombre (5 équivalents d'espèces en moyenne) d'espèces abondantes est également le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires, alors les forêts primaires contiennent le plus grand nombre d'espèces abondantes (16 équivalents d'espèces en moyenne). Le test ANOVA significatif ($P = 0.02$), montre qu'il n'existe pas de différences statiquement significatives entre tous les biotopes, sauf entre le biotope]< 10 ans] et celui des forêts primaires (Figure 8).

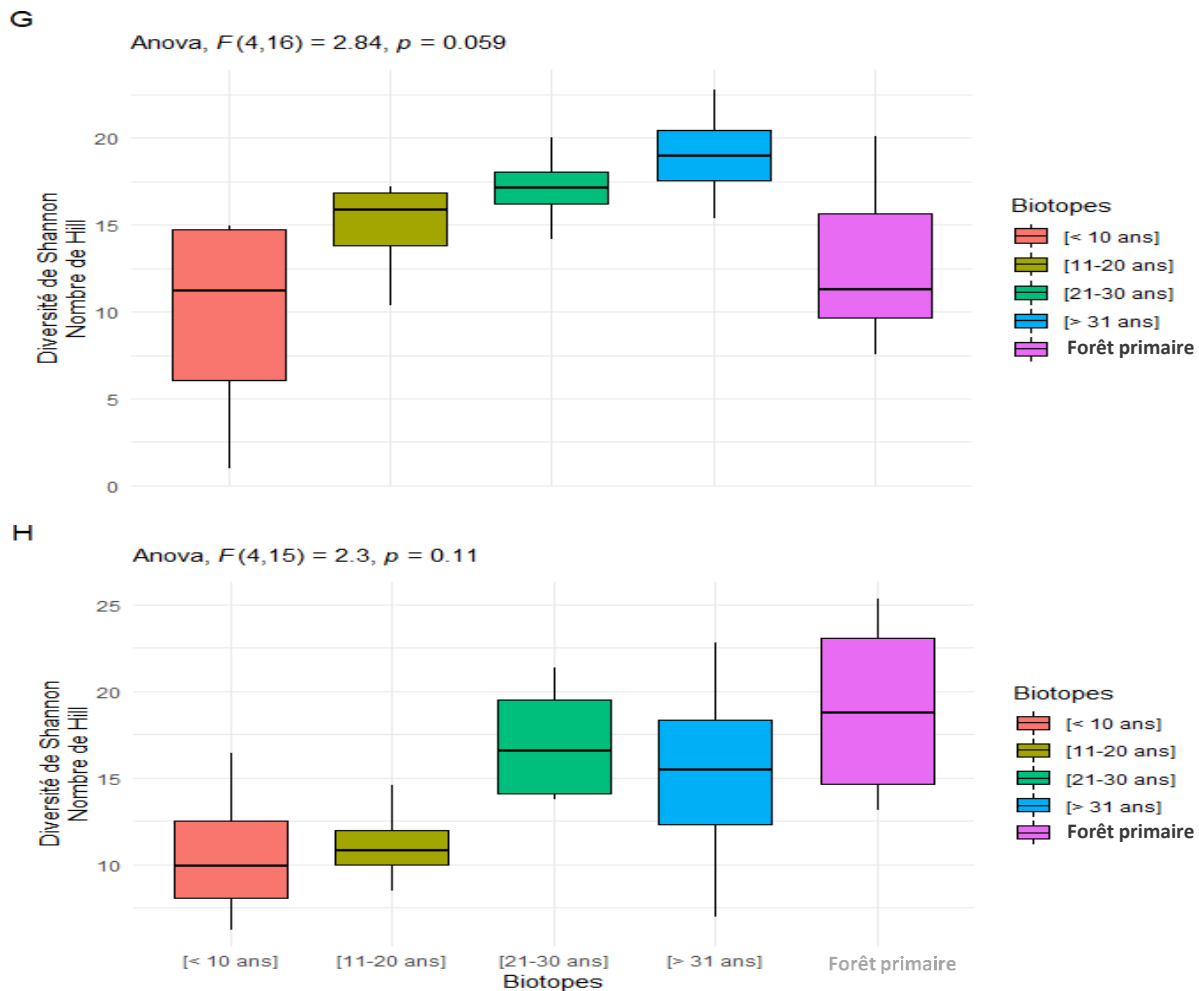


Figure 7 : Boîte à moustaches de comparaison de la diversité de Shannon dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise

Légende : **G** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Shannon dans la Forêt Classée de Badenou, **H** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Shannon dans la Forêt Classée de Foubou. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***)

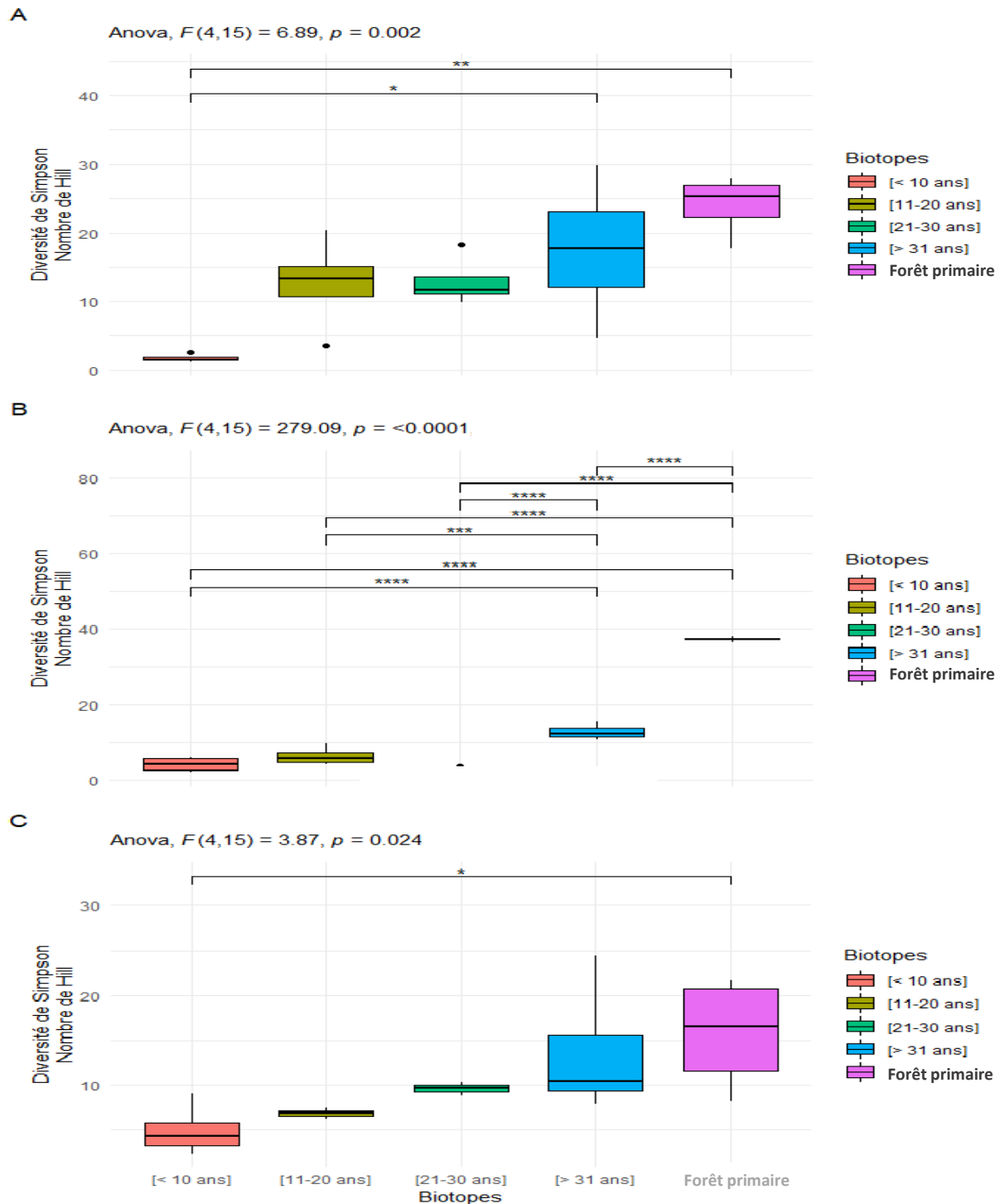


Figure 8 : Boîte à moustaches de comparaison de la diversité de Simpson dans les biotoques inventoriés en zone ombrophile

Légende : **A :** Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Simpson dans la Forêt Classée de Yaya, **B :** Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Simpson dans la Forêt Classée d'Irobo, **C :** Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Simpson dans la Forêt Classée de Niégré. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotoques (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotoques (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotoques (***)

Au niveau de la zone mésophile, le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires comporte moins d'espèces abondantes (8 équivalents d'espèces en moyenne), tandis que les forêts primaires renferment le plus grand nombre (22 équivalents d'espèces en moyenne) d'espèces abondantes. Alors, dans la Forêt Classée d'Agbo 1, le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires qui compte 8 espèces abondantes en moyenne est le biotope le moins riche et les forêts primaires sont les plus riches en espèces abondantes avec 32 espèces en moyenne. Le test de Kruskal-Wallis est hautement significatif ($P < 0.0001$) et montre qu'il existe des différences significatives, très et hautement significatives entre plusieurs biotopes (Figure 9). Concernant la Forêt Classée de Téné, les forêts primaires qui contiennent le plus petit nombre d'espèces abondantes (4 équivalents d'espèces en moyenne). Le biotope qui renferme le plus grand nombre d'espèces abondantes (14 équivalents d'espèces en moyenne) dans cette forêt est le biotope]> 31 ans] des forêts secondaires. Le test statistique ANOVA n'est pas significatif ($P = 0.083$) et montre qu'il n'y a pas de différences significatives entre les biotopes (Figure 9). Dans la Forêt Classée du Haut- Sassandra, le biotope qui contient le moins d'espèces abondantes (7 équivalents d'espèces en moyenne) est le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires, alors que les forêts primaires renferment le plus grand nombre qui est de 29 équivalents d'espèces en moyenne. Le test ANOVA est significatif ($P = 0.023$) et atteste qu'il n'existe pas de différences statistiquement significatives entre tous les biotopes (Figure 9).

Dans la zone soudanaise, la diversité de Simpson n'évolue pas toujours des forêts secondaires. Sur l'ensemble de toutes les forêts de cette zone, le biotope qui comporte le plus petit nombre d'espèces abondantes (7 équivalents d'espèces en moyenne) est le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires. Les biotopes les plus riches en espèces abondantes sont les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires qui comptent 11 équivalents d'espèces en moyenne chacun. Les forêts primaires renferment 10 espèces abondantes en moyenne à l'échelle de la zone soudanaise. De ce fait, dans la Forêt Classée de Badenou, le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et celui des forêts primaires sont les biotopes qui contiennent moins d'espèces abondantes, 6 et 8 respectivement. Les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires sont les plus fournis en espèces abondantes avec 12 équivalents d'espèces en moyenne chacun. Le test ANOVA n'est pas significatif ($P = 0.2$) et a montré qu'il n'existe pas de différences significatives entre les biotopes (Figure 10). Au

niveau de la Forêt Classée de Foubou, ce sont les forêts primaires qui renferment le plus grand nombre d'espèces abondantes (12 équivalents d'espèces en moyenne).

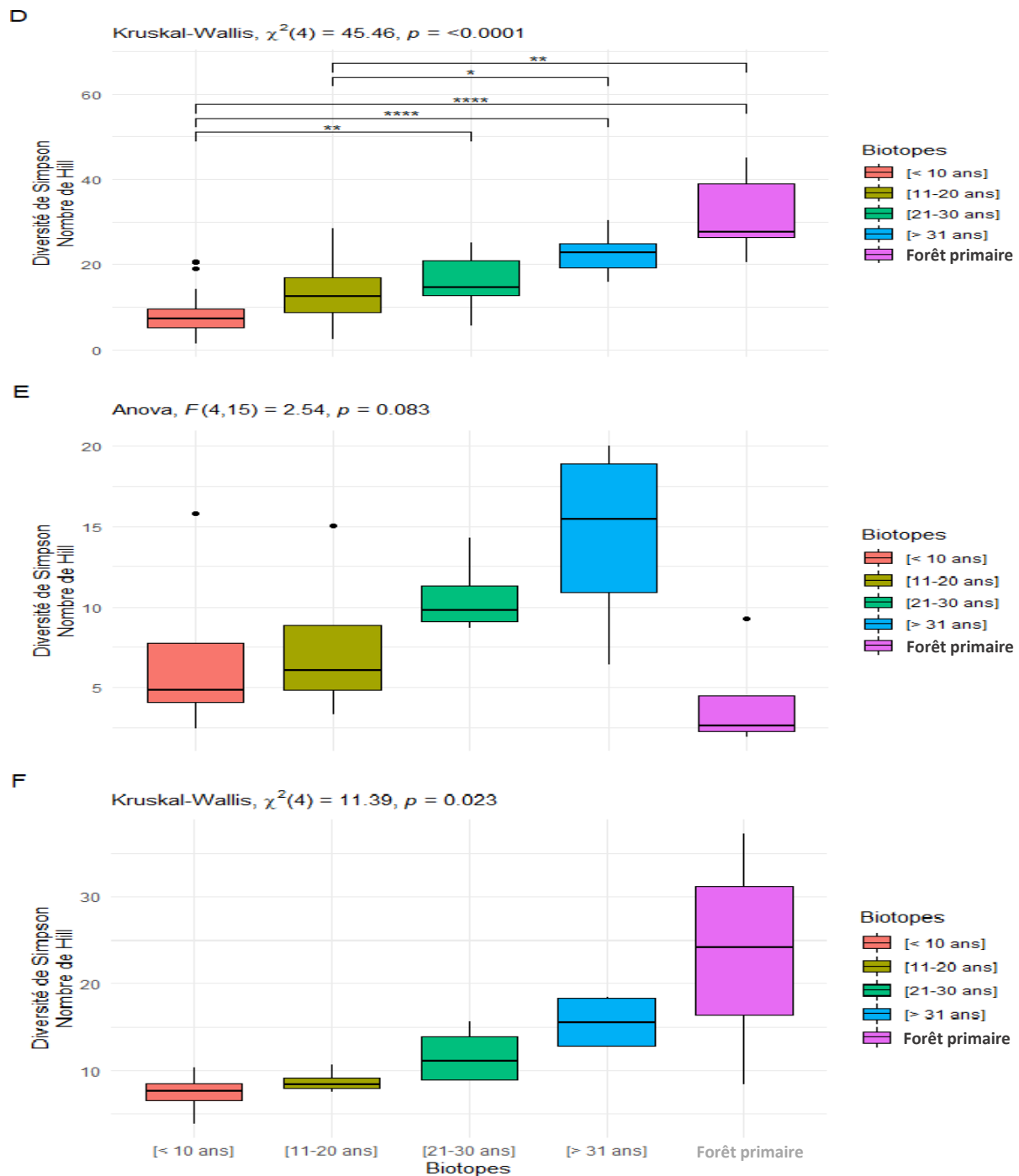


Figure 9 : Boîte à moustaches de comparaison de la diversité de Simpson dans les biotopes inventoriés en zone mésophile

Légende : **D :** Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Simpson dans la Forêt Classée d'Agbo 1, **E :** Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Simpson dans la Forêt Classée de Tené, **F :** Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Simpson dans la Forêt Classée du Haut-Sassandra. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***)

Les biotopes les moins fournis sont les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans] des forêts secondaires qui comptent en leur seins 8 équivalents d'espèces en moyenne chacun. Le test ANOVA réalisé n'est pas significatif ($P = 0.38$) et montre qu'il n'y a pas de différences significatives entre tous les biotopes (Figure 10).

5.1.3. Ressemblance de la flore entre les biotopes des forêts classées

5.1.3.1. Similarité dans les compositions de la flore des forêts classées

Dans la zone ombrophile, de manière générale, le coefficient de similitude de Sorensen calculé entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires est toujours le plus faible dans toutes les forêts de cette zone. Au niveau de la Forêt Classée de Yaya, le plus petit coefficient de similitude est de 0,10, qui traduit une très faible similitude entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires. La plus grande similitude (0,73) est observée entre les biotopes [11-20 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires. Il a été aussi remarqué que la similitude entre les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] est aussi importante avec un coefficient de 0,62 (Tableau X). Le test ANOVA hautement significatif ($P < 0.0001$), montre qu'il existe des différences hautement significatives dans les coefficients de similitude calculés entre les biotopes. Ces différences se situent entre tous les biotopes inventoriés et le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires (Figure 11). Pour ce qui est de la Forêt Classée d'Irobo, la plus grande similitude avec un coefficient de 0,42 est constatée entre les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans] des forêts secondaires. Tandis que le coefficient de similitude le plus faible (0,14) est remarqué entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires. Le test ANOVA hautement significatif ($P < 0.0001$) a montré des différences significatives à hautement significatives dans les coefficients de similitude calculés entre tous les biotopes (Figure 11). La Forêt classée de Niégré a obtenu les plus grands coefficients de similitude sur l'ensemble des trois forêts de cette zone. La plus grande similitude observée avec un coefficient de 0,68 est entre les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans] des forêts secondaires, alors que le coefficient de similitude le plus faible (0,33) a été remarqué entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires. Les coefficients de similitude obtenus entre les biotopes de la Forêt Classée de Niégré soient les plus élevés, le test ANOVA effectué n'est pas significatif ($P = 0.41$), et il montre qu'il n'existe pas de différences significatives dans les coefficients de similitude calculés entre les biotopes (Figure 11).

Dans la zone mésophile, le coefficient de similitude de Sorensen est élevé entre deux biotopes proches. Les valeurs de similarité obtenues entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires est toujours le plus faible dans toutes les forêts, et varie aussi d'une forêt à une autre. Dans la Forêt Classée d'Agbo 1, la plus faible valeur du coefficient de Sorensen est 0,54. Elle est observée entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires. La plus grande similitude est constatée entre les biotopes [11-20 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires avec un coefficient de similitude égal à 0,78.

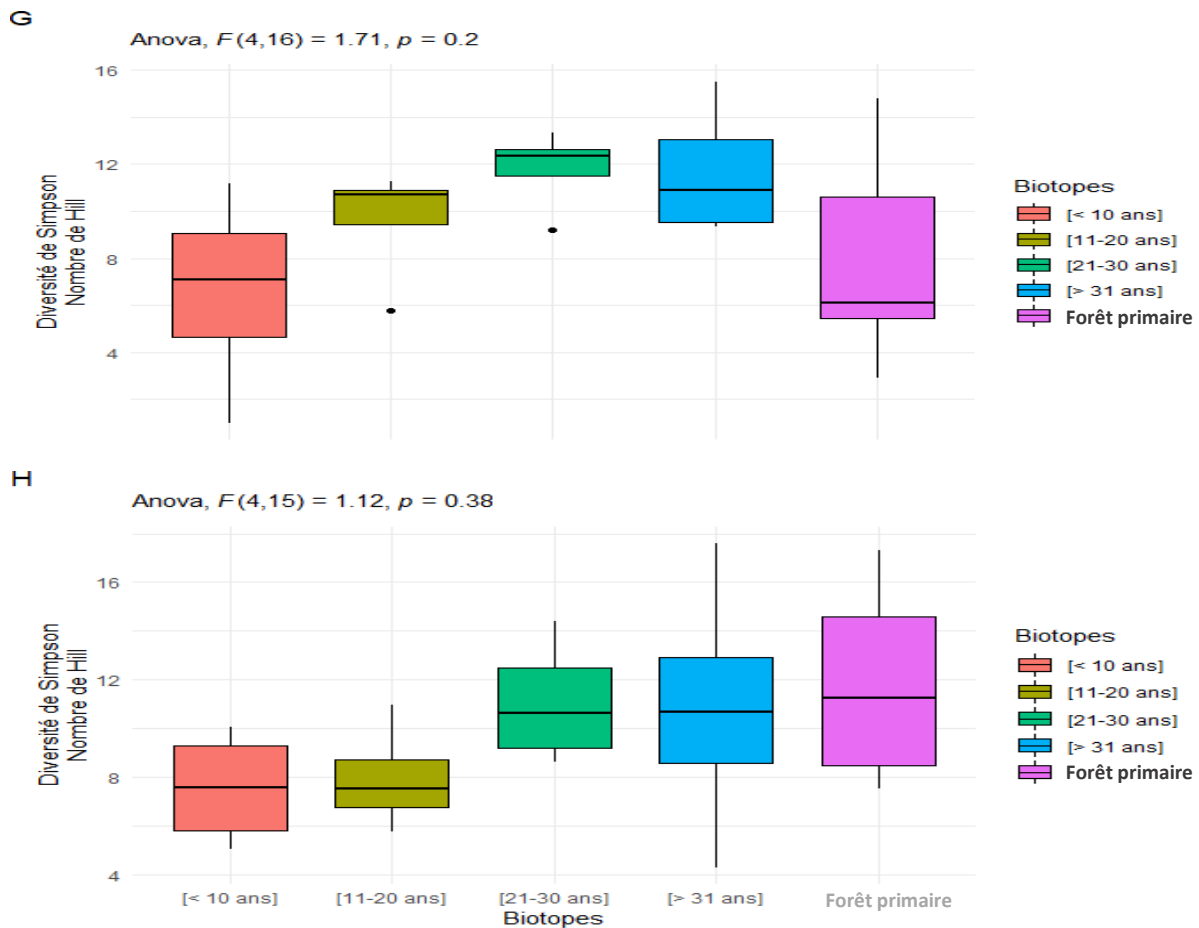


Figure 10 : Boîte à moustaches de comparaison de la diversité de Simpson dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise

Légende : **G** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Simpson dans la Forêt Classée de Badenou, **H** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la diversité de Simpson dans la Forêt Classée de Foumbou. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***)

Tableau X : Similitude dans la composition entre les biotopes inventoriés des forêts en zone ombrophile

Forêts	Biotopes] < 10 ans]	[11-20 ans]	[21-30 ans]] > 31 ans]	Forêt primaire
Yaya] < 10 ans]	1				
	[11-20 ans]	0,19	1			
	[21-30 ans]	0,18	0,73	1		
] > 31 ans]	0,11	0,62	0,66	1	
	Forêt primaire	0,10	0,46	0,42	0,46	1
Irobo] < 10 ans]	1				
	[11-20 ans]	0,49	1			
	[21-30 ans]	0,33	0,55	1		
] > 31 ans]	0,32	0,39	0,54	1	
	Forêt primaire	0,14	0,37	0,33	0,48	1
Niegré] < 10 ans]	1				
	[11-20 ans]	0,68	1			
	[21-30 ans]	0,54	0,53	1		
] > 31 ans]	0,50	0,50	0,60	1	
	Forêt primaire	0,33	0,42	0,50	0,61	1

Les valeurs en gras représentent les coefficients de similitude maximum et minimum de chaque forêt.

La similitude constatée entre les biotopes [21-30 ans] et] > 31 ans] des forêts secondaires est aussi importante (Tableau XI). Le test ANOVA très significatif ($P < 0.0001$), révèle qu'il existe des différences significatives et hautement significatives dans les coefficients de similitude calculés entre tous les biotopes (Figure 12). Au niveau de la Forêt Classée de Téné le coefficient de similitude entre le biotope] < 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires est le plus faible et vaut 0,31. C'est le plus faible coefficient de similitude observé de toute la zone mésophile. La plus forte similitude (0,78) est remarquée entre les biotopes] < 10 ans] et [11-20 ans] des forêts secondaires. Il a été également remarqué une forte similitude entre les biotopes [11-20 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires avec un coefficient égal à 0,65 (Tableau XI). Le test ANOVA est significatif ($P = 0.00028$) et a montré qu'il y a des différences significatives, très et hautement significatives dans les coefficients de similitude calculés entre la majorité des biotopes.

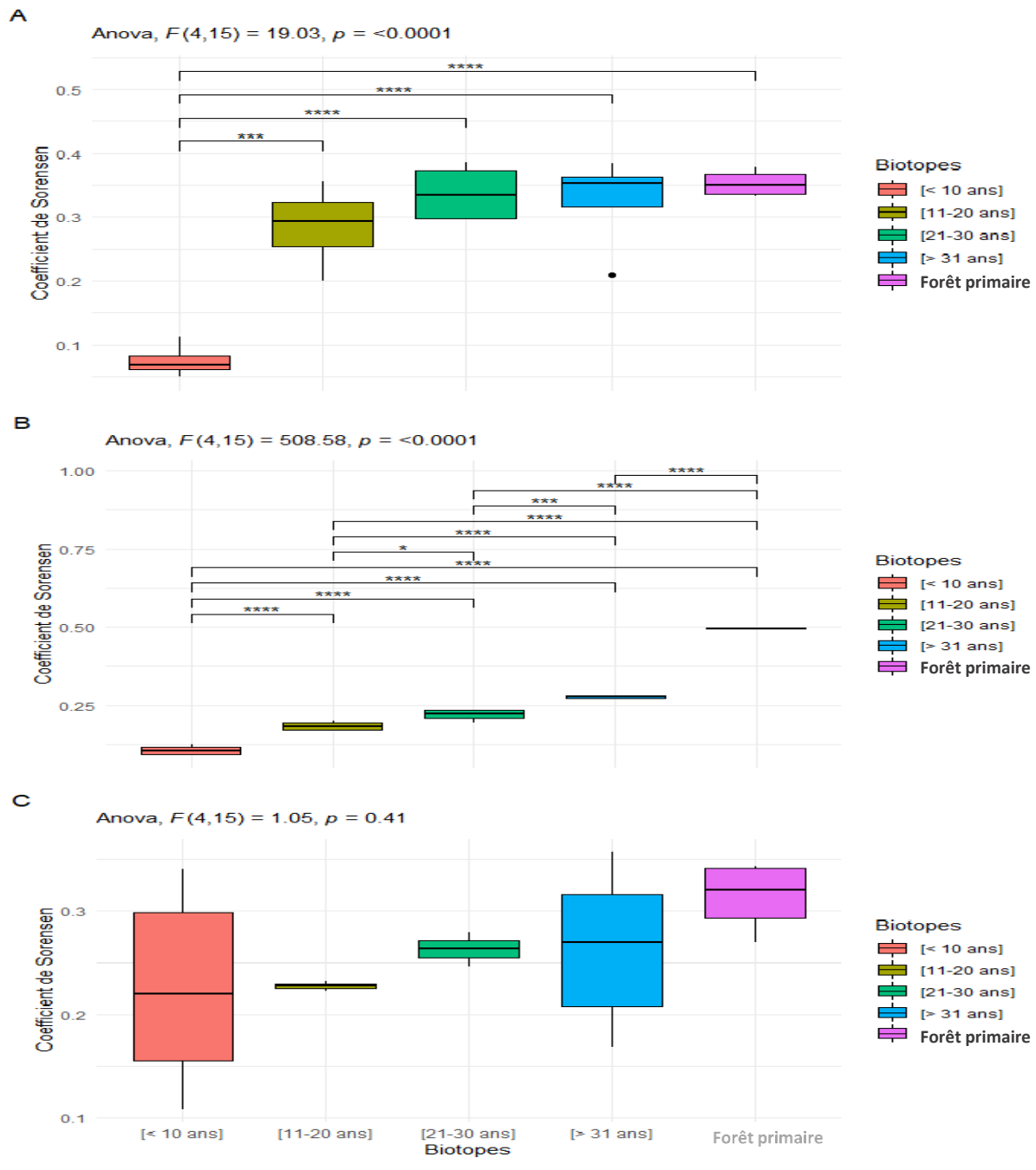


Figure 11 : Boîte à moustaches de comparaison du coefficient de similitude de Sørensen dans les biotoques inventoriés en zone ombrophile

Légende : **A** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du coefficient de similitude dans la Forêt Classée de Yaya, **B** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du coefficient de similitude dans la Forêt Classée d'Irobo, **C** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du coefficient de similitude dans la Forêt Classée de Niégré. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotoques (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotoques (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotoques (***)

Tableau XI : Similitude dans la composition entre les biotopes inventoriés des forêts en zone mésophile

Forêts	Biotopes] < 10 ans]	[11-20 ans]	[21-30 ans]] > 31 ans]	Forêt primaire
Agbo 1] < 10 ans]	1				
	[11-20 ans]	0,69	1			
	[21-30 ans]	0,65	0,78	1		
] > 31 ans]	0,62	0,74	0,77	1	
	Forêt primaire	0,54	0,68	0,69	0,70	1
Tené] < 10 ans]	1				
	[11-20 ans]	0,68	1			
	[21-30 ans]	0,54	0,65	1		
] > 31 ans]	0,47	0,53	0,64	1	
	Forêt primaire	0,31	0,42	0,51	0,53	1
Haut-Sassandra] < 10 ans]	1				
	[11-20 ans]	0,62	1			
	[21-30 ans]	0,61	0,71	1		
] > 31 ans]	0,59	0,67	0,69	1	
	Forêt primaire	0,44	0,49	0,52	0,55	1

Les valeurs en gras représentent les coefficients de similitude maximum et minimum de chaque forêt.

Des différences non significatives ont été observées entre les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans] des forêts secondaires, entre les biotopes [11-20 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires et entre les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires (Figure 12). Pour ce qui est de la Forêt Classée du Haut-Sassandra, le coefficient de similitude le plus petit est égale à 0,44 et est observé entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires les forêts primaires. La plus forte similarité est constatée entre les biotopes [11-20 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires avec un coefficient de similitude égal à 0,71. Il a été aussi observé une forte similarité (0,69) entre les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires. Le test statistique ANOVA réalisé n'est pas significatif ($P = 0.14$) et a montré qu'il n'existe pas de différences significatives dans les coefficients de similitude calculés (Figure 12).

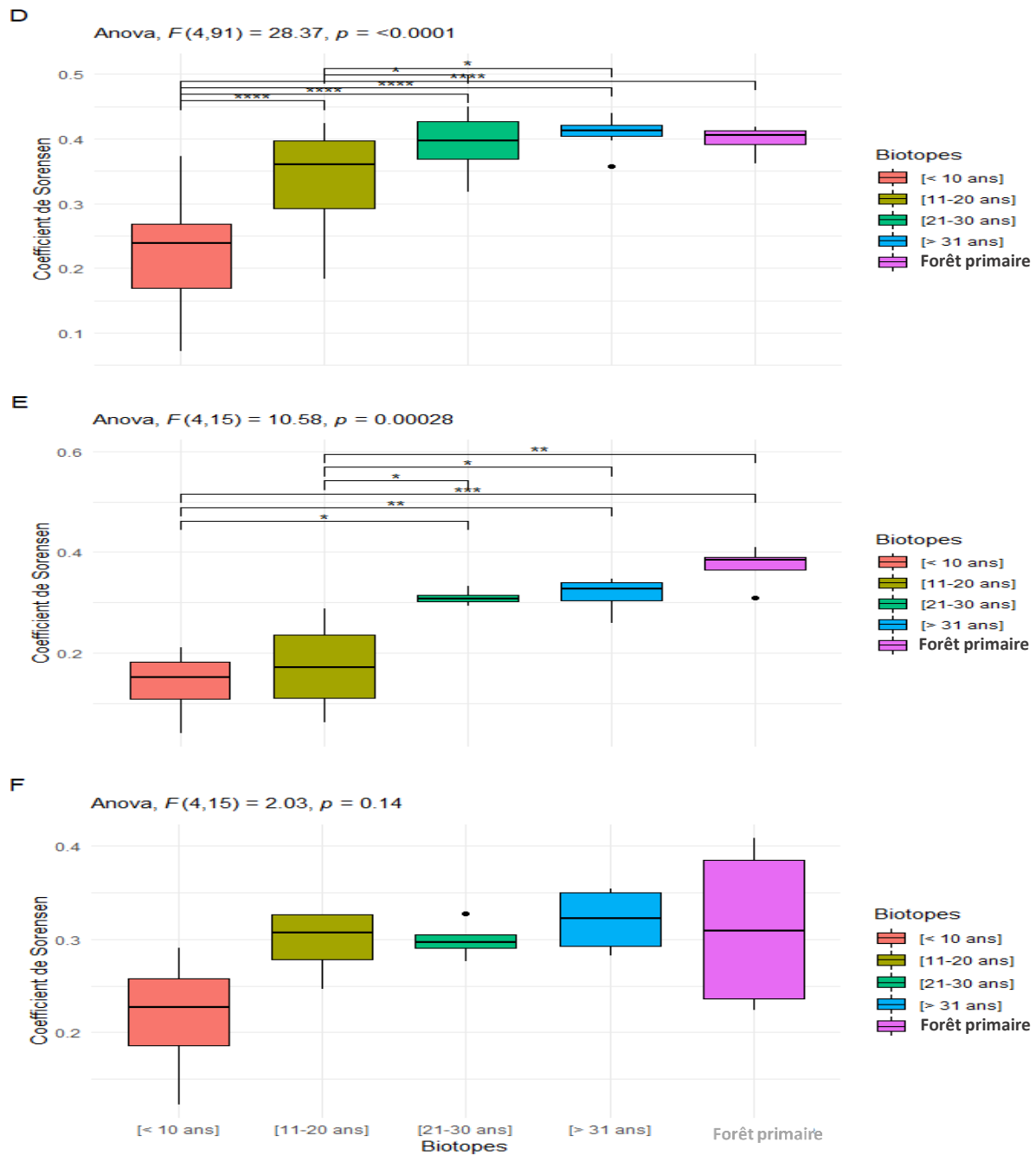


Figure 12 : Boîte à moustaches de comparaison du coefficient de similarité de Sørensen dans les biotoques inventoriés en zone mésophile

Légende : **D** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du coefficient de similitude dans la Forêt Classée d'Agbo 1, **E** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du coefficient de similitude dans la Forêt Classée de Téné, **F** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du coefficient de similitude dans la Forêt Classée du Haut-Sassandra. Code de significativité de P : P>0,05 (ns) ; si 0,05≥P>0,01 : différence significative entre deux biotoques (*) ; si 0,01≥P>0,001 : différence très significative entre deux biotoques (**) ; si P<0,001 : différence hautement significative entre deux biotoques (***)

Concernant la zone soudanaise, la plus petite similitude observée a été entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires de manière générale. Le coefficient de similitude entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires est très élevé dans cette zone phytogéographique par rapport aux zones ombrophile et mésophile. Dans la Forêt Classée de Badenou, le coefficient de similitude le plus faible est obtenu entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires et est de 0,66. La plus forte similitude est observée entre les biotopes [11-20 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires avec un coefficient de 0,77. De fortes similitudes sont constatée également entre les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires avec un coefficient de 0,74 (Tableau XII).

Tableau XII : Similitude dans la composition entre les biotopes inventoriés des forêts en zone soudanaise

Forêts	Biotopes] < 10 ans]	[11-20 ans]	[21-30 ans]] > 31 ans]	Forêt primaire
Badenou] < 10 ans]	1				
	[11-20 ans]	0,72	1			
	[21-30 ans]	0,71	0,77	1		
] > 31 ans]	0,71	0,72	0,74	1	
	Forêt primaire	0,66	0,71	0,71	0,72	1
Foumbou] < 10 ans]	1				
	[11-20 ans]	0,67	1			
	[21-30 ans]	0,64	0,66	1		
] > 31 ans]	0,64	0,65	0,77	1	
	Forêt primaire	0,62	0,63	0,75	0,78	1

Les valeurs en gras représentent les coefficients de similitude maximum et minimum de chaque forêt.

Cependant, le test de Kruskal-Wallis effectué n'est pas significatif ($P = 0.12$) et a montré qu'il n'existe pas de différences significatives dans les coefficients de similitude calculés entre tous les biotopes (Figure 13). Pour ce qui est de la Forêt Classée de Foumbou, la plus petite similitude est observée entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires et vaut 0,62 comme coefficient. Il a été aussi remarqué de fortes similitudes entre les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires avec un coefficient de 0,77 et entre le biotope [21-30 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires avec un coefficient de 0,75. Le test ANOVA significatif ($P = 0.019$), montre qu'il existe de différences significatives entre les coefficients de similitude calculés entre seulement les biotopes]< 10

ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires (Figure 13).

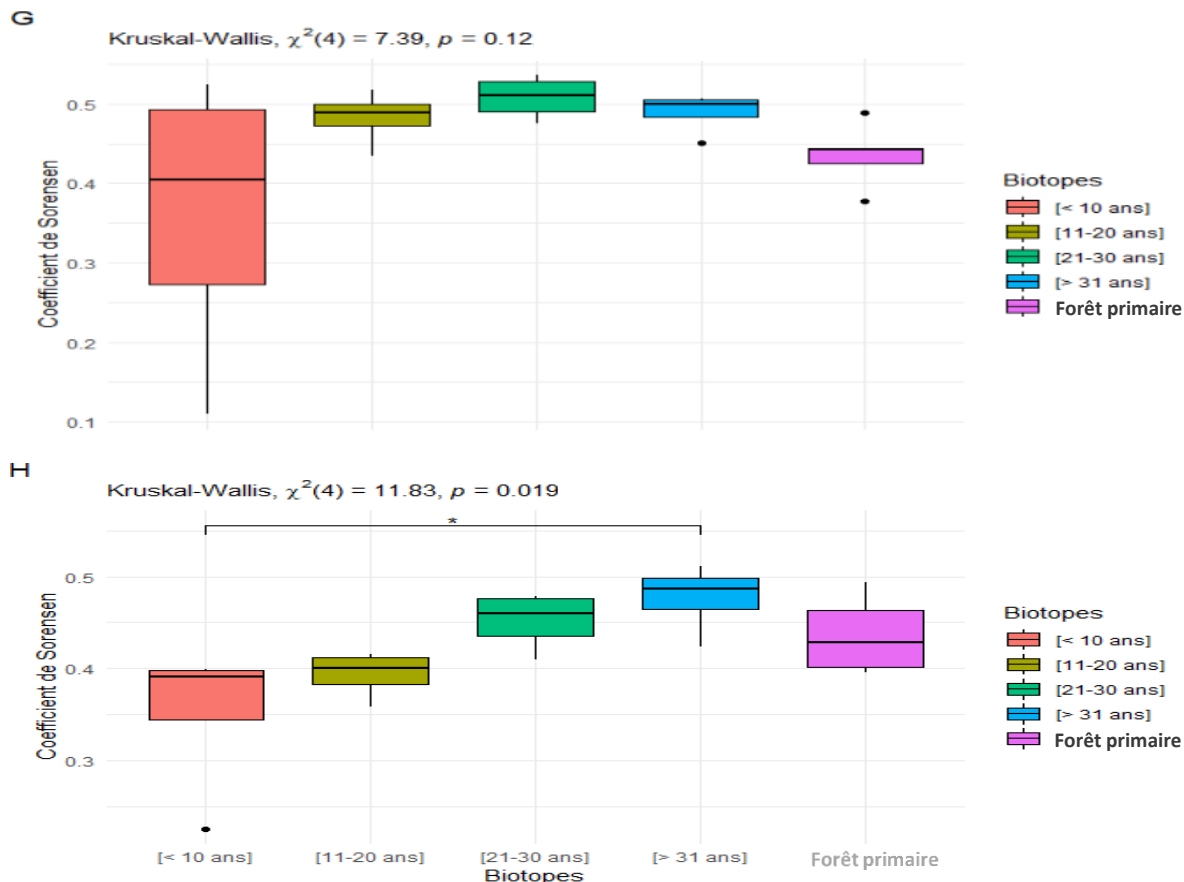


Figure 13 : Boîte à moustaches de comparaison du coefficient de similarité de Sørensen dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise

Légende : **G** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du coefficient de similitude dans la Forêt Classée de Badenou, **H** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du coefficient de similitude dans la Forêt Classée de Foumbou. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***)

5.1.3.2. Espèces indicatrices des forêts primaires des zones phytogéographiques

Les espèces indicatrices des forêts primaires identifiées dans l'ensemble des huit forêts des trois zones phytogéographiques investiguées sont au nombre de 43 réparties comme suit : 13 en zone ombrophile, 19 en zone mésophile et 11 en zone soudanaise.

Dans la zone ombrophile, les 13 espèces indicatrices identifiées sont consignées dans le Tableau XIII. Les plus importantes parmi elles sont : *Microdesmis keayana* Léonard, *Rinorea longicuspis* Engl., *Baphia nitida* Lodd., *Drypetes aylmeri* Hutch. et Dalz. et *Diospyros sanza-minika* A. Chev. Dans la Forêt Classée de Yaya, le nombre d'espèces indicatrices présentes dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires est compris entre 0 et 1

espèces, ensuite entre 1 et 8 espèces pour les biotopes [11-20 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires et entre 6 et 10 espèces pour le biotope]> 31 ans] des forêts secondaires.

Tableau XIII : Espèces indicatrices identifiées dans les forêts primaires en zone ombrophile au seuil de $P = 0,002$

Espèces indicatrices	A	B	INDVAL
<i>Microdesmis keayana</i> Léonard	0,99	1	0,99
<i>Rinorea longicuspis</i> Engl.	1	0,83	0,91
<i>Baphia nitida</i> Lodd.	0,93	0,91	0,90
<i>Drypetes aylmeri</i> Hutch. et Dalz.	0,98	0,83	0,90
<i>Diospyros sanza-minika</i> A. Chev.	0,85	0,91	0,88
<i>Neuropeltis acuminata</i> (P. Beauv) Benth.	1	0,75	0,86
<i>Vitex micrantha</i> Gürke	1	0,75	0,86
<i>Dacryodes klaineana</i> (Pierre) H. J. Lam.	0,95	0,75	0,84
<i>Dialium aubrevillei</i> Pellegr.	0,95	0,75	0,84
<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk	0,93	0,75	0,83
<i>Diospyros mannii</i> Hiern.	1	0,66	0,81
<i>Hannoa klaineana</i> Pierre et Engl.	1	0,66	0,81
<i>Buchholzia coriacea</i> Engl.	1	0,58	0,76

A = Spécificité ou valeur prédictive positive basée sur les valeurs d'abondance, **B** = Fidélité ou sensibilité calculée à partir des données de présence, **INDVAL** = Valeur indicatrice de l'espèce.

Le test ANOVA, très significatif ($P < 0.0001$), montre qu'il existe des différences significatives, très significatives et hautement significatives du nombre d'espèces indicatrices entre plusieurs biotopes. Par contre, des différences non significatives ont été observées entre les biotopes [11-20ans] et [21-30 ans], entre [11-20 ans] et [21-30 ans] et entre [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires (Figure 14). Au niveau de la Forêt Classée d'Irobo, le nombre d'espèces indicatrices qu'on retrouve dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires se situe entre 0 et 1 espèce, entre 1 et 3 espèces dans les biotopes [11-20 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires et entre 2 et 4 espèces pour le biotope]> 31 ans] des forêts secondaires. Le test ANOVA est très significatif ($P < 0.0001$) et montre qu'il y a des différences significatives et hautement significatives du nombre d'espèces indicatrices entre la plupart des biotopes. En revanche, des différences non significatives entre les biotopes [11-20 ans] et [21-30 ans], entre [11-20 ans] et [21-30 ans] et entre [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires ont été observées (Figure 14).

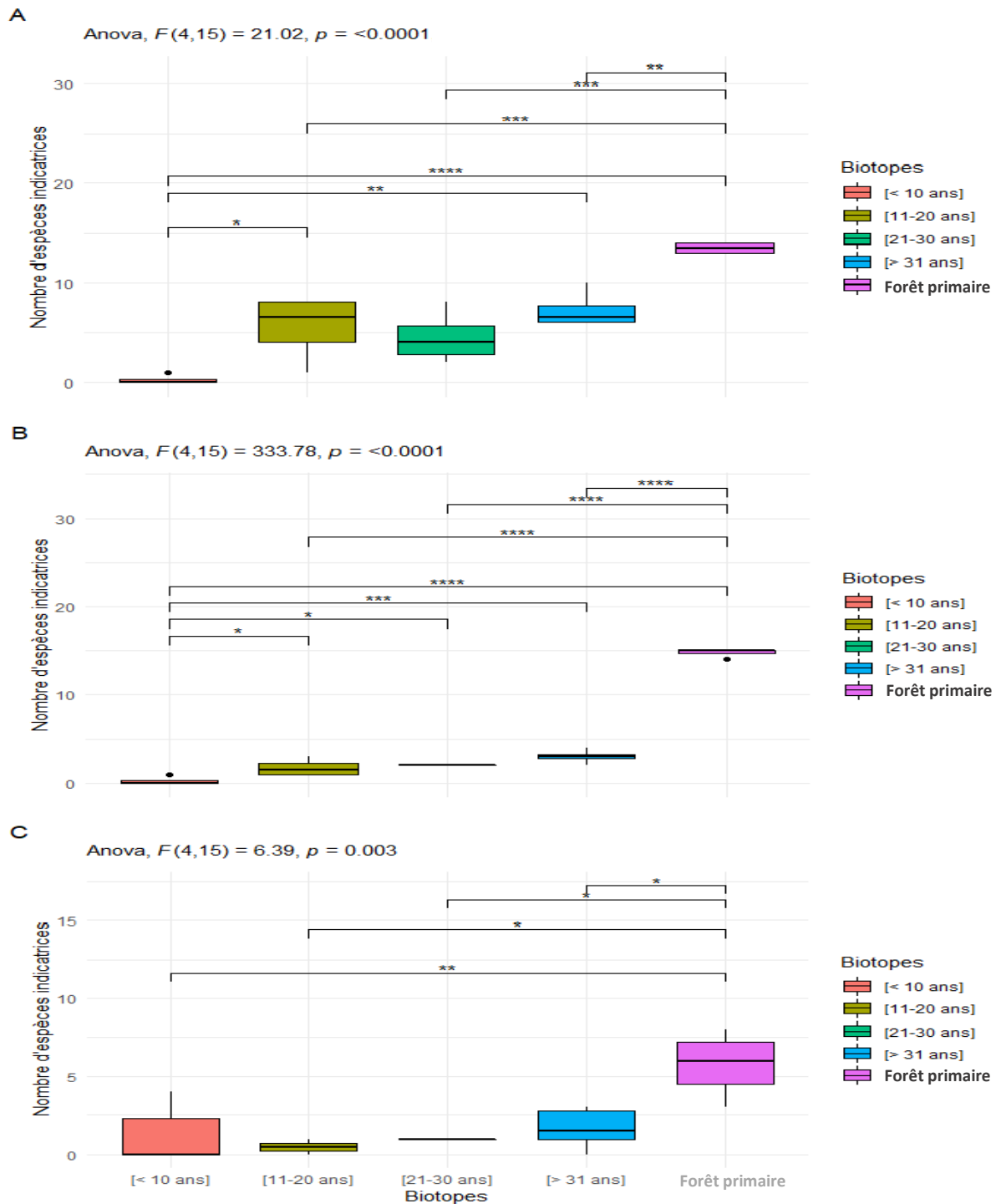


Figure 14 : Boîte à moustaches de comparaison du nombre d'espèces indicatrices dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile

Légende : **A :** Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du nombre d'espèces indicatrices dans la Forêt Classée de Yaya, **B :** Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du nombre d'espèces indicatrices dans la Forêt Classée d'Irobo, **C :** Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du nombre d'espèces indicatrices dans la Forêt Classée de Niégré. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***)

Pour ce qui est de la Forêt Classée de Niégré, le nombre d'espèces indicatrices dans le biotope des forêts secondaires est compris entre 0 et 3 espèces, et entre 2 et 10 dans les biotopes [11-20 ans], [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires. Le test ANOVA significatif ($P = 0.003$), montre qu'il existe des différences significatives du nombre d'espèces indicatrices entre les forêts primaires et les biotopes [11-20 ans], [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires. Des différences très significatives ont également été observées entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires.

Dans la zone mésophile, parmi les 19 espèces indicatrices identifiées, les plus importantes sont : *Sterculia oblonga* Mast., *Aidia genipiflora* (DC.) Dandy, *Ricinodendron heudelotii* (Baill.) Pierre ex Pax, *Celtis zenkeri* Engl, *Nesogordonia papaverifera* (A. Chev.) R. Capuron, *Guibourtia ehie* (A. Chev.) Léonard, et *Pouteria altissima* (A. Chev.) Baehni (Tableau XIV). Dans la Forêt Classée d'Agbo 1, le nombre d'espèces indicatrices est compris entre 0 à 11 espèces dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires, entre 0 à 13 dans le biotope [11-20 ans] des forêts secondaires, entre 5 à 16 dans les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires. Le test ANOVA hautement significatif ($P < 0.0001$), a montré qu'il existe des différences significatives et hautement significatives du nombre d'espèces indicatrices entre de nombreux biotopes. Des différences non significatives ont été observées entre les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires et entre le biotope]> 31 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires (Figure 15). Au niveau de la Forêt Classée de Téné, le nombre d'espèces indicatrices se situe entre 0 et 1 espèce dans le biotope le plus jeune]< 10 ans] des forêts secondaires, entre 0 et 3 espèces dans le biotope [11-20 ans] des forêts secondaires, entre 5 et 7 espèces dans le biotope [21-30 ans] des forêts secondaires et entre 5 et 10 espèces dans le biotope]> 31 ans] des forêts secondaires. Le test ANOVA est hautement significatif ($P < 0.0001$) et révèle qu'il y a des différences significatives, très et hautement significatives du nombre d'espèces indicatrices entre de nombreux biotopes. Cependant, des différences non significatives entre les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans] et entre les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires ont été également observées (Figure 15). Dans la Forêt Classée du Haut-Sassandra, le nombre d'espèces indicatrices dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires est compris entre 0 et 3 espèces dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires, entre 3 et 8 espèces dans les biotopes [11-20 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires et entre 3 et 10 dans le biotope]> 31 ans] des forêts

secondaires. Le test ANOVA n'est pas significatif ($P = 0.13$) et a montré qu'il n'y a pas de différences significatives du nombre d'espèces indicatrices entre tous les biotopes (Figure 15).

Tableau XIV : Espèces indicatrices identifiées dans les forêts primaires en zone mésophile au seuil de $P = 0,002$

Espèces indicatrices	A	B	INDVAL
<i>Sterculia oblonga</i> Mast.	0,94	0,86	0,90
<i>Aidia genipiflora</i> (DC.) Dandy	0,93	0,86	0,89
<i>Ricinodendron heudelotii</i> (Baill.) Pierre ex Pax	0,93	0,86	0,89
<i>Celtis zenkeri</i> Engl.	0,87	0,86	0,86
<i>Nesogordonia papaverifera</i> (A. Chev.) R. Capuron	0,78	0,93	0,85
<i>Guibourtia ehie</i> (A. Chev.) Léonard	1	0,66	0,81
<i>Pouteria altissima</i> (A. Chev.) Baehni	1	0,66	0,81
<i>Griffonia simplicifolia</i> (Vahl ex DC.) Baill.	0,87	0,73	0,80
<i>Diospyros vignei</i> F. White	0,94	0,60	0,75
<i>Trichilia prieuriana</i> subsp. vermoesenii J.J.De Wild	0,86	0,66	0,75
<i>Rothmannia longiflora</i> Salisb.	0,75	0,73	0,74
<i>Sterculia rhinopetala</i> K. Schum.	0,87	0,60	0,72
<i>Triplochiton scleroxylon</i> K. Schum.	0,68	0,73	0,70
<i>Dialium dinklagei</i> Harms	0,83	0,60	0,70
<i>Azelia bella</i> var. gracilior Keay	0,91	0,44	0,65
<i>Drypetes gilgiana</i> (Pax) Pax & K. Hoffm.	1	0,46	0,68
<i>Xylia evansii</i> Hutch.	1	0,46	0,68
<i>Corynanthe pachyceras</i> K. Schum.	1	0,40	0,63
<i>Napoleonaea vogelii</i> (Hook.f.) Planch.	0,85	0,46	0,63

A = Spécificité ou valeur prédictive positive basée sur les valeurs d'abondance, **B** = Fidélité ou sensibilité calculée à partir des données de présence, **INDVAL** = Valeur indicatrice de l'espèce.

Dans la zone soudanaise, les 11 espèces indicatrices identifiées sont celles consignées dans le Tableau XV. Ces espèces sont parfois en plus grand nombre dans les biotopes des forêts secondaires de plus de 11 ans que dans celui des forêts primaires. Les espèces indicatrices les plus importantes dans cette zone sont : *Lannea acida* A. Rich., *Cola cordifolia* (Cav.) R. Br., *Bridelia ferruginea* Benth., et *Pterocarpus erinaceus* Poir. Dans la Forêt Classée de Badenou, le nombre d'espèces indicatrices dans les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans] des forêts secondaires est compris entre 0 et 2 espèces.

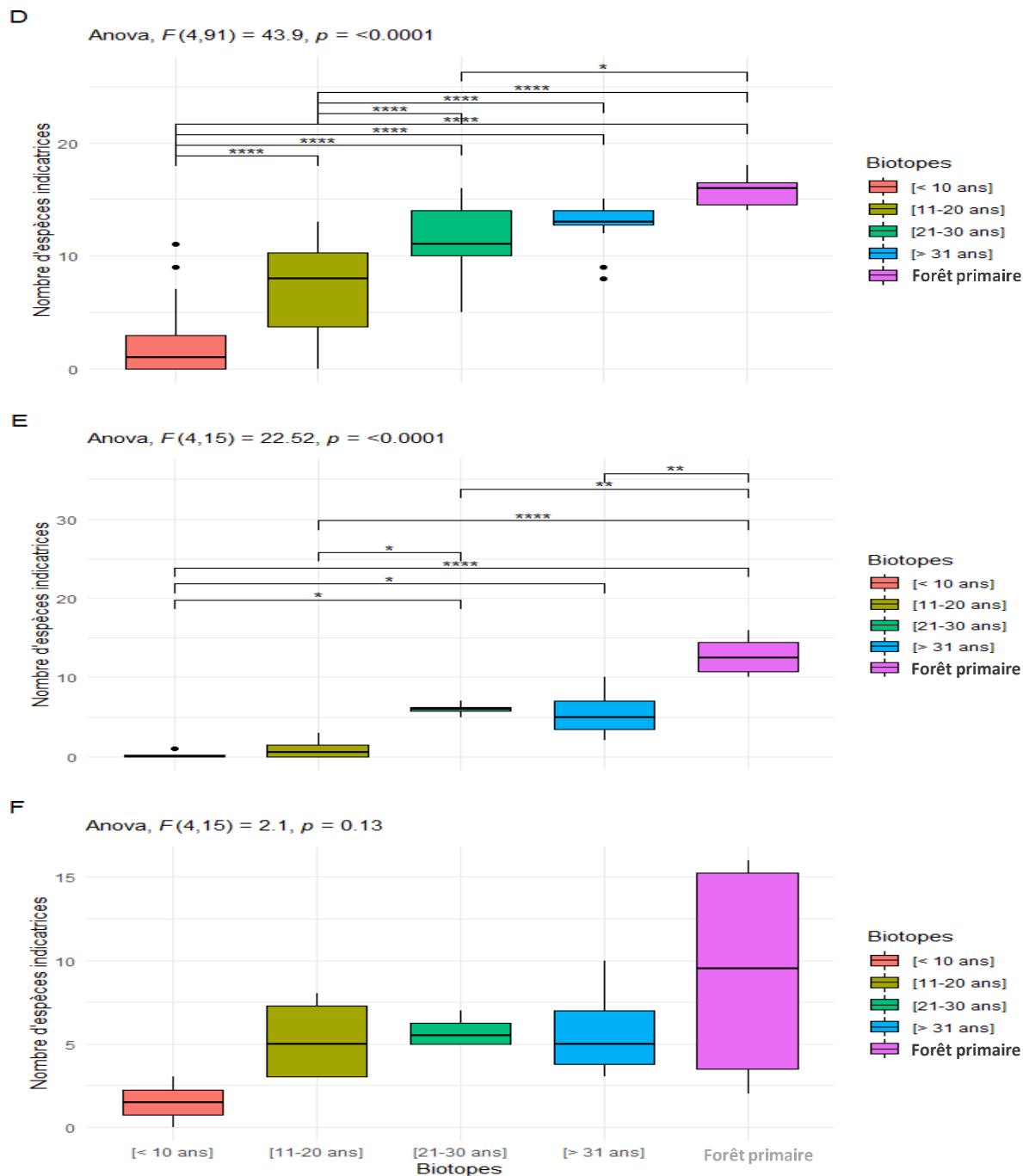


Figure 15 : Boîte à moustaches de comparaison du nombre d'espèces indicatrices dans les biotopes inventoriés en zone mésophile

Légende : **D :** Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du nombre d'espèces indicatrices dans la Forêt Classée d'Agbo 1, **E :** Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du nombre d'espèces indicatrices dans la Forêt Classée de Téné, **F :** Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du nombre d'espèces indicatrices dans la Forêt Classée du Haut-Sassandra. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***)

Tableau XV : Espèces indicatrices identifiées dans les forêts primaires de la zone soudanaise au seuil de $P = 0,002$

Espèces indicatrices	A	B	INDVAL
<i>Lannea acida</i> A. Rich.	0,73	1	0,85
<i>Cola cordifolia</i> (Cav.) R. Br.	1	0,66	0,81
<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	0,94	0,66	0,79
<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	0,75	0,66	0,70
<i>Cussonia arborea</i> Hochst. Ex A. Rich.	1	0,44	0,66
<i>Lannea barteri</i> (Oliv.) Engl.	1	0,44	0,66
<i>Tamarindus indica</i> Linn.	1	0,44	0,66
<i>Antidesma venosum</i> Tul.	1	0,33	0,57
<i>Gardenia erubescens</i> Stapf & Hutch.	1	0,33	0,57
<i>Saba senegalensis</i> var. <i>glabriflora</i> (Hua) Pichon	1	0,33	0,57
<i>Ximenia americana</i> Linn.	1	0,33	0,57

A = Spécificité ou valeur prédictive positive basée sur les valeurs d'abondance, **B** = Fidélité ou sensibilité calculée à partir des données de présence, **INDVAL** = Valeur indicatrice de l'espèce.

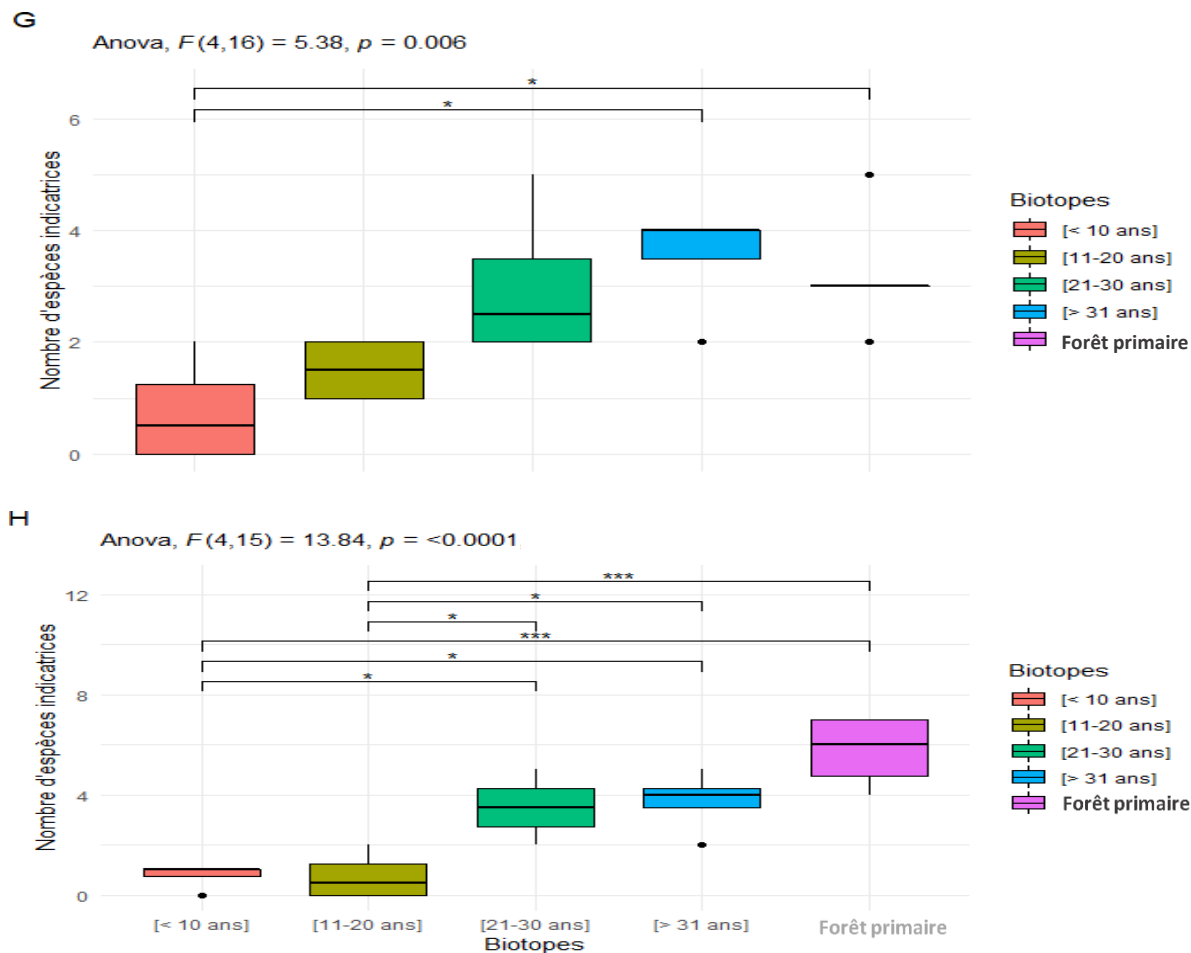
Ce nombre se situe entre 2 et 5 dans les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires. Le test de Kruskal-Wallis effectué n'est pas significatif ($P = 0.12$) et a montré qu'il n'existe pas de différences significatives du nombre d'espèces indicatrices entre tous les biotopes (Figure 16). Pour ce qui est de la Forêt Classée de Foubou, le nombre d'espèces indicatrices se situe entre 0 et 2 dans les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans] des forêts secondaires, et entre 2 et 5 espèces dans les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires. Le test de Kruskal-Wallis est significatif ($P = 0.019$), ce qui révèle qu'il y a des différences significatives de nombre d'espèces indicatrices entre les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires (Figure 16).

5.1.4. Distribution et structure de la végétation des forêts post-culturelles

5.1.4.1. Distribution par classes de diamètres des arbres dans les biotopes

Dans la zone ombrophile, au niveau de la Forêt Classée de Yaya, les biotopes des jeunes forêts secondaires sont caractérisés par des individus de petits diamètres avec très peu d'individus atteignant rarement 44 cm de diamètre. Ainsi, la structure diamétrique présente une courbe en forme de « J inversé » dans les différents biotopes (Figure 17). Dans la Forêt Classée d'Irobo, la forme de la courbe de la structure diamétrique est également en « J inversé ». Cependant, on observe une abondance d'arbres de petits diamètres aussi bien dans tous les biotopes des forêts secondaires que dans le biotope des forêts primaires. Les gros arbres

(diamètre > 60 cm) sont plus abondants dans le biotope]> 31 ans] des forêts secondaires que dans les forêts primaires. Les forêts primaires regorgent une proportion importante d'arbres de plus de 30 cm de diamètre (Figure 17). Concernant la Forêt Classée de Niégré, la forme en « J inversé » de la courbe de la structure diamétrique est constatée. Les arbres de petits diamètres de moins de 15 cmsont très abondants dans les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans].



Légende : **G** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du nombre d'espèces indicatrices dans la Forêt Classée de Badenou, **H** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles du nombre d'espèces indicatrices dans la Forêt Classée de Foubou. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***)

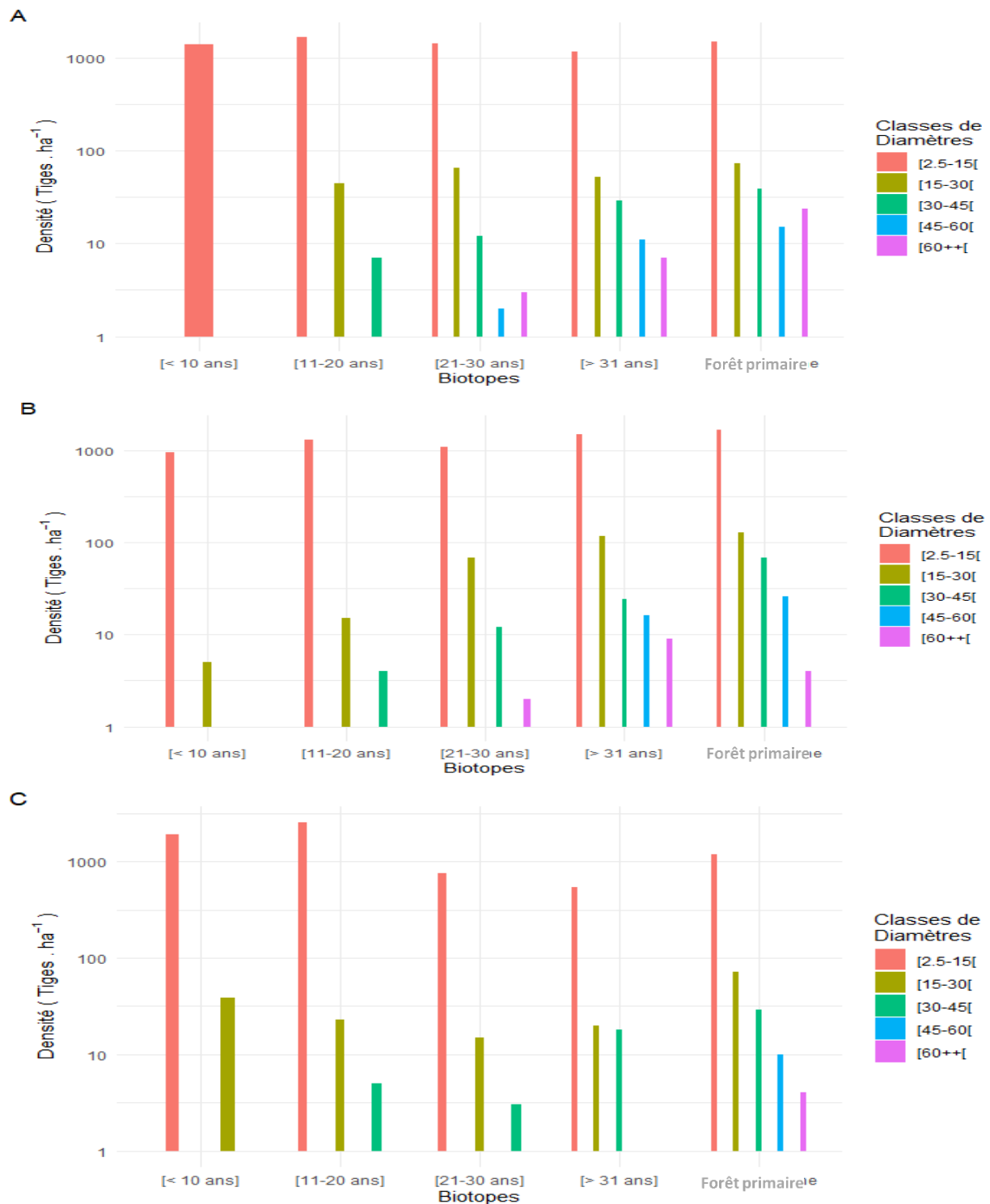


Figure 17 : Distribution des tiges par classes de diamètres dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile

Légende : **A** : Classes de diamètres des tiges de la forêt classée de Yaya, **B** : Classes de diamètres des tiges de la ForêtClassée d'Irobo, **C** : Classes de diamètres des tiges de la Forêt Classée de Niégré.

Leur densité diminue avec l'âge de la forêt secondaire et dans le biotope des forêts primaires. Les arbres les plus gros mesurant au moins 45 cm de diamètre sont abondants dans les biotopes des vieilles forêts secondaires et aussi les forêts primaires. La distribution des arbres des classes de petits diamètres décroît au profit de celles de grands diamètres quand l'âge des forêts secondaires augmente.

Dans la zone Mésophile, au niveau de la Forêt Classée d'Agbo 1, les biotopes des jeunes forêts secondaires de moins de 11 ans sont dominés par des individus atteignant rarement 30 cm de diamètre. De plus, la densité des individus de moins de 15 cm de diamètre diminue avec l'âge de la forêt secondaire. Cette densité des individus de moins de 15 cm de diamètre est plus faible dans le biotope des forêts primaires. L'histogramme de la structure diamétrique présente une allure en forme de « J inversé » dans les différents biotopes (Figure 18). Pour ce qui est de la Forêt classée de Téné, les arbres ayant les plus gros diamètres sont présents dans les biotopes des forêts secondaires âgées, et leur densité augmente encore dans les forêts primaires. La structure diamétrique de la Forêt Classée de Téné est également représentée par une courbe en forme de « J inversé » dans les différents biotopes. Les résultats révèlent que la densité des arbres ayant un petit diamètre compris entre 2,5 et 14 cm augmente également avec l'âge de la forêt secondaire, et cette augmentation est plus marquée dans les biotopes des forêts primaires. (Figure 18). Concernant la Forêt Classée du Haut-Sassandra, la densité des arbres ayant un gros diamètre augmente des biotopes des jeunes forêts secondaires aux biotopes des forêts secondaires âgées et encore plus dans les forêts primaires. La densité des individus de petits diamètres, de moins de 15 cm diminue avec l'âge de la forêt secondaire. La forme de la courbe de la structure diamétrique observée dans les différents biotopes est aussi en « J inversé » (Figure 18).

Dans la zone soudanaise, au niveau de la Forêt Classée de Badenou, la densité des individus aux gros diamètres est plus élevée les vieilles forêts secondaires. Ceux qui ont un diamètre compris entre 2,5 et 15 cm sont présents dans tous les biotopes avec quasiment les mêmes densités, même si leur densité semble plus élevée dans les biotopes [11-20 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires. Dans cette Forêt Classée, les biotopes des forêts secondaires de moins de 21 ans ne contiennent pas, ou contiennent rarement les arbres de plus de 45 cm de diamètre. La structure diamétrique de la Forêt Classée de Badenou présente une courbe en

forme de « J inversé » dans les différents biotopes (Figure 19).

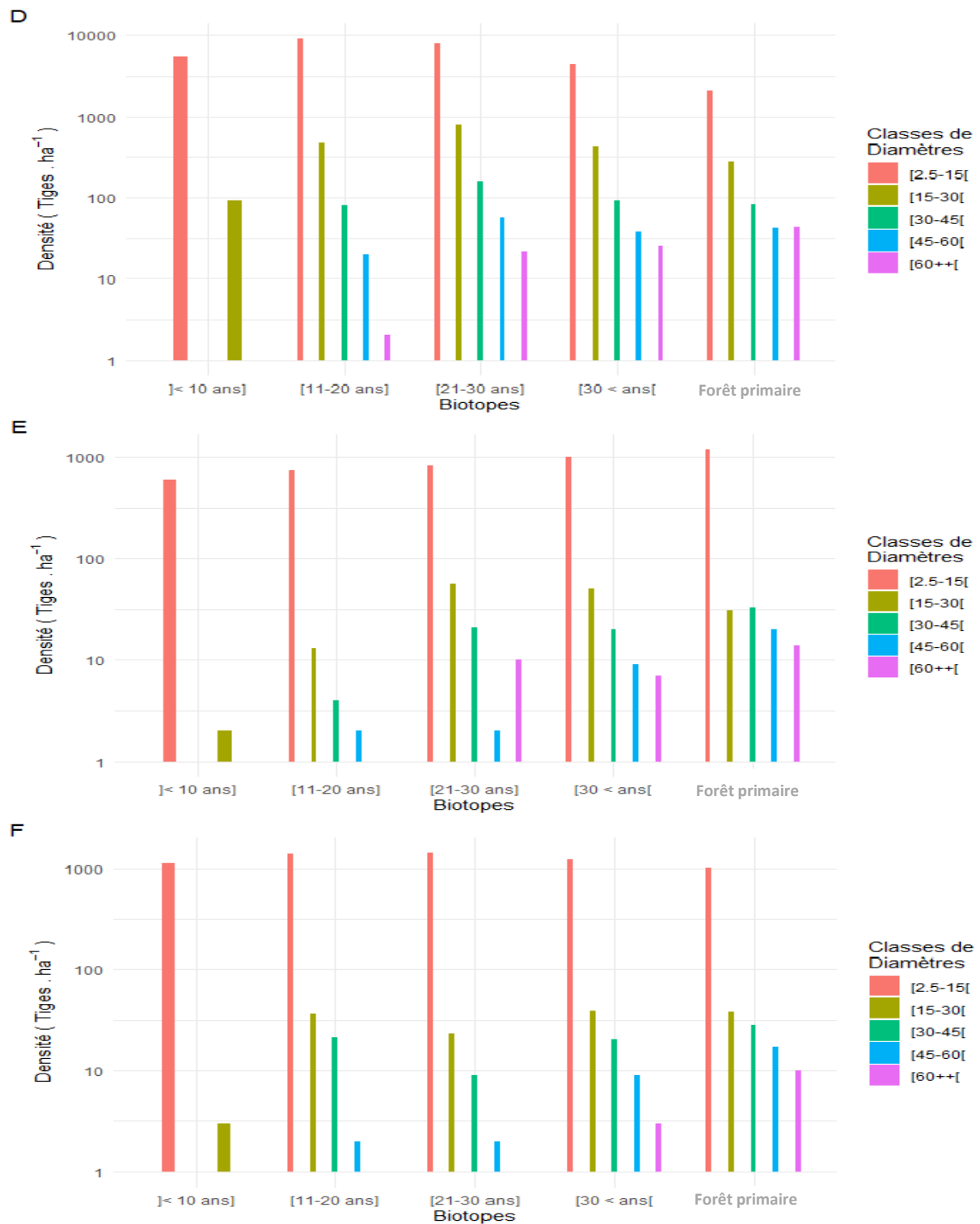


Figure 18 : Distribution des tiges par classes de diamètres dans les biotopes inventoriés en zone mésophile

Légende : **D** : Classes de diamètres des tiges de la Forêt Classée d'Agbo 1, **E** : Classes de diamètres des tiges de la Forêt Classée de Téné, **F** : Classes de diamètres des tiges de la Forêt Classée du Haut-Sassandra.

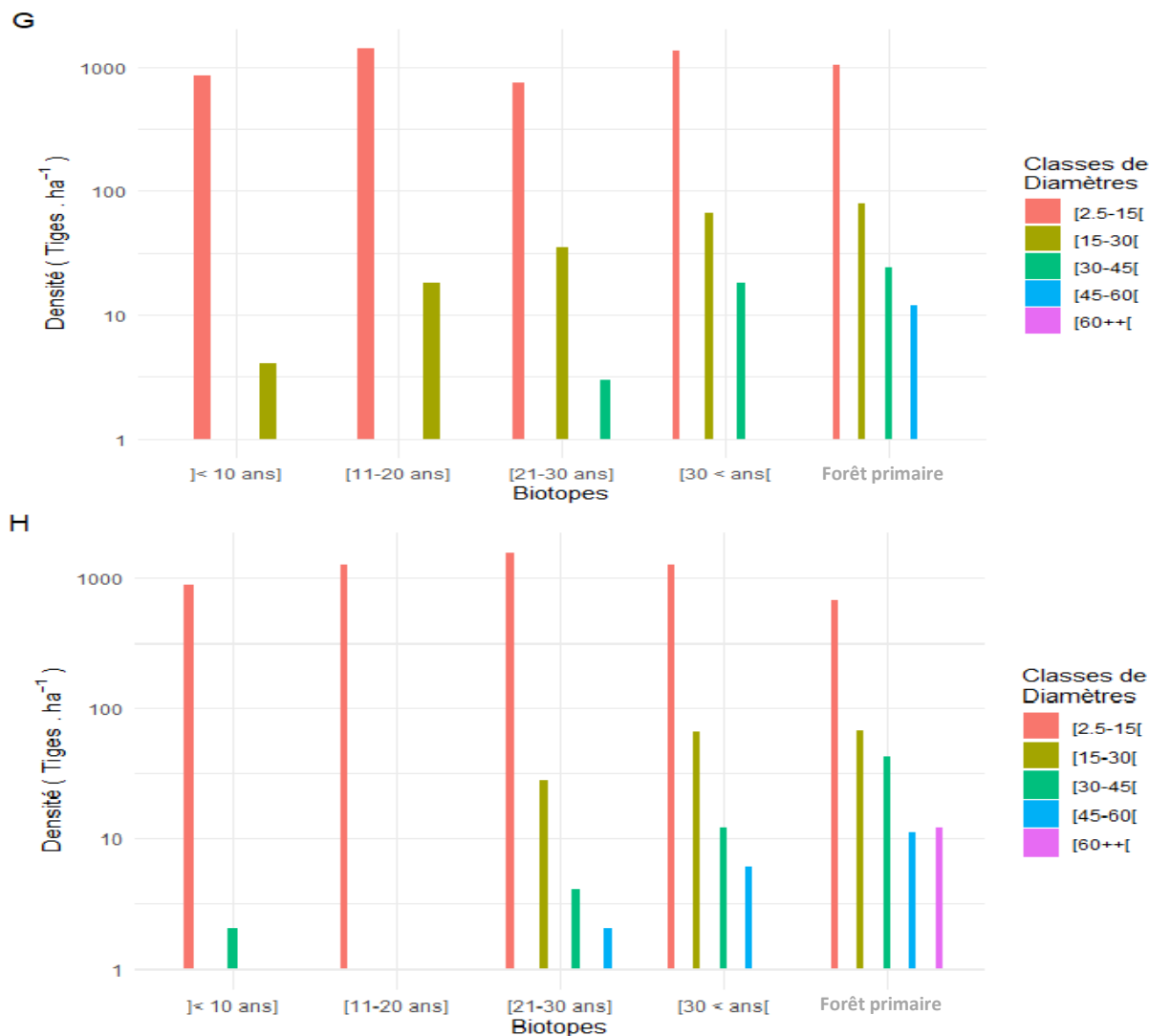


Figure 19: Distribution des tiges par classes de diamètres dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise

Légende : **G** : Classes de diamètres des tiges de la Forêt Classée de Badenou, **H** : Classes de diamètres des tiges de la Forêt Classée de Foubou.

Dans la Forêt Classée de Foubou, la densité des individus ayant de gros diamètres augmente avec l'âge des forêts secondaires vers celui des forêts primaires. Les arbres ayant de gros diamètres d'au moins 45 cm dans cette forêt sont présents dans les biotopes des forêts secondaires de plus de 10 ans. Les petits individus qui ont un diamètre compris entre 2,5 et 15 cm sont aussi bien présents dans les biotopes des forêts secondaires que dans les forêts primaires. Leur densité est plus importante dans les biotopes [11-20 ans] [21-30 ans] et [30 < ans] des forêts secondaires. La structure diamétrique de la Forêt Classée de Foubou présente également une courbe en forme de « J inversé » dans les différents biotopes.

5.1.4.2. Structure verticale des arbres dans les biotopes

Au niveau de la zone ombrophile, la distribution par classes de hauteurs des arbres varie d'une forêt à une autre et d'un biotope à un autre au sein d'une même forêt. Dans la Forêt Classée de Yaya, les arbres de moins de 4 m sont très abondants dans les biotopes de]< 10 ans] et aussi dans celui des forêts primaires. La densité des arbres qui ont entre 4 et 16 m de hauteur diminue des biotopes des forêts secondaires vers celui des forêts primaires. Les plus grands arbres, c'est-à-dire ceux qui ont une hauteur comprise entre 16 et 32 m sont plus abondants dans les forêts primaires (Figure 20). Dans la Forêt Classée d'Irobo, les plus petits arbres de moins de 4 m sont plus abondants dans les biotopes des jeunes forêts secondaires et leur densité diminue dans la végétation quand l'âge des forêts secondaires augmente. La densité des arbres mesurant entre 4 et 16 m augmentent avec l'âge des forêts secondaires jusqu'aux forêts primaires. Les plus grands arbres de plus de 16 m de hauteur sont beaucoup plus présents dans les biotopes des vieilles forêts secondaires et dans celui des forêts primaires (Figure 20). Concernant la Forêt Classée de Niégré, les arbres qui mesurent entre 4 et 8 m sont présents dans tous les biotopes. Leur densité diminue avec l'âge des forêts secondaires jusqu'aux forêts primaires. Les grands arbres de plus de 16 m de hauteur sont abondants dans les biotopes des forêts secondaires âgées et dans celui des forêts primaires (Figure 20).

Dans la zone mésophile, les arbres les plus grands en hauteur sont majoritairement présents dans les biotopes des forêts secondaires âgées et dans le biotope des forêts primaires. Au niveau de la Forêt Classée d'Agbo 1, la densité des arbres de moins de 8 m diminue avec l'âge de la forêt secondaire, cette densité est encore plus réduite dans le biotope des forêts primaires. A partir de 11 ans, les biotopes des forêts secondaires commencent à abriter les arbres de plus de 16 m de hauteur. Les arbres de plus de 32 m de hauteur commencent à intégrer les biotopes des forêts secondaires de plus de 20 ans et sont beaucoup plus présents dans les forêts primaires (Figure 21). Concernant la Forêt Classée de Téné, les arbres de moins de 4 m de hauteur sont aussi bien présents dans les biotopes des forêts secondaires que dans les forêts primaires et même légèrement plus abondants. La densité des arbres qui ont des hauteurs comprises entre 4 et 16 m augmentent avec l'âge de la forêt secondaire. Les arbres de plus de 16 m de haut sont beaucoup plus présents dans les biotopes des forêts secondaires âgées de plus de 20 ans et dans les forêts primaires (Figure 21).

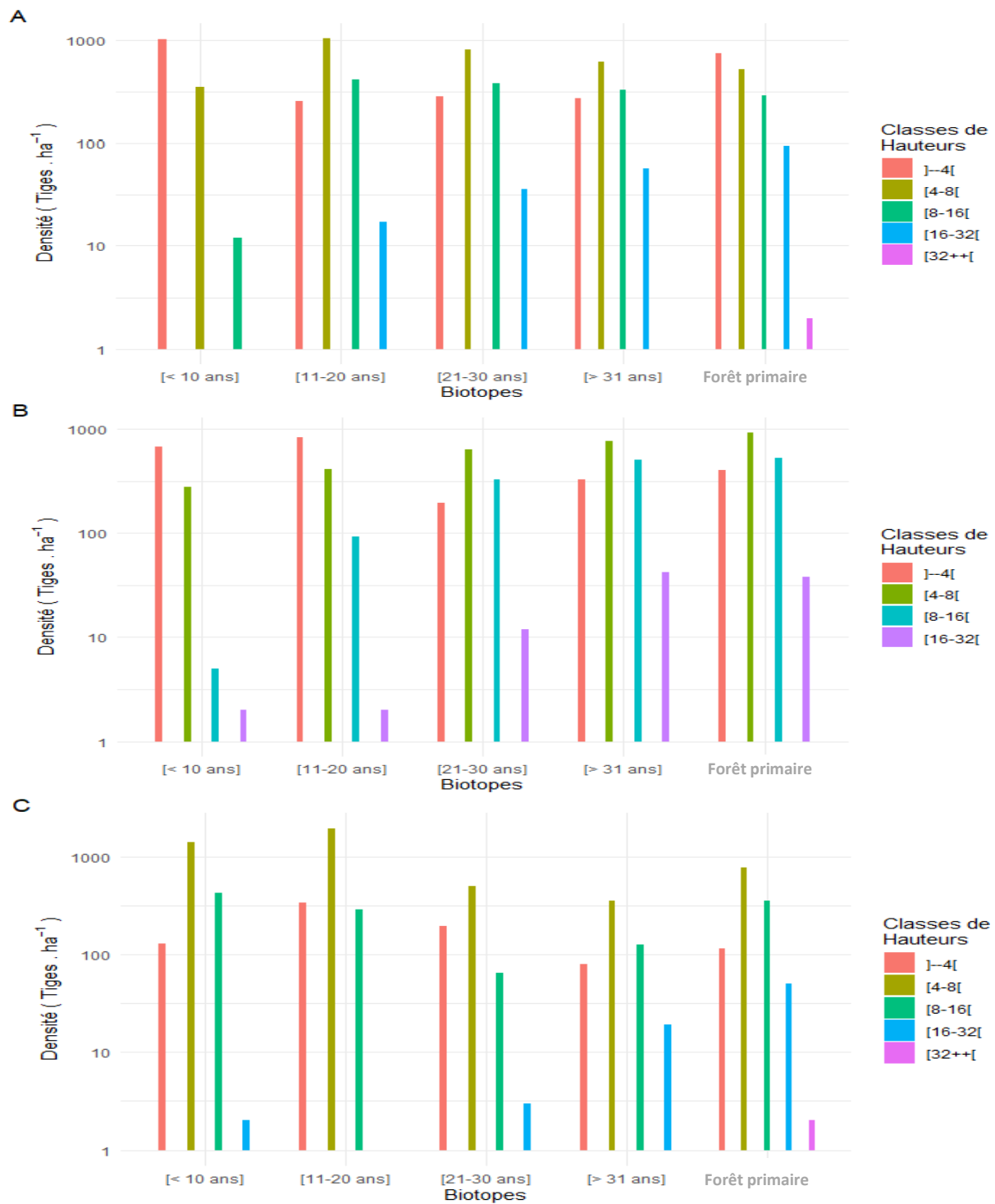


Figure 20 : Distribution des tiges par classes de hauteurs dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile

Légende : **A** : Classes de hauteurs des tiges de la Forêt Classée de Yaya, **B** : Classes de hauteurs des tiges de la forêt classée d'Irobo, **C** : Classes de hauteurs des tiges de la Forêt Classée de Niégré.

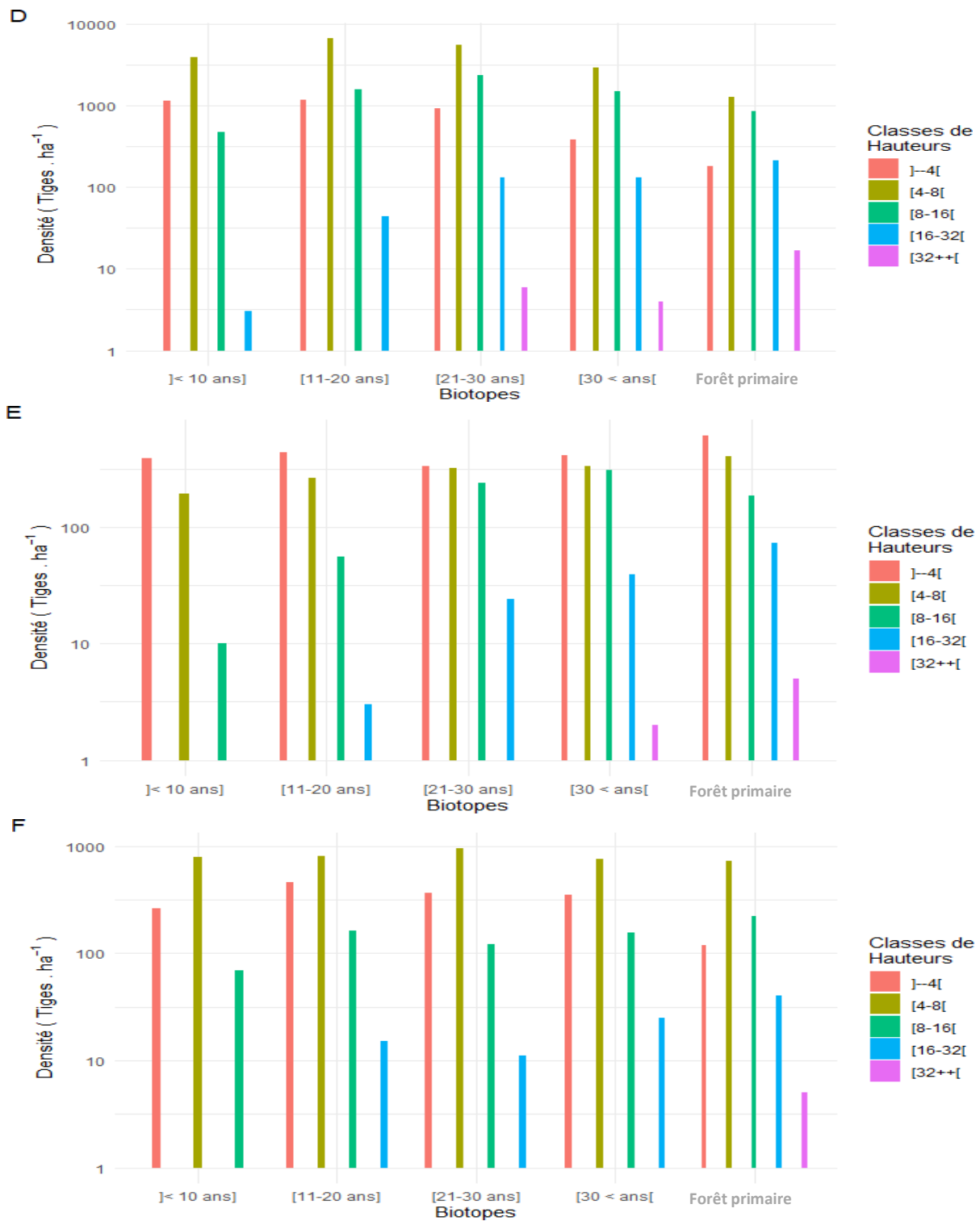


Figure 21 : Distribution des tiges par classes de hauteurs dans les biotopes inventoriés en zone mésophile

Légende : **D** : Classes de hauteurs des tiges de la forêt classée d'Agbo 1, **E** : Classes de hauteurs des tiges de la Forêt Classée de Tené, **F** : Classes de hauteurs des tiges de la Forêt Classée du Haut-Sassandra.

Dans la Forêt Classée du Haut-Sassandra, les arbres de moins de 4 m sont présents dans tous les biotopes, mais leur densité est réduite dans le biotope des forêts primaires. Les arbres qui ont des hauteurs comprises entre 4 et 8 ans sont les plus abondants et sont également présents dans tous les biotopes presque à densité égale. Les arbres de moins de 32 m de hauteur sont abondants dans les biotopes des forêts secondaires de plus de 11 ans et dans celui des forêts primaires, alors que les arbres les plus grands de plus de 32 m sont abondants dans le biotope des forêts primaires et très rarement dans les biotopes des forêts secondaires.

Concernant la zone soudanaise, la distribution de la hauteur des arbres diffère fortement d'une forêt à une autre. Dans la Forêt Classée de Badenou, on trouve des arbres de moins de 16 m dans tous les biotopes inventoriés, à des densités variant d'un biotope à un autre. Des arbres de plus de 32 m ont rarement été aperçus dans pratiquement tous les biotopes. Cependant, l'on retrouve assez tôt les arbres d'au moins 16 m dans les biotopes les plus jeunes d'environ 10 ans des forêts secondaires, leur densité croît au fur et à mesure que l'âge de la forêt secondaire augmente et est plus importante dans les forêts primaires (Figure 22). Au niveau de la Forêt Classée de Foubou, la densité des arbres de moins de 4 m diminue avec l'âge de la forêt secondaire et beaucoup plus réduite dans les forêts primaires. Les arbres qui ont des hauteurs comprises entre 4 et 8 m sont quasiment présent dans tous les biotopes, même si leur densité est plus élevée dans les biotopes [11-20 ans], [21-30 ans] et [30 < ans] des forêts secondaires. Les plus grands arbres de plus de 16m sont présents dans les biotopes des forêts secondaires âgées de plus de 20 ans et plus abondants dans les forêts primaires (Figure 22).

5.1.4.3. Paramètres structuraux des biotopes des forêts classées

Il a été recensé sur l'ensemble des huit Forêts Classées des trois zones phytogéographiques investiguées, un total de 76 173 individus avec un DBH $\geq 2,5$ cm sur 236 parcelles inventoriées recouvrant une superficie de 47,2 ha. La superficie de la section transversale moyenne de toutes les tiges est de $12,55 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$. La hauteur de Lorey obtenues à l'échelle des huit forêts varie de 2,18 à 28,46 m.

Dans la zone ombrophile, 21 767 arbres avec un DBH $\geq 2,5$ cm ont été inventoriés à l'intérieur de 60 parcelles et la densité de tiges varie de 430 à 3 105 tiges. ha^{-1} . Pour la Forêt Classée de Yaya, la densité de tiges par hectare varie de 1 080 à 3 105.

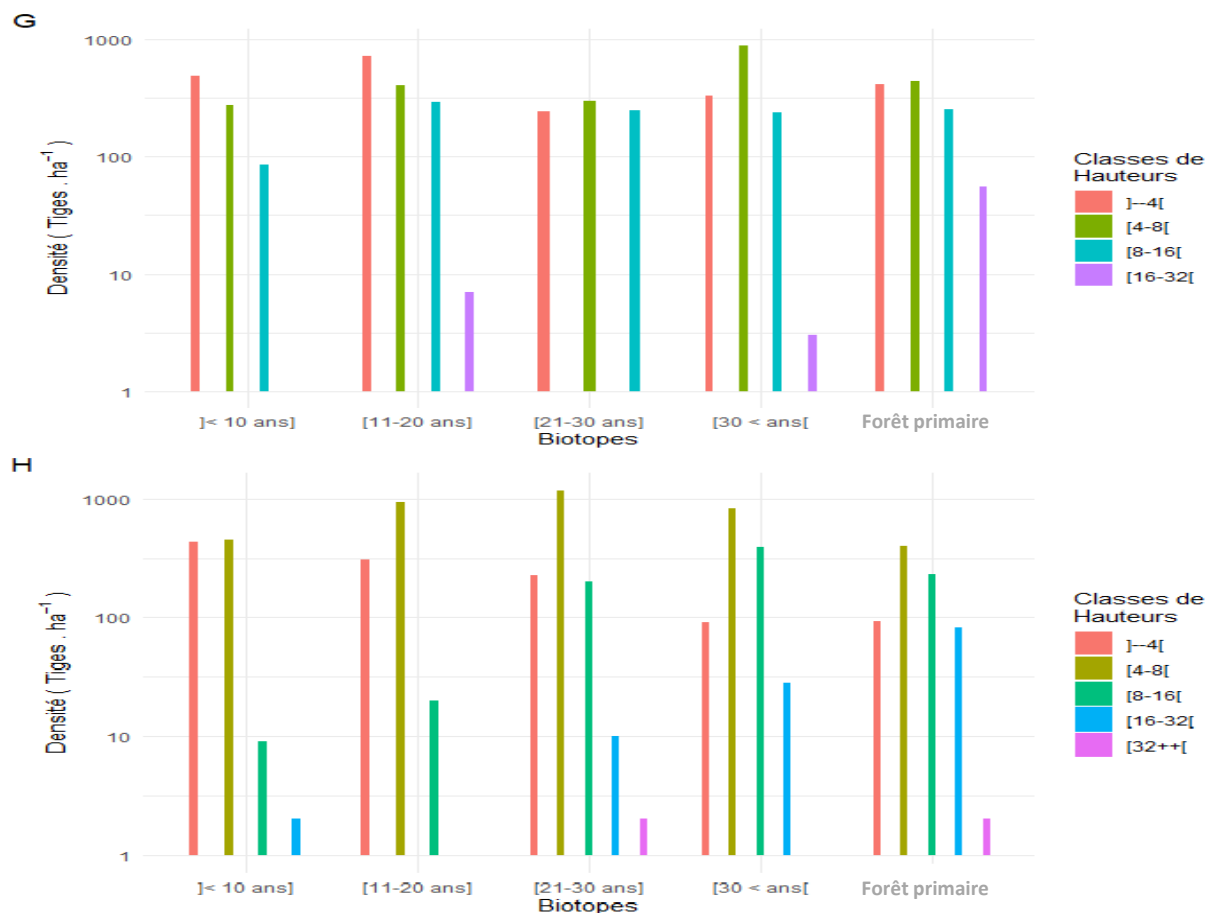


Figure 22 : Distribution des tiges par classes de hauteurs dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise

Légende : **G** : Classes de hauteurs des tiges de la Forêt Classée de Badenou, **H** : Classes de hauteurs des tiges de la Forêt Classée de Foubou.

Les biotopes qui renferment la plus faible (1 758 tiges.ha⁻¹ en moyenne) et la plus grande (2 168 tiges.ha⁻¹ en moyenne) valeurs de densité de tiges sont respectivement le biotope]> 31 ans] et le biotope [11-20 ans] des forêts secondaires. Le test d'ANOVA non significatif ($P = 0,61$), montre qu'il n'existe pas de différence significative entre tous les biotopes en termes de densité de tiges (Figure 23). Dans la Forêt Classée d'Irobo, la densité de tiges à l'hectare varie de 510 à 2 390 et c'est plutôt le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires qui a la densité moyenne (1 206 tiges.ha⁻¹) la plus faible et celui de la forêt primaire possède la densité la plus élevée (2 354 tiges.ha⁻¹). Le test ANOVA significatif ($P = 0,021$), montre qu'il existe une différence significative qu'entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires (Figure 23).

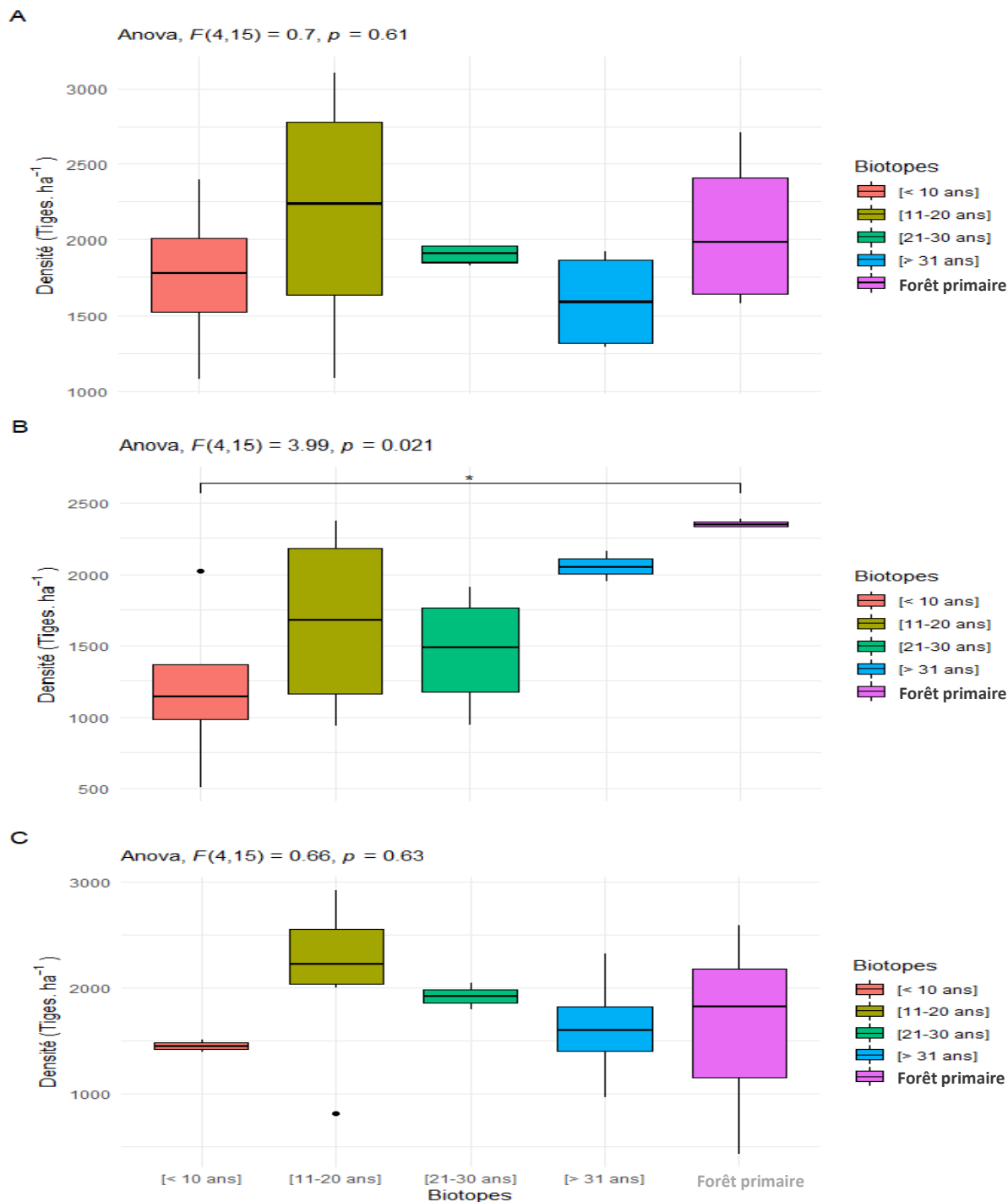


Figure 23 : Boîte à moustaches de comparaison de la densité de tiges dans les biotoques inventoriés en zone ombrophile

Légende : **A** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles des tiges dans la Forêt Classée de Yaya, **B** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles des tiges dans la Forêt Classée d'Irobo, **C** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles des tiges dans la Forêt Classée de Niégré. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotoques (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotoques (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotoques (***)

Au niveau de la Forêt Classée de Niégré, la densité en tiges à l'hectare varie de 430 à 2 920,

et la plus faible moyenne (1 450 tiges.ha⁻¹) de densité est observée dans le biotope]> 31 ans] tandis que la moyenne la plus élevée (2 134 tiges.ha⁻¹) en termes de densité de tige est obtenue dans le biotope [11-20 ans] des forêts secondaires. Le test ANOVA n'est pas significatif ($P = 0,63$) et révèle qu'il n'existe aucune différence significative entre tous les biotopes.

Pour la surface terrière moyen, elle est de 13,28 m².ha⁻¹ dans la Forêt Classée de Yaya. Le test ANOVA significatif ($P = 0.001$), montre qu'il existe des différences significatives entre les différents biotopes (Figure 24). La plus faible valeur moyenne (2.30 m².ha⁻¹) de surface terrière est observée dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et la plus grande valeur moyenne (53 m².ha⁻¹) dans les forêts primaires. Dans la forêt Classée d'Irobo, la surface terrière dans les biotopes est comprise entre 0,73 et 29,13 m².ha⁻¹. Le test ANOVA hautement significatif ($P < 0.0001$), montre qu'il existe des différences entre les biotopes inventoriés (Figure 24). La plus petite valeur moyenne (2,22 m².ha⁻¹) de surface terrière a été observée dans le biotope]< 10 ans] et la grande valeur moyenne (28,28 m².ha⁻¹) a été recueillie dans les forêts primaires. Pour ce qui est de la surface terrière des biotopes inventoriés dans la Forêt Classée de Niégré, elle est comprise entre 1,60 et 19,04 m².ha⁻¹. Le test ANOVA significatif ($P = 0.0004$), montre qu'il existe des différences significatives entre les forêts primaires et les biotopes de]< 10 ans], [11-20 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires (Figure 24). La valeur moyenne (4,62 m².ha⁻¹) la plus faible est recensée dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et la plus grande valeur moyenne (11,74 m².ha⁻¹) est observée dans les forêts primaires.

Pour ce qui est de la hauteur de Lorey, les valeurs obtenues dans la Forêt Classée de Yaya varient de 2,90 m à 27,02 m. Le test ANOVA hautement significatif ($p < 0.0001$), montre qu'il existe des différences hautement significatives entre les différents biotopes (Figure 25). Au niveau de la Forêt Classée d'Irobo, la hauteur de Lorey varie entre 3,37 et 15,06 m. Le test de Kruskal-Wallis significatif ($P = 0.0036$), ne montre que des différences significatives entre les biotopes]< 10 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires et entre les biotopes [11-20 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires (Figure 25). La plus petite valeur moyenne de hauteur de Lorey a été observée dans le biotope]< 10 ans] et il est de 4,27 m, alors la plus grande valeur moyenne (13,06 cm) a été obtenue dans les forêts primaires.

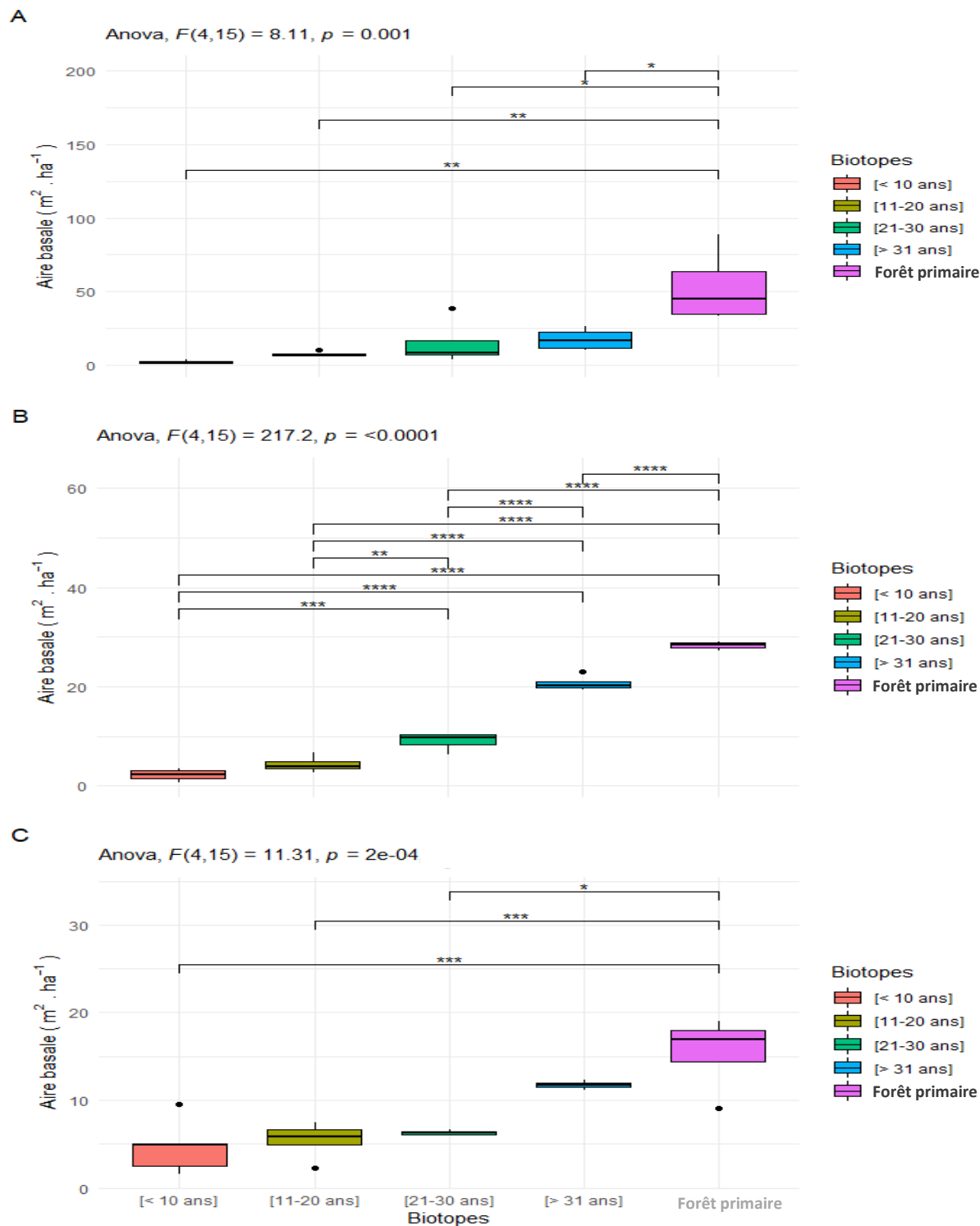


Figure 24 : Boîte à moustaches de comparaison de l’surface terrière dans les biotoques inventoriés dans la zone ombrophile

Légende : **A** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de l’surface terrière dans la Forêt Classée de Yaya, **B** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de l’surface terrière dans la Forêt Classée d’Irobo, **C** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de l’surface terrière dans la Forêt Classée de Niégré. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotoques (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotoques (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotoques (***).

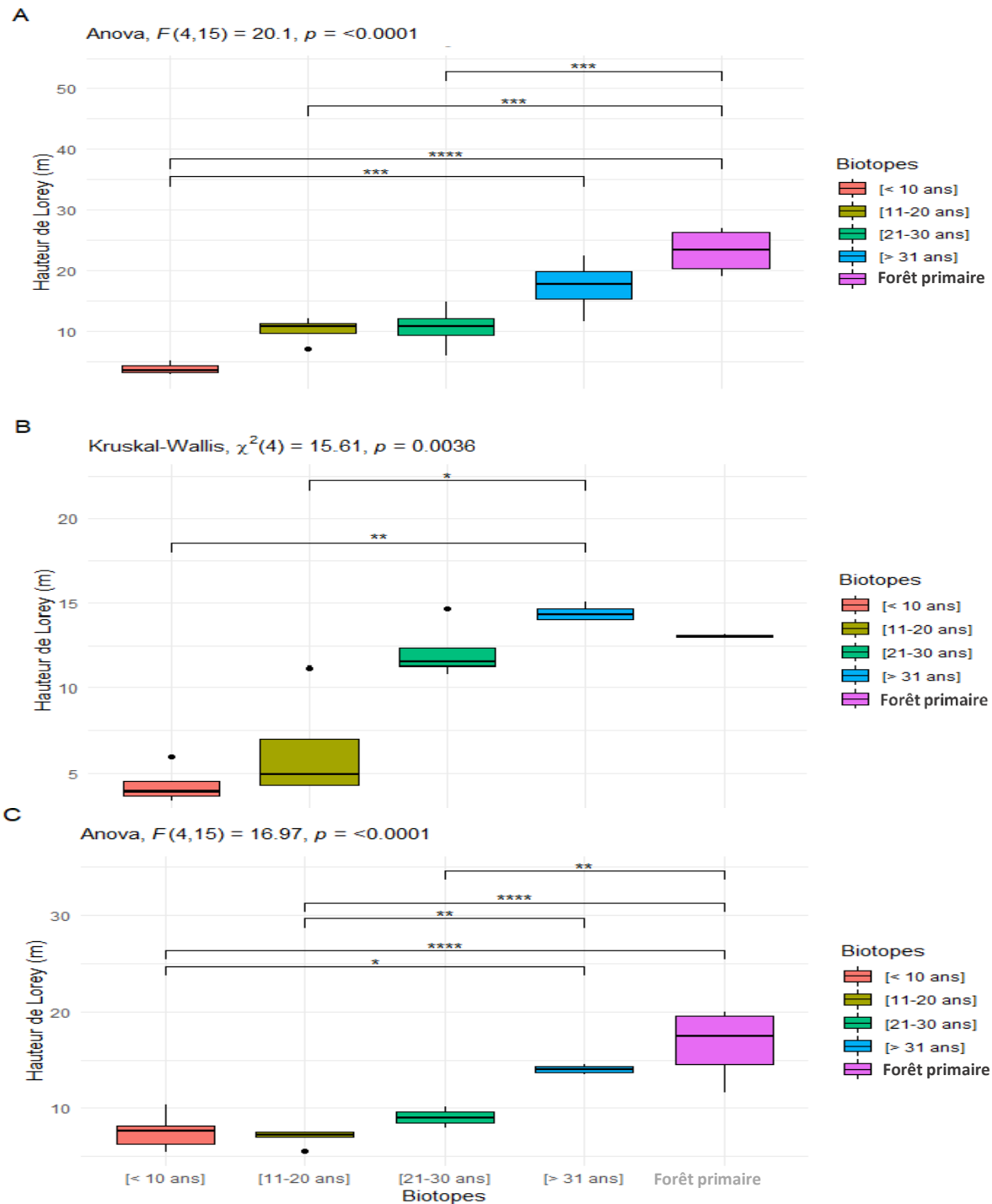


Figure 25 : Boîte à moustaches de comparaison de la hauteur de Lorey dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile

Légende : **A** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la hauteur de Lorey dans la Forêt Classée de Yaya, **B** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles dans la hauteur de Lorey de la Forêt Classée d'Irobo, **C** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la hauteur de Lorey dans la Forêt Classée de Niégré. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***).

La hauteur de Lorey dans la Forêt Classée de Niégré varie de 5,46 à 20 m. Le test ANOVA hautement significatif ($P < 0.0001$), montre qu'il y a des différences significatives entre les biotopes. Le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires renferme en son sein la plus faible valeur moyenne (7,54 m) de la hauteur de Lorey, tandis qu'on observe la plus grande valeur moyenne (16,63 m) dans les forêts primaires.

Dans la zone mésophile, un total de 42 875 arbres avec un DBH $\geq 2,5$ cm au sein de 136 parcelles a été inventoriés. La densité de tiges varie de 70 à 2 545 tiges.ha⁻¹. Au niveau de la Forêt Classée d'Agbo 1, la densité de tiges par hectare varie de 80 à 2 545. Le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires a la plus faible densité moyenne (1 074 tiges.ha⁻¹) et le biotope]> 31 ans] des forêts secondaires en possède la plus grande densité moyenne (2 080 tiges.ha⁻¹) de tige. Le test de Kruskal-Wallis hautement significatif ($P < 0.0001$), montre qu'il existe des différences très et hautement significatives entre certains biotopes, à savoir entre les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans], entre les biotopes]< 10 ans] et [21-30 ans] et entre les biotopes]< 10 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires (Figure 26). Dans la Forêt Classée de Téné, la densité de tige à l'hectare varie de 70 à 2 070. La plus grande densité moyenne (1 605 tiges.ha⁻¹) a été observée dans les forêts primaires et la faible densité moyenne (746 tiges.ha⁻¹) a été observée dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires. Le test statistique ANOVA n'est pas significatif ($P = 0.1$) et montre qu'il n'existe pas de différences significatives entre les biotopes (Figure 26). Au niveau de la Forêt Classée du Haut-Sassandra, la densité de tiges par hectare varie de 570 à 2 450. Les biotopes [11- 20 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires qui ont respectivement 1 808 tiges.ha⁻¹ et 1805 tiges.ha⁻¹ sont ceux qui ont les plus fortes densités moyennes alors que le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires renferme la plus faible densité moyenne (1 391 tiges.ha⁻¹). Le test ANOVA n'est pas significatif ($P = 0.52$) et montre qu'il n'existe pas de différences significatives entre les différents biotopes (Figure 26).

Concernant la surface terrière, elle varie de 0,11 à 69,09 m².ha⁻¹ dans la Forêt Classée d'Agbo 1. Le test de Kruskal-Wallis hautement significatif ($P < 0,0001$) a révélé des différences significatives entre plusieurs biotopes (Figure 27). La plus petite valeur moyenne (2.80 m².ha⁻¹) de surface terrière est observée dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et la plus grande valeur moyenne (47,87 m².ha⁻¹) dans les forêts primaires. La surface terrière dans la

Forêt Classée de Téné varie de 0,11 à 31,85 m².ha⁻¹.

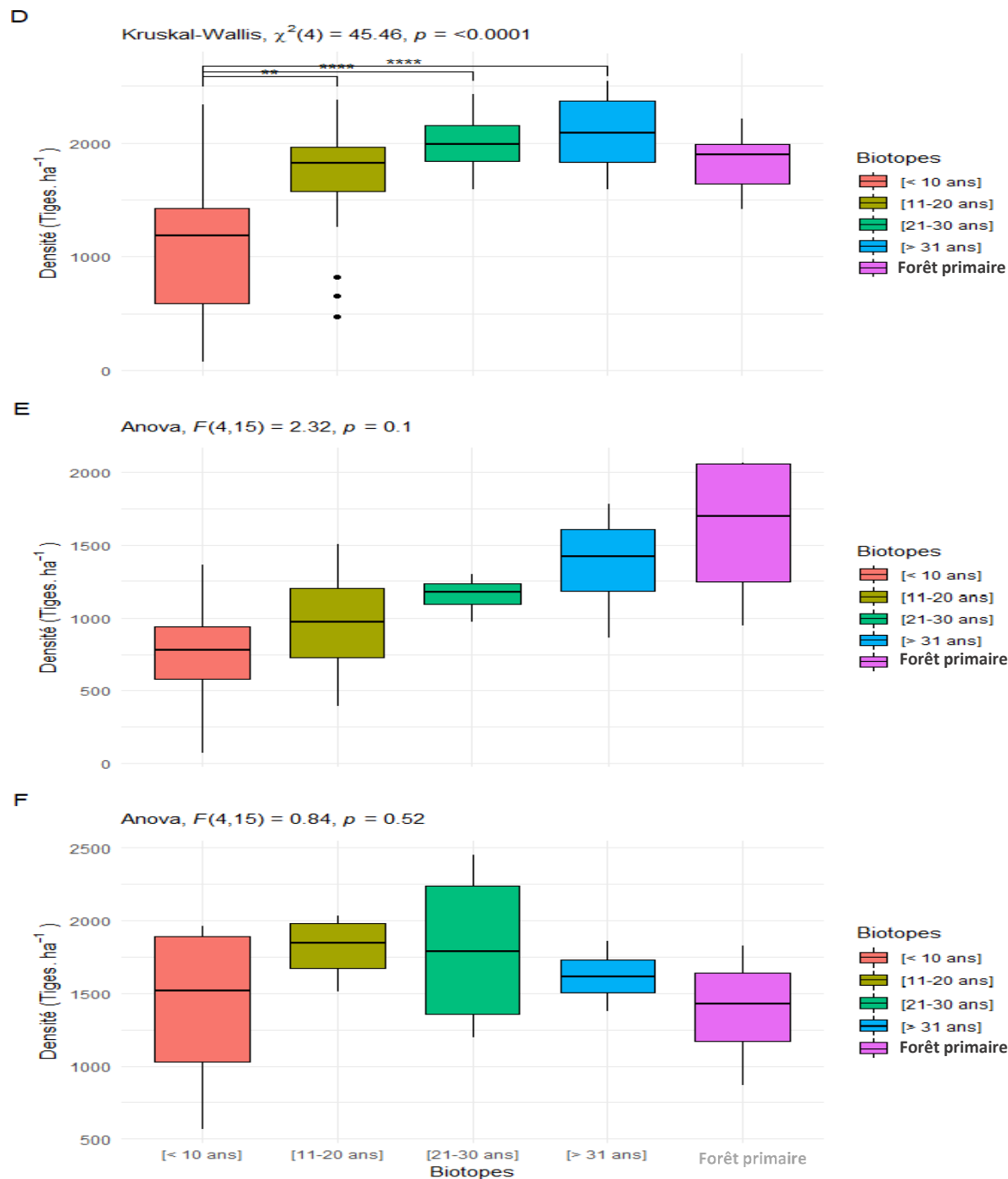


Figure 26 : Boîte à moustaches de comparaison de la densité de tiges dans les biotopes inventoriés en zone mésophile

Légende : D : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles des tiges dans la Forêt Classée d'Agbo 1, E : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles des tiges dans la Forêt Classée de Téné, F : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles des tiges dans la Forêt Classée du Haut-Sassandra. Code de significativité de $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***)

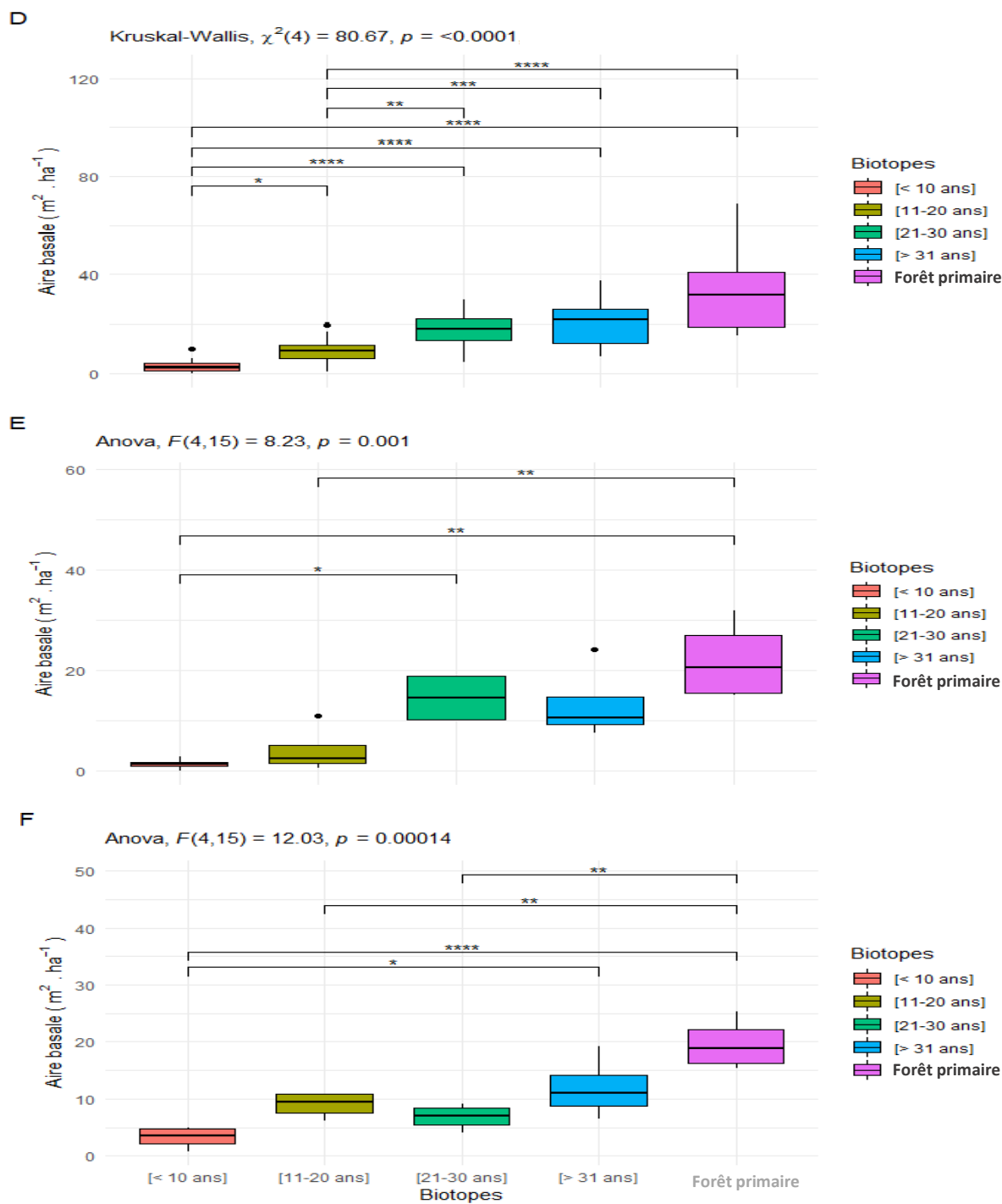


Figure 27 : Boîte à moustaches de comparaison de l’surface terrière dans les biotoques inventoriés en zone mésophile

Légende : **D** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de l’surface terrière dans la Forêt Classée d’Agbo 1, **E** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de l’surface terrière dans la Forêt Classée de Tené, **F** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de l’surface terrière dans la Forêt Classée du Haut-Sassandra. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotoques (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotoques (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotoques (***)

Le test ANOVA significatif ($P = 0,001$) a montré qu'il existe des différences significatives entre les biotopes]< 10 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires. Des différences hautement significatives entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires, ainsi qu'entre le biotope [11-20 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires ont été aussi observées. La plus faible valeur moyenne ($1,45 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) de surface terrière est observée dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et la plus grande valeur moyenne ($22,08 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) est obtenue dans les forêts primaires. Au niveau de la Forêt Classée du Haut-Sassandra, la surface terrière varie de 0,80 à $25,21 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$. Le test ANOVA réalisé est significatif ($P = 0.00014$) et montre qu'il existe de différences significatives entre les biotopes]< 10 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires. Des différences hautement significatives ont été aussi remarquées entre les biotopes]< 10 ans], [11-20 ans] et [21-30 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires. La plus petite valeur moyenne ($3,24 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) de surface terrière a été obtenue dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et la plus grande valeur moyenne ($19,59 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) dans les forêts primaires.

Concernant la hauteur de Lorey, elle évolue de 3,15 m à 28,46 m dans la Forêt Classée d'Agbo 1. Le test ANOVA est très significatif ($P < 0.0001$) et a montré qu'il existe des différences significatives et hautement significatives entre les différents biotopes (Figure 28). Le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires à la plus petite valeur moyenne (5,84 m) de hauteur de Lorey alors que les forêts primaires ont la plus grande valeur moyenne (22,38 m). La hauteur de Lorey calculée dans la Forêt Classée de Téné est comprise entre 2,91 et 25,55 m. Le test ANOVA est hautement significatif ($P < 0.0001$) et a rapporté qu'il existe de différences significatives, et hautement significatives entre presque tous les biotopes (Figure 28). La plus petite hauteur de Lorey moyenne (4,14 m) a été observée dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires ont enregistré la hauteur de Lorey moyenne la plus grande (21,63 m). En ce qui concerne la Forêt Classée du Haut-Sassandra, la hauteur de Lorey varie de 3,14 à 21,27 m.

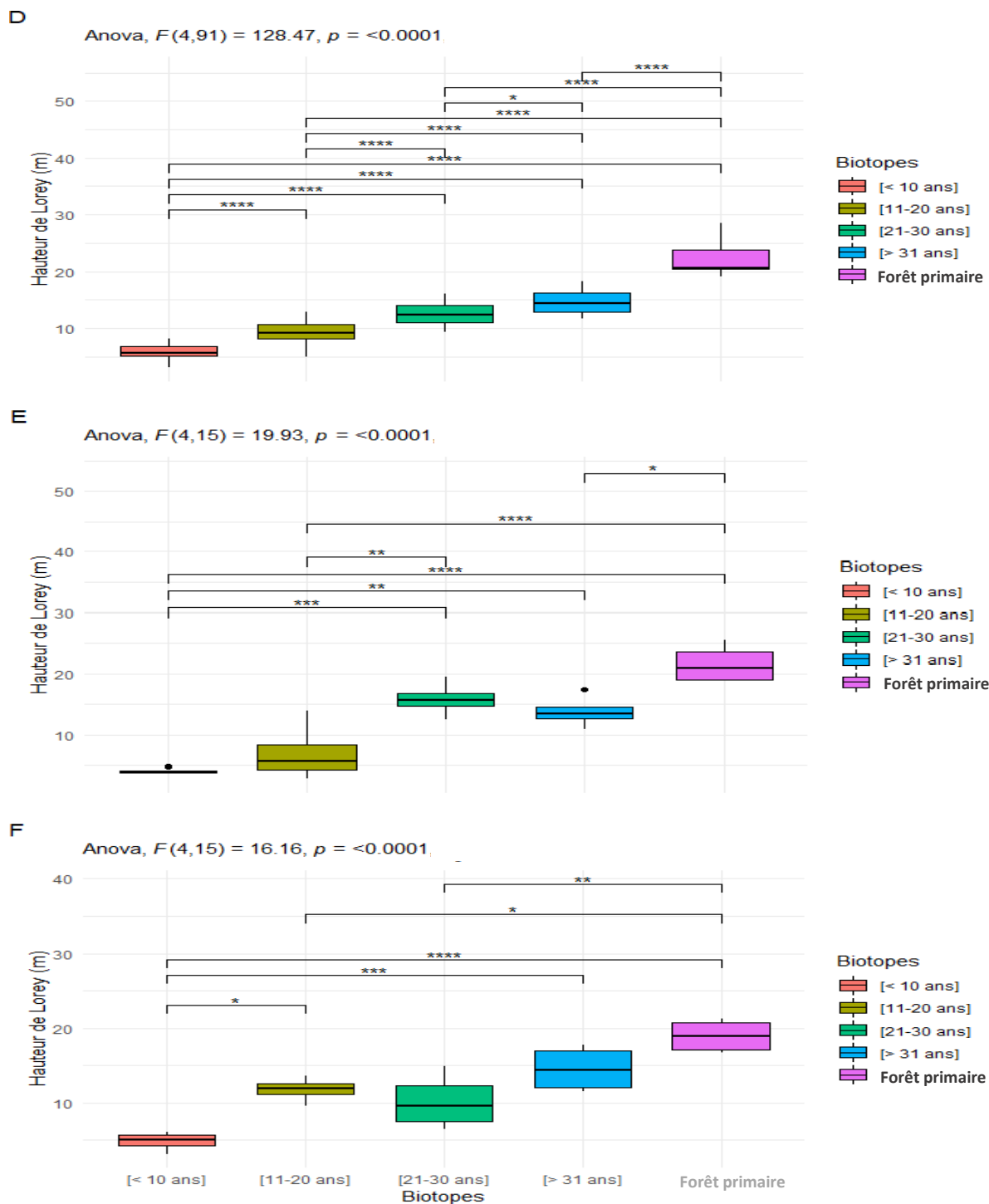


Figure 28 : Boîte à moustaches de comparaison de la hauteur de Lorey dans les biotopes inventoriés en zone mésophile

Légende : D : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la hauteur de Lorey dans la Forêt Classée d'Agbo 1, E : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la hauteur de Lorey dans la Forêt Classée de Tené, F : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la hauteur de Lorey dans la Forêt Classée du Haut-Sassandra. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***) .

Le test ANOVA, hautement significatif ($P < 0.0001$), montre qu'il existe des différences significatives, très et hautement significatives entre presque tous les biotopes (Figure 28). La plus petite hauteur moyenne de Lorey est de 4,87 m observée dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et la plus grande hauteur de Lorey moyenne (18,96 cm) dans les forêts primaires.

Dans la zone soudanaise, il a été recensé au total 11 531 arbres avec un DBH $\geq 2,5$ cm au sein de 40 parcelles et la densité des tiges varie de 10 à 2 850 tiges.ha⁻¹. Dans la Forêt Classée de Badenou, la densité de tiges par hectare varie de 10 à 2 850. Le biotope qui renferme la plus faible densité moyenne (979 tiges.ha⁻¹) est le biotope [21-30 ans] des forêts secondaires et celui qui renferme la plus forte densité moyenne (1 803 tiges.ha⁻¹) est le biotope]> 31 ans] des forêts secondaires. Le test ANOVA n'est pas significatif ($P = 0.24$) et a montré qu'il n'existe pas de différences significatives entre tous les biotopes (Figure 29). Au niveau de la Forêt Classée de Foubou, la densité de tiges par hectare varie de 735 à 2 340. Les forêts primaires renferment la plus faible densité moyenne (1 009 tiges.ha⁻¹) alors que la plus forte densité moyenne (1 995 tiges.ha⁻¹) est obtenue dans le biotope [21-30 ans] des forêts secondaires. Le test ANOVA significatif ($P = 0.027$), montre qu'il existe de différences statistiquement significatives entre seulement le biotope [21-30 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires (Figure 29).

Pour ce qui est de la surface terrière, elle varie de 0,01 à 15,87 m².ha⁻¹ dans la Forêt Classée de Badenou. Le test ANOVA est hautement significatif ($P < 0.0001$). Il a montré qu'il y a des différences significatives et hautement significatives entre la plupart des biotopes, sauf entre les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans] des forêts secondaires, entre les biotopes]< 10 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires et entre les biotopes [11-20 ans] et]> 31 ans] des forêts secondaires (Figure 30). La plus petite valeur moyenne (2,13 m².ha⁻¹) de surface terrière est obtenue dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires tandis que la plus grande valeur moyenne (11,03 m².ha⁻¹) est observée dans les forêts primaires. La surface terrière calculée dans la Forêt Classée de Foubou varie de 1,29 à 28,27 m².ha⁻¹. Le test Kruskal-Wallis significatif ($P = 0.0031$), montre des différences significatives entre le biotope [11-20 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires et très significative entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires (Figure 30). La plus faible valeur moyenne (2,30

m².ha⁻¹) de surface terrière est observée dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et la plus grande valeur moyenne (19,76 m².ha⁻¹) est observée dans les forêts primaires.

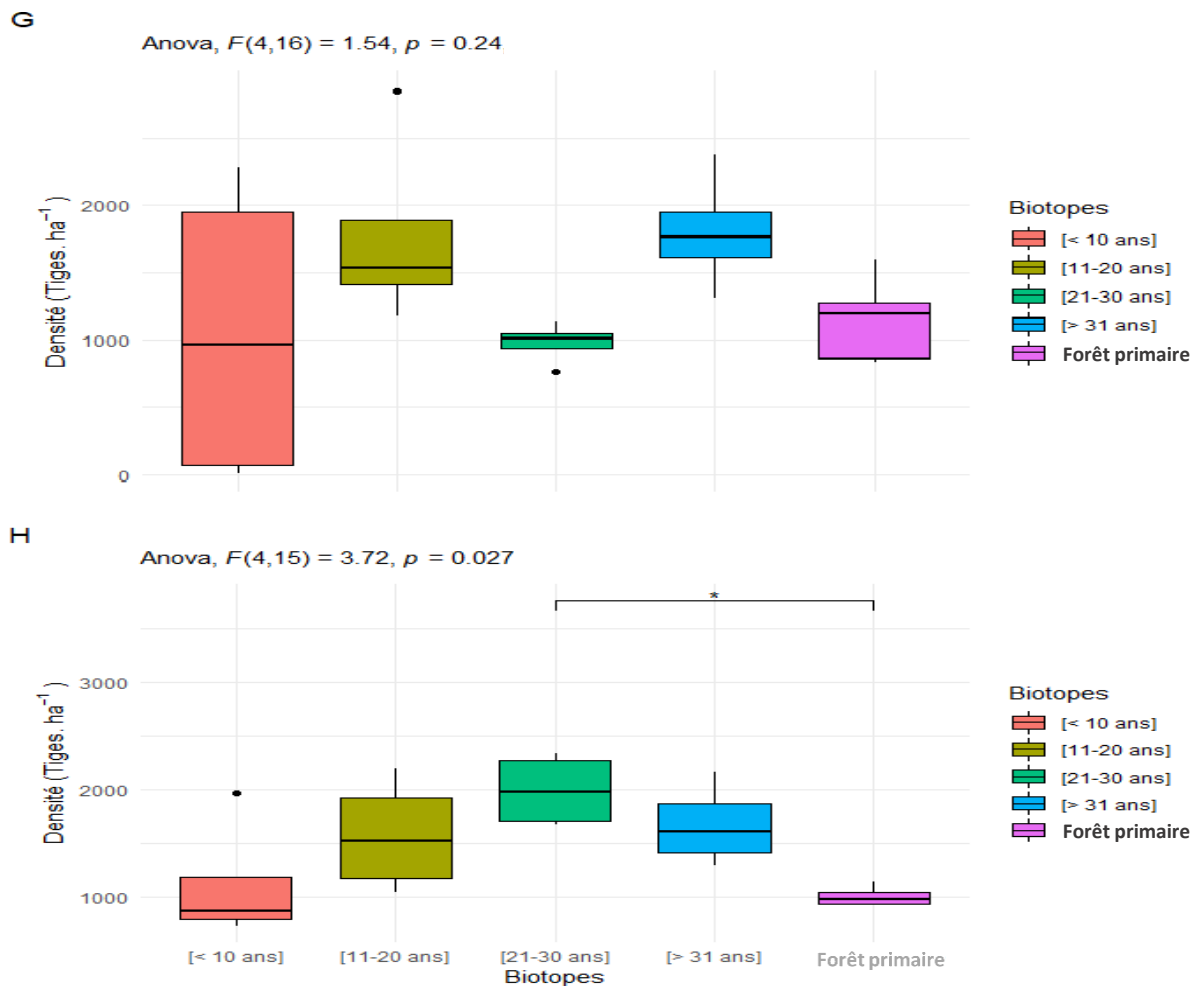


Figure 29 : Boîte à moustaches de comparaison de la densité de tiges dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise

Légende : **G** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles des tiges dans la Forêt Classée de Badenou, **H** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles des tiges dans la Forêt Classée de Foubou. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***) .

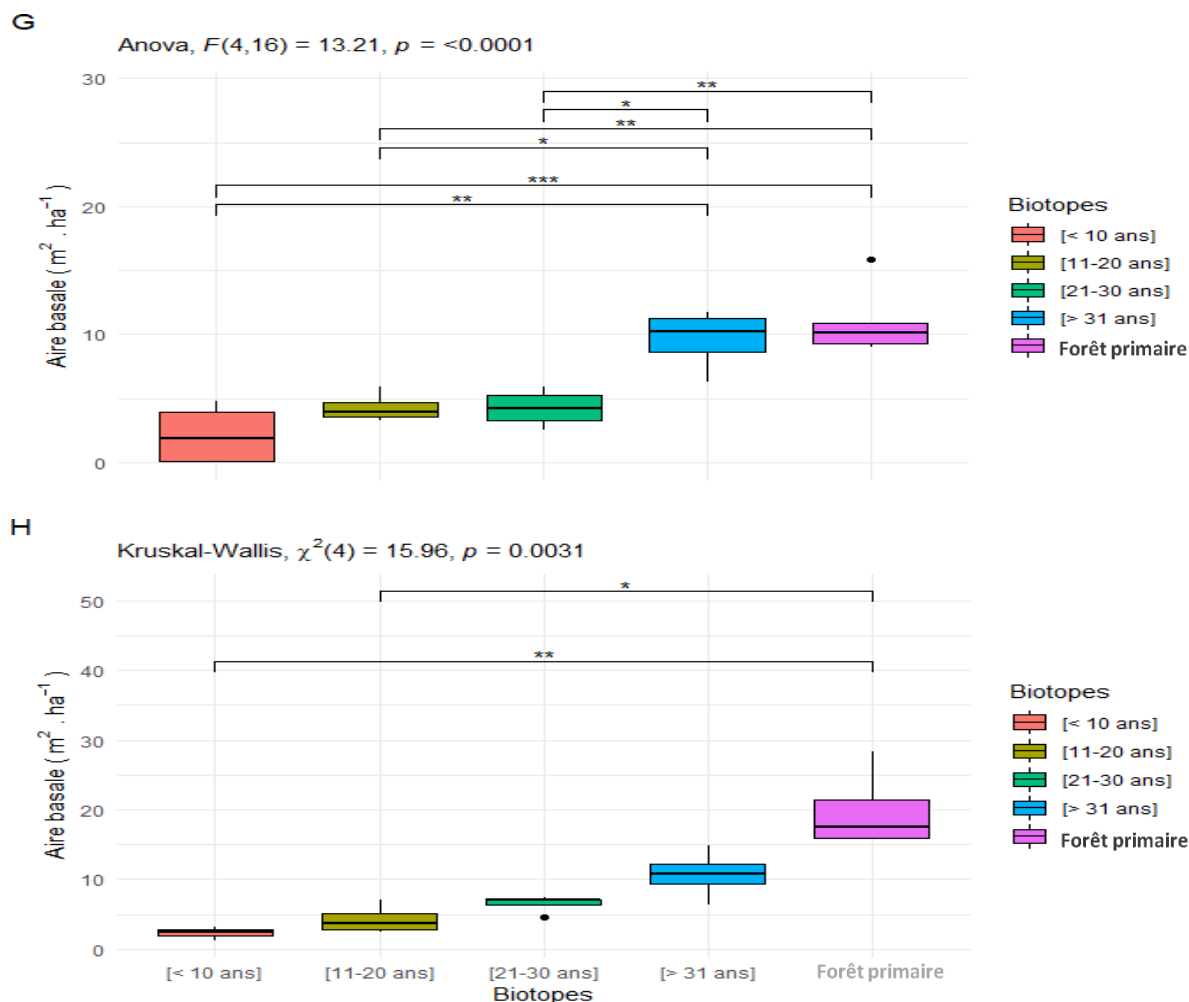


Figure 30 : Boîte à moustaches de comparaison de l’surface terrière dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise

Légende : **G** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de l’surface terrière dans la Forêt Classée de Badenou, **H** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de l’surface terrière dans la Forêt Classée de Foubou. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**); si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***)

Concernant la hauteur de Lorey, elle est comprise entre 2,18 et 18,48 m dans la Forêt Classée de Badenou, avec un test ANOVA significatif ($P = 0.004$). Le test statistique a montré des différences significatives entre le biotope [11-20 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires et très significative entre le biotope [< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires (Figure 31).

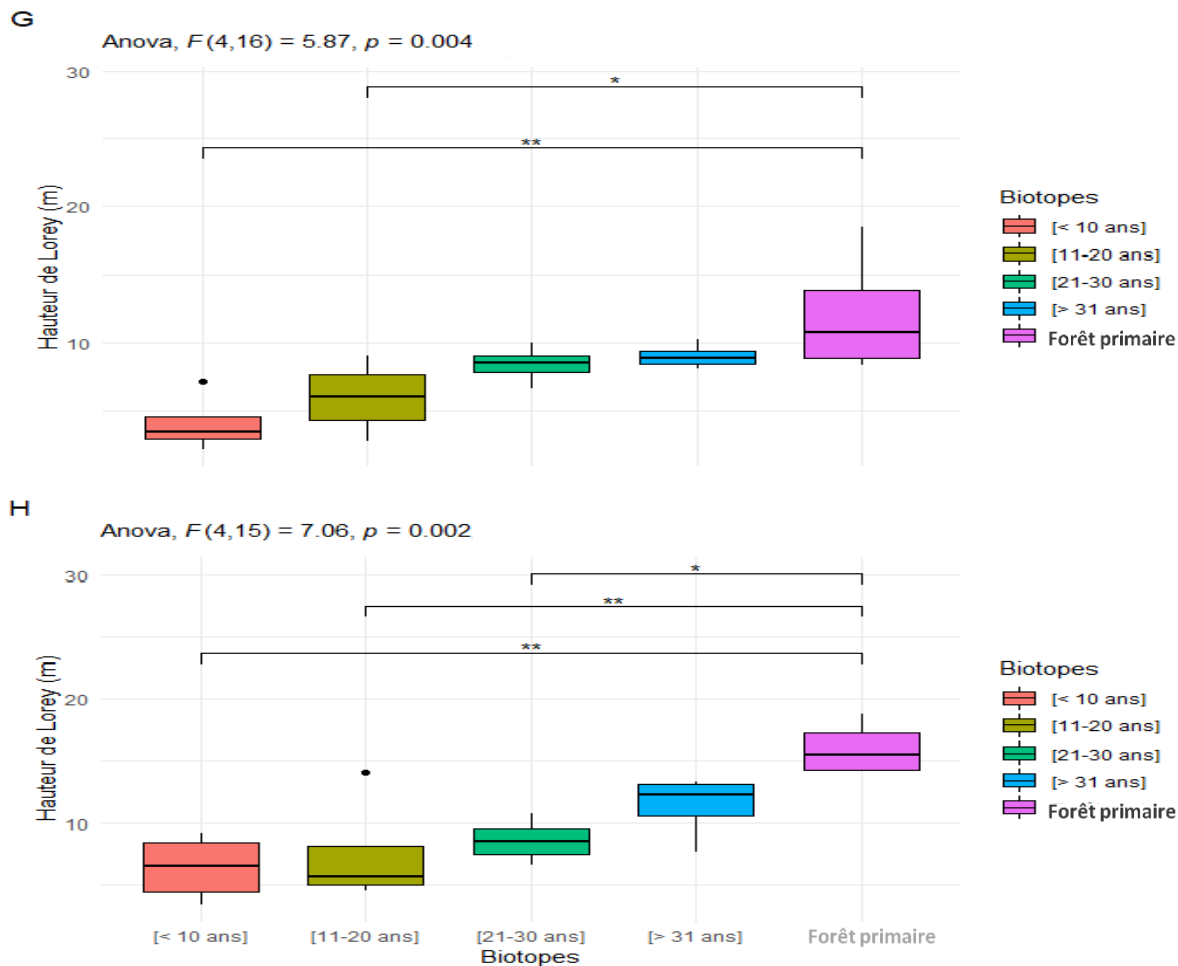


Figure 31 : Boîte à moustaches de comparaison de la hauteur de Lorey dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise

Légende : **G** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la hauteur de Lorey dans la Forêt Classée de Badenou, **H** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la hauteur de Lorey dans la Forêt Classée de Foubou. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotes (***)

La plus petite valeur moyenne (4,05 m) de la hauteur de Lorey est enregistrée dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires, alors que la plus grande valeur moyenne (12,10 m) de la hauteur de Lorey a été observé dans les forêts primaires. Dans la Forêt Classée de Foubou, la hauteur de Lorey varie de 3,36 à 18,74 m. Le test ANOVA significatif ($P = 0.002$), montre qu'il existe des différences significatives entre le biotope [21-30 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires. Le test a également montré des différences très significatives entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires et entre le biotope [11-20 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires. Le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires à

la plus petite valeur moyenne (6,36 m) de hauteur de Lorey alors que les forêts primaires enregistrent la plus grande valeur (16 m) moyenne de hauteur de Lorey dans la Forêt Classée de Foubou.

5.1.5. Biomasse aérienne déterminées dans les Forêts Classées

La biomasse aérienne moyenne calculées est de 67,51 Mg.ha⁻¹ sur l'ensemble de toutes les forêts. La biomasse aérienne dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires vaut en moyenne 6,30 Mg.ha⁻¹, et 24,39 Mg.ha⁻¹ dans le biotope [11-20]. Les biotopes [21-30 ans] et]> 31 ans] ont respectivement en moyenne 59,03 Mg.ha⁻¹ et 85,40 Mg.ha⁻¹. Les forêts primaires enregistrent comme biomasse aérienne 196,94 Mg.ha⁻¹ en moyenne.

Au sein de la zone ombrophile, la biomasse aérienne moyenne enregistrée par l'ensemble des forêts est de 88,28 Mg.ha⁻¹ en moyenne. Dans la Forêt Classée de Yaya, le biotope qui a la plus petite biomasse aérienne moyenne (2,25 Mg.ha⁻¹) est le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires, ensuite les biotopes [11-20 ans] et [21-30 ans], avec respectivement 22 Mg.ha⁻¹ et 75,38 Mg.ha⁻¹. Le biotope qui a stocké le plus de biomasse aérienne moyenne est le biotope]> 31 ans] avec 122,38 Mg.ha⁻¹. Sur l'ensemble des biotopes, ce sont les forêts primaires qui ont stockées le plus de biomasse aérienne avec 476,07 Mg.ha⁻¹ en moyenne. Le test Kruskal-Wallis significatif ($P = 0.002$), montre des différences significatives des biomasses aériennes stockées entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires (Figure 32). Au niveau de la Forêt Classée d'Irobo, la biomasse aérienne moyenne (3, 15 Mg.ha⁻¹) la plus faible est obtenue par le biotope]< 10 ans]. Les forêts primaires ont enregistré la plus grande valeur de biomasse qui est de 130,75 Mg.ha⁻¹ en moyenne. Le test ANOVA est hautement significatif ($P < 0.0001$) et montre qu'il existe des différences significatives entre les biomasses aériennes stockées dans les biotopes inventoriés, sauf entre les biotopes]< 10 ans] et [11-20 ans] (Figure 32). Pour ce qui est de la Forêt Classée de Niégré, le biotope]< 10 ans] est celui qui a la plus faible biomasse aérienne (11, 90 Mg.ha⁻¹ en moyenne) stockée. La plus forte biomasse aérienne (101,60 Mg.ha⁻¹ en moyenne) a été enregistrée dans les forêts primaires. Le test Kruskal-Wallis est significatif ($P = 0.009$), impliquant des différences significatives des biomasses aériennes stockées dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et le les forêts primaires.

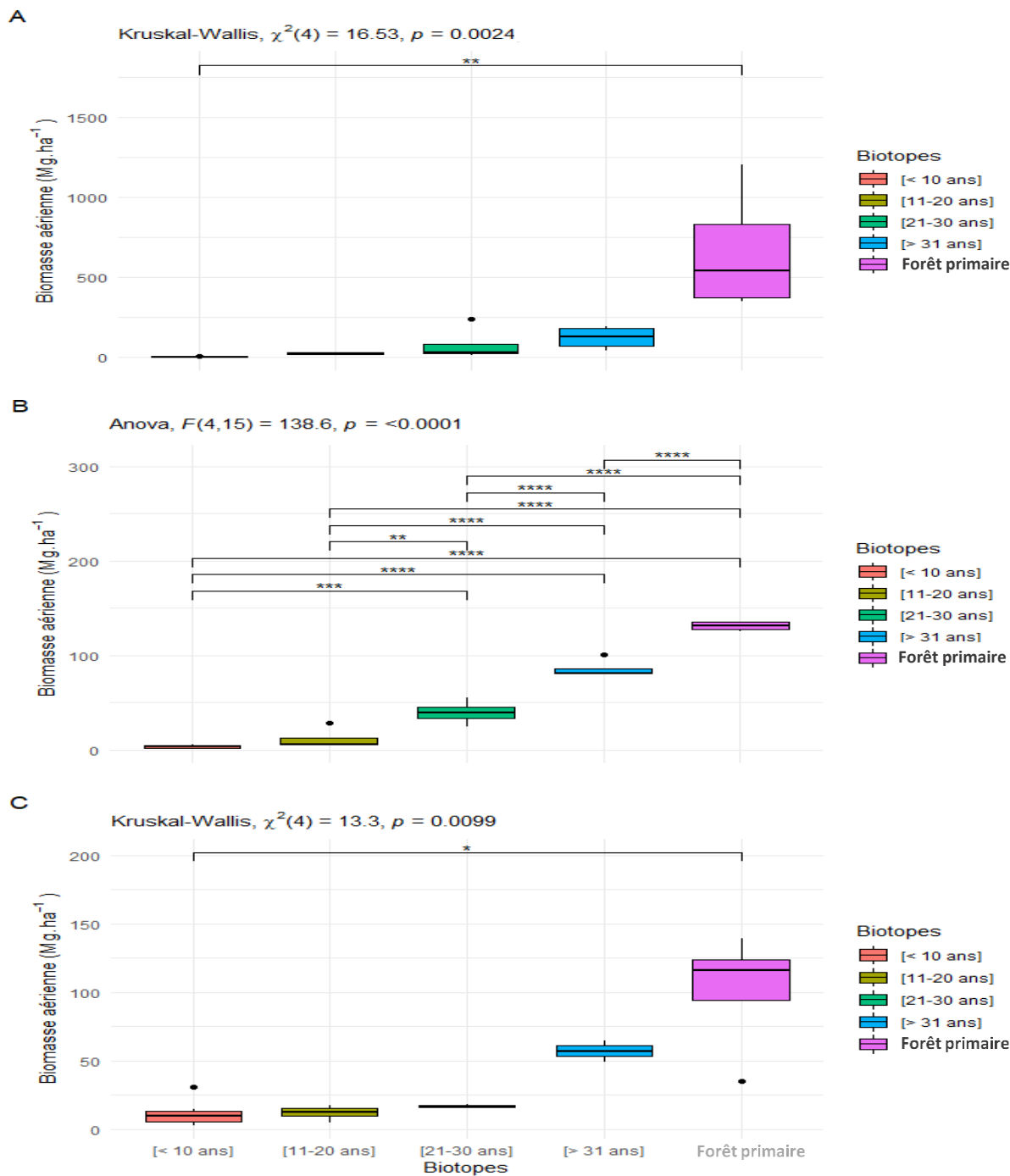


Figure 32 : Boîte à moustaches de comparaison de la biomasse aérienne dans les biotopes inventoriés en zone ombrophile

Légende : **A** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles dans la biomasse aérienne dans la Forêt Classée de Yaya, **B** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la biomasse aérienne dans la Forêt Classée d'Irobo, **C** : Moyenne et écart type de la biomasse aérienne dans la Forêt Classée de Niégré. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***)

Dans la zone mésophile, la biomasse aérienne moyenne stockée par l'ensemble des trois Forêts Classées est de 66,49 Mg.ha⁻¹ en moyenne. Au niveau de la Forêt Classée d'Agbo 1, la plus faible biomasse aérienne (6,82 Mg.ha⁻¹) est enregistrée dans le biotope]< 10 ans], alors que la plus grande valeur de biomasse aérienne (336,36 Mg.ha⁻¹ en moyenne) a été stockées par les forêts primaires. Le test de Kruskal-Wallis est hautement significatif ($P = 0.0001$) et a montré qu'il y a des différences significatives et hautement significatives des biomasses aériennes stockées dans quasiment tous les biotopes (Figure 33). Dans la Forêt Classée de Téné, les tendances observées montrent que la plus faible biomasse aérienne moyenne (2,14 Mg.ha⁻¹) est stockée par le biotope]< 10 ans] également. La plus grande biomasse aérienne moyenne (168,46 Mg.ha⁻¹) est stockée dans les forêts primaires. Le test ANOVA significatif ($P = 0.001$), montre des différences significatives des biomasses aériennes stockées dans certains biotopes (Figure 33). Concernant la Forêt Classée du Haut-Sassandra, la plus petite biomasse aérienne moyenne (6,11 Mg.ha⁻¹) a été observée dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires, tandis que la grande valeur de biomasse moyenne (148,01 Mg.ha⁻¹) est stockée par les forêts primaires. Le test ANOVA est hautement significatif ($P < 0.0001$) et montre des différences très et hautement significatives des biomasses aériennes stockées dans la majorité des biotopes (Figure 33).

Concernant la zone soudanaise, la biomasse moyenne stockée par l'ensemble des forêts investiguées est de 40,51 Mg.ha⁻¹ en moyenne. Dans la Forêt Classée de Badenou, la plus faible biomasse moyenne de 5,83 Mg.ha⁻¹ est relevé dans le biotope]< 10 ans] et la plus grande de 65,58 Mg.ha⁻¹ est obtenue dans les forêts primaires. Le test de Kruskal-Wallis est significatif ($P = 0.004$) et montre qu'il existe des différences très significatives des biomasses aériennes stockées seulement dans le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires (Figure 34). Au niveau de la Forêt Classée de Foubou, le biotope]< 10 ans] a enregistré également la plus faible biomasse moyenne (6,57 Mg.ha⁻¹) et le biotope des forêts primaires la grande biomasse aérienne moyenne (146,98 Mg.ha⁻¹). Le test de Kruskal-Wallis est aussi significatif ($P = 0.0034$) et montre qu'il existe des différences significatives entre le biotope [11-20 ans] des forêts secondaires et celui des forêts primaires. Des différences très significatives entre le biotope]< 10 ans] des forêts secondaires et les forêts primaires des biomasses aériennes stockées ont été aussi observées (Figure 34).

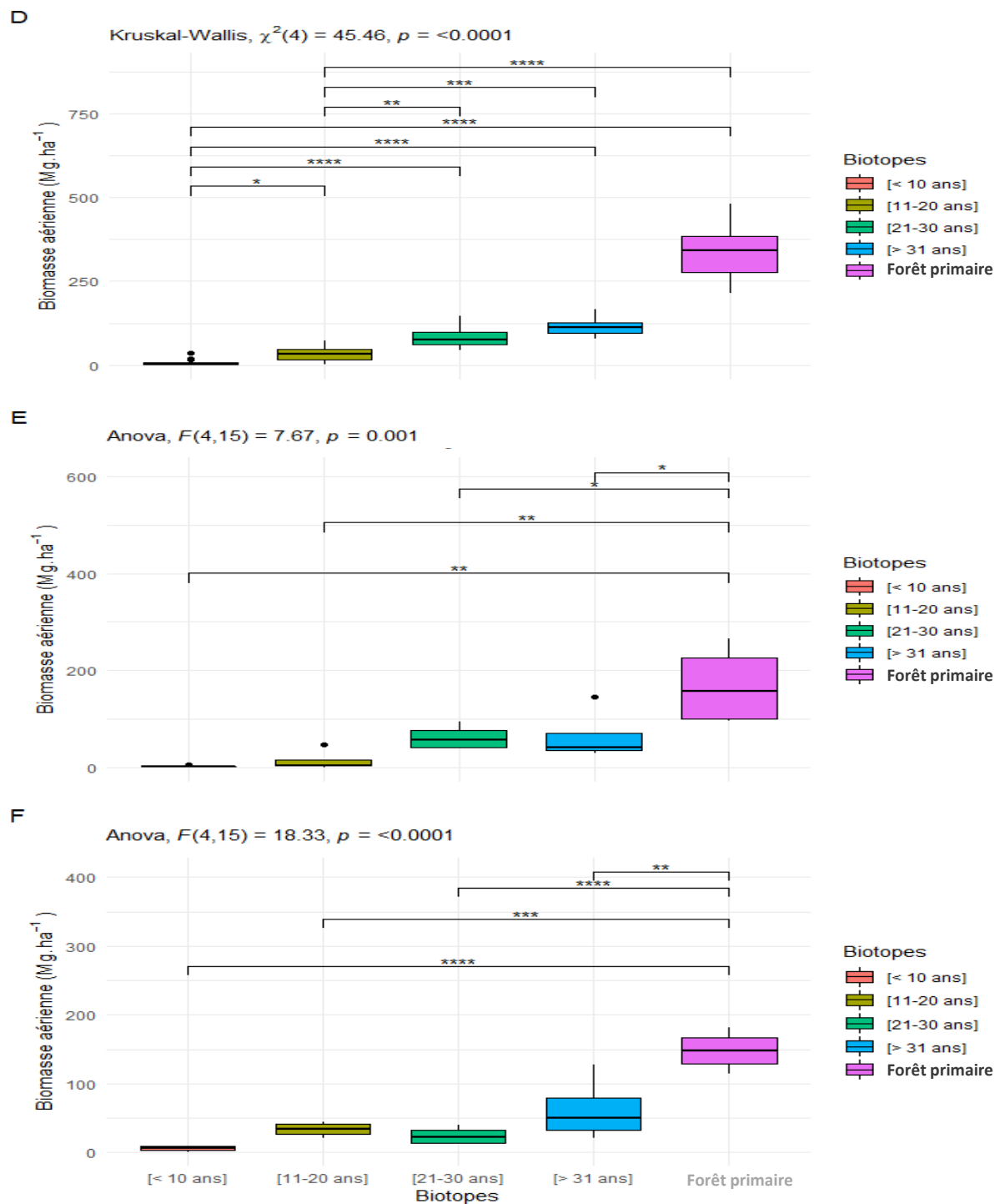


Figure 33 : Boîte à moustaches de comparaison de la biomasse aérienne dans les biotopes inventoriés en zone mésophile

Légende : **D** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la biomasse aérienne dans la Forêt Classée d'Agbo 1, **E** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la biomasse aérienne dans la Forêt Classée de Téné, **F** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la biomasse aérienne dans la Forêt Classée du Haut-Sassandra. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***) .

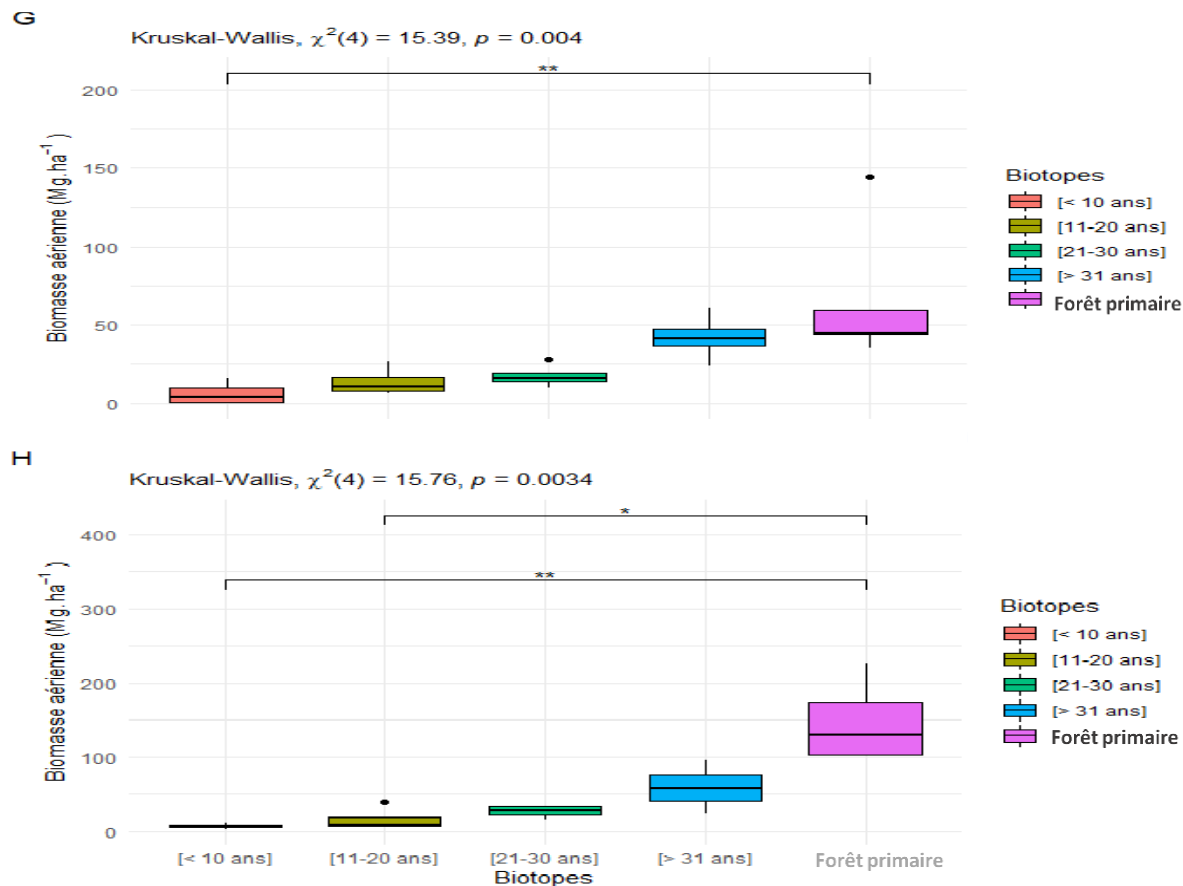


Figure 34 : Boîte à moustaches de comparaison de la biomasse aérienne dans les biotopes inventoriés en zone soudanaise

Légende : **G** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la biomasse aérienne dans la Forêt Classée de Badenou, **H** : Médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles de la biomasse aérienne dans la Forêt Classée de Foubou. Code de significativité de P : $P > 0,05$ (ns) ; si $0,05 \geq P > 0,01$: différence significative entre deux biotopes (*) ; si $0,01 \geq P > 0,001$: différence très significative entre deux biotopes (**) ; si $P < 0,001$: différence hautement significative entre deux biotopes (***)

5.2. Restauration des attributs de l'écosystème dans les forêts secondaires à l'échelle locale

5.2.1. Taux de récupération des attributs de l'écosystème évaluée

Tous les attributs étudiés (richesse spécifique, diversité de Simpson, composition et espèces indicatrices des forêts primaires) croissent avec l'âge de la forêt secondaire (Figure 35). Les performances des différents modèles en termes de qualité prédictive, évaluées par le coefficient de détermination (R^2), sont très satisfaisantes (Figure 36 A). Parmi les quatre attributs, seule la diversité de Simpson a une valeur R^2 inférieure à 50 %. Pour la richesse spécifique, le niveau d'ajustement du modèle est particulièrement élevé (>60%). Les vitesses de récupération varient fortement entre les quatre dimensions étudiées, avec, par ordre

décroissant : la composition, la richesse spécifique, la diversité de Simpson puis les espèces indicatrices des forêts primaires (Figure 36 B). En ce qui concerne la composition, sa vitesse de récupération est extrêmement élevée par rapport aux autres dimensions (Tableau XVI). Le coefficient de Sorensen est en moyenne de 0,12 au début de la succession ($\theta_0^{composition}$) et de 0,49 dans les forêts primaires ($\theta_{+\infty}^{composition}$). Les temps de récupération sont très courts, avec 50% et 90% de la composition de la forêt primaire récupérée en 9 et 30 ans respectivement par les forêts secondaires.

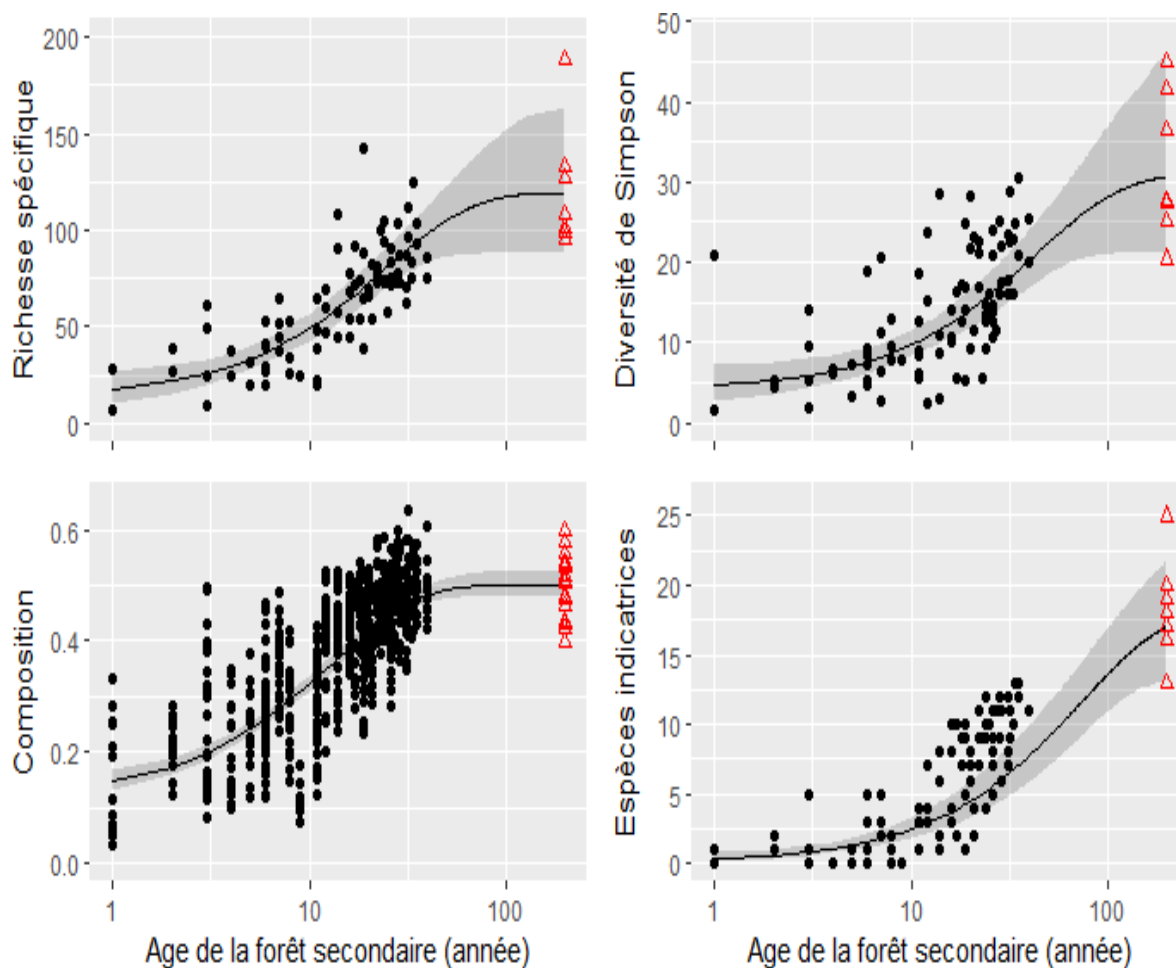


Figure 35 : Trajectoires de récupération des attributs de l'écosystème à l'échelle locale

Légende : Les valeurs des parcelles (0,2 ha) de forêts secondaires (points noirs) et de forêts primaires (triangles rouges) ont été modélisées à l'aide d'un modèle de récupération exponentiel. Les forêts primaires étaient représentées avec un âge arbitraire de 120 ans. La ligne pleine représente les prévisions du modèle au maximum de vraisemblance et la zone en gris représente l'intervalle de crédibilité de 99 %.

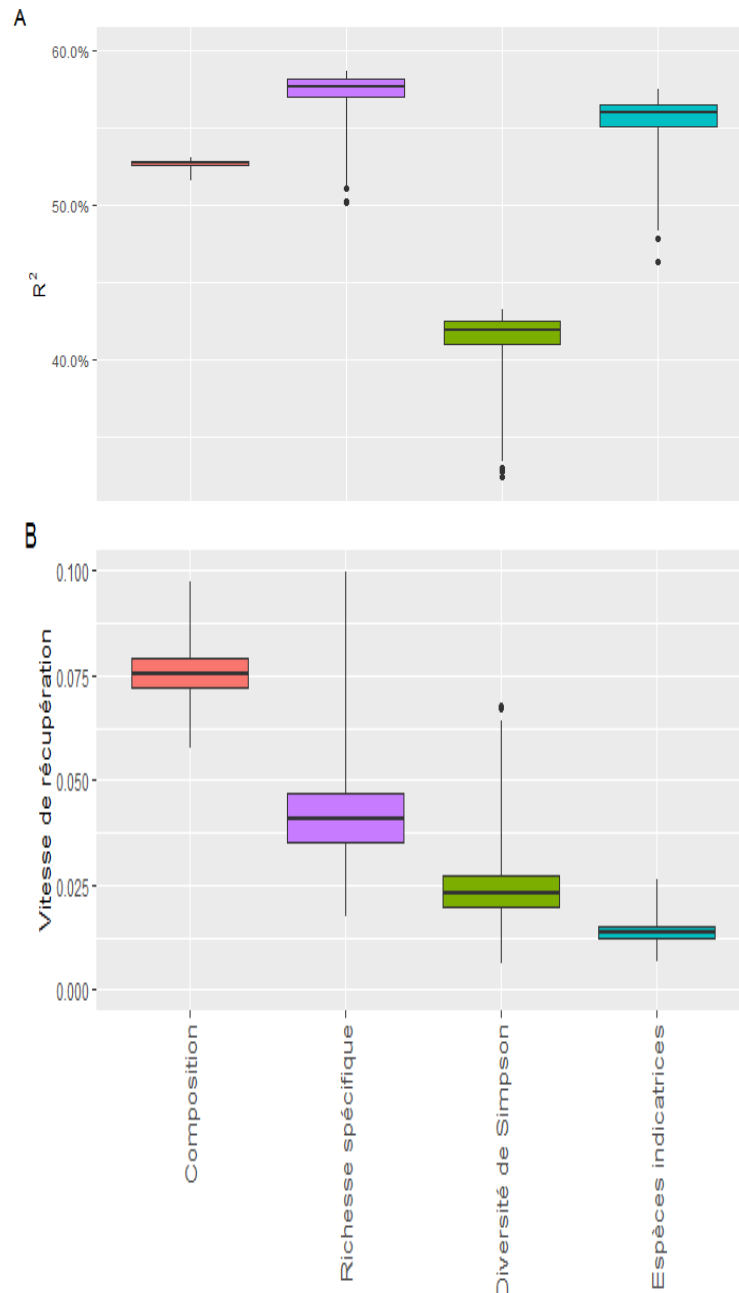


Figure 36 : Boîte à moustaches de comparaison de la qualité prédictive et des vitesses des trajectoires de récupération entre les attributs de l'écosystème à l'échelle locale

Légende : La qualité prédictive (A) et les vitesses des trajectoires de récupération (B) sont estimés à l'aide de distributions a posteriori, respectivement, du coefficient de détermination (R^2) entre les observations et les prévisions (ne tenant pas compte des forêts primaires) et du paramètre de la vitesse de récupération instantanée λ .

Tableau XVI : Valeurs des paramètres des modèles des trajectoires de récupération pour les quatre attributs de l'écosystème à l'échelle locale

Paramètres	Dimensions		
	Richesse spécifique		
	Méd	5 ^e	95 ^e
θ_0	13,48	7,71	20,20
$\theta_{+\infty}$	119,41	102,28	144,18
λ	0,049	0,027	0,058
σ	0,42	0,38	0,49
	Diversité de Simpson		
	Méd	5 ^e	95 ^e
θ_0	4,09	2,64	5,77
$\theta_{+\infty}$	31,14	24,88	39,60
λ	0,023	0,015	0,035
σ	0,52	0,46	0,59
	Composition		
	Méd	5 ^e	95 ^e
θ_0	0,12	0,11	0,14
$\theta_{+\infty}$	0,50	0,49	0,51
λ	0,076	0,067	0,085
σ	0,30	0,28	0,31
	Espèces indicatrices		
	Méd	5 ^e	95 ^e
θ_0	0,06	0,01	0,27
$\theta_{+\infty}$	18,29	15,98	21,44
λ	0,013	0,010	0,018
σ	1,06	0,94	1,21

Méd= Médiane, 5^e= 5^{ème} percentile, 95^e= 95^{ème} percentile.

Légende : θ_0 est le point de départ des trajectoires de récupération et $\theta_{+\infty}$ le point final, λ indique la vitesse de récupération instantanée de récupération et σ l'erreur de modèle.

Pour la richesse spécifique, les forêts secondaires récupèrent les niveaux des forêts primaires relativement assez rapidement également avec une récupération de 50% et 90% de la richesse spécifique finale estimée, respectivement, à 14 et 47 ans après l'abandon des terres cultivées. D'autre part, le niveau initial de richesse spécifique ($\theta_0^{richesse}$) généralement constaté est significativement différent de zéro avec 13 espèces déjà présentes au début de la succession. La richesse spécifique asymptotique ($\theta_{+\infty}^{richesse}$) est estimée, dans les forêts primaires, à environ 120 espèces en moyenne sur 0,2 ha.

Pour la diversité de Simpson, la vitesse de récupération instantanée est trois fois plus faible que celle de la composition. Par conséquent, les temps de récupération de 50% et 90% de la diversité de Simpson des forêts primaires par les forêts secondaires sont également élevés, de 30 et 100 ans respectivement. La grande variabilité de la diversité de Simpson dans les forêts de référence, c'est-à-dire les forêts primaires (entre 20 et 45 équivalents espèces) explique le niveau élevé d'incertitude à la fin des trajectoires de récupération.

Pour les espèces indicatrices, l'analyse a permis d'identifier un total de 22 espèces, dont 11 appartiennent à l'ensemble de toute la zone mésophile et 11 qui sont propres au site d'étude d'Agbo 1 (Tableau XVII), qui sont beaucoup plus associées aux forêts primaires. Le niveau de récupération de ces espèces est le plus bas des quatre des attributs de l'écosystème qui ont été explorés. Par conséquent, après 40 ans de succession secondaire, les niveaux d'accumulation des espèces indicatrices sont encore très loin des niveaux asymptotiques. Les estimations des temps de récupération par les forêts secondaires pour 50 % et 90 % des espèces indicatrices des forêts primaires sont de 53 et 177 ans respectivement. Ces estimations sont en dehors de l'intervalle d'étalonnage du modèle et doivent donc être prises avec prudence.

5.2.2. Déterminants locaux des vitesses de récupération des attributs de l'écosystème à l'échelle locale

Dans l'ensemble, les déterminants environnementaux qui influent fortement sur les vitesses de récupération des attributs de l'écosystème évalué (Figure 37), peu importe la dimension de la biodiversité, sont le nombre d'arbres rémanents (une caractéristique de l'environnement local) et la proximité des forêts (une caractéristique du paysage). Le nombre d'arbres rémanents a un effet positif significatif sur la composition ($\beta_{\text{rémanent}}^{\text{composition}} = 0,044 \pm 0,015$) et sur la richesse spécifique ($\beta_{\text{rémanent}}^{\text{richesse}} = 0,032 \pm 0,006$), moins marqué sur la diversité de Simpson ($\beta_{\text{rémanent}}^{\text{diversité}} = 0,023 \pm 0,011$) et presque nul sur les espèces indicatrices des forêts primaires ($\beta_{\text{rémanent}}^{\text{indicatrice}} = 0,004 \pm 0,002$). La proximité forestière des forêts primaires a un effet très positif sur la composition ($\beta_{\text{proximité}}^{\text{composition}} = 0,079 \pm 0,016$), un effet marqué sur les espèces indicatrices des forêts primaires ($\beta_{\text{proximité}}^{\text{indicatrice}} = 0,037 \pm 0,021$) et la diversité de Simpson ($\beta_{\text{proximité}}^{\text{diversité}} = 0,031 \pm 0,016$) et un effet faible sur la richesse des espèces ($\beta_{\text{proximité}}^{\text{richesse}}$

= 0,015 ± 0,017). Les autres variables ont très peu d'effet dans l'ensemble (Figure 37). Toutefois, il convient de noter que l'effet de la densité forestière ($\beta_{densité}$) est presque toujours positif, même s'il est relativement faible, et que l'effet de l'hydromorphie du sol ($\beta_{hydromorphie}$) sur les vitesses de récupération est presque toujours négatif, même s'il est également relativement faible. Les variables liées à l'histoire de la parcelle (durée de la culture de la terre et des cultures pérennes ou vivrières) ont très peu d'effet.

Tableau XVII : Espèces indicatrices identifiées dans des forêts primaires d'Agbo 1 au seuil de $P = 0,002$

Espèces indicatrices	A	B	INDAL
<i>Griffonia simplicifolia</i> (Vahl ex DC.) Baill.	0,95	1	0,97 ¥
<i>Diospyros vignei</i> F. White	0,93	1	0,96 ¥
<i>Dialium dinklagei</i> Harms	0,91	1	0,95 ¥
<i>Mansonia altissima</i> (A. Chev.) A. Chev	0,91	1	0,95 *
<i>Ricinodendron heudelotii</i> (Baill.) Pierre ex Pax	0,88	1	0,94 ¥
<i>Nesogordonia papaverifera</i> (A. Chev.) R. Capuron	0,86	1	0,93 ¥
<i>Guibourtia ehie</i> (A. Chev.) L'eonard	0,99	0,85	0,92 ¥
<i>Celtis zenkeri</i> Engl.	0,85	1	0,92 ¥
<i>Neuropeltis acuminata</i> (P. Beauv.) Benth.	0,98	0,85	0,92 *
<i>Drypetes gilgiana</i> (Pax) Pax and K. Hoffm.	0,98	0,85	0,91 ¥
<i>Sterculia oblonga</i> Mast.	0,87	0,85	0,86 ¥
<i>Aidia genipiflora</i> (DC.) Dandy	0,87	0,85	0,86 ¥
<i>Pouteria altissima</i> (A. Chev.) Baehni	0,93	0,71	0,81 ¥
<i>Omphalocarpum pachysteloides</i> Mildbr. Ex Hucth. and Dalziel	1	0,57	0,75 *
<i>Strychnos floribunda</i> Gilg	1	0,57	0,75 *
<i>Salacia nitida</i> (Benth.) N. E. Br.	0,99	0,57	0,75 *
<i>Strophanthus preussi</i> Engl. and Pax	0,97	0,57	0,74 *
<i>Afzelia bella</i> var. <i>gracilior</i> Keay	0,96	0,57	0,74 *
<i>Celtis adolfi-fridericii</i> Engl.	0,96	0,57	0,74 *
<i>Daniellia ogea</i> (Harms) Rolfe ex Hoff.	0,96	0,57	0,74 *
<i>Agelaea pentagyna</i> (Lam.) Baill.	1	0,42	0,65 *
<i>Berlinia grandiflora</i> (Vahl) Hutch. and DaIz.	1	0,42	0,65 *

A = Spécificité ou valeur prédictive positive basée sur les valeurs d'abondance, **B** = Fidélité ou sensibilité calculée à partir des données de présence, **INDVAL** = Valeur indicatrice de l'espèce. ¥ = Espèces indicatrices de forêts primaires identifiées sur toute la zone mésophile, * = Espèces indicatrices de forêts primaires identifiées uniquement dans la forêt classée d'Agbo 1.

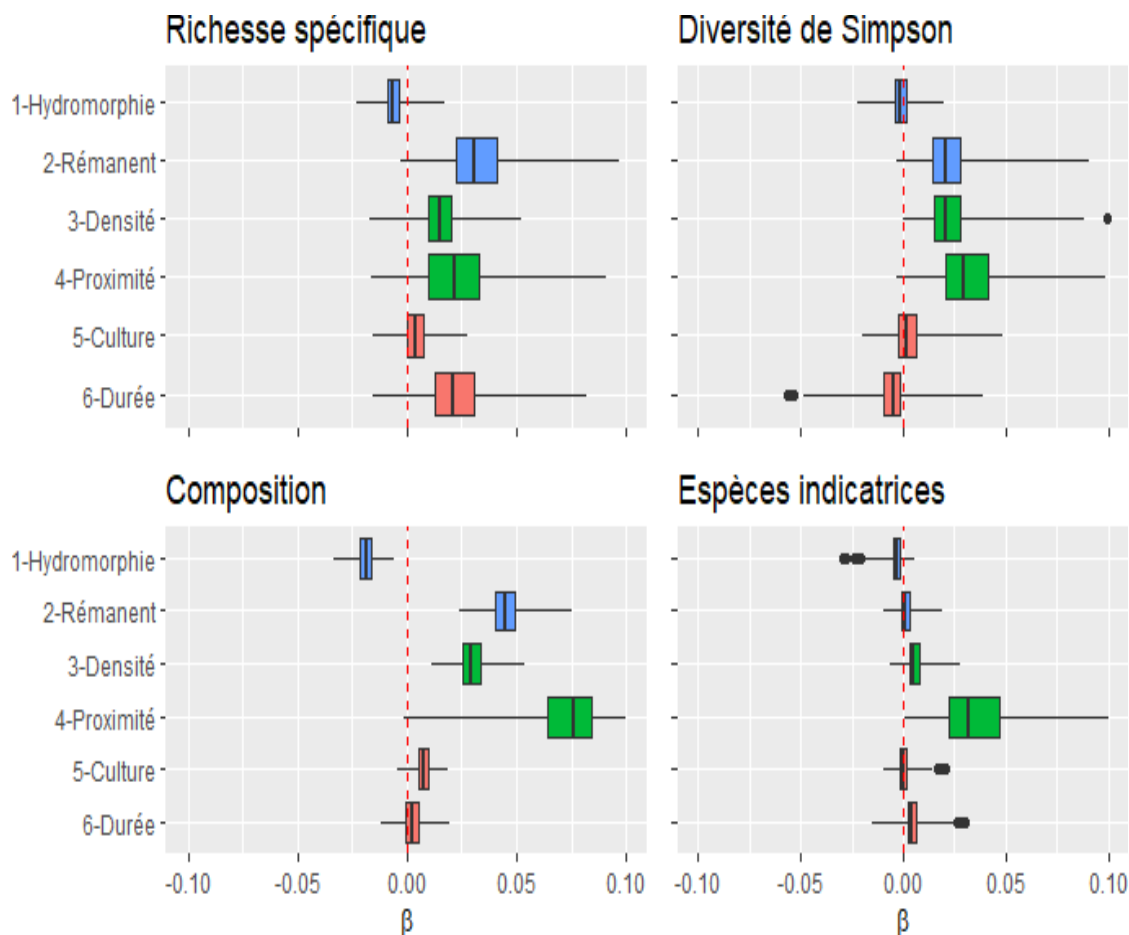


Figure 37 : Boîte à moustaches des effets (β) des variables environnementales sur les vitesses instantanées de récupération des attributs de l'écosystème à l'échelle locale

Légende : Variables locales (bleu), paysagères (vert) et historiques (rouge). Les effets sont standardisés et donc comparables à l'intérieur de chaque dimension de la biodiversité et entre les figures.

Les trajectoires de la récupération des attributs de l'écosystème à l'échelle locale sont donc plus liées au contexte environnemental paysager et local qu'à l'histoire de la parcelle.

5.2.3. Simulations de différents scénarios et temps de récupération des attributs de l'écosystème à l'échelle locale

Les modèles paramétrés ont été utilisés pour simuler trois situations contrastées (Figure 38) et examiner les effets des deux principales variables (nombre d'arbres rémanents et proximité des forêts primaires) qui ont eu des effets plus marquants, sur les trajectoires de récupération :

- (i) une situation défavorable (0 rémanent par hectare, 500 m de distance entre la forêt secondaire et la forêt primaire),
- (ii) une situation médiane (30 rémanents par hectare, 50 m de distance entre la forêt secondaire et la forêt primaire) et
- (iii) une situation favorable (100

rémanents par hectare, 5 m de distance entre la forêt secondaire et la forêt primaire). Selon le scénario, les taux de récupération varient considérablement. Après 25 ans de succession dans une situation favorable, le modèle prédit une récupération de près de 100% de la richesse spécifique, de la diversité de Simpson, de la composition et de 95% des espèces indicatrices des forêts primaires. Alors qu'après la même période mais dans une situation défavorable, seulement 90% de la composition, 80% de la richesse spécifique, 60% de la diversité de Simpson et à peine 35% des espèces indicatrices des forêts primaires sont récupérés par les forêts secondaires (Figure 38). D'autre part, ces différents scénarios montrent également des niveaux d'incertitude sur les trajectoires de récupération qui sont plus élevées pour les espèces indicatrices des forêts primaires et la diversité de Simpson que pour la richesse spécifique ou la composition.

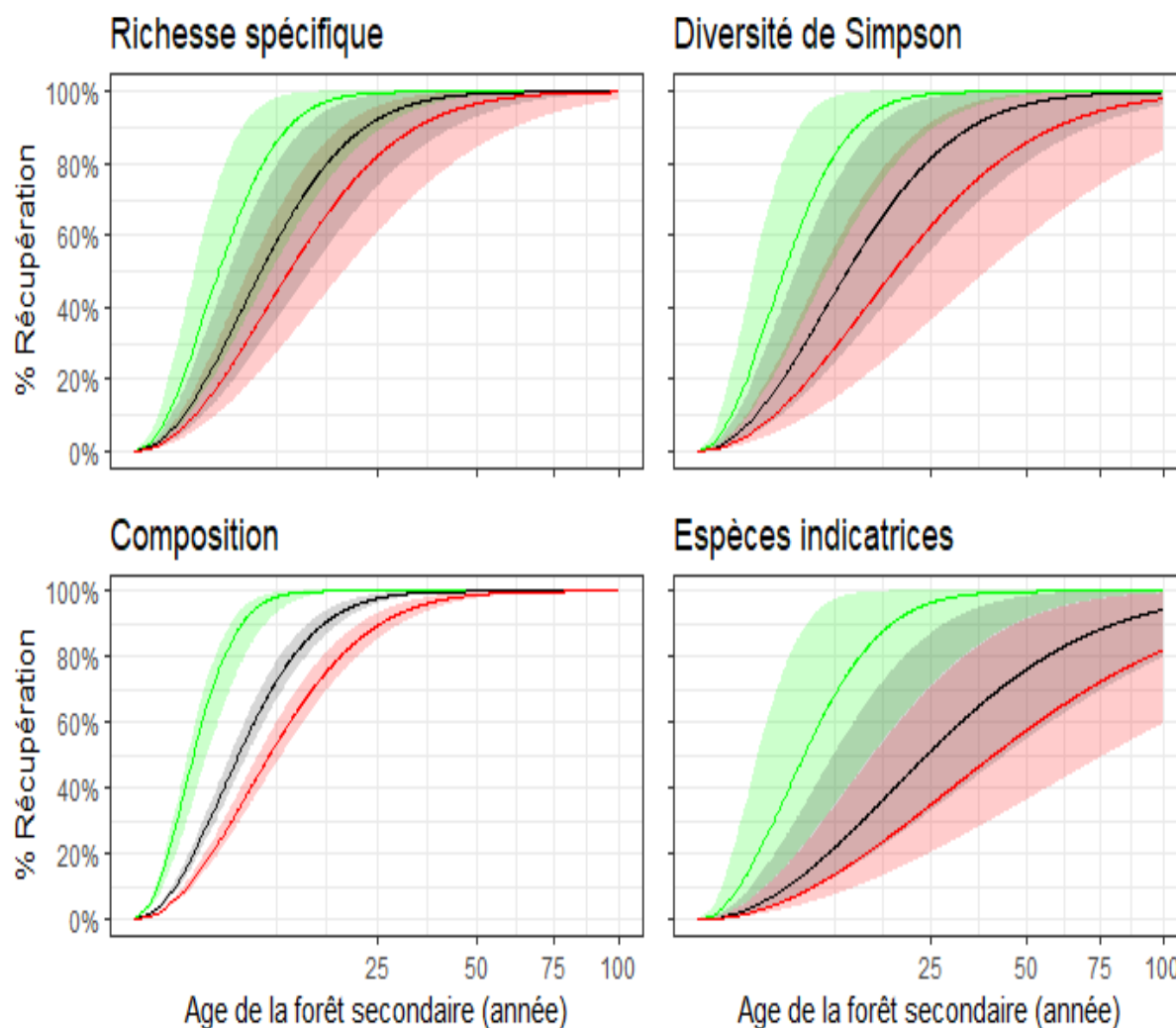


Figure 38 : Courbes de scénarios et temps de récupération des attributs de l'écosystème à l'échelle locale

Légende : Le nombre d'arbres rémanents et la proximité forestière sont deux éléments clés du processus de récupération des attributs (richesse spécifique, diversité de Simpson, composition et espèces indicatrices des forêts primaires) dans les forêts secondaires. La situation défavorable est en rouge, la situation médiane en gris et la situation envert. La ligne pleine représente les trajectoires de prédiction du modèle au maximum de vraisemblance et la zone sombre représente l'intervalle de crédibilité de 95 %.

5.3. Influence des conditions environnementales locales et nationales sur la restauration des forêts secondaires

5.3.1. Trajectoires de récupération des attributs de l'écosystème

Les trois attributs étudiés (biomasse aérienne, diversité de Shannon, composition) se restaurent effectivement au fil du temps, quel que soit le type de forêt considéré (Figure 39). Visuellement, une très grande variabilité des trajectoires de récupération peut être observée entre les chronoséquences. Cette variabilité est, en partie, liée à la grande variabilité des

extrémités, c'est-à-dire les asymptotes des trajectoires de récupération. En particulier, il existe un gradient positif de la biomasse aérienne asymptotique des forêts claires aux forêts sempervirentes, en passant par les forêts semi-décidues. Ce gradient est également valable pour la diversité mais pas pour la composition.

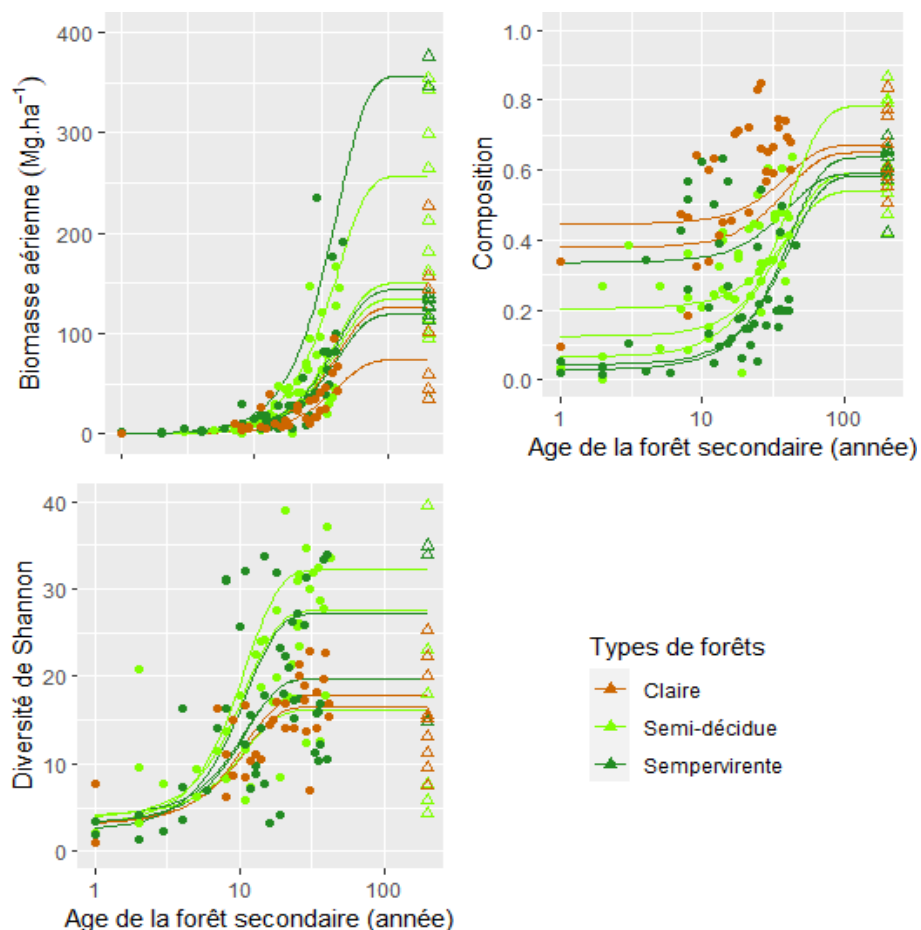


Figure 39 : Trajectoires de récupération des trois attributs de l'écosystème évalués à l'échelle nationale

Légende : Les trois attributs ont été évalués pour 8 chronoséquences de forêts secondaires situées dans les trois principaux types de forêts (sempervirente en vert foncé, semi-décidue en vert clair et claire en orange). Les points représentent les forêts secondaires, les triangles représentent les forêts primaires à la fin de la trajectoire de récupération, les lignes représentent la trajectoire avec la probabilité maximale pour chaque chronoséquence.

5.3.2. Vitesses et temps de récupération des attributs de l'écosystème

En moyenne, c'est la diversité qui présente la vitesse de récupération la plus élevée, suivie de la composition et de la biomasse aérienne (Figure 40). En termes de temps de récupération, la restauration de 50% de la valeur initiale des trois attributs étudiés est atteinte en moins de 35 ans à l'échelle nationale (Tableau XVIII). En revanche, il faudra plus de 60 ans pour récupérer 90 % de la biomasse aérienne et de la composition initiales dans les forêts

secondaires, alors que 16 ans suffisent pour récupérer le même pourcentage de la diversité de Shannon (Tableau XVIII et Figure 40).

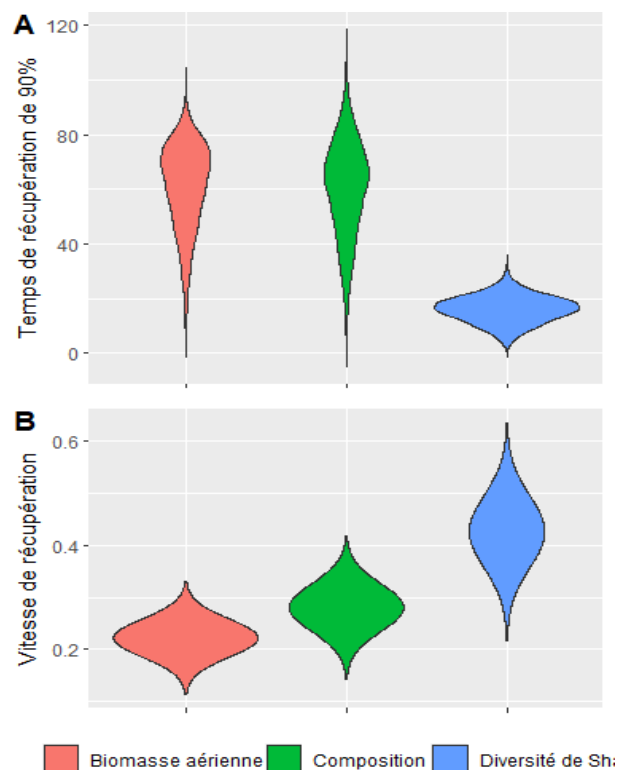


Figure 40 : Vitesse et temps de récupération des trois attributs de l'écosystème évalués à l'échelle nationale

Légende : Biomasse aérienne (rouge), composition (vert) et diversité de Shannon (bleu). **A** : Distribution a posteriori du temps de récupération de 90% de la valeur de chaque attribut dans les forêts secondaires avec pour référence les forêts primaires. **B** : Distribution a posteriori des vitesses de récupération instantanées des attributs estimées au maximum de vraisemblance du modèle.

5.3.3. Déterminants des vitesses de récupération des trois attributs de l'écosystème à l'échelle nationale

Sur les 15 variables (9 nationales et 6 locales) testées, 10 ont eu des effets sur les vitesses de récupération des attributs de l'écosystème évalués dans cette étude. La biomasse et la diversité ont été influencées par plus de variables (7) que par la composition (5).

5.3.3.1. Effet des variables nationales sur les trois attributs de l'écosystème à l'échelle nationale

L'amplitude thermique (BIO4), la saisonnalité des précipitations (BIO15), la densité apparente du sol et la teneur en éléments grossiers du sol ont eu des effets positifs sur toutes les vitesses de récupération des attributs, tandis que la précipitation annuelle (BIO12)

n'a influencé que la vitesse de récupération de la diversité avec un effet négatif. La saisonnalité des précipitations est la variable la plus importante au niveau national puisqu'elle influence à la fois le taux de récupération de la biomasse, la composition et la diversité. La force de cet effet était plus grande sur la composition ($\theta_{BIO15}^{composition} = 1,07 \pm 0,56$), puis sur la diversité de Shannon ($\theta_{BIO15}^{diversité} = 0,49 \pm 0,27$) et enfin sur la biomasse aérienne ($\theta_{BIO15}^{biomasse} = 0,46 \pm 0,17$) (Figure 41).

Tableau XVIII : Valeurs (médianes et quantiles) des paramètres des modèles des trajectoires de récupération des trois attributs de l'écosystème évalués à l'échelle nationale

Paramètres	Biomasse aérienne	Composition	Diversité de Shannon
θ_0	0 [0 ; 0]	0.16 [0.08 ; 0.31]	3.34 [2.31 ; 4.32]
$\theta_{+\infty}$	163.37 [110.08 ; 240.18]	0.63 [0.57 ; 0.70]	21.79 [17.46 ; 28.27]
k	0.24 [0.02 ; 0.47]	0.26 [0.03 ; 0.47]	0.36 [0.11 ; 0.48]
σ	0,85 [0,77 ; 0,95]	0,50 [0,44 ; 0,56]	0,77 [0,63 ; 0,79]
Temps (50%)	34 [31 ; 39]	34 [28 ; 42]	9 [7 ; 12]
Temps (90%)	63 [56 ; 71]	62 [52 ; 77]	16 [12 ; 21]

Légende : θ_0 est le point de départ des trajectoires de récupération et $\theta_{+\infty}$ le point final de l'attribut de chaque site, k indique la vitesse de récupération instantanée, σ l'erreur de modèle, Temps (50%) est le temps de récupération de 50% de l'attribut et Temps (90 %) est le temps de récupération de 90 % de l'attribut.

5.3.3.2. Effet des variables locales sur les trois attributs de l'écosystème à l'échelle nationale

Le nombre d'arbres rémanents et l'hydromorphie du sol sont des variables très importantes parce qu'elles influencent les vitesses de récupération de tous les attributs. L'effet du nombre d'arbre rémanents est toujours positif, il est plus important sur les vitesses de récupération de la composition ($\theta_{rémanent}^{composition} = 0,86 \pm 0,26$), puis sur la diversité de Shannon ($\theta_{rémanent}^{diversité} = 0,34 \pm 0,20$), et enfin sur la biomasse aérienne ($\theta_{rémanent}^{biomasse} = 0,15 \pm 0,08$). L'effet de l'hydromorphie du sol est toujours négatif et plus prononcé sur la composition ($\theta_{hydromorphie}^{composition} = -0,53 \pm 0,58$), puis sur la diversité de Shannon ($\theta_{hydromorphie}^{diversité} = -0,44 \pm 0,13$) et enfin sur la biomasse ($\theta_{hydromorphie}^{biomasse} = -0,26 \pm 0,08$). En définitive, la densité des forêts primaires autour de la forêt secondaire influence positivement la vitesse de récupération de la biomasse ($\theta_{densité}^{biomasse} = 0,18 \pm 0,10$) et négativement la vitesse de

récupération de la diversité de Shannon ($\theta_{densité}^{diversité} = -0,26 \pm 0,25$) (Figure 41).

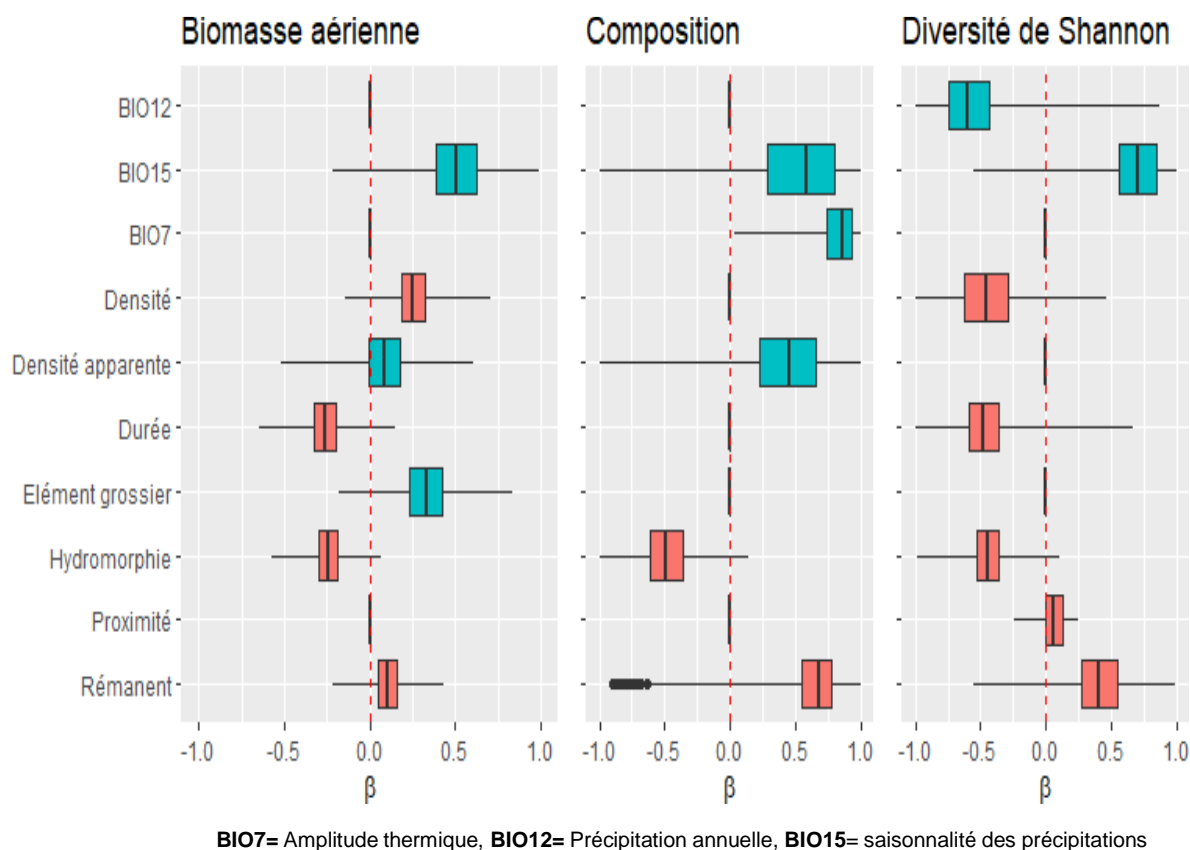


Figure 41 : Boîte à moustaches des effets des variables environnementales sur les vitesses de récupération des trois attributs de l'écosystème évalués

Légende : Variables nationales (vert) et locales (rouge). Toutes les variables ont été standardisées, leurs effets relatifs sont directement comparables.

5.3.4. Importance de l'impact des conditions environnementales locales par rapport aux conditions environnementales nationales

Pour étudier l'importance relative des variables locales et nationales sur les trajectoires de récupération des attributs étudiés, des modèles ont été paramétrés et six scénarios de restauration ont été simulés. Pour les trois premiers scénarios, les valeurs des variables environnementales nationales ont été fixées à leurs moyennes, et trois situations locales ont été considérées : favorables, moyenne et défavorable (Tableau XIX). Pour les trois scénarios suivants, les valeurs des variables locales ont été fixées à leurs moyennes et trois situations nationales ont été considérées : favorables, moyenne et défavorables (Tableau XX).

Dans l'ensemble, le signal général est que la variabilité des conditions environnementales locales (Figure 42A) ainsi que la variabilité des conditions environnementales nationales

(Figure 42B) entraînent des changements importants dans les trajectoires de récupération. Au-delà de ce signal général, on note que la composition est légèrement plus influencée par les variables nationales et que la diversité de Shannon est légèrement plus influencée par les variables locales. Lorsque les conditions locales sont favorables (Figure 42A, courbes vertes), la diversité de Shannon est l'attribut qui récupère le plus rapidement, suivi de la composition et de la biomasse. Lorsque les conditions nationales sont favorables, la composition récupère d'abord (Figure 42B, courbes vertes), puis la diversité de Shannon et la biomasse aérienne. Près de 100% de la diversité de Shannon et de la composition sont récupérés en moins de 25 ans lorsque les conditions environnementales locale et nationale sont favorables. En revanche, dans des conditions environnementales nationales défavorables, la composition n'est restaurée guère du tout sur l'échelle de temps étudiée.

Tableau XIX : Ensemble détaillé du cas des conditions environnementales moyennes nationales associées à des conditions environnementales locales défavorables, moyennes et favorables

	Biomasse aérienne			Composition			Diversité de Shannon		
	F	M	D	F	M	D	F	M	D
β_{BIO12}	-	-	-	-	-	-	0	0	0
$\beta_{densité.App}$	0	0	0	0	0	0	-	-	-
$\beta_{élément.Gro}$	0	0	0	-	-	-	-	-	-
$\beta_{densité}$	-2	0	2	-	-	-	2	0	-2
$\beta_{Durée}$	2	0	-2	-	-	-	2	0	-2
$\beta_{hydromorphie}$	2	0	-2	-2	0	2	2	0	-2
β_{BIO15}	0	0	0	0	0	0	0	0	0
$\beta_{proximité}$	-	-	-	-	-	-	-2	0	2
$\beta_{rémanent}$	-2	0	2	-2	0	2	-2	0	2
β_{BIO7}	-	-	-	0	0	0	-	-	-

D = Défavorable ; **M** = Moyen; **F** = favorable. β_{BIO12} = Effet des précipitations annuelles ; $\beta_{densité.App}$ = Effet de la densité apparente du sol ; $\beta_{élément.Gro}$ = Effet des éléments grossiers du sol ; $\beta_{densité}$ = effet de la densité forestière ; $\beta_{Durée}$ = Effet de la durée de la culture précédente ; $\beta_{hydromorphie}$ = Effet de l'hydromorphie du sol ; β_{BIO15} = Effet de la saisonnalité des précipitations ; $\beta_{proximité}$ = Effet de la proximité forestière ; $\beta_{rémanent}$ = Effet du nombre d'arbres rémanents ; β_{BIO7} = Effet de l'amplitude thermique.

Tableau XX : Ensemble détaillé du cas des conditions environnementales moyennes locales associées à des conditions environnementales nationales défavorables, moyennes et favorables

	Biomasse aérienne			Composition			Diversité de Shannon		
	F	M	D	F	M	D	F	M	D
β_{BIO12}	-	-	-	-	-	-	2	0	-2
$\beta_{densité.App}$	-2	0	2	-2	0	2	-	-	-
$\beta_{élément.Gro}$	-2	0	2	-	-	-	-	-	-
$\beta_{densité}$	0	0	0	-	-	-	0	0	0
$\beta_{Durée}$	0	0	0	-	-	-	0	0	0
$\beta_{hydromorphie}$	0	0	0	0	0	0	0	0	0
β_{BIO15}	-2	0	2	-2	0	2	-2	0	2
$\beta_{proximité}$	-	-	-	-	-	-	0	0	0
$\beta_{rémanent}$	0	0	0	0	0	0	0	0	0
β_{BIO7}	-	-	-	-2	0	2	-	-	-

D = Défavorable ; **M** = Moyen; **F** = Favorable. β_{BIO12} = Effet des précipitations annuelles ; $\beta_{densité.App}$ = Effet de la densité apparente du sol ; $\beta_{élément.Gro}$ = Effet des éléments grossiers du sol ; $\beta_{densité}$ = Effet de la densité forestière ; $\beta_{Durée}$ = Effet de la durée de la culture précédente ; $\beta_{hydromorphie}$ = Effet de l'hydromorphie du sol ; β_{BIO15} = Effet de la saisonnalité des précipitations ; $\beta_{proximité}$ = effet de la proximité forestière ; $\beta_{rémanent}$ = Effet du nombre d'arbres rémanents ; β_{BIO7} = Effet de l'amplitude thermique.

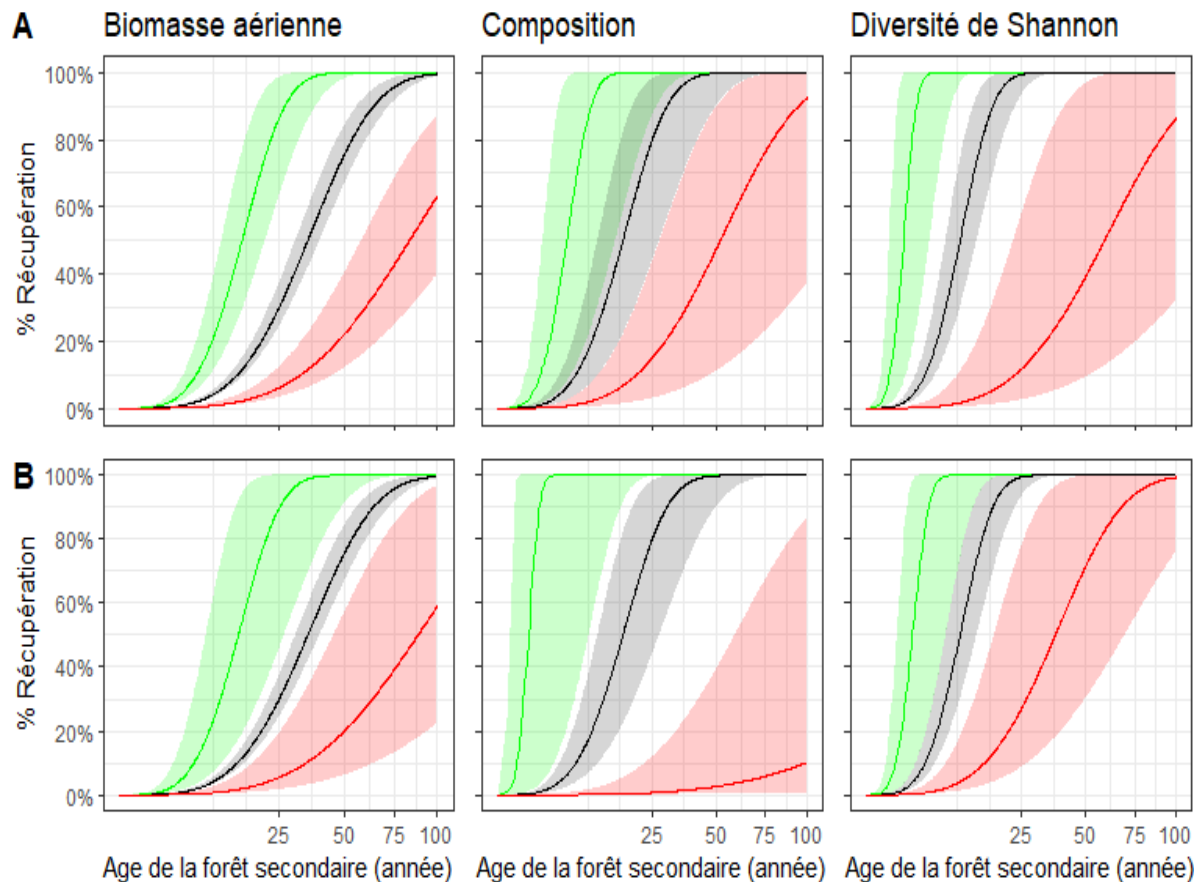


Figure 42 : Variabilité des trajectoires de récupération liée à différentes situations locales et nationales sur les trois attributs de l'écosystème évalués

Légende : **A** : Conditions moyennes nationales associées, à des conditions locales défavorables en rouge, à des conditions locales moyennes en noire, à des conditions locales favorables en vert. **B** : Conditions moyennes locales associées à des conditions nationales défavorables en rouge, à des conditions régionales nationales en noire, à des conditions nationales favorables en vert. Les lignes pleines représentent les trajectoires de prédiction du modèle au maximum de vraisemblance et les zones sombres représentent l'intervalle de crédibilité de 95 %.

5.4. Reconstitution spatiale des trajectoires de récupération des attributs de l'écosystème dans les forêts secondaires

5.4.1. Qualité de prédiction des modèles

Les mesures de performance pour la prédiction spatiale des trajectoires de récupération des trois attributs de l'écosystème sont présentées dans le Tableau XXI. Ces mesures ont été utilisées pour rendre compte de l'exactitude des prédictions. Ainsi, tous les modèles ont des coefficients de détermination (R^2) dépassant les 50%. La composition et la diversité de Shannon sont bien et très bien prédites par leur modèle avec des coefficients de détermination de 0,58 et 0,61 respectivement. La qualité de prédiction de la biomasse aérienne est la plus satisfaisante car son coefficient de détermination est très élevé (0,80).

Tableau XXI : Mesures (médianes et quantiles) de la performance des modèles de prédiction des trois attributs de l'écosystème évalués dans les zones phytogéographiques

Mesure de la qualité des cartes	Biomasse aérienne	Composition	Diversité de Shannon
Erreur moyenne (ME)	-0,03[-0,07 ; -0,00009]	0,004[-0,02 ; 0,03]	-0,02[-0,04 ; -0,0008]
Erreur absolue moyenne (MAE)	0,04[0,02 ; 0,07]	0,02[0,01 ; 0,04]	0,02[0,01 ; 0 ; 0,04]
Coefficient de détermination (R ²)	0,80[0,80 ; 0,81]	0,58[0,57 ; 0,59]	0,61[0,60 ; 0,63]
Racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE)	0,75[0,74 ; 0,76]	0,55[0,54 ; 0,55]	0,44[0,43 ; 0 ; 0,45]

En plus, les diagrammes de dispersion montrent une bonne qualité d'ajustement des modèles. Les diagrammes de dispersion indiquent que les modèles prédisent bien les valeurs attendues des trois attributs, de sorte à décrire une bonne adEquation entre les valeurs observées et les valeurs prédites (Figure 43). L'erreur moyenne (ME) des prédictions est très négligeable dans les trois modèles. L'erreur absolue moyenne (MAE) montre que les modèles comportent des erreurs de prédiction (écart du modèle par rapport aux observations sur le terrain) aussi faible d'environ 4 % sur la biomasse aérienne et 2% sur la composition et la diversité de Shannon. La racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) représente 0,75% des erreurs de prédiction sur la trajectoire de récupération de la biomasse aérienne, 0,55% sur celle de la composition et 0,44% sur la trajectoire de récupération de la diversité de Shannon.

5.4.2. Influences des variables environnementales sur la récupération spatiale des attributs de l'écosystème

Toutes les variables testées (12 au total) n'ont pas eu les mêmes effets sur les vitesses de restauration des trois attributs de l'écosystème à l'échelle du pays. La biomasse aérienne a été influencée par plus de variables (10), ensuite la diversité de Shannon (9) et la composition (7)., Tous les proxys des variables locales ont eu des effets sur toutes les vitesses de

restauration des trois attributs évalués.

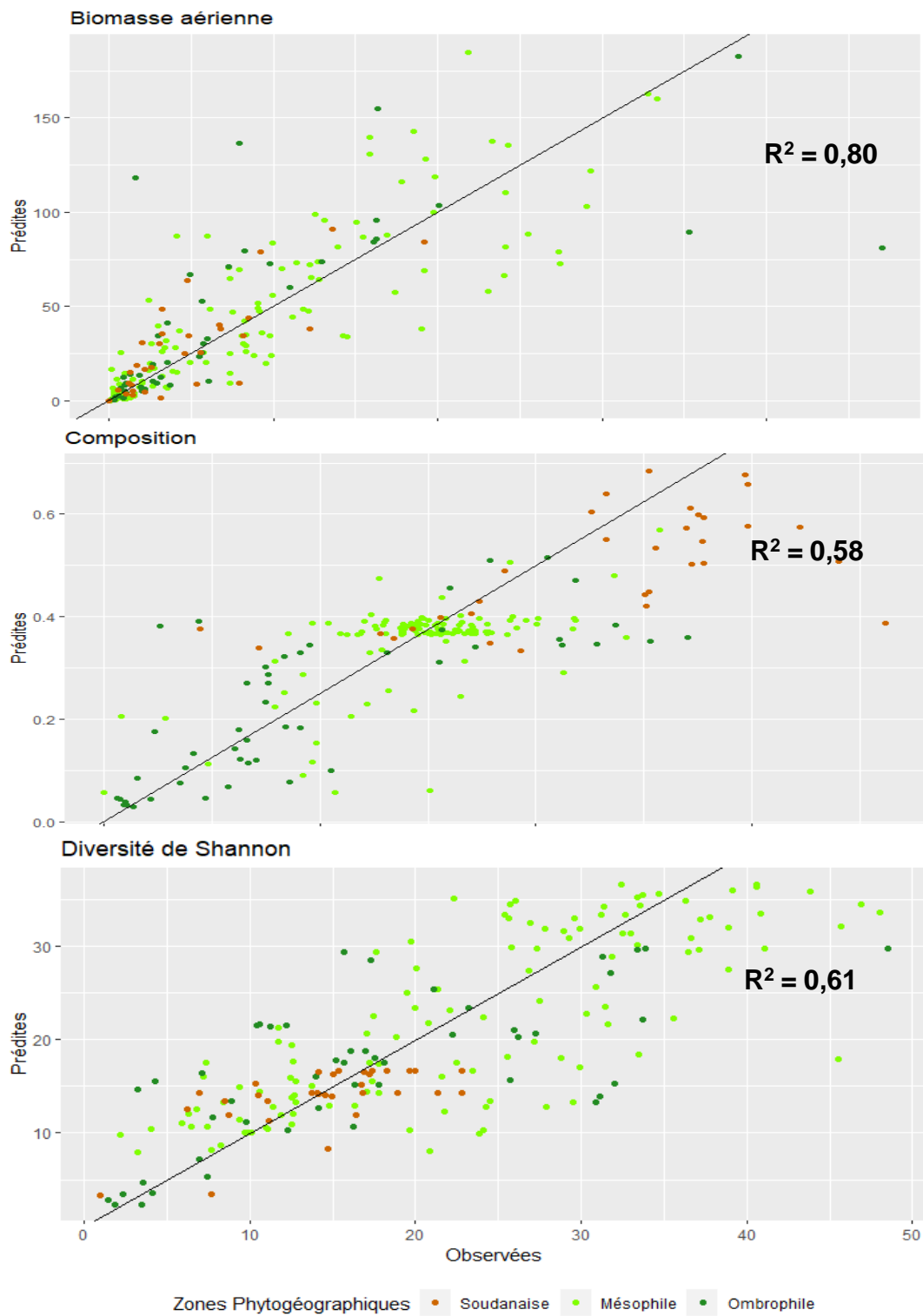


Figure 43 : Diagramme de dispersion des valeurs observées par rapport aux valeurs prédites des trois attributs de l'écosystème évalués dans les zones phytogéographiques

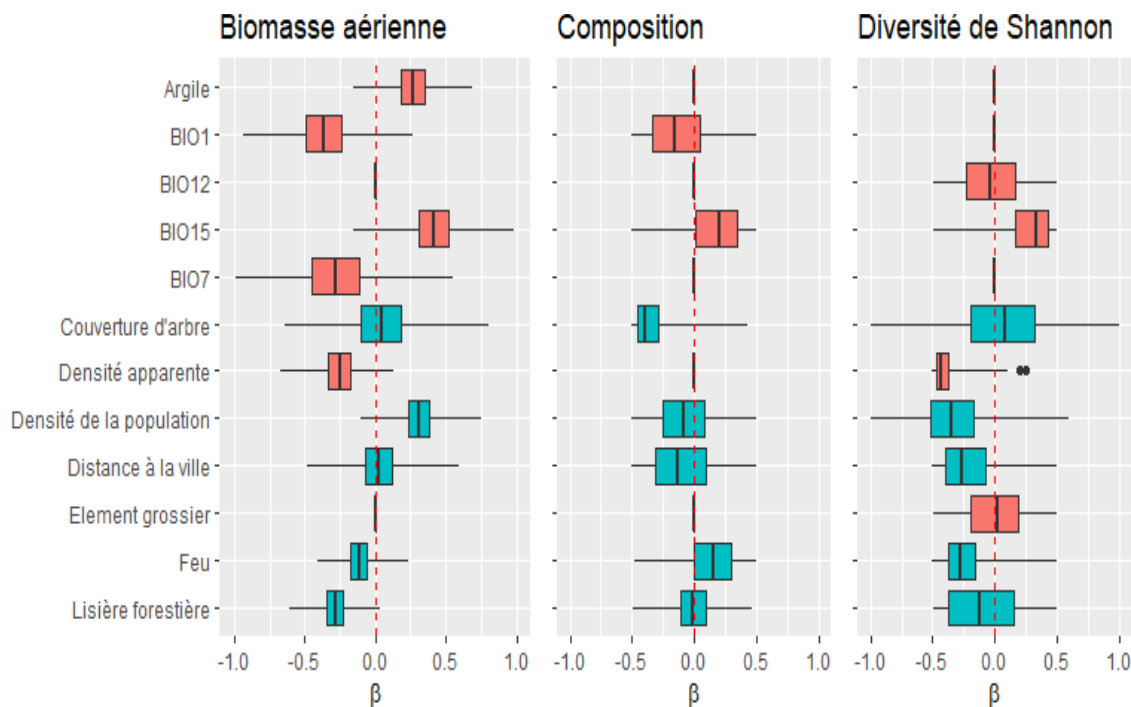
5.4.2.1. Effets des variables nationales

La saisonnalité des précipitations (BIO15) est la seule variable pédoclimatique qui influence à la fois les vitesses de restauration des trois attributs. Son effet est plus fort sur la vitesse de restauration de la biomasse ($\beta_{BIO15}^{biomasse} = 0,40$) que sur la diversité de Shannon ($\beta_{BIO15}^{diversité} = 0,32$). Il est faible sur la distribution de la composition ($\beta_{BIO15}^{composition} = 0,19$). La biomasse aérienne et la composition diminuent avec la température annuelle (BIO1) qui n'a aucune influence sur la vitesse de restauration de la diversité de Shannon. L'amplitude thermique (BIO7) influence uniquement et négativement la vitesse de restauration de la biomasse aérienne alors que la précipitation annuelle influence uniquement la vitesse de restauration de la diversité de Shannon avec un effet très faible ($\beta_{BIO12}^{diversité} = -0,03$). Les vitesses de restauration de la biomasse aérienne et la diversité de Shannon diminuent avec la densité apparente du sol, son effet est plus important sur la vitesse de restauration de la diversité de Shannon ($\beta_{densité\ du\ sol}^{diversité} = -0,43$) que sur la biomasse aérienne ($\beta_{densité\ du\ sol}^{biomasse} = 0,26$). La teneur en argile influence uniquement la vitesse de restauration de la biomasse aérienne, avec un effet positif ($\beta_{argile}^{biomasse} = 0,26$), tandis que les éléments grossiers du sol n'ont eu qu'un effet presque nul sur seulement la vitesse de restauration de la diversité de Shannon (Figure 44).

5.4.2.2. Effets des proxys des variables environnementales locales

Les vitesses de restauration de la biomasse aérienne et la diversité de Shannon augmentent avec la couverture forestière. Son effet est plus prononcé sur la diversité de Shannon ($\beta_{couverture}^{diversité} = 0,07$) que sur la biomasse aérienne ($\beta_{couverture}^{biomasse} = 0,03$), alors qu'elle influence négativement la vitesse de restauration de la composition ($\beta_{couverture}^{composition} = -0,39$). La distance à la ville influence négativement les vitesses de restauration de la composition ($\beta_{ville}^{composition} = -0,12$) et de la diversité de Shannon ($\beta_{ville}^{diversité} = -0,27$), son effet est presque nul sur celle de la biomasse aérienne ($\beta_{ville}^{biomasse} = 0,02$). Le feu et la lisière forestière diminuent avec la biomasse aérienne et la diversité, alors qu'ils augmentent avec la composition avec un effet presque nul de la lisière forestière. La densité de la population influence négativement les vitesses de restauration de la composition ($\beta_{population}^{composition} = -0,08$) et de la diversité de Shannon ($\beta_{population}^{diversité} = 0,35$), et par surprise

augmente avec la biomasse aérienne (Figure 44).



BIO1= Température moyenne annuelle, **BIO7**= Amplitude thermique, **BIO12**= Précipitation annuelle, **BIO15**= saisonnalité des précipitations.

Figure 44 : Boîte à moustaches des effets des variables environnementales sur les vitesses de récupération spatiale des trois attributs de l'écosystème évalués

Légende : Variables nationales (rouge), proxys des variables locales (vert). Toutes les variables ont été standardisées, leurs effets relatifs sont directement comparables

5.4.3. Carte des vitesses de récupération des attributs de l'écosystème évalués dans les forêts secondaires

Les vitesses de restauration des attributs de l'écosystème à l'échelle de la Côte d'Ivoire varient d'un attribut à un autre et d'une région à une autre. Pour la diversité, le temps de récupération est quasiment le même sur l'ensemble du territoire. Toutefois il est beaucoup plus long au centre-ouest dans les régions du Gôh et du Haut-Sassandra, au sud dans les régions du Lôh Djiboua et de l'Agneby-Tiassa, au sud-ouest dans la région de la Nawa et sur le littoral dans la région du Gbôklè. Concernant la vitesse de récupération de la biomasse aérienne, elle est très rapide au nord-ouest, au sud, à l'ouest et dans la partie méridionale du sud-ouest, rapide au nord, à l'est, au centre-est et au sud-est. Par contre elle se récupère beaucoup plus lentement, au centre-ouest, au nord-est et dans la partie septentrionale du sud-ouest dans la région de la Nawa. Pour ce qui est de la composition, elle se récupère très

rapidement dans le nord, rapidement au centre et dans la partie septentrionale du centre-ouest, lentement à l'ouest, au sud, dans la partie méridionale du centre-ouest, à l'est et très lentement au sud-ouest de la Côte d'Ivoire (Figure 45 et Figure 46).

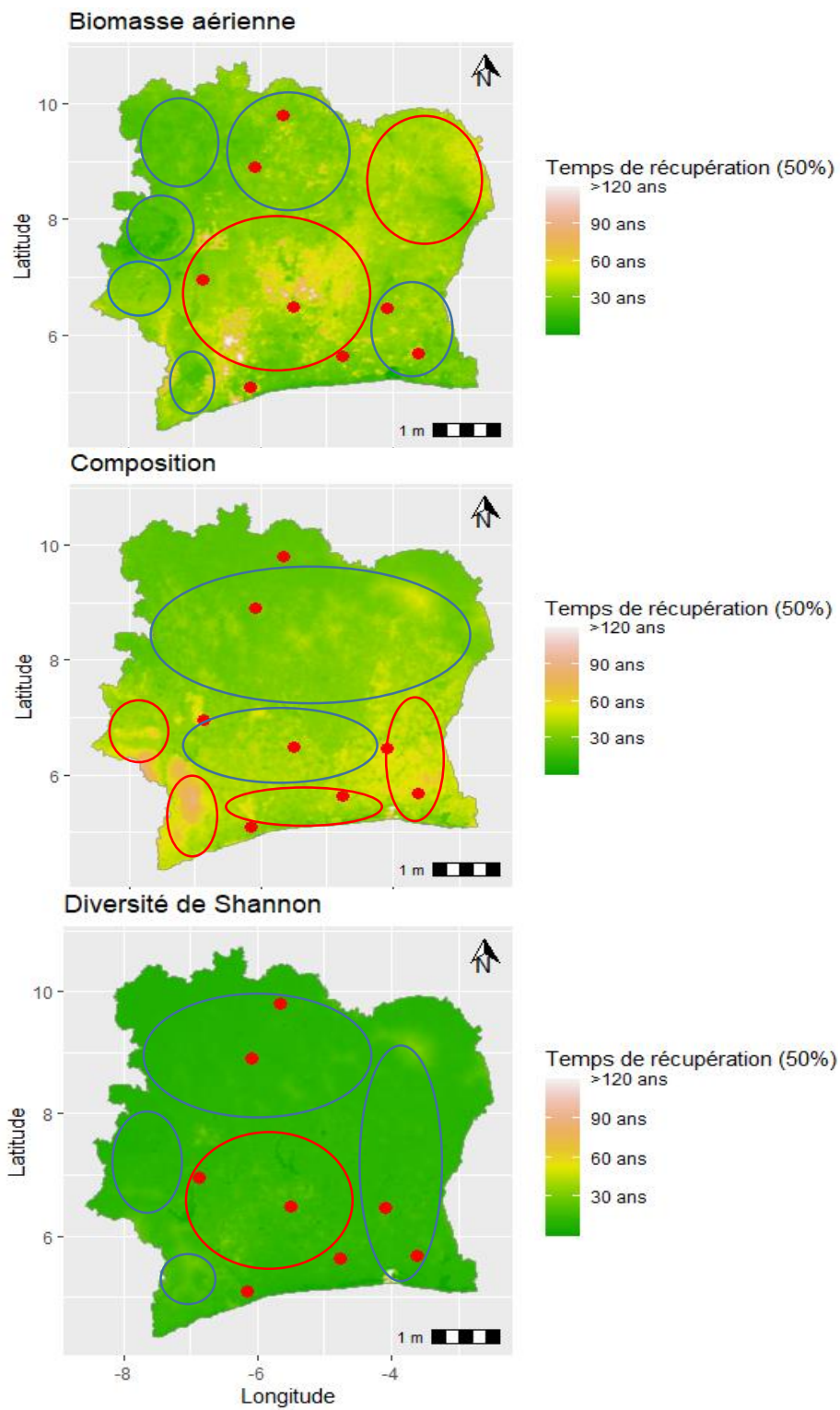


Figure 45 : Vitesses de récupération de 50% des trois attributs de l'écosystème évalués

Légende : Les cercles bleus matérialisent les zones à récupération rapide et les cercles rouges les zones à récupération lente.

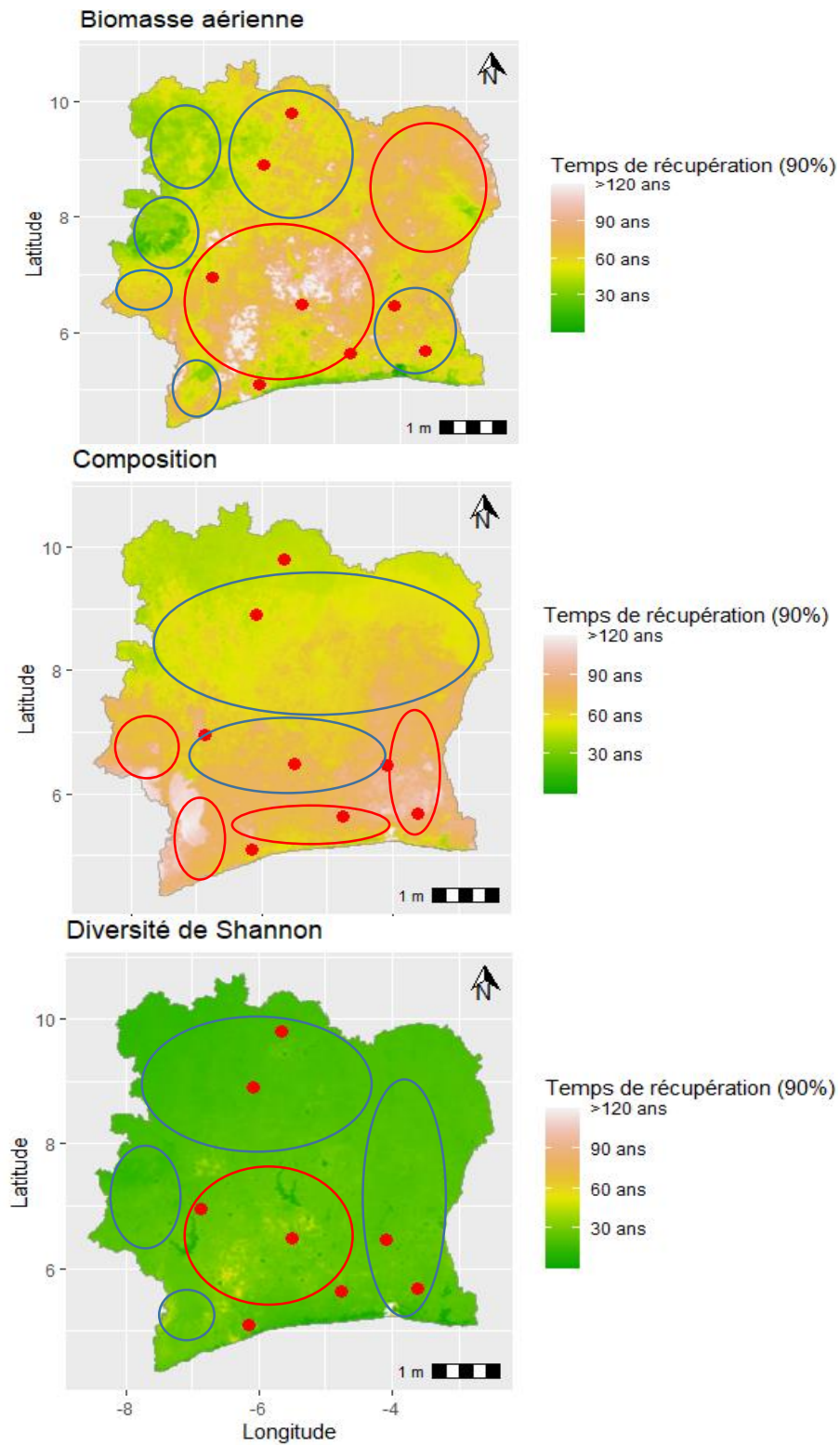


Figure 46 : Vitesses de récupération de 90% des trois attributs de l'écosystème évalués

Légende : Les cercles bleus matérialisent les zones à récupération rapide et les cercles rouges les zones à récupération lente

5.4.4. Compromis de restauration rapide des attributs de l'écosystème évalués dans les forêts secondaires

Le compromis de restauration rapide dans cette étude est d'identifier les zones favorables à la récupération rapide des trois attributs de l'écosystème conjointement. Les résultats obtenus montrent une récupération parallèle de la biomasse aérienne et de la diversité à l'est, au centre-est, au sud-est, au sud, à l'ouest et au sud-ouest alors que le nord, le nord-est et le nord-ouest sont favorables pour la récupération rapide à la fois de la composition et de la diversité. Ce schéma est clairement visible au cours de la succession à l'échelle de la Côte d'Ivoire. Cependant, les zones potentielles où il est observé une légère récupération généralisée et importante de tous les attributs de l'écosystème par rapport aux autres zones sont : l'est, le centre-est, le sud-est, l'ouest, le nord-ouest et la partie méridionale du sud-ouest, même si après plusieurs décennies de succession le sud montre un très bon niveau de biomasse aérienne. Après l'abandon des terres, les forêts secondaires du nord présentent une composition floristique assez impressionnante à maturité (Figure 47 et Figure 48).

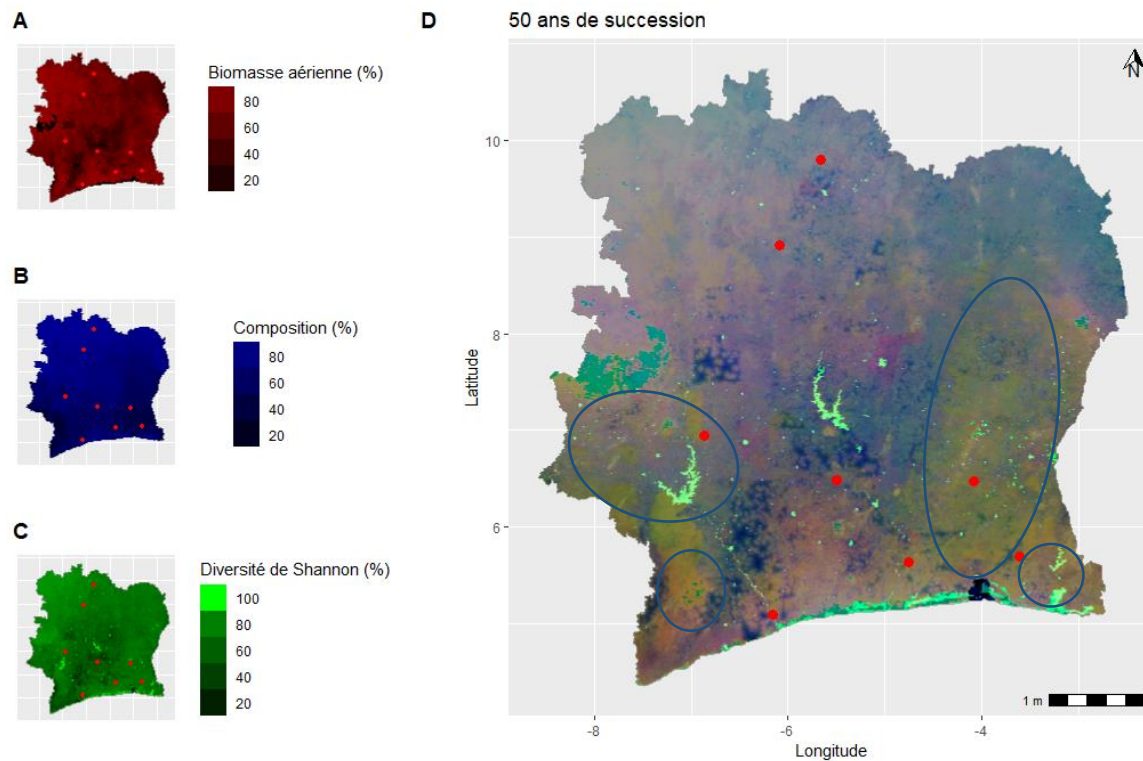


Figure 47 : Carte du potentielle de récupération RBV (Rouge, Bleu, Vert) spatialisée des trois attributs de l'écosystème évalués après 50 ans de succession

Légende : **A** : prédiction spatiale de la biomasse aérienne, **B** : prédiction spatiale de la composition, **C** : prédiction spatiale de la diversité de Shannon. Les couleurs de la carte **D** sont obtenues par superposition des trois couleurs des cartes des attributs (**A**, **B**, **C**). Les zones foncées représentent une faible récupération des trois attributs, et les zones claires sont les zones où les trois attributs récupèrent. Les cercles bleus représentent les zones potentielles de reconstitution.

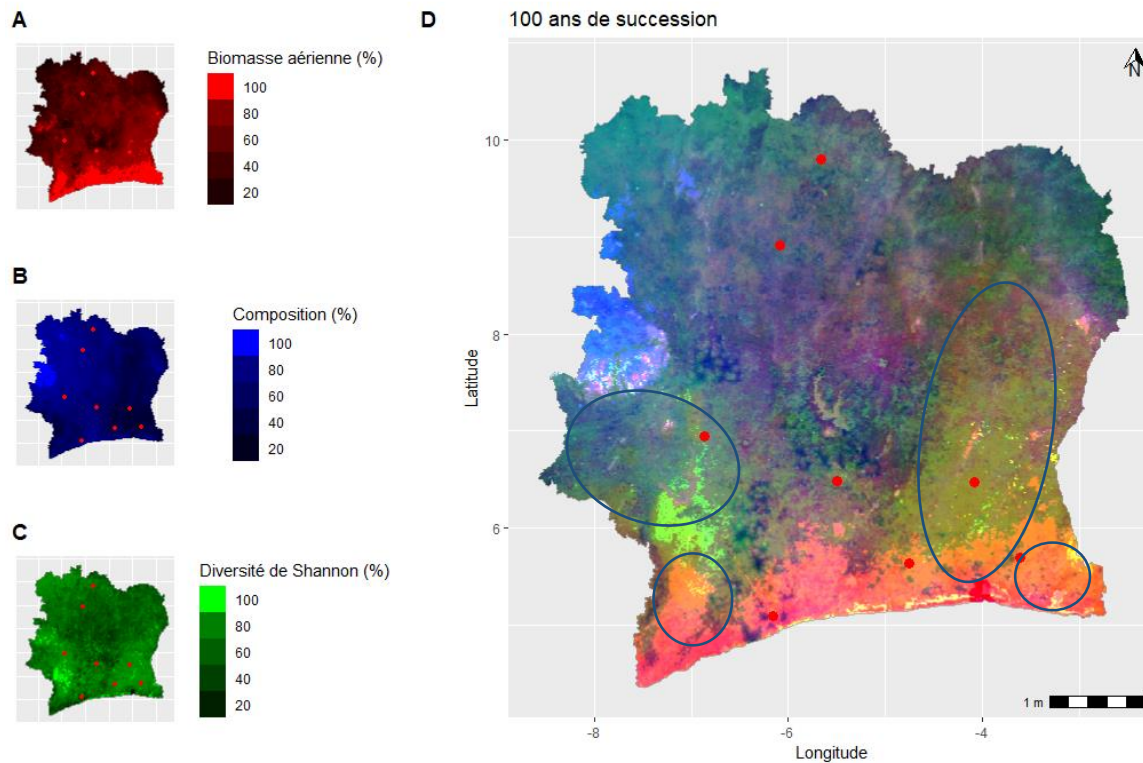


Figure 48 : Carte du potentiel de récupération RBV (Rouge, Bleu, Vert) spatialisée des trois attributs de l'écosystème (biomasse aérienne, composition et diversité de Shannon) évalués après 100 ans de succession

Légende : **A** : prédiction spatiale de la biomasse aérienne, **B** : prédiction spatiale de la composition, **C** : prédiction spatiale de la diversité de Shannon. Les couleurs de la carte **D** sont obtenues par superposition des trois couleurs des cartes des attributs (**A**, **B**, **C**). Les zones foncées représentent une faible récupération des trois attributs, et les zones claires sont les zones où les trois attributs récupèrent. Les cercles bleus représentent les zones potentielles de reconstitution.

Chapitre 6. Discussion

6.1. Richesse de la flore des zones phytogéographiques

L'analyse de la richesse spécifique a montré que le nombre moyen d'espèces obtenue à l'échelle de la zone ombrophile est de 202 espèces. Dans la zone mésophile, la moyenne est de 229 espèces et au niveau de la zone soudanaise, elle est 82 espèces. Ces résultats montrent que la zone mésophile est la plus riche en espèces suivie de la zone ombrophile et la zone soudanaise. En effet la zone mésophile, avec son climat intermédiaire favorise la croissance de certaines espèces des forêts claires dans sa partie nord et aussi d'autres espèces des forêts sempervirentes dans sa limite sud, de transition avec la zone ombrophile. Ce qui permet d'augmenter la richesse spécifique des forêts semi-décidues. Aussi, selon Kouamé (2016), la cohabitation sur une même aire des biotopes naturels et anthropisés favorise une interconnexion de leurs cortèges floristiques respectifs qui augmente la richesse floristique locale. Adingra & N'Dja (2016) stipulent que la succession à chaque stade de développement des forêts secondaires est particulière, elle est accompagnée par l'arrivée de nouvelles espèces qui engendreraient l'augmentation de la richesse spécifique. Cela est justifié par le fait qu'on peut retrouver dans la zone mésophile, les forêts secondaires les plus âgées, vu que les forêts semi-décidues sont sous pression humaine depuis de nombreuses décennies pour les raisons sur-citées.

Les richesses spécifiques dans cette étude semblent être moins fournies dans les Forêts Classées des zones phytogéographiques ombrophile et mésophile lorsqu'elles sont comparées à d'autres études similaires en Côte d'Ivoire. A titre d'exemple les travaux de : Adingra (2017) dans la Forêt Classée de Bamo avec 417 espèces inventoriées, Kassi *et al.* (2017) dans la Forêt Classée de Besso où la flore recensée était de 474, Koffi (2016) dans la Parc national d'Azagny pour 821 espèces comptées, Kouamé (2016) dans la Forêt Classée de Duekoué et de Scio pour 948 espèces recensées et Denguéadhé *et al.* (2006) dans le sud du Parc national de Taï au sud-ouest de la Côte d'Ivoire, avec 1233 espèces rapportées. Ces différences pourraient s'expliquer par le fait que les inventaires dans notre étude n'ont été faites uniquement qu'à partir de relevés de surface. Pourtant dans presque tous les travaux cités, en plus des relevés de surface, des relevés itinérants ont été effectués en vue de compléter la liste floristique en recensant des spécimens de chaque nouvelle espèce supplémentaire rencontrée. En revanche, dans la zone soudanaise, les résultats obtenus dans notre étude

montrent un niveau de richesse spécifique supérieure à celui obtenu dans les travaux de Gueulou (2022) dans les forêts de Lataha, de Dolékaha et à Korhogo. Par contre, le niveau de richesse spécifique dans notre étude dans la zone soudanaise reste inférieur à la richesse spécifique obtenue par Ouedraogo *et al.* (2022) en zone soudanaise au Burkina Faso. Cela est dû au fait que le relevé itinérant a été également appliqué par cet auteur. La richesse floristique de la zone ombrophile représente environ 5,94% de celle de toute la flore Ivoirienne, celle de la zone mésophile représente environ 5,20% et celle de la zone soudanaise représente à peu près 2,11%. En effet, la flore de la Côte d'Ivoire contient 3 882 espèces réparties en 1 218 genres et 192 familles (Aké-Assi, 2001, 2002). Ces faibles pourcentages pourraient s'expliquer par le fait que dans nos travaux, seulement les ligneux dont les DBHs étaient supérieurs ou égal à 2,5 cm ont été pris en compte, mais également par le fait que la taille des forêts investiguées est relativement petite.

6.2. Diversité de la flore dans les forêts secondaires post-culturelles et les forêts primaires

Dans notre étude, nous avons observé que les diversités de Shannon et de Simpson sont plus élevées dans les forêts primaires que dans les biotopes des anciennes forêts secondaires, et ces derniers présentent à leur tour une diversité supérieure à celle des biotopes des jeunes forêts secondaires. Cela traduit bien le retour des espèces dans les forêts secondaires au fil du temps (Koffi, 2016) et caractérise cette dynamique progressive d'une végétation au repos après un épisode culturel (Boukpepsi, 2013). Ces observations vont dans le même sens que celles de N'Guessan (2018) qui soutient dans ses analyses que la reconstitution de la végétation passe progressivement aux forêts secondaires d'un (1) an, 10 ans, 20 ans, 30 ans, 40 ans et plus. Les grandes valeurs de diversités de Shannon et de Simpson recueillies dans les biotopes des forêts secondaires âgées et dans les forêts primaires signifient que ces biotopes présentent une bonne répartition des individus entre les différentes espèces avec une flore suffisamment hétérogène. Par contre, les faibles valeurs obtenues dans les biotopes des forêts secondaires moins âgées indiquent une flore assez homogène dominée par quelques espèces particulières, comme *Cecropia peltata* Linn (Urticaceae) et *Musanga cecropioides* R. Br. (Urticaceae) dans la Forêt Classée de Yaya en zone ombrophile, de *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob. (Asteraceae) dans les Forêts Classées de Téné, d'Agbo 1 et du Haut- Sassandra en zone mésophile (Mbayngone *et al.*, 2008 ; N'Dja & Decocq, 2008b), *Acacia sieberiana* var. *villosa* A. Chev. (Fabaceae) et *Dichrostachys cinerea* (Linn.) Wight & Arn. subsp.

Cinerea (Fabaceae) dans la forêt de Foubou en zone soudanaise. Aussi, les forêts secondaires moins âgées ont de faibles diversités de Shannon et de Simpson du fait de leurs récentes perturbations car le nombre d'espèces, la diversité ainsi que le nombre d'individus de forêt deviennent graduellement importants avec l'âge (De Namur, 1978).

6.3. Caractéristiques structurales et similarité entre les biotopes des forêts secondaires et des forêts primaires

Les résultats ont montré, dans tous les biotopes de toutes les forêts des zones phytogéographiques que la répartition des individus par classes de diamètre présentait une courbe en forme de « J inversée », ce qui permet d'apprécier une répartition décroissante des individus des petites classes de diamètre vers ceux des grandes classes de diamètre. Ceci prouve que la végétation est en pleine reconstitution et montre une augmentation de la proportion des plants d'avenir selon les travaux de Adingra & N'Dja (2016) et de Boukpepsi (2013). La présence d'individus de petits diamètres observés dans le peuplement peut être vue comme un indice de bon équilibre de la végétation, dans la mesure où ces individus de petits diamètres sont considérés comme un vivier de la régénération de cette formation naturelle (Mbayngone *et al.*, 2008 ; Whitmore, 1998). Le même constat a été fait dans les Forêts Classées de Wélor et d'Ouli des savanes soudaniennes et soudano-guinéennes du Sénégal (Mbow, 2009).

Dans nos travaux, il a été observé des similitudes dans l'évolution de certains paramètres. Notamment la surface terrière et la hauteur de Lorey qui ont augmenté progressivement avec l'âge des forêts secondaires dans toutes les zones phytogéographiques. Les forêts primaires ont toujours des valeurs supérieures à celles obtenues dans les biotopes des forêts secondaires, même dans les biotopes des vieilles forêts secondaires. Selon Moutsambote (1985) et N'Guessan *et al.* (2019), les forêts secondaires les plus âgées, même de plus de 50 ans continuent de subir des processus de succession avec le remplacement graduel des jeunes arbres par des arbres matures. Les forêts primaires des zones mésophile et ombrophile possèdent les plus grandes surfaces terrière moyennes. Cela démontre que la majorité des arbres des forêts primaires de ces zones possèdent de grands diamètres. Ces résultats vont dans le même sens que ceux de Devineau (1984) effectués dans quelques forêts à l'ouest de la Côte d'Ivoire. Cet auteur avait trouvé pour des DBH ≥ 10 cm, des valeurs de surfaces terrières comprise entre 25 et 59 m².ha⁻¹. Les résultats obtenus dans les zones mésophile et

ombrophile se situent dans la même fourchette que des résultats de travaux menés dans certains écosystèmes forestiers tropicaux, telles que les forêts semi-décidues du Liberia (Parren *et al.*, 1996) et certaines forêts du Benin (Sokpon *et al.*, 2001). Les faibles valeurs obtenues dans la zone soudanaise pourraient se justifier par le fait que la plupart des arbres présents dans les forêts du nord ne sont pas de grandes envergures. Cependant, les valeurs de surface terrière obtenues dans les reliques des forêts en zone sèche tropicale au nord de la Côte d'Ivoire (48,99 m².ha⁻¹ à Korhogo et 46,40 m².ha⁻¹ à Dolékaha) (Gueulou, 2022) sont largement élevées par rapport à celles obtenues dans cette étude. Cela est serait dû au fait que les travaux de cet auteur se sont déroulés dans des forêts sacrées, qui sont constamment surveillées et bien protégées par les populations locales. En revanche, notre étude s'est déroulée dans des Forêts Classées constamment sous pression anthropique.

Contrairement aux paramètres évalués ci-dessus, la densité des arbres dans les biotopes ne croit pas forcément des forêts secondaires moins âgées au plus âgées et vers les forêts primaires, sa trajectoire est moins aisée à décrire. Selon N'Guessan *et al.* (2019), la variation de la densité des arbres est donc plus complexe, avec une forte augmentation au cours des premières années, puis une diminution progressive, la « règle de l'éclaircissage naturelle », vers des valeurs de forêts primaires. Cette tendance évolutive a déjà été observée également par Adjonou *et al.* (2016) dans des forêts semi-décidues au Togo.

En termes de similitude dans la composition floristique des biotopes, les résultats ont montré que deux biotopes proches en âge ont quasiment des compositions floristiques proches, car ils ont en commun plusieurs espèces qu'avec tout autre biotope. Ces résultats vont dans le même sens que ceux obtenus par N'Guessan (2018), où il a été remarqué que les fortes similarités en matière de composition floristique étaient toujours observées entre deux biotopes successifs. Selon cet auteur, le fait que ces deux biotopes proches ont une forte similarité atteste qu'ils appartiennent au même stade de succession, ils présentent forcément dans ce cas, des lots d'espèces semblables.

6.4. Evaluation des trajectoires de reconstitution des forêts secondaires à l'échelle locale

La restauration des attributs de l'écosystème dans les forêts secondaires tropicales est un processus qui se déroule sur une longue période, mais qui dépend fortement du prisme à travers lequel l'écosystème est examiné (Peña-Claros, 2003). En effet, le premier résultat important de ce travail est que les attributs de l'écosystème (richesse spécifique, diversité de

Simpson, composition, espèces indicatrices des forêts primaires) évaluées à l'échelle locale ne se restaurent pas au même rythme et qu'il est, par conséquent, nécessaire de les considérer tous pour obtenir une image complète des processus écologiques en cours des successions secondaires. Ensuite, le deuxième résultat majeur est que, parmi les facteurs locaux, paysagers et historiques qui ont été étudiés, seuls les deux premiers, c'est-à-dire l'environnement biophysique et le contexte paysager de la parcelle, sont d'une grande importance pour expliquer la variabilité observée des trajectoires de récupération. Nos simulations ont montré que dans des contextes favorables, presque 100 % de la richesse, de la diversité et de la composition des espèces pouvaient être récupérées en moins de 25 ans. Cependant, les espèces typiques des forêts primaires ne reviennent que très lentement. Tous ces résultats suggèrent que la gestion des zones post-forestières peut être très différenciée et suffisamment flexible pour tenir compte des contextes paysagers et des pratiques agricoles, telle que la propension des agriculteurs à quitter ou à ne pas laisser d'arbres rémanents dans leurs cultures. Par ailleurs, il est intéressant de noter que sur à peine 20 ha de forêts inventoriées, le nombre d'espèces recensées est égale à 231, ce qui représente 5,95% (c'est-à-dire le pourcentage d'espèces de la Forêt Classée d'Agbo 1) de la flore ivoirienne (Aké-Assi, 2002) pour une superficie relativement réduite. L'importance de ces forêts secondaires pour la conservation des espèces forestières et la restauration vers des forêts climaciques, riches en biodiversité, et en espèces de fin de succession, est donc cruciale.

6.5. Evaluation des trajectoires de reconstitution des forêts secondaires à l'échelle nationale

Les temps de récupération estimés varient considérablement entre les attributs, un résultat observé dans la plupart des forêts secondaires du monde entier (Poorter *et al.*, 2021). La récupération de 90% de la diversité des forêts primaires en moins de 20 ans montre la très grande résilience de la biodiversité des forêts ouest-africaines. Des résultats similaires ont déjà été observés dans les forêts néotropicales où seulement 20 ans ont suffi pour que les forêts secondaires récupèrent 90% de leur richesse en espèces et de leur diversité (Barros *et al.*, 2020 ; Lennox *et al.*, 2018 ; Rozendaal *et al.*, 2019). En revanche, les forêts secondaires mettent, en moyenne, plus de six décennies pour récupérer 90% de la composition des forêts primaires dans cette étude à l'échelle nationale. Cela peut s'expliquer par le fort indice de similarité entre les forêts primaires. Une autre raison est l'arrivée tardive des espèces

forestières de sous-bois dans les forêts secondaires qui restent ainsi très dynamiques dans leur composition pendant longtemps. Ces résultats corroborent les observations réalisées dans le bassin central du Congo où la convergence de la composition floristique des jeunes forêts vers celle des forêts primaires était plus lente par rapport à la diversité (Makelele *et al.*, 2021). Pour la biomasse, il faut également plusieurs décennies aux forêts secondaires pour récupérer 90% de la biomasse des forêts primaires à l'échelle de la Côte d'Ivoire. Ce long délai pourrait être justifié par le fait que les jeunes forêts secondaires ont une faible productivité de la biomasse (N'Guessan *et al.*, 2019), et aussi parce que les très grands arbres émergents, typiques des paysages ouest-africains, mettent du temps à pousser (Slik *et al.*, 2013). Cependant, ces résultats contrastent quelque peu avec ceux du Bassin du Congo où la récupération de la biomasse est beaucoup plus lente, avec seulement 32% récupérés par les forêts secondaires en 60 ans (Makelele *et al.*, 2021), un écart qui peut être lié à la biomasse plus importante dans les forêts primaires d'Afrique centrale (Avitabile *et al.*, 2016).

6.6. Dynamique spatiale des trajectoires de récupération des attributs de l'écosystème

Les modèles pour la prédiction spatiale utilisés dans ont produit des résultats probants, pour la dynamique spatiale des trajectoires de récupération de la biomasse, de la composition et de la diversité. La puissance prédictive du modèle réside dans sa capacité à sélectionner des prédicteurs environnementaux qui reflètent de façon critique les variations des données ponctuelles des trois attributs évalués. Les performances des modèles présentées dans cette étude sont concluantes ($R^2 = 80\%$ pour la biomasse, 61% pour la diversité et 58% pour la composition ; MAE = 0,04 pour la biomasse, 0,02 pour la diversité et la composition ; RMSE = 0,75 pour la biomasse, 0,44 pour la diversité et 0,55 pour la composition). Ces résultats sont meilleurs que les performances des modèles évalués pour la richesse spécifique ($R^2 = 44\%$, RMSE = 25,40), et la diversité fonctionnelle ($R^2 = 50\%$, RMSE = 48,80) selon Portilloquintero & Hern (2022). Ils surpassent également les performances pour la biomasse ($R^2 = 28\%$, RMSE = 45,40) de la diversité en espèces ($R^2 = 31\%$, RMSE = 11,70) telle que décrit par Hernández-Stefanoni *et al.* (2021) dans les forêts tropicales sèches de la péninsule du Yucatan au sud-est du Mexique. Par contre le RMSE du modèle proposé pour la biomasse est moins bon par rapport à celui de Chabala *et al.* (2017) (RMSE = 0,64) sur le carbone organique du sol en Zambie.

Concernant l'influence des facteurs environnementaux, les proxys des variables locales liés

principalement aux activités de l'homme et à la végétation ont eu des influences plus ou moins marquées sur la reconstitution des trois attributs de l'écosystème. Les variables anthropiques ont toutes des effets négatifs sur la reconstitution de la diversité des forêts secondaires. Leurs influences sur la reconstitution de la biomasse aérienne et la composition floristique sont opposées. La densité de la population et la distance à la ville influencent négativement la composition floristique et la diversité. Cela peut s'expliquer par le fait qu'une forte population dans une zone rime avec une forte pression sur la végétation immédiate, pour des besoins alimentaires, pour le bétail, pour le bois de chauffage etc. Selon Qu *et al.* (2018), l'accroissement de la population humaine dans une région a un impact sur l'utilisation des terres et les modifications de la végétation à l'échelle régionale (Geest & Vrieling, 2015 ; Olsson *et al.*, 2005). Ces pressions entraînées par la grande taille de la population dans une région affectent négativement la composition floristique et la structure et font baisser la diversité de la végétation (Zhu *et al.*, 2007). Pour Wang *et al.* (2021), le type d'utilisation des terres adopté par les populations locales est le reflet le plus direct des activités humaines qui influent considérablement sur la croissance de la végétation régionale (Li *et al.*, 2018). Pour ce qui est de la distance à la ville, plus elle est réduite, plus les zones urbaines et la superficie des terres industrielles augmentent. Cela favorise la réduction de la superficie forestière, la suppression définitive du couvert forestier dans certaines zones et la perturbation de la composition floristique et de la diversité de la végétation des aires proches des villes. La lisière forestière et l'occurrence de feu ont des effets négatifs sur la reconstitution de la biomasse et de la diversité, alors que leurs effets sont positifs sur la reconstitution de la composition floristique. Pour ce qui est de la lisière forestière, elle fait partie des obstacles les plus importants à la récupération des attributs de l'écosystème des forêts tropicales primaires par les forêts secondaires. Cela s'explique par son impact sur la dispersion des graines d'arbres forestiers et la compétition des jeunes plants avec les graminées en début de succession (Holl *et al.*, 2000). Plusieurs auteurs (Cubiña & Mitchell-Aide, 2001 ; Holl *et al.*, 2000, Zimmerman *et al.* 2000) confirment le fort impact de la distance aux lisières de la forêt sur la source de graines, ce qui pourrait également être à l'origine de l'effet négatif sur la reconstitution de la biomasse aérienne observés dans notre étude. Le nombre d'espèces dans les forêts secondaires diminue avec la distance de la lisière forestière et cause des changements dans la composition des espèces. Ces conclusions sont confirmées par Günter *et*

al. (2007) qui ont observés dans les forêts secondaires, une similitude décroissante dans la composition des espèces le long d'un gradient spatial, qui correspond à une distance croissante de la lisière forestière. L'une des principales raisons du faible taux d'arrivée des graines dans les forêts secondaires est que la plupart des arbustes et des arbres tropicaux sont dispersés par les animaux, et de nombreux oiseaux et chauves-souris frugivores évitent les grandes zones ouvertes qui pourraient les exposer aux prédateurs, en particulier s'il n'y a pas de perchoirs ou de fruits (Cubiña & Mitchell-Aide, 2001 ; Engel & Parrotta, 2001 ; Günter *et al.*, 2007 ; Zimmerman *et al.*, 2000). Selon les travaux de Nangendo *et al.* (2002), une biodiversité élevée dans la régénération est due à une petite distance de la lisière forestière et des arbres rémanents dans les prairies qui ont contribué à la dispersion des graines. Aussi, Milder *et al.* (2008) attribuent, en plus de la distance à la lisière forestière, la colonisation des zones dégradées en la capacité des espèces à coloniser car, pour eux, les mécanismes d'expansions varient d'une espèce à une autre. Cela suggère que certaines espèces auront des tendances à la colonisation de petite portée et d'autres de grande portée. La proximité des zones urbaines, des routes et des autoroutes endommage la régénération et favorise à la fois la déforestation et les feux de brousse. La gravité des incendies est l'un des facteurs qui façonnent le paysage des régions tout en ralentissant le processus de régénération dans les forêts secondaires (dos Santos *et al.*, 2019). Les feux de brousses peuvent endommager les fragments de forêt et les zones de régénération, affectant ainsi la reconstitution de la biomasse aérienne et la réduction de la diversité par la raréfaction voire l'extinction des espèces les plus vulnérables. Le feu, outre l'association avec une forte mortalité de la végétation, a également un impact négatif sur la banque de graines et la structure du sol (Schmerbeck & Fiener, 2015). Le feu affecte négativement même les biomes les plus tolérants comme les écosystèmes méditerranéens. La fréquence des incendies à des intervalles de plus en plus courts entrave la régénération naturelle et réduit la diversité des espèces (Tessler *et al.*, 2016). Sansevero *et al.* (2017) ont évalué une forêt régénérée, 15 ans après le passage du feu et ils ont observé que le site d'étude présentait des valeurs inférieures de richesse en espèces, de biomasse aérienne et d'indice de surface foliaire par rapport aux forêts primaires. Dos Santos *et al.* (2019) affirment d'ailleurs que les modèles d'occurrence des incendies de forêt sont pratiquement opposés aux modèles de régénération naturelle. Cela suggèrent une relation entre la dynamique forestière et les incendies et soutient cette thèse de dos Santos *et al.*

(2016), selon laquelle le feu est un modélisateur du paysage. La récurrence des feux de brousse contribue à inhiber la régénération naturelle (Schmerbeck & Fiener, 2015), gage d'un bon niveau de biomasse aérienne et elle réduit la diversité globale (Andersen *et al.*, 2012 ; Legge *et al.*, 2011) dans les forêts secondaires. Nos résultats montrent un effet positif du nombre d'occurrence de feu sur la reconstitution spatiale de la composition floristique. Cette récupération est beaucoup plus rapide dans le nord de la Côte d'Ivoire (forêts claires) qui a un écosystème adapté au feu que dans les zones humides au sud (forêts semi-décidues et sempervirentes) (Souza-Alonso *et al.*, 2022). Dans les écosystèmes adaptés, les feux de faibles intensités maintiennent les ressources écologiques bénéfiques pour les plantes (Souza-Alonso *et al.*, 2022). Dans cette étude, il a été constaté que le nombre de détection de feux actifs sur 25 ha de 2000 à 2017 était plus petits au nord, dans la zone soudanaise (447 feux en moyenne) que dans les zones mésophile (512 feux en moyenne) et ombrophile (584 feux en moyenne). A cause du faible nombre d'espèces par rapport au sud et du petit nombre de feu, la composition de la flore du nord aura tendance à être récupérée assez rapidement par les forêts secondaires post-culturelles.

Pour ce qui est des variables associées à la végétation, la couverture des arbres influence positivement la reconstitution de la biomasse aérienne et de la diversité floristique, alors que son effet est négatif sur la composition floristique. Nos résultats soutiennent l'hypothèse selon laquelle l'augmentation de la couverture de la canopée peut faciliter la restauration des forêts dégradées en créant des microhabitats favorables à la régénération des arbres (Ashton *et al.*, 2014 ; Holl *et al.*, 2000 ; Osuri *et al.*, 2021). Selon Ashton *et al.* (2014), la couverture de la canopée contribue à augmenter la densité, et la diversité, et elle est positivement associée à la régénération des espèces de fin de succession, mais pas forcément des espèces de début de succession. Ce qui veut dire que la couverture des arbres disséminés dans le paysage facilite la récupération des espèces typiques des forêts primaires par les forêts secondaires. Ces espèces sont généralement des espèces à croissance lente et émergent dans la succession quand les conditions microclimatiques sont réunies. En plus de modifier les microhabitats pour favoriser la germination et la survie des graines, la couverture des arbres peut influencer les processus induits par les animaux tels que la dispersion des graines et la prédation qui façonnent la régénération naturelle dans les forêts tropicales (Paine *et al.*, 2016 ; Terborgh *et al.*, 2008). Les étages des arbres dominants qui attirent les frugivores peuvent augmenter la dispersion des

graines dans les forêts secondaires (Augusto *et al.*, 2015 ; Osuri *et al.*, 2017 ; Sansevero *et al.*, 2011).

6.7. Evaluation des zones potentielles pour la reconstitution rapide des forêts secondaires en Côte d'Ivoire

Dans cette étude, les taux de récupération de la biomasse aérienne, de la diversité et de la composition floristique diffèrent d'un attribut à un autre, d'une zone phytogéographique à une autre, et d'une région à une autre. Il n'était pas évident d'identifier avec beaucoup de certitude des régions où l'on pouvait observer la récupération à la fois de la biomasse aérienne, de la composition et de la diversité dans un même laps de temps. La configuration générale observée était la récupération rapide de deux attributs de l'écosystème dans presque le même temps comme par exemple, la diversité et la composition au nord, au nord-est et au nord-ouest, ou la récupération de la biomasse aérienne et de la diversité à l'est, au sud-est, au sud, à l'ouest et au sud-ouest dans quasiment la même plage de temps. Cependant, certaines zones, malgré ce schéma de restauration à l'échelle du pays, sont beaucoup plus favorables pour permettre la récupération des trois attributs en même temps. Il s'agit des zones de l'est, du centre-est, du sud-est, de l'ouest et de la partie méridionale du sud-ouest. Après, la restauration du paysage dans les autres zones est également possible, mais prendra probablement plus de temps et pourraient convenir à des projets qui visent des résultats à long terme. Ces zones potentielles pour la restauration rapide des attributs de l'écosystème ont été identifiées pour les raisons suivantes.

En premier lieu, les zones de l'est et du centre-est de la Côte d'Ivoire ont perdu leur rang de première boucle de la culture du cacao depuis 1973 (Yapi & Kouadio, 1991). De ce fait, les anciens champs de cacao qui ne produisent plus suffisamment de cabosses sont laissés en jachère, en régénération naturelle pour la plupart. Ces zones du pays détenaient entre 22 et 28% de la totalité des surfaces occupées par la culture de cacao de 1950 à 1968 (Yapi & Kouadio, 1991). Suite aux conditions de production qui commencèrent à se dégrader dans la boucle, l'immigration du nombre impressionnant de la main d'œuvre originaire de la Côte d'Ivoire et surtout de l'étranger, venus des autres pays voisins, cédait petit à petit à l'émigration (Yapi & Kouadio, 1991). En plus, les premiers foyers du Swollen shoot (maladie virale du cacaoyer) sont apparus en 1943 dans les localités de Kongodia et Sakandiokro à l'est et ont occasionné d'importants dégâts suite à l'arrachage des pieds atteints par le virus

(Alibert, 1946). Tout cela à contribuer à réduire la pression sur les forêts, mais également à délaissier dans le paysage de nombreuses forêts secondaires post-culturelles en régénérations continues. En effet, les zones de l'est et du centre-est de la Côte d'Ivoire, jadis prisées pour la culture du cacao et du café, ne suscitent plus autant d'intérêt aujourd'hui, au profit de nouvelles zones plus favorables. Ainsi, ces sites se distinguent comme des emplacements privilégiés permettant une récupération rapide des attributs de l'écosystème à l'échelle de la Côte d'Ivoire, grâce à leur paysage hétérogène composé de vestiges de forêts primaires et de forêts secondaires très anciennes.

Ensuite, le potentiel du sud-est et de la partie méridionale du sud-ouest ivoirien, à se reconstituer rapidement après l'abandon des terres, est la présence des Forêts Classées, des parcs et réserves moins infiltrés. Dans la zone du sud-est, certaines Forêts Classées comme Mabi et Yaya sont aujourd'hui peu dégradées et moins infiltrées et ont même été érigées en réserves naturelles en 2020 (MINEF, 2020). Le fort taux de couverture engendré par ces massifs forestiers crée de meilleures conditions climatiques (pluviométrie, amplitude thermique, saisonnalité des précipitations...) qui facilitent le processus de régénération des terres abandonnées dans ces zones. Au niveau de la partie méridionale du sud-ouest, la présence du Parc national de Taï permet d'avoir des conditions propices pour une reconstitution rapide des forêts secondaires comme dans le sud-est. Le Parc national de Taï est le massif forestier ivoirien le mieux conservé. Il abrite encore de grands mammifères comme les éléphants, les chimpanzés et diverses espèces d'oiseaux. Sa grande diversité floristique associée à sa diversité faunique lui permettent de servir à la fois de source de graine et d'habitat pour les animaux disperseurs de graines de tout type (Chatelain *et al.*, 2001 ; Renaat *et al.*, 2001) qui pourront ensemercer les forêts secondaires des graines de nombreuses espèces d'arbres, grâce à leur connexion avec ce massif. De plus, ces forêts (Mabi, Yaya et Taï) font partir des domaines de l'Etat qui sont beaucoup plus distantes des populations locales, ce qui réduit la densité de la population dans leur environnement immédiat (Yao *et al.*, 2005). Selon dosSantos *et al.* (2019), la diminution de la population rurale est souvent liée à l'abandon de nombreuses activités dans ces zones, ce qui favorise le processus de régénération naturelle. Les conditions climatiques favorables entraînées par la présence des forêts primaires dans le sud-est et dans la partie méridionale du sud-ouest de la Côte d'Ivoire, et la faible densité de population autour de ces forêts sont des atouts cruciaux pour une

récupération rapide des propriétés des forêts primaires par les forêts secondaires qui les ont remplacées.

Enfin, bien que l'ouest ivoirien subit très régulièrement des pressions anthropiques telles que l'agriculture extensive sur brûlis, l'exploitation incontrôlée des produits forestiers (non ligneux et bois d'œuvre), il possède un potentiel pour la restauration rapide de son paysage forestier. Grâce à son relief assez particulier composé en majeure partie de montagnes et de pentes, cela rend parfois inaccessibles certains endroits aux activités humaines. Les montagnes et les endroits abrupts freinent en soi les matrices urbaines (construction d'ouvrages hydroélectriques, de route...) qui perturbent le flux de nombreux disperseurs (Bortoleto *et al.*, 2016), et l'extension des plantations sur de nouvelles aires et permet de conserver quelques îlots de forêts primaires (Alaoui & Novo, 2005). Ces îlots de forêts vont constituer des habitats pour la biodiversité locale, atténuer les effets du changement climatique dans la région, favoriser les précipitations et faciliter ainsi la régénération naturelle et la restauration des terres abandonnées. Les zones basses et plates attirent une plus grande occupation humaine, que ce soit pour le logement ou pour les activités économiques, ce qui intensifie la déforestation dans ces zones. En revanche, les parties les plus élevées rendent difficile, voire impossible, l'implantation de logements et la production agricole (dos Santos *et al.*, 2019). Les forêts primaires inaccessibles à cause des pentes et des montagnes vont servir de réservoirs pour la biodiversité et créer un climat régional propice qui permettra aux terres abandonnées de se reconstituer rapidement dans l'ouest de la Côte d'Ivoire.

**CONCLUSION, PERSPECTIVES ET
RECOMMANDATIONS**

Conclusion

Les forêts secondaires sont le futur du patrimoine forestier ouest-africain, mais jusque-là, il y a eut très peu d'études détaillées sur sa dynamique en Côte d'Ivoire. Ces travaux de recherches avaient pour but de contribuer à la connaissance du potentiel de reconstitution des forêts secondaires en Côte d'Ivoire car les travaux menés jusqu'à présent étaient réalisés à petites échelles.

Il ressort de l'interprétation de l'analyse descriptive de la dynamique forestière que la zone mésophile compte plus d'espèces que les zones ombrophile et soudanaise. La flore de la zone ombrophile comporte 378 espèces végétales ligneuses appartenant à 216 genres et à 69 familles. La zone mésophile comporte en moyenne 442 espèces réparties entre 253 genres en moyenne au sein de 64 familles. La zone soudanaise renferme 123 espèces réparties entre 83 genres au sein de 30 familles. Les résultats ont montré qu'après l'abandon des terres, les forêts secondaires qui en résultent se développent bien après plusieurs années de succession. La composition floristique des forêts secondaires converge vers celle des forêts primaires au fil du temps, avec un nombre d'espèces indicatrices de forêts primaires qui est plus élevé dans les forêts secondaires les plus âgées. Les grandes valeurs de diversités de Shannon et de Simpson obtenues dans les biotopes des forêts secondaires âgées et dans celui des forêts primaires montre l'hétérogénéité de la végétation des forêts tropicales. De manière générale, la surface terrière, ainsi que la hauteur de Lorey ont augmenté progressivement avec l'âge de la forêt secondaire dans toutes les zones phytogéographiques. Ils sont maximisés dans les forêts secondaires âgées et dans les forêts primaires. Aussi, la densité des arbres des forêts, dominée par les individus de petits diamètres confirme la forte réserve de recru des forêts secondaires pour le futur. Permettre aux forêts secondaires d'évoluer naturellement vers des forêts matures est la solution la plus simple et la moins chère pour regagner un couvert forestier significatif dans des zones fortement dégradées. C'est également la solution la moins interventionniste, par rapport à la régénération naturelle assistée ou à la plantation traditionnelle d'arbres.

Les résultats de la modélisation des attributs de l'écosystème à l'échelle locale montrent que les taux de récupération de la biodiversité varient fortement d'un attribut à un autre. Il a été montré que la composition floristique se reconstitue plus rapidement que la diversité

floristique et la richesse spécifique. Les espèces indicatrices des forêts primaires mettent longtemps à se reconstituer. A l'aide d'une approche de modélisation bayésienne intégrée, il a été démontré que les facteurs locaux et paysagers jouent un rôle clé dans la vitesse de restauration des forêts. Dans des conditions optimales, la plupart des dimensions de la biodiversité étudiée sont restaurées en moins de 25 ans.

Les résultats sur la modélisation des attributs de l'écosystème à l'échelle nationale ont permis de savoir que la diversité floristique est le premier attribut récupéré par les forêts secondaires, suivi de la composition floristique et de la biomasse aérienne. La récupération de 50% de la valeur initiale des trois attributs par les forêts secondaires se fait en moins de 35 ans à l'échelle nationale. Il a été constaté que la diversité floristique et la biomasse aérienne se reconstituent plus vite dans les zones ombrophile et mésophile que dans la zone soudanaise. Les facteurs locaux et pédoclimatiques nationales testés contribuent à la compréhension de la variabilité des trajectoires de récupération des attributs. La reconstitution de la diversité floristique est plus sous l'influence des facteurs locaux liés à la gestion passée de la forêt secondaire et aussi au contexte paysager. La reconstitution de la composition est plutôt régie par les facteurs pédoclimatiques nationaux, notamment la saisonnalité des précipitations et la température annuelle. Quant à la biomasse aérienne, elle dépend aussi bien des facteurs locaux qui initient la succession que des facteurs pédoclimatiques nationales qui l'orientent en fonction de la zone phytogéographique.

La dernière partie des travaux qui a porté sur la modélisation spatiale a permis d'observer la reconstitution spatiale de la biomasse aérienne, de la diversité et de la composition floristique à l'échelle nationale. Aussi, cette approche a permis dans un premier temps de produire une carte de vitesse de récupération qui a montré que la diversité floristique se récupère très bien sur tout le territoire. La biomasse aérienne et la composition floristique ne se récupèrent pas de la même manière sur tout le territoire et prennent plus de temps (90% des valeurs dans les forêts primaires récupérées en 60 ans par les forêts secondaires) à se reconstituer. La carte de restauration établie par la suite a aidé à identifier l'est, le centre-est, le sud-est, l'ouest et la partie méridionale du sud-ouest comme des zones potentielles, dans lesquelles la biomasse aérienne, la composition floristique et la diversité floristique se restaurent assez rapidement et conjointement.

Perspectives

Notre recherche offre un point de départ pour aborder les questions sur la politique nationale de protection des forêts primaires et plan de réhabilitation des zones fortement déboisées et définir les futurs efforts de recherche sur la restauration du paysage. Il serait donc judicieux d'envisager très prochainement :

- d'étendre les zones d'échantillonnage à de nouvelles zones (sur une grande partie du territoire) pour acquérir plus de données qui permettront de minimiser les incertitudes sur les prédictions ;
- de tester des itinéraires techniques pour la régénération naturelle et/ou assistée dans des parcelles expérimentales à l'échelle de la Côte d'Ivoire ;
- d'identifier une liste d'essences locales pour le reboisement systématique ou assisté et d'enrichissement, appropriées pour chaque région à l'intérieur de chaque zone phytogéographique et en fonction du potentiel réel de reconstitution de la forêt secondaire ;
- d'étendre cette étude sur les trajectoires de reconstitution des ressources forestières utiles pour l'alimentation et la pharmacopée afin que les populations locales se sentent directement concernées et impliquées dans la gestion durable et la valorisation des forêts secondaires.

Recommandations

Les forêts secondaires résultent de la déforestation des forêts primaires par les activités anthropiques. Ces forêts secondaires fournissent de précieux services écosystémiques, notamment du bois d'œuvre et de chauffage, du fourrage pour le bétail, des produits forestiers non ligneux, et contribuent également à la purification de l'eau. Afin de s'assurer que ces forêts secondaires puissent continuer à fournir ces services et éviter leur défrichement à nouveau ainsi que celui des forêts primaires, nous faisons des recommandations à l'Etat, aux gestionnaires et aux populations rurales :

A l'Etat, nous recommandons

- de soutenir les chaînes commerciales de produits forestiers non ligneux pour augmenter les bénéfices économiques des forêts secondaires ;
- d'éviter la déforestation à grande échelle, en partie causée par les concessions accordées aux grandes entreprises privées, qui déstructurent totalement le paysage, éliminent tous les arbres rémanents et handicapent ainsi la reprise naturelle une fois la culture abandonnée ;
- de protéger les arbres rémanents dans les champs des petits agriculteurs en donnant à ces derniers une véritable propriété sur ces arbres, de manière à les considérer comme un capital sur pied à préserver, afin que ces arbres ne puissent plus être vendus dans le cadre de concessions accordées à des sociétés forestières ;
- de protéger systématiquement les quelques forêts primaires restantes, qui constituent les principales sources de semences pour la reforestation naturelle.

Aux gestionnaires des forêts, nous recommandons

- au nord, lorsque les conditions locales sont favorables (bonne connectivité, présence de nombreux arbres rémanents), laisser se dérouler la succession secondaire qui, en moins de trois décennies, aboutira à une forêt assez comparable aux forêts primaires ;
- au sud, lorsque les conditions locales sont défavorables (mauvaise

connectivité, pas ou peu d'arbres rémanents), utiliser des techniques de restauration naturelle assistée pour accélérer l'installation/la croissance des arbres. Ces techniques ont déjà fait leurs preuves dans les zones sahéliennes et soudaniennes et pourraient être mises en œuvre à peu de frais dans les forêts claires où la flore est relativement similaire ;

- au sud, lorsque les conditions locales sont favorables, protéger et nettoyer autour des jeunes arbres d'intérêt dans la mesure où la lenteur relative de la reconstitution n'est pas liée à une absence de régénération mais à la concurrence des herbacées, lianes et espèces pionnières. Ces interventions sylvicoles ciblées permettent également de gérer le peuplement pour favoriser les espèces d'intérêt pour les populations locales ;
- au sud, lorsque les conditions locales sont défavorables, reboiser avec une combinaison d'espèces locales afin de minimiser les risques écologiques, sanitaires et commerciaux et d'utiliser des techniques de plantation de type « Taungya » qui, durant les premières années de plantation, permettent à la population rurale de mettre en place leur culture tout en entretenant les jeunes plants.

Aux populations rurales, nous recommandons

- de promouvoir des pratiques agricoles durables, c'est-à-dire non itinérantes, telles que l'agroforesterie dans le cadre d'une transition agro-écologique afin d'assurer le maintien durable des ménages ;
- de développer des pratiques de gestion communautaire des forêts pour une gestion plus durable des ressources forestières.

REFERENCES

- Adingra K.O.M.-M.A. (2017). Dynamique du peuplement et stocks de carbone dans la mosaïque de végétation de carbone dans la mosaïque de végétation de la forêt classée de Bamo (Côte d'Ivoire). Thèse Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny, Côte d'Ivoire : 158 p.
- Adingra K.O.M.-M.A. & N'Dja K.J. (2016). Diversité floristique, structure et dynamique des jachères post-culturelles de la forêt classée de Bamo (Côte d'Ivoire). *Agronomie Africaine*, **28** (1) : 24-32.
- Adjanooun E. (1964). Végétation des savanes et des rochers découverts en Côte d'Ivoire centrale. *Mémoire no 7, ORSTOM*, (Paris) : 178.
- Adjonou K., Radji A.R. & Kokutse A.D. (2016). Considération des caractéristiques structurales comme indicateurs écologiques d'aménagement forestier au Togo (Afrique de l'Ouest). *Vertigo*, **16** (1) : 16.
- Aimé V.B.T., Yves A.Y.C., Djaha K., Hyppolite N.D. & Edouard N.K. (2010). Diversités floristique et structurale sur le site d'une réserve naturelle volontaire à azaguié, sud-est de la Côte d'Ivoire. *European Journal of Scientific Research*, **45** (3) : 411-421.
- Akaike H. (1973). Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle BT - Breakthroughs in Statistics : Foundations and Basic Theory Breakthroughs in Statistics. 610-624 p. Consulté à l'adresse https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0919-5_38
- Aké-Assi L. (2001). Flore de Côte d'Ivoire 1 catalogue systématique, biogéographie et écologie. Tome 1. Conservatoire et Jardin Botaniques, Genève (Suisse) : 396 p.
- Aké-Assi L. (2002). Flore de Côte d'Ivoire 2, catalogue systématique, biogéographie et écologie. Tome 2. Conservatoire et Jardin Botaniques, Genève (Suisse) : 401 p.
- Alaoui M.L. & Novo F.G. (2005). Diversité, structure et dynamique de la végétation dans deux massifs montagneux méditerranéens : Abandon au nord et pression humaine croissante au sud. *Acta Botanica Gallica*, **152** (4) : 457-464.
- Alibert H. (1946). Note préliminaire sur une nouvelle maladie du cacaoyer le « Swollen shoot ». *Agronomie tropicale*, (Paris 1) : 34-43.

- Allen J.C., Barnes D.F., Allen J.C. & Barnest D.F. (2015). The Causes of Deforestation Developing Countries. *Annals of the Association of American Geographers*, **75** (2) : 163-184.
- Amani B.H.K., N'Guessan A.E., Derroire G., N'dja J.K., Elogne A.G.M., Traoré K., Zo-Bi I.C. & Hérault B. (2021). The potential of secondary forests to restore biodiversity of the lost forests in semi-deciduous West Africa. *Biological Conservation* : **259**.
- Andersen A.N., Woinarski J.C.Z. & Parr C.L. (2012). Savanna burning for biodiversity : Fire management for faunal conservation in Australian tropical savannas. *Austral Ecology*, **37**(6) : 658-667.
- APG IV (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants : APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* : **181** (1), 1-20.
- Armentano T.V. & Ralston C.W. (1980). The role of temperate zone forests in the global carbon cycle. *Canadian Journal of Forest Research*, **10** (1) : 53-60.
- Ashton M.S., Gunatilleke C.V.S., Gunatilleke I.A.U.N., Singhakumara B.M.P., Gamage S., Shibayama T. & Tomimura C. (2014). Restoration of rain forest beneath pine plantations : A relay floristic model with special application to tropical South Asia. *Forest Ecology and Management*, **329** : 351-359.
- Aubreville A. (1959). La flore forestière de la Cote d'Ivoire, 2nd Edition. *Centre Technique Forestier Tropical, Nogent-sur-Marne*, **3 Vols** : 372.
- Augusto R., Viani G., Bonini N., Meireles M., Carolina D., Castro V., Gusson E. & Brancalion
- P.H.S. (2015). Natural Regeneration in Plantations of Native Trees in Lowland Brazilian Atlantic Forest : Community Structure, Diversity, and Dispersal Syndromes. *Natureza & Conservação*, **13** (1) : 41-46.
- Avenard J.M. (1971). Le milieu naturel de la Côte-d'Ivoire. *Études Rurales*, **48** (1), 185-186.
- Avitabile V., Herold M., Heuvelink G.B.M., Lewis S.L., Phillips O.L., Asner G.P., Armston J., Ashton P.S., Banin L., Bayol N., Berry N.J., Boeckx P., de Jong B.H.J., Devries B.,

- Girardin C.A.J., Kearsley E., Lindsell J.A., Lopez-Gonzalez G., Lucas R., Malhi Y., Morel A., Mitchard E.T.A., Nagy L., Qie L., Quinones M.J., Ryan C.M., Ferry S.J.W., Sunderland T.,
- Laurin G.V., Gatti R.C., Valentini R., Verbeeck H., Wijaya A. & Willcock S. (2016). An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. *Global Change Biology*, **22** (4) : 1406-1420.
- Barros T.C., Elias F., Romano L.L. & Ferreira J. (2020). Natural recovery of plant species diversity in secondary forests in Eastern Amazonia : contributions to passive forest restoration. *Revista Brasileira de Botanica*, **43** (1) : 165-175.
- Becknell J.M., Kissing Kucek L. & Powers J.S. (2012). Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests : A literature review and global synthesis. *Forest Ecology and Management*, **276** : 88-95.
- Bertault J.-G. (1986). Etude de l'effet d'interventions sylvicoles sur la régénération naturelle au sein d'un périmètre expérimental d'aménagement en forêt dense humide de Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat 3e cycle, Faculte des sciences, Université de Nancy : 254.
- Besseau P., Graham S. & Christophersen T. (2018). Restauration des paysages forestiers : la clé d'un avenir durable, Partenariat mondial pour la restauration des paysages forestiers, Vienne, Autriche. *Vienne, Autriche*.
- Blondel J. (1979). Biogéographie et écologie. Masson & Cie, Paris, 173 p. Blondel J. (1986). Biogéographie évolutive. Masson, Paris : 211 p.
- Bortoleto L.A., Figueira C.J.M., Dunning J.B., Rodgers J. & Da Silva A.M. (2016). Suitability index for restoration in landscapes : An alternative proposal for restoration projects. *Ecological Indicators*, **60** : 724-735.
- Boukpepsi T. (2013). Diversité floristique, structure et dynamique des agrosystèmes « abandonnés » de la préfecture de sotouboua (Centre-Togo). *Revue du CAMES*, **1**, 176-197.
- Boyle B., Hopkins N., Lu Z., Raygoza Garay J.A., Mozzherin D., Rees T., Matasci N., Narro M.L., Piel W.H., McKay S.J., Lowry S., Freeland C., Peet R.K. & Enquist B.J. (2013). The taxonomic name resolution service : An online tool for automated standardization

- of plant names. *BMC Bioinformatics* : **14** (1).
- Brown S. (1997). Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests FAO Forestry Paper. Rome : 134 p.
- Butsic V., Baumann M., Shortland A., Walker S. & Kuemmerle T. (2015). Conservation and conflict in the Democratic Republic of Congo : The impacts of warfare, mining, and protected areas on deforestation. *Biological Conservation*, **191** : 266-273.
- Calvo-Rodriguez S., Sanchez-Azofeifa A.G. Duran S.M., & Espírito-Santo M.M. (2017). Assessing ecosystem services in Neotropical dry forests : A systematic review. *Environmental Conservation*, **44** (1) : 34-43.
- Campo J. & Vázquez-Yanes C. (2004). Effects of nutrient limitation on aboveground carbon dynamics during tropical dry forest regeneration in Yucatán, Mexico. *Ecosystems*, **7** (3) : 311-319.
- Carpenter B., Gelman A., Hoffman M.D., Lee D., Goodrich B., Betancourt M., Brubaker M.A., Guo J., Li P. & Riddell A. (2017). Stan : A probabilistic programming language. *Journal of Statistical Software* : **76** (1).
- Ceccon E., Sánchez S. & Campo J. (2004). Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry forests of differing successional status in Yucatán, Mexico : a field experiment with N and P fertilization Eliane. *Plant Ecology*, **170** (2) : 277-285.
- Chabala L.M., Mulolwa A. & Lungu O. (2017). Application of Ordinary Kriging in Mapping Soil Organic Carbon in Zambia. *Pedosphere*, **27** (2) : 338-343.
- Chabrierien O. (2002). Analyse intégrée de la diversité des communautés végétales dans les pelouses calcicoles de la basse vallée de la Seine. Université de Paris-Sud, Centre d'Orsay (Orsay, France) : 231 p.
- Chatelain C. (1996). Possibilité d'application de l'imagerie satellitaire à haute résolution pour l'étude des transformations de la végétation en Côte d'Ivoire. *Thèse de Doctorat ès Sciences, Faculté des Sciences, Université de Genève, (Suisse)* : 206.
- Chatelain C., Kadjo B., Koné I. & Refisch J. (2001). Relations faune-flore dans le Parc National de Taï : une étude bibliographique.

- Chave J., Réjou-Méchain M., Búrquez A., Chidumayo E., Colgan M.S., Delitti W.B.C., Duque A., Eid T., Fearnside P.M., Goodman R.C., Henry M., Martínez-Yrizar A., Mugasha W.A., Muller-Landau H.C., Mencuccini M., Nelson B.W., Ngomanda A., Nogueira E.M., Ortiz- Malavassi E., Péliissier R., Ploton P., Ryan C.M., Saldarriaga J.G. & Vieilledent G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, **20** (10) : 3177-3190.
- Chazdon R.L. (2008). Beyond deforestation : Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*.
- Chazdon R.L., Peres C.A., Dent D., Sheil D., Lugo A.E., Lamb D., Stork N.E. & Miller S.E. (2009). The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, **23** (6) : 1406-1417.
- Chen T., Xia J., Zou L. & Hong S. (2020). Quantifying the influences of natural factors and human activities on ndvi changes in the hanjiang river basin, china. *Remote Sensing*, **12** (22) : 1-21.
- CILSS (2016). Les Paysages de l’Afrique de l’Ouest : Une Fenêtre sur un Monde en Pleine Évolution. *U.S. Geological Survey EROS, 47914 252nd St, Garretson, SD 57030, (UNITED STATES)* : 219.
- Cordonnier T., Berger F., Chauvin C., Courbaud B., Fuhr M., Tenerelli P., Lafond V., Luque S. & Mao Z. (2016). Modéliser et quantifier les services écosystémiques forestiers à l’échelle des petits territoires. *Sciences Eaux & Territoires*, **Numéro 21** (4) : 58.
- Corlett R.T. (1995). Tropical secondary forests. *Progress in Physical Geography*, **19** (2) : 159-172.
- Cortés-Calderón S., Mora F., Arreola-Villa F. & Balvanera P. (2021). Ecosystem services supply and interactions along secondary tropical dry forests succession. *Forest Ecology and Management*, **482** (August 2020).
- Crist E., Mora C. & Engelman R. (2017). The interaction of human population, food production, and biodiversity protection. *Science*.

- CTFT (1989). Mémento du Forestier (3rd ed.) Paris. *Ministère Français de la Coopération et du Développement* : 1266.
- Cubiña A. & Mitchell-Aide T. (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica*, **33** (2) : 260-267.
- Curtis R.O. & Marshall D.D. (2000). Why Quadratic Mean Diameter ? *Western Journal of Applied Forestry*, **15** (3) : 137-139.
- De Cáceres & Florian J. (2019). Package 'indicspecies' Relationship Between Species and Groups of Sites. **V.1.7.8** : 1-32.
- De Cáceres M., Legendre P., Wiser S.K. & Brotons L. (2012). Using species combinations in indicator value analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, **3** (6) : 973-982.
- De Namur C. (1978). Quelques caractéristiques du développement d'un peuplement ligneux au cours d'une succession secondaire In : Observation sur les premiers stades de reconstitutions de la forêt (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire). Cahiers de l'ORSTOM, série Biologie XIII (3) : 211-233 p.
- Decocq G. (1997). Contribution à l'étude phytosociologique de l'actuelle Theoracia Sylva (Thiérange, Aisne, France). Essai d'analyse systémique des phénomènes phytodynamiques. Thèse Doctorat, Université de Lille 2 : 442 p.
- Deng F., He Y. & Zang R. (2018). Recovery of functional diversity following shifting cultivation in tropical monsoon forests. *Forests*, **9** (9) : 1-20.
- Denguéadé K.T.S., Decocq G., Yao C.Y.A., Blom E.C. & Van Rompaey R.S.A.R. (2006). Plant species diversity in the southern part of the Taï National Park (Côte d'Ivoire). *Biodiversity and Conservation*, **15** (7) : 2123-2142.
- Derroire G., Coe R. & Healey J.R. (2016). Isolated trees as nuclei of regeneration in tropical pastures : testing the importance of niche-based and landscape factors. *Journal of Vegetation Science*, **27** (4) : 679-691.
- Devineau J.L. (1984). Structure et dynamique de quelques forêts tropicales de l'ouest africain (Côte d'Ivoire). Ecologie, Environnement. Université Pierre et Marie Curie, Paris VI.

- Díaz S., Pascual U., Stenseke M., Martín-López B., Watson R.T., Molnár Z., Hill R., Chan K.M.A., Baste I.A., Brauman K.A., Polasky S., Church A., Lonsdale M., Larigauderie A., Leadley P.W., van Oudenhoven A.P.E., van der Plaats F., Schröter M., Lavorel S., Aumeeruddy-Thomas Y., Bukvareva E., Davies K., Demissew S., Erpul G., Failler P., Guerra C.A., Hewitt C.L., Keune H., Lindley S. & Shirayama Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, **359** (6373) : 270-272.
- do Nascimento L.M., Sampaio E.V. de S.B., Rodal M.J.N., Silva S.I. da & Lins e Silva A.C.B. (2012). Natural forest regeneration in abandoned sugarcane fields in northeastern Brazil : floristic changes. *Biota Neotropica*, **12** (4) : 84-97.
- dos Santos J.F.C., Gleriani J.M., Velloso S.G.S., de Souza G.S.A., Amaral D.C.H., Torres F.T.P., Medeiros N.D.G. & Dos Reis M. (2019). Wildfires as a major challenge for natural regeneration in Atlantic Forest. *Science of the Total Environment*, **650** : 809-821.
- dos Santos J.F.C., Mendonça B.A.F., Araújo E.J.G., Delgado R.C. & Gleriani J.M. (2016). Potential areas for the formation of ecological corridors between remnants of atlantic forest. *Revista Árvore*, **40** (5) : 803-813.
- Doua-Bi G.Y.A., Zo-Bi I.C., Amani B.H.K., Elogne A.G.M., N'dja J.K., N'Guessan A.E. & Héroult B. (2021). Taking advantage of natural regeneration potential in secondary forests to recover commercial tree resources in Côte d'Ivoire. *Forest Ecology and Management*, **493** (March).
- Duarte L.D.S., Hofmann G.S., Dos Santos M.M.G., Hartz S.M. & Pillar V.D. (2010). Testing for the influence of niche and neutral factors on sapling community assembly beneath isolated woody plants in grasslands. *Journal of Vegetation Science*, **21** (3) : 462-471.
- Dufrêne M. & Legendre P. (1997). Species assemblages and indicator species : the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, **67** (3) : 345-366.
- Dunnington D. & Thorne B. (2021). Package 'ggspatial'. *R package version 1*. Consulté à l'adresse <https://paleolimbot.github.io/ggspatial/>
- Dupouey J.L., Pignard, G., Badeau, V., Thimonier, A., Dhôte J.F., Nepveu G., Bergès L.,

- Augusto L., Belkacem S. & Nys C. (1999). Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, **85** (6) : 293-310.
- Engel V.L. & Parrotta J.A. (2001). An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management*, **152** (1-3) : 169-181.
- Estelle N.A. & Kassi J. (2018). Scholars Academic Journal of Biosciences (SAJB) Diversity And Structure of Agbo Forest (Côte d ' Ivoire) : 252-258.
- FAO (2003). Atelier sur la gestion des forêts tropicales secondaires en Afrique : réalité et perspectives. **Rome, Ital.** Consulté à l'adresse <https://www.fao.org/3/J0628E/J0628E16.htm>
- FAO (2011). Situation des forêts du monde. Rapport Principal, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, Italie : 193 p.
- FAO (2010). Evaluation des ressources rapport national fra2010/147 Rome, 2010 évaluation des ressources forestières mondiales 2010 rapport national.
- FAO (2016). Forests and agriculture : land-use challenges and opportunitiesState of the World's Forests. Vol. 45. 811-922 p. Consulté à l'adresse <http://ccafs.cgiar.org/news/press-releases/agriculture-and-food-production-contribute-29-percent-global-greenhouse-gas>
- FAO (2018). Soil Organic Carbon Mapping Cookbook. 2nd Editio. Rome : 223 p.
- FAO (2021). Services Ecosystémiques & Biodiversité. Consulté à l'adresse <https://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/background/fr/>
- FAO & UNEP (2020). The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people. The State of the World's Forests 2020 : 1-124 p.
- Farrior C.E., Bohlman S.A., Hubbell S. & Pacala S.W. (2016). Dominance of the suppressed :Power-law size structure in tropical forests. **351** (6269) : 155-157.
- Fearnside P.M. (1997). Amazonia : Net Committed Emissions. *Climate Change*, **35**, 321-360.
- Fick S.E. & Hijmans R.J. (2017). WorldClim 2 : new 1-km spatial resolution climate

surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, **37** (12) : 4302-4315.

Finegan B. (1984). Forest succession. *Nature*, **312** : 109-114.

Foley J.A., Asner G.P., Costa M.H., Coe M.T., DeFries R., Gibbs H.K., Howard E.A., Olson S., Patz J., Ramankutty N. & Snyder P. (2007). Amazonia revealed : Forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **5** (1) : 25-32.

Gatti R.C., Reich P.B., Gamarra J.G.P., Crowther T., Hui C., Morera A., Bastin J.F., de-Miguel S., Nabuurs G.J., Svenning J.C., Serra-Diaz J.M., Merow C., Enquist B., Kamenetsky M., Lee J., Zhu J., Fang J., Jacobs D.F., Pijanowski B., Banerjee A., Giaquinto R.A., Alberti G., Zambrano A.M.A., Alvarez-Davila E., Araujo-Murakami A., Avitabile V., Aymard G.A., Balazy R., Baraloto C., Barroso J.G., Bastian M.L., Birnbaum P., Bitariho R., Bogaert J., Bongers F., Bouriaud O., Brancalion P.H.S., Brearley F.Q., Broadbent E.N., Bussotti F., da Silva W.C., César R.G., Češljár G., Moscoso V.C., Chen H.Y.H., Cienciala E., Clark C.J., Coomes D.A., Dayanandan S., Decuyper M., Dee L.E., Del Aguila Pasquel J., Derroire G., Djuikouo M.N.K., van Do T., Dolezal J., Đorđević I., Engel J., Fayle T.M., Feldpausch T.R., Fridman J.K., Harris D.J., Hemp A., Hengeveld G., Herault B., Herold M., Ibanez T., Jagodzinski A.M., Jaroszewicz B., Jeffery K.J., Johannsen V.K., Jucker T., Kangur A., Karminov V.N., Kartawinata K., Kennard D.K., Kepfer-Rojas S., Keppel G., Khan M.L., Khare P.K., Kileen T.J., Kim H.S., Korjus H., Kumar A., Kumar A., Laarmann D., Labrière N., Lang M., Lewis S.L., Lukina N., Maitner B.S., Malhi Y., Marshall A.R., Martynenko O. V., Monteagudo Mendoza A.L., Ontikov P. V., Ortiz-Malavasi E., Pallqui Camacho N.C., Paquette A., Park M., Parthasarathy N., Peri P.L., Petronelli P., Pfautsch S., Phillips O.L., Picard N., Piotta D., Poorter L., Poulsen J.R., Pretzsch H., Ramírez-Angulo H., Correa Z.R., Rodeghiero M., Del Pilar Rojas Gonzáles R., Rolim S.G., Rovero F., Rutishauser E., Saikia P., Salas-Eljatib C., Schepaschenko D., Scherer-Lorenzen M., Šebeň V., Silveira M., Slik F., Sonké B., Souza A.F., Stereńczak K.J., Svoboda M., Taedoumg H., Tchebakova N., Terborgh J., Tikhonova E., Torres-Lezama A., van der Plas F., Vásquez R., Viana H., Vibrans A.C., Vilanova E., Vos

- V.A., Wang H.F., Westerlund B., White L.J.T., Wiser S.K., Zawila-Niedzwiecki T., Zemagho L., Zhu Z.X., Zo-Bi I.C. & Liang J. (2022). The number of tree species on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **119** (6) : 1-11.
- Gbetoho A.J., Aoudji A.K.N., Koura K., Gourlet-Fleury S., Kenfack D., De Canniere C. & Ganglo J.C. (2017). Floristic and structural changes in secondary forests following agricultural disturbances : the case of Lama forest reserve in Southern Benin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **10** (4) : 1602.
- Geest K.V.A.N.D.E.R. & Vrieling A. (2015). Migration and environment in Ghana : a cross-district analysis of human mobility and vegetation dynamics. **22** (1) : 107-123.
- Gerwing J.J. (2002). Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, **157** (1-3) : 131-141.
- Ghazoul J. & Sheil D. (2010). Tropical rain forest ecology, diversity, and conservation. *OXFORD University press* : 516.
- Gillet F. & Gallandat J.D. (1991). La phytosociologie synusiale intégrée : objets et concepts. *Candollea*, **46** (2) : 315-340.
- Girault A. (2018). La déforestation en Afrique de l'ouest, le fléau du cacao. 1. Consulté à l'adresse <https://www.mediaterre.org/actu,20191104131513,5.html>
- Gos P. (2014). Thèse présentée pour l'obtention du Doctorat en Chimie et Sciences du Vivant Modélisation des bouquets de services écosystémiques et intensification écologique des pratiques d' élevage dans Pierre Gos To cite this version : HAL Id : tel-01062172. 17.
- Grime J.P. (1998). Bene _ ts of plant diversity to ecosystems] immediate \ _ lter and founder effects. *Journal of Ecology*, **86** : 902-910.
- Groeneveld J., Alves L.F., Bernacci L.C., Catharino E.L.M., Knogge C., Metzger J.P., Pütz S. & Huth A. (2009). The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. *Ecological Modelling*, **220** (19) : 2450-2459.
- Gueulou N. (2022). Caractérisation floristique et estimation allométrique de la biomasse et du

stock de carbone aériens des reliques de forêts en zones sèches tropicales : cas du département de Korhogo (Nord, Côte d'Ivoire). Thèse pour l'obtention du titre de Docteur en Sciences de la Nature de l'Université Nangui Abrogoua : 231 p.

Guillaumet J.L., & Adjanohoun E. (1971). La végétation de la Côte d'Ivoire. In : Avenard J.M., E. Éldin, G. Girard, J. Sircoulon, P. Touchebeuf, J.L. Guillaumet, É. Adjanohoun & A.Perraud (eds). *Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoires de l'ORSTOM*, **50** : 157-263.

Günter S., Weber M., Erreis R. & Aguirre N. (2007). Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures : A case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. *European Journal of Forest Research*, **126** (1) : 67-75.

Hanson C., Ranganathan J., Iceland C. & Finisdore J. (2009). Évaluation des services rendus par les écosystèmes aux entreprises : Guide Pratique pour l'Identification des Risques et Opportunités Issus de l'Évolution des Écosystèmes : 48.

Hardwick K. & Elliott S. (2016). Second Growth : The Promise of Tropical Rain Forest Regeneration in the Age of Deforestation. *Restoration Ecology*, **24** (1) : 137-137.

HCR (2020). Le HCR consterné par les violences croissantes contre les déplacés dans l'est de la RDC. Consulté à l'adresse <https://www.unhcr.org/in/news/briefing/2020/6/5efaeefb4/unhcr-appalled-rising-violence-against-displaced-eastern-drc.html>

Hennequi M. (2010). Spatialisation des données de modélisation par Krigeage. *Méthodologie [stat.ME]*, (dumas-00520260).

Hérault B. & Pioniot C. (2018). Key drivers of ecosystem recovery after disturbance in a neotropical forest. *Forest Ecosystems*, **5** (1) : 2.

Hernández-Stefanoni J.L., Castillo-Santiago M.Á., Andres-Mauricio J., Portillo-Quintero C.A., Tun-Dzul F. & Dupuy J.M. (2021). Carbon stocks, species diversity and their spatial relationships in the yucatán peninsula, Mexico. *Remote Sensing*, **13** (16) : 1-18.

Hiemstra P. (2022). Package 'automap'. *RCRAN*.

Hijmans R.J. (2015). Introduction to the 'raster' package (version 2.3-40). *R-CRAN*

Project,(2008) : 1-27.

Hill M.O. (1973). Diversity and Evenness : A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, **54** (2) : 427-432.

Hobley M. (2005). The impacts of degradation and forest loss on human well-being and its social and political relevance for restoration. *Forest Restoration in Landscapes : Beyond Planting Trees* : 22-30.

Holl K.D., Loik M.E., Lin E.H.V. & Samuels I.A. (2000). Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica : Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. **8** (4) : 339-349.

Hosonuma N., Herold M., De Sy V., De Fries R.S., Brockhaus M., Verchot L., Angelsen A. & Romijn E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters* : **7** (4).

Houet T. (2006). Occupation des sols et gestion de l'eau : modélisation prospective en paysage agricole fragmenté (Application au SAGE du Blavet). *Université Rennes 2*, (Géographie).

Houghton (2005). Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions Tropical deforestation and climate change.

Houllier F., Bouchon J. & Birot Y. (1991). Modélisation de la dynamique des peuplements forestiers : état et perspectives. *Revue Forestière Française*, (2) : 87.

Huo H. & Sun C. (2021). Spatiotemporal variation and influencing factors of vegetation dynamics based on Geodetector: A case study of the northwestern Yunnan. *Ecological Indicators*, **130**, 108005.

IPCC (2007). Climate Change 2007 : Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)] Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland. Consulté à l'adresse https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_full_report.pdf

IPCC (2014). Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the

- Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, New York. Consulté à l'adresse
https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_frontmatter.pdf
- Jakovac C.C., Junqueira A.B., Crouzeilles R., Peña-Claros M., Mesquita R.C.G. & Bongers F. (2021). The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. *Biological Reviews*, **96** (4) : 1114-1134.
- Johnson V.E. (2013). Revised standards for statistical evidence. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **110** (48) : 19313-19317.
- Jucker T., Sanchez A.C., Lindsell J.A., Allen H.D., Amable G.S. & Coomes D.A. (2016). Drivers of aboveground wood production in a lowland tropical forest of West Africa: teasing apart the roles of tree density, tree diversity, soil phosphorus, and historical logging. *Ecology and Evolution*, **6** (12) : 4004-4017.
- Kahn F. (1980). La reconstitution de la forêt tropicale après une culture traditionnelle (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire). ORSTOM, Paris : 176 p.
- Kalame F.B., Aidoo R., Nkem J., Ajayie O.C., Kanninen M., Luukkanen O. & Idinoba M. (2011). Modified taungya system in Ghana : A win-win practice for forestry and adaptation to climate change ? *Environmental Science and Policy*, **14** (5) : 519-530.
- Kanninen. M., Murdiyarso. D., Seymour. F., Angelsen. A., Wunder. S. & German. L. (2007). Do trees grow on money ? the implications of deforestation research for policies to promote REDD. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Kassé K.B. (2009). Statut des grands mammifères et éthoécologie du singe rouge *Erythrocebus patas patas* (Schreber, 1775) dans la forêt classée de Badenou (Korhogo, nord de la Côte d'Ivoire). Thèse Doctorat, UFR Biosciences, Université Cocody-Abidjan (Côte d'Ivoire) : 167 p.
- Kassi J.N., Tuo Y. & Zo-Bi I.C. (2017). Diversité floristique et infiltration humaine de la forêt classée de la Besso (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, **114** (1) : 11299.

- Kempen B., Brus D.J., Stoorvogel J.J., Heuvelink G. & de Vries F. (2012). Efficiency comparison of conventional and digital soil mapping for updating soil maps. *Soil Science Society of America Journal*, **76** (6) : 2097-2115.
- Koffi K.A.D. (2016). Dynamique de la végétation et valeurs de conservation des espaces anciennement cultivés du Parc national d'Azagny (Sud de la Côte d'Ivoire). Thèse Doctorat, UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny : 186 p.
- Konaté S., & Kampmann (eds) D. (2010). Atlas de la Biodiversité de l'Afrique de l'Ouest, Tome III. Côte d'Ivoire. Abidjan & Frankfurt/Main : 560 p.
- Koné M., Kouadio Y.L., Neuba D.F.R., Malan D.F. & Coulibaly L. (2014). Évolution de la couverture forestière de la Côte d'Ivoire des années 1960 au début du [Evolution of the forest cover in Cote d'Ivoire since 1960 to the beginning of the 21st century]. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, **7** (No.2 Aug. 2014) : pp 782-794.
- Kouakou K.A., Sadaïou Y., Barima S., Madeleine A.T., Sangne Y.C., Bamba I. & Kouamé N.F. (2015). Diversité végétale post-conflits armés de la Forêt Classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Journal of Animal & Plant Sciences*, **26** (2) : 4058-4071.
- Kouamé N.F. (1998). Influence De L'exploitation forestière sur La végétation et la flore de la forêt classée Du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse Doctorat 3e Cycle, UFR Biosciences, Université Cocody- Abidjan (Côte d'Ivoire) : 227 p.
- Kouamé N.F. (2016). Structure de la végétation, flore et régénération des forêts classées de Duekoue et de Scio dans la zone de forêt dense humide de l'Ouest ivoirien. Thèse Doctorat Unique, UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny (Côte d'Ivoire) : 282 p.
- Kouassi K.H., Guessan K.N. & Traore G.M.G.D. (2008). Cours De La Reconstitution De La Flore Post- Culturelle En Zone De Forêt Semi-Decidue De Côte D'Ivoire. **20** (3) : 257-265.
- Krause P., Boyle D.P. & Bäse F. (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in geosciences*, **5** : 89–97.

- Kumari R., Banerjee A., Kumar R., Kumar A., Saikia P. & Latif Khan M. (2019). Deforestation in India : Consequences and Sustainable Solutions. *Forest Degradation Around the World*,
- Kump L., Kasting J.F. & Crane R.G. (1999). The Earth System. In BAKAYOKO, 2009. Contribution à la lutte contre le réchauffement climatique : étude des caractéristiques sylvicoles et des capacités de stockage de quatre peuplements expérimentaux d'Acacia australiens dans le sud de la Côte d'Ivoire. Thèse de doctorat de l'Université de Cocody- abidjan : 181 p.
- Lambin E.F. & Meyfroidt P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **108** (9) : 3465-3472.
- Le Crom M., Solahavet G.L. & Rodrigues N.A. (2008). Méthodes de mesure du carbone forestier à grande échelle, incertitudes et coûts associés. Parties aérienne et souterraine des arbres, Formation des ingénieurs forestiers Agroparistech. Consulté à l'adresse <http://david.gasparotto.free.fr>
- Legge S., Murphy S., Kingswood R., Maher B. & Swan D. (2011). EcoFire : Restoring the biodiversity values of the Kimberley region by managing fire. *Ecological Management and Restoration*, **12** (2) : 84-92.
- Lele S. (2009). Watershed services of tropical forests : from hydrology to economic valuation to integrated analysis. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **1** (2) : 148-155.
- Lennox G.D., Gardner T.A., Thomson J.R., Ferreira J., Berenguer E., Lees A.C., Mac Nally R., Aragão L.E.O.C., Ferraz S.F.B., Louzada J., Moura N.G., Oliveira V.H.F., Pardini R., Solar R.R.C., Vaz-de Mello F.Z., Vieira I.C.G. & Barlow J. (2018). Second rate or a second chance ? Assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forests. *Global Change Biology*, **24** (12) : 5680-5694.
- Li J., Wang Z., Lai C., Wu X., Zeng Z., Chen X. & Lian Y. (2018). Science of the Total Environment Response of net primary production to land use and land cover change in mainland China since the late 1980s. *Science of the Total Environment*, **639** : 237-247.

- Liu X., Liu X., Skidmore A. & Garcia C. (2017). Recovery of woody plant species richness in secondary forests in China : A meta-analysis. *Scientific Reports*, **7** (1) : 1-8.
- Longobardi P., Montenegro A., Beltrami H. & Eby M. (2016). Deforestation induced climate change : Effects of spatial scale. *PLoS ONE*, **11** (4).
- Lopes C.G.R., Ferraz E.M.N., Castro C.C. de, Lima E.N. de, Santos J.M.F.F. dos, Santos D.M. dos & Araújo E. de L. (2012). Forest succession and distance from preserved patches in the Brazilian semiarid region. *Forest Ecology and Management*, **271** : 115-123.
- Mahana J.-R. & Thomas S.C. (2006). Impacts of selective logging and agricultural clearing on forest structure, floristic composition and diversity, and timber tree regeneration in the Ituri Forest, Democratic Republic of Congo. *Biodiversity and Conservation*, **15** : 1375-1397.
- Makelele I.A., Verheyen K., Boeckx P., Cizungu Ntaboba L., Mujinya Bazirake B., Ewango C. & Bauters M. (2021). Afrotropical secondary forests exhibit fast diversity and functional recovery, but slow compositional and carbon recovery after shifting cultivation. *Journal of Vegetation Science*, **32** (5) : 1-13.
- Mangenot G. (1951). Sur une formule permettant de caractériser numériquement le climat des régions intertropicales dans ses rapports avec la végétation. *Révue de Génétique et de Botanique*, (58) : 353-372.
- Mapcarta (2022). Maps of forêt classée d'Agbo. Consulté à l'adresse <https://mapcarta.com/fr/16932222>
- Marcon E. (2015). Mesures de la biodiversité. 255.
- Marcon E., Scotti I., Herault B., Rossi V. & Lang G. (2014). Generalization of the Partitioning of Shannon Diversity. **9** (3).
- Marcot B.G., Steventon J.D., Sutherland G.D. & McCann R.K. (2006). Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modeling and conservation. *Canadian Journal of Forest Research*, **36** (12) : 3063-3074.
- Martínez-Ramos M., Pingarrón A., Rodríguez-Velázquez J., Toledo-Chelala L., Zermeño-

- Hernández I. & Bongers F. (2016). Natural forest regeneration and ecological restoration in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, **48** (6) : 745-757.
- Matsuo T., Martínez-Ramos M., Bongers F., van der Sande M.T. & Poorter L. (2021). Forest structure drives changes in light heterogeneity during tropical secondary forest succession. *Journal of Ecology*, **109** (8) : 2871-2884.
- Mbayngone E., Thiombiano A., Hahn-Hadjali K. & Guinko S. (2008). Caractéristiques écologiques de la végétation ligneuse du sud-est du Burkina Faso (Afrique de l'Ouest) : Le cas de la réserve de Pama. *Candollea*, **63** (1) : 17-33.
- Mbow C. (2009). Potentiel et dynamique des stocks de carbone des savanes soudaniennes et soudano- guinéennes du Sénégal. Thèse de Doctorat d'État, Université Cheikh Anta Diop, Dakar (Sénégal) : 319 p.
- McPherson E.G. (1998). Atmospheric carbon dioxide reduction by Sacramento's urban forest. *Journal of Arboriculture*, **24** (4) : 215–223.
- MEA (2005). Millennium ecosystem assessment. Ecosystems and human well-being : Biodiversity synthesis. (2005) World Resources Institute, Washington, DC. *Ecological Management & Restoration*, **6** (3) : 226-227.
- Meiners S.J., Cadotte M.W., Fridley J.D., Pickett S.T.A. & Walker L.R. (2015). Is successional research nearing its climax ? New approaches for understanding dynamic communities. *Functional Ecology*, **29** (2) : 154-164.
- Mendes R.S., Evangelista L.R., Thomaz S.M., Agostinho A.A. & Gomes L.C. (2008). A unified index to measure ecological diversity and species rarity. *Ecography*, **31** (4) : 450-456.
- Meng X., Gao X., Li S. & Lei J. (2020). Spatial and Temporal Characteristics of Vegetation NDVI Changes and the Driving Forces in Mongolia during 1982–2015. *Remote Sensing*, **12** (4) : 603.
- Michael F. (2021). An Introduction to Data Analysis. *GitHub repository*, Consulté à l'adresse <https://michael-franke.github.io/intro-data-analysis/>
- Milder A. I., Fernández-Santos B. & Carolina Martínez-Ruiz C. (2008). Forest edge shape

- influence in woody species colonization : application in coal wastes restoration. (May 2014).
- MINEF (2020). Regard sur la gestion durable des ressources naturelles. *Magazine d'informations du Ministère des Eaux et Forêts de Côte d'Ivoire* : 48.
- Mirabel A. (2018). Réponse et Résilience de la Biodiversité d ' une Forêt Tropicale après Perturbation.
- Morán-Ordóñez A., Suárez-Seoane S., Calvo L. & de Luis E. (2011). Using predictive models as a spatially explicit support tool for managing cultural landscapes. *Applied Geography*, **31**(2) : 839-848.
- Moutsambote J.-M. (1985). Dynamique de la reconstitution de la forêt Yombe (Domonika, R. P. Congo). Thèse de Doctorat, Université Bordeaux III : 299 p.
- Myers N. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403** : 853-858.
- N'Dja K.J. & Decocq G. (2008). a Régénération de la forêt dense semi-décidue dans les stades post-cultureux en forêt classée de Sanaimbo (Côte- d'Ivoire). *Acta Botanica Gallica*, **154**(3) : 395-405.
- N'Dja K.J. & Decocq G. (2008). b Successional patterns of plant species and community diversity in a semi-deciduous tropical forest under shifting cultivation. *Journal of Vegetation Science*, **19** (6) : 809-820.
- N'Guessan A.E. (2018). Dynamique de la végétation et facteurs de reconstitution de la biomasse dans les forêts secondaires : cas de la forêt classée d'agbo 1 (sud-est de la côte d'ivoire). Thèse Doctorat, UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny : 221 p.
- N'Guessan K.A., Kabran E.A.D.A., Kouman K.J.M., Barima Y.S.S. & Koffi B.J. (2022). Initial assessment of mammals' population in biodiversity monitoring plots at Haut-Sassandra Classified Forest, Central-West of Côte d'Ivoire. *International Journal of Biosciences*, 6655 : 59–68.
- N'Guessan A.E., N'dja K.J., Yao O.N., Amani B.H.K., Gouli R.G.Z., Piponiot C., Zo-Bi I.C.

- & Hérault B. (2019). Drivers of biomass recovery in a secondary forested landscape of West Africa. *Forest Ecology and Management*, (Forest Ecology and Management 433 (2019) : 325–331).
- Nangendo G., Stein A., Gelens M., De Gier A. & Albricht R. (2002). Quantifying differences in biodiversity between a tropical forest area and a grassland area subject to traditional burning. *Forest Ecology and Management*, **164** (1-3) : 109-120.
- Ndja K.J. (2006). Successions secondaires post-culturelles en forêt dense semi- décidue de Sanaimbo (Côte d ' Ivoire) : nature, structure et organisation fonctionnelle de la végétation. Thèse de Doctorat, Université de Picardie Jules Verne : 212 p.
- Nerfa L., Rhemtulla J.M. & Zerriffi H. (2020). Forest dependence is more than forest income : Development of a new index of forest product collection and livelihood resources. *World Development*, **125** : 104689.
- Norris K., Asase A., Collen B., Gockowksi J., Mason J., Phalan B. & Wade A. (2010). Biodiversity in a forest-agriculture mosaic – The changing face of West African rainforests. *Biological Conservation*, **143** (10) : 2341-2350.
- Oberleitner F., Egger C., Oberdorfer S., Dullinger S., Wanek W. & Hietz P. (2021). Recovery of aboveground biomass, species richness and composition in tropical secondary forests in SW Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, **479** (July 2020), 118580.
- OCHA (2021). Aperçu des besoins humanitaires. République Démocratique du Congo.
- Odette A., Anobla M.M. & Dja J.K.N. (2015). Post Cultural Reconstitution in Semi-Deciduous Deciduous Dense Forest of Bamou (Côte d ' Ivoire). **4** (3) : 486-490.
- OIBT (2002). Directives OIBT pour la restauration, l'aménagement et la réhabilitation des forêts tropicales dégradées et secondaires. *Série Développement de politiques OIBT*, (13).
- Oksanen A.J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., Mcglinn D., Minchin P.R., Hara R.B.O., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H. & Szoecs E. (2016). Package 'vegan' Community Ecology Package. **V.2.4-1** (December 2016) : 0-291.

- Oldeman R.A.A. (1990). *Forests : Elements of Silvology* Springer-Verlag. Berlin Heidelberg : 565 p.
- Olsson L., Eklundh L. & Ardo J. (2005). A recent greening of the Sahel — trends, patterns and potential causes. **63** : 556-566.
- ONF & MINEF (2021). Inventaire Forestier et Faunique National. 1-5. Consulté à l'adresse <https://www.onfinternational.org/wp-content/uploads/2021/06/Dossier-Depliant-ONFCI-A4-160621.pdf>
- Osuri A.M., Chakravarthy D., Mudappa D., Raman T.R.S., Ayyappan N., Muthuramkumar S. & Parthasarathy N. (2017). Successional status, seed dispersal mode and overstorey species influence tree regeneration in tropical rain-forest fragments in Western. *Journal of Tropical Ecology* : 1-15.
- Osuri A.M., Mudappa D., Kasinathan S. & Raman T.R.S. (2021). Canopy cover and ecological restoration increase natural regeneration of rainforest trees in the Western Ghats, India. *Restoration Ecology*, **30** (5) : 1-11.
- Ouedraogo D.T., Rabiou H., Maarouhi M. & Mahamane A. (2022). Analyse de la diversité floristique de la zone pastorale de Gadeghin en zone soudanienne du Burkina Faso Analysis of the floristic diversity of the Gadeghin pastoral zone in the Sudanian zone of Burkina Faso. **16** (September 2019) : 653-668.
- Oviedo G. (2005). Land ownership and forest restoration. *Forest Restoration in Landscapes : Beyond Planting Trees* : 84-93.
- Owusu S., Yigini Y., Olmedo G.F. & Omuto C.T. (2020). Spatial prediction of soil organic carbon stocks in Ghana using legacy data. *Geoderma*, **360** (October 2018), 114008.
- Paine C.E.T., Beck H. & Terborgh J. (2016). How mammalian predation contributes to tropical tree community structure. *Ecology*, **97** (12) : 3326-3336.
- Pan Y., Birdsey R.A., Fang J., Houghton R., Kauppi P.E., Kurz W.A., Phillips O.L., Shvidenko A., Lewis S.L., Canadell J.G., Ciais P., Jackson R.B., Pacala S.W., McGuire A.D., Piao S., Rautiainen A., Sitch S. & Hayes D. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, **333** (6045) : 988-993.

- Parren M.P.E., Graaf N.R. De & Dr Coert J.G. (1996). The quest for natural forest management in Ghana, Cote d'Ivoire and Liberia. *Forestry Journal*, **1** (175) : 59.
- Peña-Claros M. (2003). Changes in Forest Structure and Species Composition during Secondary Forest Succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica*, **35** (4) : 450-461.
- Perot T. & Ginisty C. (2004). Bilan et perspectives sur les modèles de croissance, de dynamique forestière et de qualité des bois : rapport final. Irstea : 190.
- Picard N., Laurent S.-A. & Matieu H. (2012). Manuel de construction d'Equations allométriques pour l'estimation du volume et la biomasse des arbres. De la mesure de terrain à la prédiction. FAO : Food and Agricultural Organization of the United Nations : 215 p.
- Pillet M., Joetzier E., Belmin C., Chave J., Ciais P., Dourdain A., Evans M., Hérault B., Luysaert S. & Poulter B. (2018). Disentangling competitive vs. Climatic drivers of tropical forest mortality. *Journal of Ecology*, **106** (3) : 1165-1179.
- Pinker R. (1980). The microclimate of a dry tropical forest. *Agricultural Meteorology*, **22** (3-4) : 249-265.
- Poggio L., de Sousa L.M., Batjes N.H., Heuvelink G.B.M., Kempen, B., Ribeiro, E. A. & Rossiter D. (2021). SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty. **7** (SOIL) : 217–240.
- Poorter L., Bongers F., Aide T.M., Almeyda Zambrano A.M., Balvanera P., Becknell J.M., Boukili V., Brancalion P.H.S., Broadbent E.N., Chazdon R.L., Craven D., De Almeida- Cortez J.S., Cabral G.A.L., De Jong B.H.J., Denslow J.S., Dent D.H., DeWalt S.J., Dupuy J.M., Durán S.M., Espírito-Santo M.M., Fandino M.C., César R.G., Hall J.S., Hernandez- Stefanoni J.L., Jakovac C.C., Junqueira A.B., Kennard D., Letcher S.G., Licona J.C., Lohbeck M., Marín-Spiotta E., Martínez-Ramos M., Massoca P., Meave J.A., Mesquita R., Mora F., Munõz R., Muscarella R., Nunes Y.R.F., Ochoa-Gaona S., De Oliveira A.A., Orihuela-Belmonte E., Penã-Claros M., Pérez-García E.A., Piotta D., Powers J.S., Rodríguez-Velázquez J., Romero-Pérez I.E., Ruíz J., Saldarriaga J.G., Sanchez-Azofeifa A., Schwartz N.B., Steininger M.K., Swenson N.G., Toledo M., Uriarte M., Van Breugel M., Van Der Wal H., Veloso

- M.D.M., Vester H.F.M., Vicentini A., Vieira I.C.G., Bentos T.V., Williamson G.B. & Rozendaal D.M.A. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, **530** (7589) : 211-214.
- Poorter L., Craven D., Jakovac C.C., van der Sande M.T., Amisshah L., Bongers F., Chazdon R.L., Farrior C.E., Kambach S., Meave J.A., Muñoz R., Norden N., Rüger N., van Breugel M., Zambrano A.M.A., Amani B., Andrade J.L., Brancalion P.H.S., Broadbent E.N., de Foresta H., Daisy H. Dent, Derroire G., DeWalt S.J., Dupuy J.M., Durán S.M., Fantini A.C., Finegan B., Hernández-Jaramillo A., Hernández-Stefanoni J.L., Junqueira P.H.B., N'dja J.K., Letcher S.G., Lohbeck M., López-Camacho R., Martínez-Ramos M., Melo F.P.L., Mora F., Müller S.C., N'Guessan A.E., Oberleitner F., Ortiz-Malavassi E., Pérez-García E.A., Pinho B.X., Piotto D., Powers J.S., Rodríguez-Buritica S., Rozendaal D.M.A., Ruíz J., Tabarelli M., Teixeira H.M., Sampaio E.V. de S.B., Wal H. van der, Fernandes P.M.V.W., Santos B.A., Aguilar-Cano J., Almeida-Cortez J.S. de, Alvarez-Davila E., Villa F.A.-, Balvanera P., Becknell J.M., Cabral G.A.L., Jong C.C.-C.H.J. de, Nieto J.E., Espíritu-Santo M.M., Fandino M.C., García H., García-Villalobos D., Hall J.S., Idárraga A., Jiménez-Montoya J., Kennard D., Marín-Spiotta E., Mesquita R., Nunes Y.R.F., Gaona S.O.-, Peña- Claros M., Pérez-Cárdenas N., Rodríguez-Velázquez J., Villanueva L.S., Schwartz N.B., Steininger M.K., Veloso M.D.M., Vester H.F.M., Vieira I.C.G., Williamson G.B., Zanini K. & Hérault B. (2021). Multidimensional tropical forest recovery. *Science*, **374** (December) : 1370-1376.
- Portillo-quintero C.A. & Hern L. (2022). Modelling Species Richness and Functional Diversity in Tropical Dry Forests Using Multispectral Remotely Sensed and Topographic Data. *Remote Sensing* : 1-15.
- Powers J.S., Becknell J.M., Irving J. & Pérez-Aviles D. (2009). Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica : Geographic patterns and environmental drivers. *Forest Ecology and Management*, **258** (6) : 959-970.
- Pretzsch H. (2006). Species-specific allometric scaling under self-thinning : Evidence from long- term plots in forest stands. *Oecologia*, **146** (4) : 572-583.

- Qu S., Wang L., Lin A., Zhu H. & Yuan M. (2018). What drives the vegetation restoration in Yangtze River basin, China : Climate change or anthropogenic factors ? *Ecological Indicators*, **90** (February) : 438-450.
- R Core Team (2021). R : A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. **V.4.0.5** (Vienna, Austria). Consulté à l'adresse <https://www.r-project.org/>
- Ramade F. (1981). *Ecologie des ressources naturelles*. Masson. Paris : 233 p.
- Rasoanaivo N.S. & Tahinarivony J.A. (2015). D ' Ampasindava, Domaine du Sambirano, Nord- ouest de Madagascar. (January 2015) : 1-14.
- Réjou-Méchain M., Tanguy A., Pioniot C., Chave J. & Hérault B. (2017). Biomass : an R Package for Estimating Above-Ground Biomass and Its Uncertainty in Tropical Forests. *Methods in Ecology and Evolution*, **8** (9) : 1163-1167.
- Renaat S.A.R. V.R., Yao C.Y.A., Edy C. B., Kolongo T.S.D., Assi L.A., Wittebolle G. & N'Guessan K.E. (2001). Biodiversité végétale et écologie du paysage dans le Sud du Parc National de Taï. *Tropenbos Côte d'Ivoire*, **2** (January), 1-52. Consulté à l'adresse file:///C:/Users/youhe/Downloads/kdoc_o_00042_01.pdf
- Rim B. (2006). Étude de la flore et de la végétation du site d'Intérêt Biologique et Écologique 145 (S.I.B.É) du marais de la palmeraie-Tensift-Marrakech. Diplôme des Études Supérieures Approfondies, Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia-Marrakech (Maroc) : 45.
- Robinson D. (2005). Assessing and addressing threats in restoration programmes. *Forest Restoration in Landscapes : Beyond Planting Trees* : 73-77.
- Roelens J., Vallauri D. & Razafimahatratra A. (2010). Restauration des paysages forestiers, Cinqans de réalisations à Fandriana-Marolambo (Madagascar) : 92.
- Roger A., Rowlingson B., Sumner M. & Hijmans R. (2020). Package ' rgdal ' R topics documented : *RCRAN*.
- Rougerie G. (1960). Le façonnement actuel des modelés en Côte d ' Ivoire forestière.

- MémIFAN : 373-378.
- Salisbury F.B. & Ross C.W. (1978). *Plant Physiology* Second Edition. Wadsworth Publishing Company, Inc., Belmont, California : 657 p.
- Samie A., Deng X., Jia S. & Chen D. (2017). Scenario-based simulation on dynamics of land-use-land-cover change in Punjab province, Pakistan. *Sustainability (Switzerland)*, **9** (8).
- Sangne Y., Adou-Yao Y. & N'Guessen K. (2009). Transformations de la flore d'une forêt dense sémi décidue : impact des activités humaines (Centre Ouest de la Côte d'Ivoire). *Agronomie Africaine*, **20** (1) : 1-11.
- Sansevero J.B.B., Prieto P.V., de Moraes L.F.D. & Rodrigues P.J.F.P. (2011). Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic forest : Community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology*, **19** (3) : 379-389.
- Sansevero J.B.B., Prieto P.V., Sánchez-Tapia A., Braga J.M.A. & Rodrigues P.J.F.P. (2017). Past land-use and ecological resilience in a lowland Brazilian Atlantic Forest : implications for passive restoration. *New Forests*, **48** (5) : 573-586.
- Schmerbeck J. & Fiener P. (2015). Wildfires, Ecosystem Services, and Biodiversity in Tropical Dry Forest in India. *Environmental Management*, **56** (2) : 355-372.
- Schnell (1952). Contribution à une étude phytosociologique et phytogéographique de l'Afrique Occidentale : les groupements et les unités géobotaniques de la région guinéenne. *Mémoire IFAN*, **18** : 45-234.
- SER (2004). The Society for Ecological Restoration International Primer on Ecological Restoration. *Ecological Restoration*, **2** (2) : 206-207.
- Shannon C.E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*, **27** : 379-423, 623-656.
- Simpson E. (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, **163** (1943), 688. Consulté à l'adresse <https://doi.org/10.1038/163688a0>

Simula M. & Mansur E. (2011). A global challenge needing local response. *Unasyilva*, **62** (238) : 3-7.

Slik J.W.F., Arroyo-Rodríguez V., Aiba S.I., Alvarez-Loayza P., Alves L.F., Ashton P., Balvanera P., Bastian M.L., Bellingham P.J., Van Den Berg E., Bernacci L., Da Conceição Bispo P., Blanc L., Böhning-Gaese K., Boeckx P., Bongers F., Boyle B., Bradford M., Brearley F.Q., Hockemba M.B.N., Bunyavejchewin S., Matos D.C.L., Castillo-Santiago M., Catharino E.L.M., Chai S.L., Chen Y., Colwell R.K., Robin C.L., Clark C., Clark D.B., Clark D.A., Culmsee H., Damas K., Dattaraja H.S., Dauby G., Davidar P., DeWalt S.J., Doucet J.L., Duque A., Durigan G., Eichhorn K.A.O., Eisenlohr P. V., Eler E., Ewango C., Farwig N., Feeley K.J., Ferreira L., Field R., De Oliveira Filho A.T., Fletcher C., Forshed O., Franco G., Fredriksson G., Gillespie T., Gillet J.F., Amarnath G., Griffith D.M., Grogan J., Gunatilleke N., Harris D., Harrison R., Hector A., Homeier J., Imai N., Itoh A., Jansen P.A., Joly C.A., De Jong B.H.J., Kartawinata K., Kearsley E., Kelly D.L., Kenfack D., Kessler M., Kitayama K., Kooyman R., Larney E., Laumonier Y., Laurance S., Laurance W.F., Lawes M.J., Do Amaral I.L., Letche S.G., Lindsell J., Lu X., Mansor A., Marjokorpi A., Martin E.H., Meilby H., Melo F.P.L., Metcalfe D.J., Medjibe V.P., Metzger J.P., Millet J., Mohandass D., Montero J.C., De Morisson Valeriano M., Mugerwa B., Nagamasu H., Nilus R., Ochoa-Gaona S., Onrizal, Page N., Parolin P., Parren M., Parthasarathy N., Paudel E., Permana A., Piedade M.T.F., Pitman N.C.A., Poorter L., Poulsen A.D., Poulsen J., Powers J., Prasad R.C., Puyravaud J.P., Razafimahaimodison J.C., Reitsma J., Dos Santos J.R., Spironello W.R., Romero-Saltos H., Rovero F., Rozak A.H., Ruokolainen K., Rutishauser E., Saiter F., Saner P., Santos B.A., Santos F., Sarker S.K., Satdichanh M., Schmitt C.B., Schöngart J., Schulze M., Suganuma M.S., Sheil D., Da Silva Pinheiro E., Sist P., Stevart T., Sukumar R., Sun I.F., Sunderand T., Suresh H.S., Suzuki E., Tabarelli M., Tang J., Targhetta N., Theilade I., Thomas D.W., Tchouto P., Hurtado J., Valencia R., Van Valkenburg J.L.C.H., Van Do T., Vasquez R., Verbeeck H., Adekunle V., Vieira S.A., Webb C.O., Whitfeld T., Wich S.A., Williams J., Wittmann F., Wöll H., Yang X., Yao C.Y.A., Yap S.L., Yoneda T., Zahawi R.A., Zakaria R., Zang R., De Assis R.L., Luize B.G. & Venticinque E.M. (2015). An estimate of the number of tropical tree species. *Proceedings of the National*

Academy of Sciences of the United States of America, **112** (24) : 7472-7477.

Slik J.W.F., Paoli G., Mcguire K., Amaral I., Barroso J., Bastian M., Blanc L., Bongers F., Boundja P., Clark C., Collins M., Dauby G., Ding Y., Doucet J.L., Eler E., Ferreira L., Forshed O., Fredriksson G., Gillet J.F., Harris D., Leal M., Laumonier Y., Malhi Y., Mansor A., Martin E., Miyamoto K., Araujo-Murakami A., Nagamasu H., Nilus R., Nurtjahya E., Oliveira Á., Onrizal O., Parada-Gutierrez A., Permana A., Poorter L., Poulsen J., Ramirez- Angulo H., Reitsma J., Rovero F., Rozak A., Sheil D., Silva-Espejo J., Silveira M., Spironelo W., ter Steege H., Stevart T., Navarro-Aguilar G.E., Sunderland T., Suzuki E., Tang J., Theilade I., van der Heijden G., van Valkenburg J., Van Do T., Vilanova E., Vos V., Wich S., Wöll H., Yoneda T., Zang R., Zhang M.G. & Zweifel N. (2013). Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. *Global Ecology and Biogeography*, **22** (12) : 1261-1271.

Snowdon P., Raison J., Keith H., Ritson P., Grierson P., Adams M., Montagu K., Bi H., Burrows W. & Eamus D. (2002). Protocol for Sampling Tree and Stand Biomass. Canberra. Consulté à l'adresse <http://hdl.handle.net/102.100.100/198682?index=1>

SODEFOR (1998). Plan d'aménagement de la forêt classée de Agbo (20 280 ha) 1998-2007.- Centre de Gestion d'Abengourou, division d'Adzope, secteur d'Akoupe : 41.

SODEFOR (2014). Inventaire forestier dans la forêt classée de Yaya.

SODEFOR (2015). Plan d'aménagement de la forêt classée de Yaya Période (2015 - 2024).

SODEFOR (2018). Plan d'aménagement de la forêt classée de Badenou. 61.

SODEFOR (2019). Plan d'aménagement de la forêt classée de Niégré (2020 – 2029) : 78.

SODEFOR (2021). Plan d'aménagement de la Forêt classée de la Téné 29 700 ha, Période (2020-2029) : 36.

Sokpon N., Sinadouwirou T.H., Gbaguidi F. & Biaou H. (2001). Aperçu sur les forêts édaphiques hygrophiles du Bénin, *Belgium Journal of Botany*, (134) : 79-93.

Sorenson T. (1948). A Method of Establishing Groups of Equal Amplitudes in Plant

- Sociology Based on Similarity of Species Content and Its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, Biologiske Skrifter*, **5** : 1-34.
- Souza-Alonso P., Saiz G., García R.A., Pauchard A., Ferreira A. & Merino A. (2022). Post-fire ecological restoration in Latin American forest ecosystems : Insights and lessons from the last two decades. *Forest Ecology and Management*, **509**.
- Sovu, Tigabu M., Savadogo P., Odén P.C. & Xayvongsa L. (2009). Recovery of secondary forests on swidden cultivation fallows in Laos. *Forest Ecology and Management*, **258** (12) : 2666-2675.
- Stanturf J.A., Madsen P., Sagheb-Talebi K. & Hansen O.K. (2018). Transformational restoration : novel ecosystems in Denmark. *Plant Biosystems*, **152** (3) : 536-546.
- Swaine M.D. & Hall J.B. (1983). Early Succession on Cleared Forest Land in Ghana. *The Journal of Ecology*, **71** (2) : 601.
- Swinburne R. (2002). Bayes's Theorem. *OXFORD University press* : 591-596.
- Taillie G.P. & Patil C. (1982). Diversity as a concept and its measurement : Rejoinder ; B. Tóthmérész (1995). « Comparison of different methods for diversity ordering ». *Journal of Vegetation Science*, **6.2** : 83-290.
- Tchatchou B., Sonwa J.D., Ifo S. & Tiani M.A. (2015). Déforestation et dégradation des forêts dans le Bassin du Congo : État des lieux, causes actuelles et perspectives. Déforestation et dégradation des forêts dans le Bassin du Congo : État des lieux, causes actuelles et perspectives.
- Tchouto G.P.M. (2004). Plant diversity in Central African rain forest : implication for biodiversity conservation in Cameroon. PhD. Thesis, Departement of Plant Sciences, Biosystematic Group, Wageningen University, Pays-Bas : 208.
- Techno-Science.net (2022). Inférence bayésienne - Définition et Explications. Consulté à l'adresse <https://www.techno-science.net/definition/6368.html>
- Ter Steege H., Pitman N.C.A., Killeen T.J., Laurance W.F., Peres C.A., Guevara J.E.,

Salomão R.P., Castilho C. V., Amaral I.L., De Almeida Matos F.D., De Souza Coelho L., Magnusson W.E., Phillips O.L., De Andrade Lima Filho D., De Jesus Veiga Carim M., Ireme M.V., Martins M.P., Molino J.F., Sabatier D., Wittmann F., López D.C., Da Silva Guimarães J.R., Mendoza A.M., Vargas P.N., Manzatto A.G., Reis N.F.C., Terborgh J., Casula K.R., Montero J.C., Feldpausch T.R., Coronado E.N.H., Montoya A.J.D., Zartman C.E., Mostacedo B., Vasquez R., Assis R.L., Medeiros M.B., Simon M.F., Andrade A., Camargo J.L., Laurance S.G.W., Nascimento H.E.M., Marimon B.S., Marimon B.H., Costa F., Targhetta N., Vieira I.C.G., Brien R., Castellanos H., Duivenvoorden J.F., Mogollón H.F., Piedade M.T.F., Gerardo A.A.C., Comiskey J.A., Damasco G., Dávila N., García-Villacorta R., Diaz P.R.S., Vincentini A., Emilio T., Levis C., Schiatti J., Souza P., Alonso A., Dallmeier F., Ferreira L.V., Neill D., Araujo-Murakami A., Arroyo L., Carvalho F.A., Souza F.C., Do Amaral D.D., Gribel R., Luize B.G., Pansonato M.P., Venticinque E., Fine P., Toledo M., Baraloto C., Cerón C., Engel J., Henkel T.W., Jimenez E.M., Maas P., Mora M.C.P., Petronelli P., Revilla J.D.C., Silveira M., Stropp J., Thomas-Caesar R., Baker T.R., Daly D., Paredes M.R., Da Silva N.F., Fuentes A., Jørgensen P.M., Schöngart J., Silman M.R., Arboleda N.C., Cintra B.B.L., Valverde F.C., Di Fiore A., Phillips J.F., Van Andel T.R., Von Hildebrand P., Barbosa E.M., De Matos Bonates L.C., De Castro D., De Sousa Farias E., Gonzales T., Guillaumet J.L., Hoffman B., Malhi Y., De Andrade Miranda I.P., Prieto A., Rudas A., Ruschell A.R., Silva N., Vela C.I.A., Vos V.A., Zent E.L., Zent S., Cano A., Nascimento M.T., Oliveira A.A., Ramirez-Angulo H., Ramos J.F., Sierra R., Tirado M., Medina M.N.U., Van Der Heijden G., Torre E.V., Vriesendorp C., Wang O., Young K.R., Baider C., Balslev H., De Castro N., Farfan-Rios W., Ferreira C., Mendoza C., Mesones I., Torres-Lezama A., Giraldo L.E.U., Villaruel D., Zagt R., Alexiades M.N., Garcia-Cabrera K., Hernandez L., Huamantupa-Chuquimaco I., Milliken W., Cuenca W.P., Pansini S., Pauletto D., Arevalo F.R., Sampaio A.F., Sandoval E.H.V. & Gamarra L.V. (2015). Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. *Science Advances*, **1** (10) : 9-11.

Terborgh J., Nunez-Iturri G., Pitman N.C.A., Valverde F.H.C., Alvarez P., Swamy V., Pringle E.G. & Paine C.E.T. (2008). Tree recruitment in an empty forest. *Ecology*, **89**

(6) : 1757-1768.

- Tessler N., Sapir Y., Wittenberg L. & Greenbaum N. (2016). Recovery of Mediterranean Vegetation after Recurrent Forest Fires : Insight from the 2010 Forest Fire on Mount Carmel, Israel. *Land Degradation & Development*, **27** (5) : 1424-1431.
- Urbanek S. (2022). Package ‘proj4’. *RCRAN*, 1-5. Consulté à l’adresse <http://www.rforge.net/proj4/%0D>
- Uusitalo L. (2007). Advantages and challenges of Bayesian networks in environmental modelling. *Ecological Modelling*, **203** (3-4) : 312-318.
- Vancutsem C., Achard F., Pekel J.F., Vieilledent G., Carboni S., Simonetti D., Gallego J., Aragão L.E.O.C. & Nasi R. (2021). Long-term (1990–2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. *Science Advances*, **7** (10) : 1-22.
- Vásquez-Grandón A., Donoso P.J. & Gerding V. (2018). Forest degradation : When is a forest degraded ? *Forests*, **9** (11) : 1-13.
- Veldkamp A. & Verburg P.H. (2004). Modelling land use change and environmental impact. *Journal of Environmental Management*, **72** (1-2) : 1-3.
- Verburg P.H., Schot P.P., Dijst M.J. & Veldkamp A. (2004). Land use change modelling : Current practice and research priorities. *GeoJournal*, **61** (4) : 309-324.
- Wang Y., Zhang Z. & Chen X. (2021). Quantifying Influences of Natural and Anthropogenic Factors on Vegetation Changes Based on Geodetector : A Case Study in. *Remote sensing*, **13** (24) : 5081.
- Waring B.G., Becknell J.M. & Powers J.S. (2015). Nitrogen, phosphorus, and cation use efficiency in stands of regenerating tropical dry forest. *Oecologia*, **178** (3) : 887-897.
- Waring R.H. & Schlesinger W.H. (1987). *Forest Ecosystems : Concepts and Management*. Vol. 1. Academic Press, Orlando, Florida : 221-224 p.
- Whitmore T.C. (1998). *An Introduction to Tropical Rainforests*. Oxford University Press, (Oxford) : 282.
- Wickham H. (2011). Ggplot2. *Wiley Interdisciplinary Reviews : Computational Statistics*, **3**

(2) : 180-185.

Yao B.T., Oszwald J., Bigot S. & Servat E. (2005). Risques de déforestation dans le domaine permanent de l'état en Côte d'Ivoire : quel avenir pour ces derniers massifs forestiers. *Téledétection*, **5** (1-2-3) : 105–121.

Yapi A. & Kouadio T. (1991). La boucle du cacao en Côte d'Ivoire : une situation migratoire inverse. In : ORSTOM, (Colloques et Séminaires). ISBN 2-7099-1027-6 ISSN 0767-2896 : p.307-315. Paris.

Yedmel M.S.C. (2014). Effets à long terme du feu en interaction avec les modalités sylvicoles dans le dispositif permanent de la forêt classée de la Téné (Côte d'Ivoire). **17** : 187.

Zhu J., Mao A.Z., Hu L. & Zhang A.J. (2007). Plant diversity of secondary forests in response to anthropogenic disturbance levels in montane regions of northeastern China : 403-416.

Zimmerman J.K., Pascare J.B. & Mitchell Aide T. (2000). Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*, **8** (4) : 350-360.

ANNEXE

Liste des espèces végétales recensées dans les huit forêts des trois zones phytogéographiques étudiées

N°	Forêts classées	Espèces	Familles	Zones phytogéographiques
1	Irobo	<i>Acacia mangium</i> Willd.	Fabaceae	Ombrophile
2	Irobo	<i>Acacia pentagona</i> (Schumachach. & Thonn.) Hook f.	Fabaceae	Ombrophile
3	Irobo	<i>Adenia cissampeloides</i> (Planch. ex Hook.) Harms	Passifloraceae	Ombrophile
4	Irobo	<i>Afzelia africana</i> Sm.	Fabaceae	Ombrophile
5	Irobo	<i>Afzelia bella</i> var. <i>gracilior</i> Keay	Fabaceae	Ombrophile
6	Irobo	<i>Agelaea obliqua</i> (P. Beauv.) Baill.	Connaraceae	Ombrophile
7	Irobo	<i>Aidia genipiflora</i> (DC.) Dandy	Rubiaceae	Ombrophile
8	Irobo	<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W.F. Wright	Fabaceae	Ombrophile
9	Irobo	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F. Macbr.	Fabaceae	Ombrophile
10	Irobo	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
11	Irobo	<i>Allanblackia floribunda</i> auct.	Clusiaceae	Ombrophile
12	Irobo	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	Apocynaceae	Ombrophile
13	Irobo	<i>Amphimas pterocarpoides</i> Harms	Fabaceae	Ombrophile
14	Irobo	<i>Annickia polycarpa</i> (DC.) Engl. Setten et Maas	Annonaceae	Ombrophile
15	Irobo	<i>Anopyxis klaineana</i> (Pierre) Engl.	Rhizophoraceae	Ombrophile
16	Irobo	<i>Anthocleista vogelii</i> Planch.	Gentianaceae	Ombrophile
17	Irobo	<i>Anthocleista djalonensis</i> A. Chev.	Gentianaceae	Ombrophile
18	Irobo	<i>Anthocleista nobilis</i> G. Don	Gentianaceae	Ombrophile
19	Irobo	<i>Anthonotha fragrans</i> (Bak.f.) Exell & Millcoat	Fabaceae	Ombrophile
20	Irobo	<i>Anthonotha macrophylla</i> P. Beauv.	Fabaceae	Ombrophile
21	Irobo	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>welwitschii</i> (Engl.) Corner	Moraceae	Ombrophile
22	Irobo	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>africana</i> (Engl.) C.C. Berg	Moraceae	Ombrophile
23	Irobo	<i>Baphia bancoensis</i> Aubrév.	Fabaceae	Ombrophile
24	Irobo	<i>Baphia nitida</i> Lodd.	Fabaceae	Ombrophile
25	Irobo	<i>Beilschmiedia mannii</i> (Meisn.) Benth. & Hook.f.	Lauraceae	Ombrophile
26	Irobo	<i>Berlinia confusa</i> Hoyle	Fabaceae	Ombrophile
27	Irobo	<i>Blighia sapida</i> K. D. Koenig	Sapindaceae	Ombrophile

28	Irobo	<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	Sapindaceae	Ombrophile
29	Irobo	<i>Bridelia grandis</i> Pierre ex Hutch. Pierre ex Hutch.	Phyllanthaceae	Ombrophile
30	Irobo	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	Phyllanthaceae	Ombrophile
31	Irobo	<i>Buchholzia coriacea</i> Engl.	Capparaceae	Ombrophile
32	Irobo	<i>Bussea occidentalis</i> Hutch.	Fabaceae	Ombrophile
33	Irobo	<i>Calpocalyx brevibracteatus</i> Harms	Fabaceae	Ombrophile
34	Irobo	<i>Canarium schweinfutii</i> Engl.	Burseraceae	Ombrophile
35	Irobo	<i>Canarium</i> sp	Burseraceae	Ombrophile
36	Irobo	<i>Carapa procera</i> DC. De Wilde	Meliaceae	Ombrophile
37	Irobo	<i>Cecropia peltata</i> Linn.	Urticaceae	Ombrophile
38	Irobo	<i>Cedrela odorata</i> L.	Meliaceae	Ombrophile
39	Irobo	<i>Ceiba pentandra</i> (Linn.) Gaerth.	Malvaceae	Ombrophile
40	Irobo	<i>Celtis milbraedii</i> Engl.	Cannabaceae	Ombrophile
41	Irobo	<i>Chrysophyllum pruniforme</i> Engl.	Sapotaceae	Ombrophile
42	Irobo	<i>Chrysophyllum subnudum</i> Baker ex Oliv.	Sapotaceae	Ombrophile
43	Irobo	<i>Chrysophyllum taiense</i> Aubrév. & Pellegr.	Sapotaceae	Ombrophile
44	Irobo	<i>Cleistopholis patens</i> (Benth.) Engl. & Diels	Annonaceae	Ombrophile
45	Irobo	<i>Coffea canephora</i> A. Froehner	Rubiaceae	Ombrophile
46	Irobo	<i>Cola caricaefolia</i> (G. Don) K. Schum.	Malvaceae	Ombrophile
47	Irobo	<i>Cola chlamydantha</i> K. Schum.	Malvaceae	Ombrophile
48	Irobo	<i>Cola lateritia</i> K. Schum. var. <i>maclaudi</i> (A. Chev.) Brenan & Keay	Malvaceae	Ombrophile
49	Irobo	<i>Cola nitida</i> (Vent.) Schott & Endl.	Malvaceae	Ombrophile
50	Irobo	<i>Combretum mucronatum</i> Schum. & Thonn	Combretaceae	Ombrophile
51	Irobo	<i>Coula edulis</i> Baill. Baill.	Olacaceae	Ombrophile
52	Irobo	<i>Dacryodes klaineana</i> (Pierre) H.J. Lam,	Burseraceae	Ombrophile
53	Irobo	<i>Daniellia thurifera</i> Benn.	Fabaceae	Ombrophile
54	Irobo	<i>Desplatsia chrysochlamys</i> (Mildbr. & Burret) Mildbr. & Burret	Malvaceae	Ombrophile
55	Irobo	<i>Desplatsia dewevrei</i> (De Wild. & Th. Dur.) Burret	Malvaceae	Ombrophile

56	Irobo	<i>Desplatsia</i> sp	Malvaceae	Ombrophile
57	Irobo	<i>Dialium aubrevillei</i> Pellegr.	Fabaceae	Ombrophile
58	Irobo	<i>Diospyros cooperi</i> (Hutch. & Dalz.) F. White	Ebenaceae	Ombrophile
59	Irobo	<i>Diospyros kamerunensis</i> Gurke	Ebenaceae	Ombrophile
60	Irobo	<i>Diospyros mannii</i> Hiern	Ebenaceae	Ombrophile
61	Irobo	<i>Diospyros sanza-minika</i> A. Chev.	Ebenaceae	Ombrophile
62	Irobo	<i>Diospyros</i> sp	Ebenaceae	Ombrophile
63	Irobo	<i>Diospyros vignei</i> F. White	Ebenaceae	Ombrophile
64	Irobo	<i>Distemonanthus benthamianus</i> Baill	Fabaceae	Ombrophile
65	Irobo	<i>Drypetes aylmeri</i> Hutch. & Dalz.	Putranjivaceae	Ombrophile
66	Irobo	<i>Ehretia</i> sp	Boraginaceae	Ombrophile
67	Irobo	<i>Entandrophragma angolense</i> (Welw.) C. DC.	Meliaceae	Ombrophile
68	Irobo	<i>Entandrophragma cylindricum</i> (Sprague) Sprague	Meliaceae	Ombrophile
69	Irobo	<i>Erythroxylum mannii</i> Oliv.	Erythroxylaceae	Ombrophile
70	Irobo	<i>Ficus exasperata</i> Vahl	Moraceae	Ombrophile
71	Irobo	<i>Ficus mucuso</i> Welw. ex Ficalho	Moraceae	Ombrophile
72	Irobo	<i>Ficus sur</i> Forsk.	Moraceae	Ombrophile
73	Irobo	<i>Ficus vogeliana</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	Ombrophile
74	Irobo	<i>Funtumia africana</i> (Benth.) Stapf	Apocynaceae	Ombrophile
75	Irobo	<i>Funtumia elastica</i> (P. Preuss) Stapf	Apocynaceae	Ombrophile
76	Irobo	<i>Gmelina arborea</i> Roxb.	Lamiaceae	Ombrophile
77	Irobo	<i>Griffonia simplicifolia</i> (Vahl ex DC.) Baill	Fabaceae	Ombrophile
78	Irobo	<i>Guarea cedrata</i> (A. Chev.) Peliegr.	Meliaceae	Ombrophile
79	Irobo	<i>Hannoa klaineana</i> Pierre & Engl.	Simaroubaceae	Ombrophile
80	Irobo	<i>Harrisonia abyssinica</i> Oliv.	simaroubaceae	Ombrophile
81	Irobo	<i>Harungana madagascariensis</i> Lam. ex Poir.	Hypericaceae	Ombrophile
82	Irobo	<i>Hugonia planchonii</i> Hook.f	Linaceae	Ombrophile
83	Irobo	<i>Khaya ivorensis</i> A. Chev.	Meliaceae	Ombrophile
84	Irobo	<i>Landolphia dulcis</i> (R. Br. ex Sabine) Pichon var. <i>dulcis</i>	Apocynaceae	Ombrophile
85	Irobo	<i>Landolphia hirsuta</i> (Hua) Pichon	Apocynaceae	Ombrophile

86	Irobo	<i>Landolphia micrantha</i> (A. Chev.) Pichon	Apocynaceae	Ombrophile
87	Irobo	<i>Landolphia</i> sp	Apocynaceae	Ombrophile
88	Irobo	<i>Lannea welwitschii</i> (Hiern) Engl.	Anacardiaceae	Ombrophile
89	Irobo	<i>Leptoderris brachyptera</i> (Benth.) Dunn	Fabaceae	Ombrophile
90	Irobo	<i>Leptoderris fasciculata</i> (Benth.) Dunn	Fabaceae	Ombrophile
91	Irobo	<i>Lophira alata</i> Banks ex Gaertn.f.	Ochnaceae	Ombrophile
92	Irobo	<i>Macaranga barteri</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
93	Irobo	<i>Macaranga heterophylla</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
94	Irobo	<i>Macaranga hurifolia</i> Beille	Euphorbiaceae	Ombrophile
95	Irobo	<i>Macaranga spinosa</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
96	Irobo	<i>Maesobotrya barteri</i> var. <i>sparsiflora</i> (Sc. Elliot) Keay	Phyllanthaceae	Ombrophile
97	Irobo	<i>Maesopsis eminii</i> Engl.	Rhamnaceae	Ombrophile
98	Irobo	<i>Mammea africana</i> Sabine	Calophyllaceae	Ombrophile
99	Irobo	<i>Maranthes glabra</i> (Oliv.) France	Chrysobalanaceae	Ombrophile
100	Irobo	<i>Mareya micrantha</i> (Benth.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
101	Irobo	<i>Microdesmis keayana</i> J. Léonard	Pandaceae	Ombrophile
102	Irobo	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) Benth.	Moraceae	Ombrophile
103	Irobo	<i>Milicia regia</i> A. Chev.	Moraceae	Ombrophile
104	Irobo	<i>Millettia lane-poolei</i> Dunn	Fabaceae	Ombrophile
105	Irobo	<i>Millettia zechiana</i> Harms	Fabaceae	Ombrophile
106	Irobo	<i>Monodora myristica</i> (Gaertn.) Dunal	Annonaceae	Ombrophile
107	Irobo	<i>Morus mesozygia</i> Stapf ex A. Chev.	Moraceae	Ombrophile
108	Irobo	<i>Musanga cecropioides</i> R. Br.	Urticaceae	Ombrophile
109	Irobo	<i>Myrianthus arboreus</i> P. Beauv.	Urticaceae	Ombrophile
110	Irobo	<i>Myrianthus libericus</i> Rendle	Urticaceae	Ombrophile
111	Irobo	<i>Napoleonaea vogelii</i> (Hook.f.) Planch.	Lecythidaceae	Ombrophile
112	Irobo	<i>Nauclea diderrichii</i> (De Wild.& T. Durand) Merr.	Rubiaceae	Ombrophile
113	Irobo	<i>Nauclea pobeguinii</i> (Pobég. ex Pellegr.) E. M. A. Petit	Rubiaceae	Ombrophile
114	Irobo	<i>Neuropeltis acuminata</i> (P. Beauv.) Benth.	Convolvulaceae	Ombrophile
115	Irobo	<i>Neuropeltis prevosteoides</i> Manganot	Convolvulaceae	Ombrophile

116	Irobo	<i>Newbouldia laevis</i> (P. Beauv.) Seemann ex Bureau	Bignoniaceae	Ombrophile
117	Irobo	<i>Octoknema borealis</i> Hutch. & DaIz.	Olacaceae	Ombrophile
118	Irobo	<i>Okoubaka aubrevillei</i> Pellegr. & Normand	Santalaceae	Ombrophile
119	Irobo	<i>Parinari excelsa</i> Sabine	Chrysobalanaceae	Ombrophile
120	Irobo	<i>Parkia bicolor</i> A. Chev.	Fabaceae	Ombrophile
121	Irobo	<i>Pavetta corymbosa</i> (DC.) F. N. Williams var. <i>corymbosa</i>	Rubiaceae	Ombrophile
122	Irobo	<i>Pentaclethra macrophylla</i> Benth.	Fabaceae	Ombrophile
123	Irobo	<i>Persea americana</i> Mill.	Lauraceae	Ombrophile
124	Irobo	<i>Petersianthus macrocarpus</i> (P. Beauv.) Liben	Lecythidaceae	Ombrophile
125	Irobo	<i>Piptadeniastrum africanum</i> (Hook.f.) Brenan B	Fabaceae	Ombrophile
126	Irobo	<i>Popowia mangenotii</i>	Annonaceae	Ombrophile
127	Irobo	<i>Pouteria altissima</i> (A. Chev.) Baehni	Sapotaceae	Ombrophile
128	Irobo	<i>Psidium guajava</i> Linn.	Myrtaceae	Ombrophile
129	Irobo	<i>Pterygota macrocarpa</i> K. Schum.	Malvaceae	Ombrophile
130	Irobo	<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb	Myristicaceae	Ombrophile
131	Irobo	<i>Pycnanthus dinklagei</i> Warb.	Myristicaceae	Ombrophile
132	Irobo	<i>Rauwolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae	Ombrophile
133	Irobo	<i>Ricinodendron heudelotii</i> (Baill.) Pierre ex Pax	Euphorbiaceae	Ombrophile
134	Irobo	<i>Rinorea longicuspis</i> Engl.	Violaceae	Ombrophile
135	Irobo	<i>Rinorea oblongifolia</i> (C.H. Wright) Marquand ex Chipp	Violaceae	Ombrophile
136	Irobo	<i>Rothmannia hispida</i> (K. Schum.) Fagerl.	Rubiaceae	Ombrophile
137	Irobo	<i>Rothmannia longiflora</i> Salisb.	Rubiaceae	Ombrophile
138	Irobo	<i>Salacia nitida</i> (Benth.) N. E. Br.	Celastraceae	Ombrophile
139	Irobo	<i>Scaphopetalum amoenum</i> A. Chev.	Malvaceae	Ombrophile
140	Irobo	<i>Schumanniphyton problematicum</i> (A. Chév.) Aubrév.	Rubiaceae	Ombrophile
141	Irobo	<i>Scottellia klaineana</i> Pierre var. <i>klaineana</i>	Achariaceae	Ombrophile
142	Irobo	<i>Solanum torvum</i> Sw.	Solanaceae	Ombrophile
143	Irobo	<i>Solanum verbaseifolium</i> Linn. D. Don	Solanaceae	Ombrophile
144	Irobo	<i>Soyauxia floribunda</i> Hutch.	Peridiscaceae	Ombrophile
145	Irobo	<i>Sterculia rhinopetala</i> K. Schum.	Malvaceae	Ombrophile

146	Irobo	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Malvaceae	Ombrophile
147	Irobo	<i>Strephonema pseudocola</i> A. Chev.	Combretaceae	Ombrophile
148	Irobo	<i>Strombosia glaucescens</i> Engl. var. <i>lucida</i> J. Léonard	Olacaceae	Ombrophile
149	Irobo	<i>Tarrietia utilis</i> (Sprague) Sprague	Malvaceae	Ombrophile
150	Irobo	<i>Tectona grandis</i> Linn.f.	Lamiaceae	Ombrophile
151	Irobo	<i>Terminalia ivorensis</i> A. Chev.	Combretaceae	Ombrophile
152	Irobo	<i>Terminalia superba</i> Engl. & Diels	Combretaceae	Ombrophile
153	Irobo	<i>Tetrorchidium didymostemon</i> (Baill.) Pax & K. Hoffm.	Euphorbiaceae	Ombrophile
154	Irobo	<i>Theobroma cacao</i> Linn.	Malvaceae	Ombrophile
155	Irobo	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	Cannabaceae	Ombrophile
156	Irobo	<i>Trichilia martineau</i> Aubrév. & Pellegr.	Meliaceae	Ombrophile
157	Irobo	<i>Trichilia megalantha</i> Harms	Meliaceae	Ombrophile
158	Irobo	<i>Trichilia monadelpha</i> (Thonn.) J.J. De Wilde	Meliaceae	Ombrophile
159	Irobo	<i>Trichilia prieureana</i> subsp. <i>vermoesenii</i> J.J. De Wilde	Meliaceae	Ombrophile
160	Irobo	<i>Trichilia</i> sp	Meliaceae	Ombrophile
161	Irobo	<i>Turraeanthus africanus</i> (Welw. ex C. DC.) Pellegr.	Meliaceae	Ombrophile
162	Irobo	<i>Uapaca esculenta</i> A. Chev. ex Aubrév. & Léandri	Phyllanthaceae	Ombrophile
163	Irobo	<i>Vitex ferruginea</i> Schum. & Thonn.	Lamiaceae	Ombrophile
164	Irobo	<i>Vitex grandifolia</i> Gürke	Lamiaceae	Ombrophile
165	Irobo	<i>Vitex micrantha</i> Gürke	Lamiaceae	Ombrophile
166	Irobo	<i>Vitex rivularis</i> Gürke	Lamiaceae	Ombrophile
167	Irobo	<i>Xylopiac acutiflora</i> (Dunal) A. Rich.	Annonaceae	Ombrophile
168	Irobo	<i>Xylopiac aethiopica</i> (Dunal) A. Rich.	Annonaceae	Ombrophile
169	Irobo	<i>Zanthoxylum gillettii</i> (De Wild.) P. G. Waterman	Rutaceae	Ombrophile
1	Niégré	<i>Adenia cissampeloides</i> (Planch. ex Hook.) Harms	Passifloraceae	Ombrophile
2	Niégré	<i>Adenia lobata</i> (Jacq.) Engl.	Passifloraceae	Ombrophile
3	Niégré	<i>Afrosersalisia afzelii</i> (Engl.) A. Chev.	Sapotaceae	Ombrophile
4	Niégré	<i>Afzelia bella</i> var. <i>gracilior</i> Keay	Fabaceae	Ombrophile
5	Niégré	<i>Aidia genipiflora</i> (DC.) Dandy	Rubiaceae	Ombrophile
6	Niégré	<i>Alafia barteri</i> Oliv.	Apocynaceae	Ombrophile

7	Niégré	<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W.F. Wright	Fabaceae	Ombrophile
8	Niégré	<i>Albizia ferruginea</i> (Guill. & Perr.) Benth.	Fabaceae	Ombrophile
9	Niégré	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F. Macbr.	Fabaceae	Ombrophile
10	Niégré	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
11	Niégré	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	Apocynaceae	Ombrophile
12	Niégré	<i>Amphimas pterocarpoides</i> Harms	Fabaceae	Ombrophile
13	Niégré	<i>Anisophyllea</i> sp	Anisophylleaceae	Ombrophile
14	Niégré	<i>Annickia polycarpa</i> (DC.) Engl. Setten et Maas	Annonaceae	Ombrophile
15	Niégré	<i>Anopyxis klaineana</i> (Pierre) Engl.	Rhizophoraceae	Ombrophile
16	Niégré	<i>Anthocleista djalonensis</i> A. Chev.	Gentianaceae	Ombrophile
17	Niégré	<i>Anthocleista nobilis</i> G. Don	Gentianaceae	Ombrophile
18	Niégré	<i>Anthocleista vogelii</i> Planch.	Gentianaceae	Ombrophile
19	Niégré	<i>Anthonotha crassifolia</i> (Baill.) J. Léonard	Caesalpiniaceae	Ombrophile
20	Niégré	<i>Anthonotha fragrans</i> (Bak.f.) Exell & Millcoat	Fabaceae	Ombrophile
21	Niégré	<i>Anthonotha macrophylla</i> P. Beauv.	Fabaceae	Ombrophile
22	Niégré	<i>Anthonotha sassandraensis</i> Aubrév. & Pellegr.	Fabaceae	Ombrophile
23	Niégré	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>welwitschii</i> (Engl.) Corner	Moraceae	Ombrophile
24	Niégré	<i>Antidesma membranaceum</i> Müll. Arg.	Phyllanthaceae	Ombrophile
25	Niégré	<i>Aphania senegalensis</i> (Juss. Ex Poir.) Radlk. var. <i>sylvatica</i> (A. Chev. ex Hutch. & Dalziel) Aubrév.	Sapindaceae	Ombrophile
26	Niégré	<i>Baphia bancoensis</i> Aubrév.	Fabaceae	Ombrophile
27	Niégré	<i>Baphia nitida</i> Lodd.	Fabaceae	Ombrophile
28	Niégré	<i>Berlinia confusa</i> Hoyle	Fabaceae	Ombrophile
29	Niégré	<i>Berlinia grandiflora</i> (Vahl) Hutch. & Dalz.	Fabaceae	Ombrophile
30	Niégré	<i>Berlinia occidentalis</i> Keay	Fabaceae	Ombrophile
31	Niégré	<i>Bertiera racemosa</i> (G. Don) K. Schum. var. <i>racemosa</i>	Rubiaceae	Ombrophile
32	Niégré	<i>Blighia sapida</i> K. D. Koenig	Sapindaceae	Ombrophile
33	Niégré	<i>Blighia unijugata</i> Baker	Sapindaceae	Ombrophile
34	Niégré	<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	Sapindaceae	Ombrophile
35	Niégré	<i>Bombax buenopozense</i> P. Beauv.	Malvaceae	Ombrophile

36	Niégré	<i>Bridelia grandis</i> Pierre ex Hutch. Pierre ex Hutch.	Phyllanthaceae	Ombrophile
37	Niégré	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	Phyllanthaceae	Ombrophile
38	Niégré	<i>Buchholzia coriacea</i> Engl.	Capparaceae	Ombrophile
39	Niégré	<i>Buchholzia</i> sp	Capparaceae	Ombrophile
40	Niégré	<i>Bussea occidentalis</i> Hutch.	Fabaceae	Ombrophile
41	Niégré	<i>Caloncoba</i> sp	Achariaceae	Ombrophile
42	Niégré	<i>Calpocalyx brevibracteatus</i> Harms	Fabaceae	Ombrophile
43	Niégré	<i>Canarium schweinfutii</i> Engl.	Burseraceae	Ombrophile
44	Niégré	<i>Canthium arnoldianum</i>	Rubiaceae	Ombrophile
45	Niégré	<i>Canthium</i> sp	Rubiaceae	Ombrophile
46	Niégré	<i>Carpolobia lutea</i> G. Don	Polygalaceae	Ombrophile
47	Niégré	<i>Casearia</i> sp	Salicaceae	Ombrophile
48	Niégré	<i>Cecropia peltata</i> Linn.	Urticaceae	Ombrophile
49	Niégré	<i>Ceiba pentandra</i> (Linn.) Gaerth.	Malvaceae	Ombrophile
50	Niégré	<i>Chrysophyllum albidum</i> G. Don	Sapotaceae	Ombrophile
51	Niégré	<i>Chrysophyllum pruniforme</i> Engl.	Sapotaceae	Ombrophile
52	Niégré	<i>Chytranthus</i> sp	Sapindaceae	Ombrophile
53	Niégré	<i>Claoxylon</i> sp	Euphorbiaceae	Ombrophile
54	Niégré	<i>Cleistanthus polystachyus</i> Hook.f. ex Planch.	Phyllanthaceae	Ombrophile
55	Niégré	<i>Cleistanthus</i> sp	Phyllanthaceae	Ombrophile
56	Niégré	<i>Cleistopholis patens</i> (Benth.) Engl. & Diels	Annonaceae	Ombrophile
57	Niégré	<i>Cola caricaefolia</i> (G. Don) K. Schum.	Malvaceae	Ombrophile
58	Niégré	<i>Cola digitata</i> Mast.	Malvaceae	Ombrophile
59	Niégré	<i>Cola lateritia</i> K. Schum. var. <i>maclaudi</i> (A. Chev.) Brenan & Keay	Malvaceae	Ombrophile
60	Niégré	<i>Cola nitida</i> (Vent.) Schott & Endl.	Malvaceae	Ombrophile
61	Niégré	<i>Cola</i> sp	Malvaceae	Ombrophile
62	Niégré	<i>Copaifera salikounda</i> Heckel	Fabaceae	Ombrophile
63	Niégré	<i>Cordia platythyrsa</i> Bak.	Boraginaceae	Ombrophile
64	Niégré	<i>Crotonogyne</i> sp	Euphorbiaceae	Ombrophile

65	Niégré	<i>Dacryodes klaineana</i> (Pierre) H.J. Lam,	Burseraceae	Ombrophile
66	Niégré	<i>Desplatsia chrysochlamys</i> (Mildbr. & Burret) Mildbr. & Burret)	Malvaceae	Ombrophile
67	Niégré	<i>Dialium aubrevillei</i> Pellegr.	Fabaceae	Ombrophile
68	Niégré	<i>Diospyros canaliculata</i> De Wild.	Ebenaceae	Ombrophile
69	Niégré	<i>Diospyros gabunensis</i> Gurke	Ebenaceae	Ombrophile
70	Niégré	<i>Diospyros mannii</i> Hiern	Ebenaceae	Ombrophile
71	Niégré	<i>Diospyros sanza-minika</i> A. Chev.	Ebenaceae	Ombrophile
72	Niégré	<i>Diospyros soubreana</i> F. White	Ebenaceae	Ombrophile
73	Niégré	<i>Diospyros</i> sp	Ebenaceae	Ombrophile
74	Niégré	<i>Diospyros vignei</i> F. White	Ebenaceae	Ombrophile
75	Niégré	<i>Discoglypremnna caloneura</i> (Pax) Prain	Euphorbiaceae	Ombrophile
76	Niégré	<i>Distemonanthus benthamianus</i> Baill	Fabaceae	Ombrophile
77	Niégré	<i>Drypetes aylmeri</i> Hutch. & Dalz.	Putranjivaceae	Ombrophile
78	Niégré	<i>Drypetes gilgiana</i> (Pax) Pax & K. Hoffm.	Putranjivaceae	Ombrophile
79	Niégré	<i>Drypetes singroboensis</i> Aké Assi	Putranjivaceae	Ombrophile
80	Niégré	<i>Ehretia</i> sp	Boraginaceae	Ombrophile
81	Niégré	<i>Entandrophragma angolense</i> (Welw.) C. DC.	Meliaceae	Ombrophile
82	Niégré	<i>Entandrophragma cylindricum</i> (Sprague) Sprague	Meliaceae	Ombrophile
83	Niégré	<i>Erythrina vogelii</i> Hook.f.	Fabaceae	Ombrophile
84	Niégré	<i>Erythroxylum mannii</i> Oliv.	Erythroxylaceae	Ombrophile
85	Niégré	<i>Euadenia trifoliolata</i> (Schumach. & Thonn.) Oliv.	Capparaceae	Ombrophile
86	Niégré	<i>Ficus exasperata</i> Vahl	Moraceae	Ombrophile
87	Niégré	<i>Ficus sur</i> Forsk.	Moraceae	Ombrophile
88	Niégré	<i>Ficus umbellata</i> Vahl	Moraceae	Ombrophile
89	Niégré	<i>Ficus vogeliana</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	Ombrophile
90	Niégré	<i>Ficus lutea</i> Vahl Vahl	Moraceae	Ombrophile
91	Niégré	<i>Funtumia africana</i> (Benth.) Stapf	Apocynaceae	Ombrophile
92	Niégré	<i>Garcinia</i> sp	Clusiaceae	Ombrophile
93	Niégré	<i>Gilbertiodendron limba</i> (Se. Elliot) J. Léonard	Fabaceae	Ombrophile

94	Niégré	<i>Gilbertiodendron sp</i>	Fabaceae	Ombrophile
95	Niégré	<i>Gmelina arborea</i> Roxb.	Lamiaceae	Ombrophile
96	Niégré	<i>Griffonia simplicifolia</i> (Vahl ex DC.) Baill	Fabaceae	Ombrophile
97	Niégré	<i>Hannoa klaineana</i> Pierre & Engl.	Simaroubaceae	Ombrophile
98	Niégré	<i>Harungana madagascariensis</i> Lam. ex Poir.	Hypericaceae	Ombrophile
99	Niégré	<i>Holarrhena floribunda</i> (G. Don) Dur. & Schinz var. floribunda	Apocynaceae	Ombrophile
100	Niégré	<i>Homalium aylmeri</i> Hutch. & Dalz.	Salicaceae	Ombrophile
101	Niégré	<i>Homalium molle</i> Stapf	Salicaceae	Ombrophile
102	Niégré	<i>Hunteria eburnea</i> Pichon	Apocynaceae	Ombrophile
103	Niégré	<i>Hymenostegia afzelii</i> (Oliv.) Harms afzelii	Fabaceae	Ombrophile
104	Niégré	<i>Keayodendron bridelioides</i> (Mildbr. ex Hutch & Dalz.) Léandri	Phyllanthaceae	Ombrophile
105	Niégré	<i>Klainedoxa gabonensis</i> Pierre	Irvingiaceae	Ombrophile
106	Niégré	<i>Landolphia hirsuta</i> (Hua) Pichon	Apocynaceae	Ombrophile
107	Niégré	<i>Lannea barteri</i> (Oliv.) Engl.	Anacardiaceae	Ombrophile
108	Niégré	<i>Lannea welwitschii</i> (Hiern) Engl.	Anacardiaceae	Ombrophile
109	Niégré	<i>Leptaulus sp</i>	Cardiopteridaceae	Ombrophile
110	Niégré	<i>Leptoderris sp</i>	Fabaceae	Ombrophile
111	Niégré	<i>Macaranga barteri</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
112	Niégré	<i>Macaranga hurifolia</i> Beille	Euphorbiaceae	Ombrophile
113	Niégré	<i>Maelenia sp</i>	Orchidaceae	Ombrophile
114	Niégré	<i>Maesopsis eminii</i> Engl.	Rhamnaceae	Ombrophile
115	Niégré	<i>Majepea sp</i>	Oleaceae	Ombrophile
116	Niégré	<i>Mareya micrantha</i> (Benth.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
117	Niégré	<i>Massularia acuminata</i> (G. Don) Bullock ex Hoyle	Rubiaceae	Ombrophile
118	Niégré	<i>Memecylon lateriflorum</i> (G. Don) Bremek.	Melastomataceae	Ombrophile
119	Niégré	<i>Microdesmis keayana</i> J. Léonard	Pandaceae	Ombrophile
120	Niégré	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) Benth.	Moraceae	Ombrophile
121	Niégré	<i>Millettia sp</i>	Fabaceae	Ombrophile

122	Niégré	<i>Mitragyna ciliata</i> Aubrév. & Pellegr.	Rubiaceae	Ombrophile
123	Niégré	<i>Monodora myristica</i> (Gaertn.) Dunal	Annonaceae	Ombrophile
124	Niégré	<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	Annonaceae	Ombrophile
125	Niégré	<i>Morinda lucida</i> Benth.	Rubiaceae	Ombrophile
126	Niégré	<i>Musanga cecropioides</i> R. Br.	Urticaceae	Ombrophile
127	Niégré	<i>Myrianthus arboreus</i> P. Beauv.	Urticaceae	Ombrophile
128	Niégré	<i>Napoleonaea vogelii</i> (Hook.f.) Planch.	Lecythidaceae	Ombrophile
129	Niégré	<i>Nauclea diderrichii</i> (De Wild.& T. Durand) Merr.	Rubiaceae	Ombrophile
130	Niégré	<i>Nesogordonia papaverifera</i> (A. Chev.) R. Capuron	Malvaceae	Ombrophile
131	Niégré	<i>Neuropeltis acuminata</i> (P. Beauv.) Benth.	Convolvulaceae	Ombrophile
132	Niégré	<i>Ochthocosmus africanus</i> Hook.f	Ixonanthaceae	Ombrophile
133	Niégré	<i>Olox subscorpioidea</i> Oliv.	Olacaceae	Ombrophile
134	Niégré	<i>Ostryoderris</i> sp	Fabaceae	Ombrophile
135	Niégré	<i>Oxyanthus unilocularis</i> Hiern	Rubiaceae	Ombrophile
136	Niégré	<i>Pachypodanthium staudtii</i> Engl. & Diels	Annonaceae	Ombrophile
137	Niégré	<i>Parinari excelsa</i> Sabine	Chrysobalanaceae	Ombrophile
138	Niégré	<i>Pavetta corymbosa</i> (DC.) F. N. Williams var. <i>corymbosa</i>	Rubiaceae	Ombrophile
139	Niégré	<i>Persea americana</i> Mill.	Lauraceae	Ombrophile
140	Niégré	<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	Euphorbiaceae	Ombrophile
141	Niégré	<i>Piptadeniastrum africanum</i> (Hook.f.) Brenan B	Fabaceae	Ombrophile
142	Niégré	<i>Placodiscus</i> sp	Sapindaceae	Ombrophile
143	Niégré	<i>Polyalthia oliveri</i> Engl.	Annonaceae	Ombrophile
144	Niégré	<i>Pouteria altissima</i> (A. Chev.) Baehni	Sapotaceae	Ombrophile
145	Niégré	<i>Psidium guajava</i> Linn.	Myrtaceae	Ombrophile
146	Niégré	<i>Pterygota macrocarpa</i> K. Schum.	Malvaceae	Ombrophile
147	Niégré	<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb	Myristicaceae	Ombrophile
148	Niégré	<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae	Ombrophile
149	Niégré	<i>Ricinodendron heudelotii</i> (Baill.) Pierre ex Pax	Euphorbiaceae	Ombrophile
150	Niégré	<i>Rinorea longicuspis</i> Engl.	Violaceae	Ombrophile
151	Niégré	<i>Rinorea oblongifolia</i> (C.H. Wright) Marquand ex Chipp	Violaceae	Ombrophile

152	Niégré	<i>Rothmannia hispida</i> (K. Schum.) Fagerl.	Rubiaceae	Ombrophile
153	Niégré	<i>Rothmannia longiflora</i> Salisb.	Rubiaceae	Ombrophile
154	Niégré	<i>Salacia</i> sp	Celastraceae	Ombrophile
155	Niégré	<i>Samanea dinklagei</i> (Harrns) Keay	Fabaceae	Ombrophile
156	Niégré	<i>Scaphopetalum amoenum</i> A. Chev.	Malvaceae	Ombrophile
157	Niégré	<i>Scottellia chevalieri</i> Chipp	Achariaceae	Ombrophile
158	Niégré	<i>Scottellia coriacea</i> A. Chev. ex Hutchi. & Dalz	Achariaceae	Ombrophile
159	Niégré	<i>Solanum verbaseifolium</i> Linn. D. Don	Solanaceae	Ombrophile
160	Niégré	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Bignoniaceae	Ombrophile
161	Niégré	<i>Spondias mombin</i> Linn.	Anacardiaceae	Ombrophile
162	Niégré	<i>Sterculia oblonga</i> Mast.	Malvaceae	Ombrophile
163	Niégré	<i>Sterculia rhinopetala</i> K. Schum.	Malvaceae	Ombrophile
164	Niégré	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Malvaceae	Ombrophile
165	Niégré	<i>Stereospermum</i> sp	Bignoniaceae	Ombrophile
166	Niégré	<i>Strombosia glaucescens</i> Engl. var. <i>lucida</i> J. Léonard	Olacaceae	Ombrophile
167	Niégré	<i>Strophanthus sarmentosus</i> DC.	Apocynaceae	Ombrophile
168	Niégré	<i>Terminalia ivorensis</i> A. Chev.	Combretaceae	Ombrophile
169	Niégré	<i>Terminalia superba</i> Engl. & Diels	Combretaceae	Ombrophile
170	Niégré	<i>Tetrorchidium didymostemon</i> (Baill.) Pax & K. Hoffm.	Euphorbiaceae	Ombrophile
171	Niégré	<i>Theobroma cacao</i> Linn.	Malvaceae	Ombrophile
172	Niégré	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume (L.) Blume	Cannabaceae	Ombrophile
173	Niégré	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	Cannabaceae	Ombrophile
174	Niégré	<i>Tricalysia reticulata</i> (Benth.) Hiern	Rubiaceae	Ombrophile
175	Niégré	<i>Tricalysia</i> sp	Rubiaceae	Ombrophile
176	Niégré	<i>Trichilia djaloni</i> A. Chev.	Meliaceae	Ombrophile
177	Niégré	<i>Trichilia martineau</i> Aubrév. & Pellegr.	Meliaceae	Ombrophile
178	Niégré	<i>Trichilia megalantha</i> Harms	Meliaceae	Ombrophile
179	Niégré	<i>Trichilia monadelpha</i> (Thonn.) J.J. De Wilde	Meliaceae	Ombrophile
180	Niégré	<i>Trichilia priureana</i> subsp. <i>vermoesenii</i> J.J.De Wilde	Meliaceae	Ombrophile
181	Niégré	<i>Trichilia</i> sp	Meliaceae	Ombrophile

182	Niégré	<i>Trichoscypha beguei</i> Aubr. & Pellegr.	Anacardiaceae	Ombrophile
183	Niégré	<i>Trichoscypha</i> sp	Anacardiaceae	Ombrophile
184	Niégré	<i>Uapaca esculenta</i> A. Chev. ex Aubrév. & Léandri	Phyllanthaceae	Ombrophile
185	Niégré	<i>Vernonia amygdalina</i> Delile	Compositae	Ombrophile
186	Niégré	<i>Vismia guineensis</i> (Linn.) Chcisy	Hypericaceae	Ombrophile
187	Niégré	<i>Vitex micrantha</i> Gürke	Lamiaceae	Ombrophile
188	Niégré	<i>Vitex rivularis</i> Gürke	Lamiaceae	Ombrophile
189	Niégré	<i>Vitex</i> sp	Lamiaceae	Ombrophile
190	Niégré	<i>Xylopi aethiopica</i> (Dunal) A. Rich.	Annonaceae	Ombrophile
191	Niégré	<i>Xylopi parviflora</i> (A. Rich.) Benth.	Annonaceae	Ombrophile
192	Niégré	<i>Xylopi quintasii</i> Engl. & Diels	Annonaceae	Ombrophile
193	Niégré	<i>Xylopi villosa</i> Chipp	Annonaceae	Ombrophile
194	Niégré	<i>Zanthoxylum gillettii</i> (De Wild.) P. G. Waterman	Rutaceae	Ombrophile
1	Yaya	<i>Acacia pentagona</i> (Schumachach. & Thonn.) Hook f.	Fabaceae	Ombrophile
2	Yaya	<i>Adenia cissampeloides</i> (Planch. ex Hook.) Harms	Passifloraceae	Ombrophile
3	Yaya	<i>Afrosersalisia afzelii</i> (Engl.) A.Chev.	Sapotaceae	Ombrophile
4	Yaya	<i>Afzelia bella</i> var. <i>gracilior</i> Keay	Fabaceae	Ombrophile
5	Yaya	<i>Agelaea obliqua</i> (P. Beauv.) Baill.	Connaraceae	Ombrophile
6	Yaya	<i>Aidia genipiflora</i> (DC.) Dandy	Rubiaceae	Ombrophile
7	Yaya	<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W.F. Wright	Fabaceae	Ombrophile
8	Yaya	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F. Macbr.	Fabaceae	Ombrophile
9	Yaya	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
10	Yaya	<i>Allanblackia floribunda</i> auct.	Clusiaceae	Ombrophile
11	Yaya	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	Apocynaceae	Ombrophile
12	Yaya	<i>Amanoa bracteosa</i> Planch.	Phyllanthaceae	Ombrophile
13	Yaya	<i>Amphimas pterocarpoides</i> Harms	Fabaceae	Ombrophile
14	Yaya	<i>Androsiphonia adenostegia</i> Stapf	Passifloraceae	Ombrophile
15	Yaya	<i>Annickia polycarpa</i> (DC.) Engl. Setten et Maas	Annonaceae	Ombrophile
16	Yaya	<i>Anopyxis klaineana</i> (Pierre) Engl.	Rhizophoraceae	Ombrophile
17	Yaya	<i>Anthocleista djalonensis</i> A. Chev.	Gentianaceae	Ombrophile

18	Yaya	<i>Anthocleista nobilis</i> G. Don	Gentianaceae	Ombrophile
19	Yaya	<i>Anthonotha fragrans</i> (Bak.f.) Exell & Millcoat	Fabaceae	Ombrophile
20	Yaya	<i>Anthonotha macrophylla</i> P. Beauv.	Fabaceae	Ombrophile
21	Yaya	<i>Anthostema aubryanum</i> Baill.	Euphorbiaceae	Ombrophile
22	Yaya	<i>Aptandra zenkeri</i> Engl.	Olacaceae	Ombrophile
23	Yaya	<i>Baissea baillonii</i> Hua	Apocynaceae	Ombrophile
24	Yaya	<i>Baissea breviloba</i>	Apocynaceae	Ombrophile
25	Yaya	<i>Baphia bancoensis</i> Aubrév.	Fabaceae	Ombrophile
26	Yaya	<i>Baphia nitida</i> Lodd.	Fabaceae	Ombrophile
27	Yaya	<i>Beilschmiedia mannii</i> (Meisn.) Benth. & Hook.f.	Lauraceae	Ombrophile
28	Yaya	<i>Berlinia confusa</i> Hoyle	Fabaceae	Ombrophile
29	Yaya	<i>Berlinia occidentalis</i> Keay	Fabaceae	Ombrophile
30	Yaya	<i>Bersama abyssinica</i> Fresh subsp. Paullinioide (Planch.) Verdcourt var. paullinioides	Greyiaceae	Ombrophile
31	Yaya	<i>Bertiera racemosa</i> (G. Don) K. Schum. var. <i>racemosa</i>	Rubiaceae	Ombrophile
32	Yaya	<i>Blighia sapida</i> K. D. Koenig	Sapindaceae	Ombrophile
33	Yaya	<i>Blighia unijugata</i> Baker	Sapindaceae	Ombrophile
34	Yaya	<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	Sapindaceae	Ombrophile
35	Yaya	<i>Bombax buenopozense</i> P. Beauv.	Malvaceae	Ombrophile
36	Yaya	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Euphorbiaceae	Ombrophile
37	Yaya	<i>Bridelia grandis</i> Pierre ex Hutch. Pierre ex Hutch.	Phyllanthaceae	Ombrophile
38	Yaya	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	Phyllanthaceae	Ombrophile
39	Yaya	<i>Buchholzia coriacea</i> Engl.	Capparaceae	Ombrophile
40	Yaya	<i>Bussea occidentalis</i> Hutch.	Fabaceae	Ombrophile
41	Yaya	<i>Calpocalyx brevibracteatus</i> Harms	Fabaceae	Ombrophile
42	Yaya	<i>Canarium schweinfutii</i> Engl.	Bursaceae	Ombrophile
43	Yaya	<i>Canthium sp</i>	Rubiaceae	Ombrophile
44	Yaya	<i>Carapa procera</i> DC. De Wilde	Meliaceae	Ombrophile
45	Yaya	<i>Cecropia peltata</i> Linn.	Urticaceae	Ombrophile
46	Yaya	<i>Ceiba pentandra</i> (Linn.) Gaerth.	Malvaceae	Ombrophile

47	Yaya	<i>Chrysophyllum albidum</i> G.Don	Sapotaceae	Ombrophile
48	Yaya	<i>Chrysophyllum pruniforme</i> Engl.	Sapotaceae	Ombrophile
49	Yaya	<i>Chrysophyllum subnudum</i> Baker ex Oliv.	Sapotaceae	Ombrophile
50	Yaya	<i>Cissus aralioides</i> (Welw. ex Baker) Planch.	Vitaceae	Ombrophile
51	Yaya	<i>Cleistopholis patens</i> (Benth.) Engl . & Diels	Annonaceae	Ombrophile
52	Yaya	<i>Clerodendrum polycephalum</i> Bak.	Lamiaceae	Ombrophile
53	Yaya	<i>Clerodendrum volubile</i> P. Beauv.	Lamiaceae	Ombrophile
54	Yaya	<i>Cnestis ferruginea</i> DC.	Connaraceae	Ombrophile
55	Yaya	<i>Coffea arabica</i> L.	Rubiaceae	Ombrophile
56	Yaya	<i>Cola caricaefolia</i> (G. Don) K. Schum.	Malvaceae	Ombrophile
57	Yaya	<i>Cola digitata</i> Mast.	Malvaceae	Ombrophile
58	Yaya	<i>Cola heterophylla</i> (P. Beauv.) Schott & Endl.	Malvaceae	Ombrophile
59	Yaya	<i>Cola lateritia</i> K. Schum. var. <i>maclaudi</i> (A. Chev.) Brenan & Keay	Malvaceae	Ombrophile
60	Yaya	<i>Cola nitida</i> (Vent.) Schott & Endl.	Malvaceae	Ombrophile
61	Yaya	<i>Combretum molle</i> R. Br. ex G. Don	Combretaceae	Ombrophile
62	Yaya	<i>Combretum paniculatum</i> Vent.	Combretaceae	Ombrophile
63	Yaya	<i>Combretum racemosum</i> P. Beauv.	Combretaceae	Ombrophile
64	Yaya	<i>Copaifera salikounda</i> Heckel	Fabaceae	Ombrophile
65	Yaya	<i>Coula edulis</i> Baill. Baill.	Olacaceae	Ombrophile
66	Yaya	<i>Coula heudilis</i>	Olacaceae	Ombrophile
67	Yaya	<i>Craterispermum caudatum</i> Hutch.	Rubiaceae	Ombrophile
68	Yaya	<i>Crotonogyne chevalieri</i> (Beille) Keay	Euphorbiaceae	Ombrophile
69	Yaya	<i>Crudia gabonensis</i> Pierre ex Harms	Fabaceae	Ombrophile
70	Yaya	<i>Cuviera nigrescens</i> (Scott-Elliot ex Oliv.) Wernham	Rubiaceae	Ombrophile
71	Yaya	<i>Cynometra ananta</i> Hutch. & Dalz.	Fabaceae	Ombrophile
72	Yaya	<i>Dacryodes klaineana</i> (Pierre) H.J. Lam,	Burseraceae	Ombrophile
73	Yaya	<i>Daniellia thurifera</i> Benn.	Fabaceae	Ombrophile
74	Yaya	<i>Deinbollia grandifolia</i> Baker f.	Sapindaceae	Ombrophile

75	Yaya	<i>Desplatsia chrysochlamys</i> (Mildbr. & Burret) Mildbr. & Burret)	Malvaceae	Ombrophile
76	Yaya	<i>Dialium aubrevillei</i> Pellegr.	Fabaceae	Ombrophile
77	Yaya	<i>Dialium dinklagei</i> Harms	Fabaceae	Ombrophile
78	Yaya	<i>Dichapetalum angolense</i> Chodat	Dichapetalaceae	Ombrophile
79	Yaya	<i>Dichapetalum pallidum</i> (Oliv.) Engl.	Dichapetalaceae	Ombrophile
80	Yaya	<i>Diospyros gabunensis</i> Gurke	Ebenaceae	Ombrophile
81	Yaya	<i>Diospyros kamerunensis</i> Gurke	Ebenaceae	Ombrophile
82	Yaya	<i>Diospyros liberiensis</i> A. Chev.	Ebenaceae	Ombrophile
83	Yaya	<i>Diospyros mannii</i> Hiern	Ebenaceae	Ombrophile
84	Yaya	<i>Diospyros sanza-minika</i> A. Chev.	Ebenaceae	Ombrophile
85	Yaya	<i>Diospyros soubreana</i> F. White	Ebenaceae	Ombrophile
86	Yaya	<i>Diospyros viridicans</i> Hiern	Ebenaceae	Ombrophile
87	Yaya	<i>Discoglypremnna caloneura</i> (Pax) Prain	Euphorbiaceae	Ombrophile
88	Yaya	<i>Dorstenia turbinata</i> Engl.	Moraceae	Ombrophile
89	Yaya	<i>Dracaena arborea</i> (Willd.) Link.	Asparagaceae	Ombrophile
90	Yaya	<i>Drypetes aubrevillei</i> Léandri	Putranjivaceae	Ombrophile
91	Yaya	<i>Drypetes aylmeri</i> Hutch. & Dalz.	Putranjivaceae	Ombrophile
92	Yaya	<i>Drypetes gilgiana</i> (Pax) Pax & K. Hoffm.	Putranjivaceae	Ombrophile
93	Yaya	<i>Drypetes ivorensis</i> Hutch. & Dalz.	Putranjivaceae	Ombrophile
94	Yaya	<i>Entandrophragma angolense</i> (Welw.) C. DC.	Meliaceae	Ombrophile
95	Yaya	<i>Entandrophragma cylindricum</i> (Sprague) Sprague	Meliaceae	Ombrophile
96	Yaya	<i>Entandrophragma utile</i> (Dawe & Sprague) Sprague	Meliaceae	Ombrophile
97	Yaya	<i>Erythrina sp</i>	Fabaceae	Ombrophile
98	Yaya	<i>Erythrina vogelii</i> Hook.f.	Fabaceae	Ombrophile
99	Yaya	<i>Ficus barteri</i> Sprague	Moraceae	Ombrophile
100	Yaya	<i>Ficus exasperata</i> Vahl	Moraceae	Ombrophile
101	Yaya	<i>Ficus lutea</i> Vahl	Moraceae	Ombrophile
102	Yaya	<i>Ficus mucoso</i> Welw. ex Ficalho	Moraceae	Ombrophile
103	Yaya	<i>Ficus sp</i>	Moraceae	Ombrophile

104	Yaya	<i>Ficus sur</i> Forsk.	Moraceae	Ombrophile
105	Yaya	<i>Funtumia africana</i> (Benth.) Stapf	Apocynaceae	Ombrophile
106	Yaya	<i>Funtumia elastica</i> (P. Preuss) Stapf	Apocynaceae	Ombrophile
107	Yaya	<i>Garcinia gnetoides</i> Hutch. & Dalz.	Clusiaceae	Ombrophile
108	Yaya	<i>Garcinia kola</i> Heckel	Clusiaceae	Ombrophile
109	Yaya	<i>Glumea ivorensis</i> Aubrév. et Pellegr.	Sapotaceae	Ombrophile
110	Yaya	<i>Hannoa klaineana</i> Pierre & Engl.	Simaroubaceae	Ombrophile
111	Yaya	<i>Harungana madagascariensis</i> Lam. ex Poir.	Hypericaceae	Ombrophile
112	Yaya	<i>Hevea brasiliensis</i> (Kunth) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
113	Yaya	<i>Hexalobus crispiflorus</i> A. Rien.	Annonaceae	Ombrophile
114	Yaya	<i>Hippocratea</i> sp	Celastraceae	Ombrophile
115	Yaya	<i>Homalium aylmeri</i> Hutch. & Dalz.	Salicaceae	Ombrophile
116	Yaya	<i>Homalium longistylum</i> Mast	Salicaceae	Ombrophile
117	Yaya	<i>Hunteria eburnea</i> Pichon	Apocynaceae	Ombrophile
118	Yaya	<i>Irvingia gabonensis</i> (Aubry-Lecomte ex O'Rorke) Baill.	Irvingiaceae	Ombrophile
119	Yaya	<i>Isolona cooperi</i> Hutch. & Dalz. ex Cooper & Record	Annonaceae	Ombrophile
120	Yaya	<i>Keayodendron bridelioides</i> (Mildbr. ex Hutch & Dalz.) Léandri	Phyllanthaceae	Ombrophile
121	Yaya	<i>Klainedoxa gabonensis</i> Pierre	Irvingiaceae	Ombrophile
122	Yaya	<i>Landolphia micrantha</i> (A. Chev.) Pichon	Apocynaceae	Ombrophile
123	Yaya	<i>Lannea welwitschii</i> (Hiern) Engl.	Anacardiaceae	Ombrophile
124	Yaya	<i>Leptaulus daphnoides</i> Benth.	Cardiopteridaceae	Ombrophile
125	Yaya	<i>Leptoderris fasciculata</i> (Benth.) Dunn	Fabaceae	Ombrophile
126	Yaya	<i>Leptoderris</i> sp	Fabaceae	Ombrophile
127	Yaya	<i>Lophira alata</i> Banks ex Gaertn. f.	Ochnaceae	Ombrophile
128	Yaya	<i>Macaranga barteri</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
129	Yaya	<i>Macaranga hurifolia</i> Beille	Euphorbiaceae	Ombrophile
130	Yaya	<i>Macaranga spinosa</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
131	Yaya	<i>Maesobotrya barteri</i> var. <i>sparsiflora</i> (Sc. Elliot) Keay	Phyllanthaceae	Ombrophile
132	Yaya	<i>Mammea africana</i> Sabine	Calophyllaceae	Ombrophile

133	Yaya	<i>Manilkara multinervis</i> (Bak.) Dubard	Sapotaceae	Ombrophile
134	Yaya	<i>Manilkara obovata</i> (Sabine ex G.Don) J.H. Hemsl	Sapotaceae	Ombrophile
135	Yaya	<i>Manilkara sp</i>	Sapotaceae	Ombrophile
136	Yaya	<i>Manniophyton fulvum</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
137	Yaya	<i>Mareya micrantha</i> (Benth.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Ombrophile
138	Yaya	<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill.) Webster	Phyllanthaceae	Ombrophile
139	Yaya	<i>Massularia acuminata</i> (G. Don) Bullock ex Hoyle	Rubiaceae	Ombrophile
140	Yaya	<i>Memecylon fleuryi</i>	Melastomataceae	Ombrophile
141	Yaya	<i>Memecylon guineense</i>	Melastomataceae	Ombrophile
142	Yaya	<i>Memecylon lateriflorum</i> (G. Don) Bremek.	Melastomataceae	Ombrophile
143	Yaya	<i>Microdesmis keayana</i> J. Léonard	Pandaceae	Ombrophile
144	Yaya	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) Benth.	Moraceae	Ombrophile
145	Yaya	<i>Millettia lane-poolei</i> Dunn	Fabaceae	Ombrophile
146	Yaya	<i>Millettia zechiana</i> Harms	Fabaceae	Ombrophile
147	Yaya	<i>Monodora myristica</i> (Gaertn.) Dunal	Annonaceae	Ombrophile
148	Yaya	<i>Musanga cecropioides</i> R. Br.	Urticaceae	Ombrophile
149	Yaya	<i>Myrianthus arboreus</i> P. Beauv.	Urticaceae	Ombrophile
150	Yaya	<i>Myrianthus serratus</i> (Trécul) Benth. & Hook.f.	Urticaceae	Ombrophile
151	Yaya	<i>Napoleonaea vogelii</i> (Hook.f.) Planch.	Lecythidaceae	Ombrophile
152	Yaya	<i>Necepsia afzelii</i> Prain	Euphorbiaceae	Ombrophile
153	Yaya	<i>Neuropeltis acuminata</i> (P. Beauv.) Benth.	Convolvulaceae	Ombrophile
154	Yaya	<i>Ochthocosmus africanus</i> Hook.f	Ixonanthaceae	Ombrophile
155	Yaya	<i>Oldfieldia africana</i> Benth. & Hook.f.	Picrodendraceae	Ombrophile
156	Yaya	<i>Omphalocarpum ahia</i> A. Chev.	Sapotaceae	Ombrophile
157	Yaya	<i>Omphalocarpum elatum</i> Miers	Sapotaceae	Ombrophile
158	Yaya	<i>Omphalocarpum pachysteloides</i> Mildbr. Ex Hucth. & Dalziel	Sapotaceae	Ombrophile
159	Yaya	<i>Oricia suaveolens</i> (Engl.) I. Verd. var. <i>suaveolens</i>	Rutaceae	Ombrophile
160	Yaya	<i>Ostryoderris leucobotrya</i> Polhill (Dunn)	Fabaceae	Ombrophile
161	Yaya	<i>Ouratea affinis</i> (Hook.f.) Engl.	Ochnaceae	Ombrophile

162	Yaya	<i>Ouratea duparquetiana</i> (Baill.) Gilg	Ochnaceae	Ombrophile
163	Yaya	<i>Ouratea flava</i> (Schum. & Thonn.) Hutch. & Dalz.	Ochnaceae	Ombrophile
164	Yaya	<i>Ouratea reticulata</i> (P.Beauv.) Engl.var. <i>reticulata</i>	Ochnaceae	Ombrophile
165	Yaya	<i>Oxyanthus formosus</i> Hook. f. ex Panch.	Rubiaceae	Ombrophile
166	Yaya	<i>Oxyanthus racemosus</i> (Schumach. & Thonn.) Keay	Rubiaceae	Ombrophile
167	Yaya	<i>Pachypodanthium staudtii</i> Engl. & Diels	Annonaceae	Ombrophile
168	Yaya	<i>Parinari aubrevillei</i>	Chrysobalanaceae	Ombrophile
169	Yaya	<i>Parinari excelsa</i> Sabine	Chrysobalanaceae	Ombrophile
170	Yaya	<i>Parinari glabra</i>	Chrysobalanaceae	Ombrophile
171	Yaya	<i>Parkia bicolor</i> A. Chev.	Fabaceae	Ombrophile
172	Yaya	<i>Pauridiantha afzelii</i>	Rubiaceae	Ombrophile
173	Yaya	<i>Pavetta corymbosa</i> (DC.) F. N. Williams var. <i>corymbosa</i>	Rubiaceae	Ombrophile
174	Yaya	<i>Pentaclethra macrophylla</i> Benth.	Fabaceae	Ombrophile
175	Yaya	<i>Pentadesma butyrecea</i> Sabine	Clusiaceae	Ombrophile
176	Yaya	<i>Persea americana</i> Mill.	Lauraceae	Ombrophile
177	Yaya	<i>Phyllanthus discoideus</i>	Phyllanthaceae	Ombrophile
178	Yaya	<i>Piper guineense</i> Schum. & Thonn.	Piperaceae	Ombrophile
179	Yaya	<i>Piptadeniastrum africanum</i> (Hook.f.) Brenan B	Fabaceae	Ombrophile
180	Yaya	<i>Piptostigma fugax</i> A. Chev. ex Hutch.& Dalz.	Annonaceae	Ombrophile
181	Yaya	<i>Placodiscus boya</i> Aubrév. & Pellegr.	Sapindaceae	Ombrophile
182	Yaya	<i>Placodiscus pseudostipularis</i> Radlk.	Sapindaceae	Ombrophile
183	Yaya	<i>Polyalthia oliveri</i> Engl.	Annonaceae	Ombrophile
184	Yaya	<i>Popowia mangelotii</i>	Annonaceae	Ombrophile
185	Yaya	<i>Protomegabaria stapfiana</i> (Beille) Hutch.	Phyllanthaceae	Ombrophile
186	Yaya	<i>Psychotria brachyantha</i> Hiern	Rubiaceae	Ombrophile
187	Yaya	<i>Pterygota bequaertii</i> De Wild.	Malvaceae	Ombrophile
188	Yaya	<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb	Myristicaceae	Ombrophile
190	Yaya	<i>Rauwolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae	Ombrophile
191	Yaya	<i>Rhaphiostylis cordifolia</i> Hutch. & Dalz.	Icacinaceae	Ombrophile
192	Yaya	<i>Ricinodendron heudelotii</i> (Baill.) Pierre ex Pax	Euphorbiaceae	Ombrophile

193	Yaya	<i>Rinorea brevitracemosa</i> Chipp	Violaceae	Ombrophile
	Yaya	<i>Rinorea liberica</i> Engl .	Violaceae	Ombrophile
194	Yaya	<i>Rinorea longicuspis</i> Engl.	Violaceae	Ombrophile
195	Yaya	<i>Rinorea oblongifolia</i> (C.H. Wright) Marquand ex Chipp	Violaceae	Ombrophile
196	Yaya	<i>Rinorea sp</i>	Violaceae	Ombrophile
197	Yaya	<i>Rothmannia whitfieldii</i> (Lindl.) Dandy	Rubiaceae	Ombrophile
198	Yaya	<i>Salacia nitida</i> (Benth.) N. E. Br.	Celastraceae	Ombrophile
199	Yaya	<i>Salacia sp</i>	Celastraceae	Ombrophile
200	Yaya	<i>Salacia staudtiana</i> var. <i>leonensis</i> Loes.	Celastraceae	Ombrophile
201	Yaya	<i>Scaphopetalum amoenum</i> A. Chev.	Malvaceae	Ombrophile
202	Yaya	<i>Scottellia chevalieri</i> Chipp	Achariaceae	Ombrophile
203	Yaya	<i>Scottellia coriacea</i> A. Chev. ex Hutchi. & Dalz	Achariaceae	Ombrophile
204	Yaya	<i>Scytopetalum tieghemii</i> A. Chev. ex Hutch. & Dalziel	Lecythidaceae	Ombrophile
205	Yaya	<i>Soyauxia floribunda</i> Hutch.	Peridiscaceae	Ombrophile
206	Yaya	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Malvaceae	Ombrophile
207	Yaya	<i>Strephonema pseudocola</i> A. Chev.	Combretaceae	Ombrophile
208	Yaya	<i>Strombosia glaucescens</i> Engl. var. <i>lucida</i> J. Léonard	Olacaceae	Ombrophile
209	Yaya	<i>Strychnos aculeata</i> Solered.	Loganiaceae	Ombrophile
210	Yaya	<i>Strychnos afzelii</i> Gilg	Loganiaceae	Ombrophile
211	Yaya	<i>Strychnos dinklagei</i> Gilg	Loganiaceae	Ombrophile
212	Yaya	<i>Tarrietia utilis</i> (Sprague) Sprague	Malvaceae	Ombrophile
213	Yaya	<i>Terminalia ivorensis</i> A. Chev.	Combretaceae	Ombrophile
214	Yaya	<i>Terminalia superba</i> Engl. & Diels	Combretaceae	Ombrophile
215	Yaya	<i>Tetracera alnifolia</i> Willd. Subsp <i>alnifolia</i>	Dilleniaceae	Ombrophile
216	Yaya	<i>Tetrapleura tetraptera</i> (Schum. & Thonn.) Taub. A	Fabaceae	Ombrophile
217	Yaya	<i>Tetrorchidium didymostemon</i> (Baill.) Pax & K. Hoffm.	Euphorbiaceae	Ombrophile
218	Yaya	<i>Theobroma cacao</i> Linn.	Malvaceae	Ombrophile
219	Yaya	<i>Tiliacora dinklagei</i> Engl.	Menispermaceae	Ombrophile
220	Yaya	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	Cannabaceae	Ombrophile
221	Yaya	<i>Trichilia djalonis</i> A. Chev.	Rubiaceae	Ombrophile

222	Yaya	<i>Tricalysia reticulata</i> (Benth.) Hiern	Meliaceae	Ombrophile
223	Yaya	<i>Trichilia martineaui</i> Aubrév. & Pellegr.	Meliaceae	Ombrophile
224	Yaya	<i>Trichilia megalantha</i> Harms	Meliaceae	Ombrophile
225	Yaya	<i>Trichilia monadelpha</i> (Thonn.) J.J. De Wilde	Meliaceae	Ombrophile
226	Yaya	<i>Trichilia priureana</i> subsp. <i>vermoesenii</i> J.J.De Wilde	Meliaceae	Ombrophile
227	Yaya	<i>Trichilia tessmannii</i> Harms	Meliaceae	Ombrophile
228	Yaya	<i>Trichoscypha arborea</i> (A. Chev.) A. Chev.	Anacardiaceae	Ombrophile
229	Yaya	<i>Trichoscypha beguei</i> Aubr. & Pellegr.	Anacardiaceae	Ombrophile
230	Yaya	<i>Trichoscypha cavalliensis</i> Aubr. & Pellegr.	Anacardiaceae	Ombrophile
231	Yaya	<i>Trichoscypha oba</i> Aubr. & Pellegr.	Anacardiaceae	Ombrophile
232	Yaya	<i>Trichoscypha</i> sp	Anacardiaceae	Ombrophile
233	Yaya	<i>Trichoscypha yapoensis</i> Aubr. & Pellegr.	Anacardiaceae	Ombrophile
234	Yaya	<i>Uapaca esculenta</i> A. Chev. ex Aubrév. & Léandri	Phyllanthaceae	Ombrophile
235	Yaya	<i>Uapaca guineensis</i> Müll. Arg.	Phyllanthaceae	Ombrophile
236	Yaya	<i>Uvaria afzelii</i> Sc. Elliot	Annonaceae	Ombrophile
237	Yaya	<i>Uvariopsis guineensis</i> Keay	Annonaceae	Ombrophile
238	Yaya	<i>Vitex grandifolia</i> Gürke	Lamiaceae	Ombrophile
239	Yaya	<i>Vitex micrantha</i> Gürke	Lamiaceae	Ombrophile
240	Yaya	<i>Vitex rivularis</i> Gürke	Lamiaceae	Ombrophile
241	Yaya	<i>Xylopi aethiopica</i> (Dunal) A. Rich.	Annonaceae	Ombrophile
242	Yaya	<i>Xylopi dinklagei</i>	Annonaceae	Ombrophile
243	Yaya	<i>Xylopi villosa</i> Chipp	Annonaceae	Ombrophile
244	Yaya	<i>Zanthoxylum gilletii</i> (De Wild.) P. G. Waterman	Rutaceae	Ombrophile
		<i>Acacia pentagona</i> (Schumachach. & Thonn.) Hook f.		
1	Agbo1	(Schumachach. & Thonn.) Hook f.	Fabaceae	Mésophile
2	Agbo1	<i>Acridocarpus plagiopterus</i> Guill. & Perr.	Malpighiaceae	Mésophile
3	Agbo1	<i>Adenia cissampeloides</i> (Planch. ex Hook.) Harms	Passifloraceae	Mésophile
4	Agbo1	<i>Adenia lobata</i> (Jacq.) Engl.	Passifloraceae	Mésophile
5	Agbo1	<i>Adenopodia scelerata</i> (A. Chev.) Brenan	Fabaceae	Mésophile
6	Agbo1	<i>Aeglopsis chevalieri</i> Swingle	Rutaceae	Mésophile

7	Agbo1	<i>Afzelia bella</i> var. <i>gracilior</i> Keay	Fabaceae	Mésophile
8	Agbo1	<i>Aganope leucobotrya</i> (Dunn) Polhill	Fabaceae	Mésophile
9	Agbo1	<i>Agelaea obliqua</i> (P. Beauv.) Baill.	Connaraceae	Mésophile
10	Agbo1	<i>Aidia genipiflora</i> (DC.) Dandy	Rubiaceae	Mésophile
11	Agbo1	<i>Alafia barteri</i> Oliv.	Apocynaceae	Mésophile
12	Agbo1	<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W.F. Wright	Fabaceae	Mésophile
13	Agbo1	<i>Albizia ferruginea</i> (Guill. & Perr.) Benth.	Fabaceae	Mésophile
14	Agbo1	<i>Albizia glaberrima</i> (Schum. & Thonn.) Benth.	Fabaceae	Mésophile
15	Agbo1	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F. Macbr.	Fabaceae	Mésophile
16	Agbo1	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	Mésophile
17	Agbo1	<i>Allophylus africanus</i> P. Beauv.	Sapindaceae	Mésophile
18	Agbo1	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	Apocynaceae	Mésophile
19	Agbo1	<i>Amphimas pterocarpoides</i> Harms	Fabaceae	Mésophile
20	Agbo1	<i>Annickia polycarpa</i> (DC.) Engl. Setten et Maas	Annonaceae	Mésophile
21	Agbo1	<i>Anthocleista djalonensis</i> A. Chev.	Gentianaceae	Mésophile
22	Agbo1	<i>Anthocleista nobilis</i> G. Don	Gentianaceae	Mésophile
23	Agbo1	<i>Anthonotha crassifolia</i> (Baill.) J. Léonard	Fabaceae	Mésophile
24	Agbo1	<i>Anthonotha macrophylla</i> P. Beauv.	Fabaceae	Mésophile
25	Agbo1	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>africana</i> (Engl.) C.C. Berg	Moraceae	Mésophile
26	Agbo1	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>welwitschii</i> (Engl.) Corner	Moraceae	Mésophile
27	Agbo1	<i>Antidesma membranaceum</i> Müll. Arg.	Phyllanthaceae	Mésophile
28	Agbo1	<i>Aphania senegalensis</i> (Juss. Ex Poir.) Radlk. var. <i>sylvatica</i> (A. Chev. ex Hutch. & Dalziel) Aubrév.	Sapindaceae	Mésophile
29	Agbo1	<i>Argocoffeopsis afzelii</i> (Hiern) Robbr.	Rubiaceae	Mésophile
30	Agbo1	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	Meliaceae	Mésophile
31	Agbo1	<i>Balanites wilsoniana</i> Dawe & Sprague	Zygophyllaceae	Mésophile
32	Agbo1	<i>Baphia bancoensis</i> Aubrév.	Fabaceae	Mésophile
33	Agbo1	<i>Baphia nitida</i> Lodd.	Fabaceae	Mésophile
34	Agbo1	<i>Baphia pubescens</i> Hook.f.	Fabaceae	Mésophile
35	Agbo1	<i>Berlinia confusa</i> Hoyle	Fabaceae	Mésophile

36	Agbo1	<i>Berlinia grandiflora</i> (Vahl) Hutch. & Dalz.	Fabaceae	Mésophile
37	Agbo1	<i>Bertiera racemosa</i> (G. Don) K. Schum. var. <i>racemosa</i>	Rubiaceae	Mésophile
38	Agbo1	<i>Blighia sapida</i> K. D. Koenig	Sapindaceae	Mésophile
39	Agbo1	<i>Blighia unijugata</i> Baker	Sapindaceae	Mésophile
40	Agbo1	<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	Sapindaceae	Mésophile
41	Agbo1	<i>Bombax buenopozense</i> P. Beauv.	Malvaceae	Mésophile
42	Agbo1	<i>Bridelia grandis</i> Pierre ex Hutch.	Phyllanthaceae	Mésophile
43	Agbo1	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	Phyllanthaceae	Mésophile
44	Agbo1	<i>Buchholzia coriacea</i> Engl.	Capparaceae	Mésophile
45	Agbo1	<i>Bussea occidentalis</i> Hutch.	Fabaceae	Mésophile
46	Agbo1	<i>Calamus deërratus</i> L.	Arecaceae	Mésophile
47	Agbo1	<i>Caloncoba gilgiana</i> (Sprague) Gilg	Achariaceae	Mésophile
48	Agbo1	<i>Calpocalyx brevibracteatus</i> Harms	Fabaceae	Mésophile
49	Agbo1	<i>Calycobolus heudelotii</i> (Bak. ex Oliv.) Heine	Convolvulaceae	Mésophile
50	Agbo1	<i>Campylospermum flavum</i>	Ochnaceae	Mésophile
51	Agbo1	<i>Campylostemon warneckeanum</i> Loes. ex Fritsch	Celastraceae	Mésophile
52	Agbo1	<i>Canarium schweinfutii</i> Engl.	Burseraceae	Mésophile
53	Agbo1	<i>Capparis erythrocarpos</i> Isert	Capparaceae	Mésophile
54	Agbo1	<i>Carpolobia lutea</i> G. Don	Polygalaceae	Mésophile
55	Agbo1	<i>Cassia siamea</i> Lam.	Fabaceae	Mésophile
56	Agbo1	<i>Cassia spectabilis</i> DC.	Fabaceae	Mésophile
57	Agbo1	<i>Cecropia peltata</i> Linn.	Urticaceae	Mésophile
58	Agbo1	<i>Ceiba pentandra</i> (Linn.) Gaerth.	Malvaceae	Mésophile
59	Agbo1	<i>Celtis adolfi-fridericii</i> Engl.	Cannabaceae	Mésophile
60	Agbo1	<i>Celtis milbraedii</i> Engl.	Cannabaceae	Mésophile
61	Agbo1	<i>Celtis philippensis</i> Blanco	Cannabaceae	Mésophile
62	Agbo1	<i>Celtis zenkeri</i> Engl.	Cannabaceae	Mésophile
63	Agbo1	<i>Chaetacme aristata</i> E. Mey. ex Planch.	Ulmaceae	Mésophile
64	Agbo1	<i>Christiana africana</i> DC.	Malvaceae	Mésophile
65	Agbo1	<i>Chrysophyllum subnudum</i> Baker ex Oliv.	Sapotaceae	Mésophile

66	Agbo1	<i>Chrysophyllum taiense</i> Aubrév. & Pellegr.	Sapotaceae	Mésophile
67	Agbo1	<i>Chytranthus carneus</i> Radlk.	Sapindaceae	Mésophile
68	Agbo1	<i>Cleistopholis patens</i> (Benth.) Engl. & Diels	Annonaceae	Mésophile
69	Agbo1	<i>Cnestis ferruginea</i> DC.	Connaraceae	Mésophile
70	Agbo1	<i>Coffea arabica</i> L.	Rubiaceae	Mésophile
71	Agbo1	<i>Cola caricaefolia</i> (G. Don) K. Schum.	Malvaceae	Mésophile
72	Agbo1	<i>Cola cordifolia</i> (Cav.) R.Br.	Malvaceae	Mésophile
73	Agbo1	<i>Cola heterophylla</i> (P. Beauv.) Schott & Endl.	Malvaceae	Mésophile
74	Agbo1	<i>Cola lateritia</i> K. Schum. var. <i>maclaudi</i> (A. Chev.) Brenan & Keay	Malvaceae	Mésophile
75	Agbo1	<i>Cola nitida</i> (Vent.) Schott & Endl.	Malvaceae	Mésophile
76	Agbo1	<i>Cola reticulata</i> A. Chev.	Malvaceae	Mésophile
77	Agbo1	<i>Combretum bipindense</i> Engl. & Diels	Combretaceae	Mésophile
78	Agbo1	<i>Combretum grandiflorum</i> G. Don	Combretaceae	Mésophile
79	Agbo1	<i>Combretum mucronatum</i> Schum. & Thonn	Combretaceae	Mésophile
80	Agbo1	<i>Combretum paniculatum</i> Vent.	Combretaceae	Mésophile
81	Agbo1	<i>Combretum racemosum</i> P. Beauv.	Combretaceae	Mésophile
82	Agbo1	<i>Copaifera salikounda</i> Heckel	Fabaceae	Mésophile
83	Agbo1	<i>Cordia millenii</i> Bak.	Boraginaceae	Mésophile
84	Agbo1	<i>Cordia platythyrsa</i> Bak	Boraginaceae	Mésophile
85	Agbo1	<i>Cordia senegalensis</i> Juss.	Boraginaceae	Mésophile
86	Agbo1	<i>Corynanthe pachyceras</i> K. Schum.	Rubiaceae	Mésophile
87	Agbo1	<i>Crossostemma laurifolium</i> Planch. ex Benth.	Passifloraceae	Mésophile
88	Agbo1	<i>Crudia klainei</i> Pierre ex De Wild.	Fabaceae	Mésophile
89	Agbo1	<i>Cussonia bancoensis</i> Aubrév. & Pellegr.	Araliaceae	Mésophile
90	Agbo1	<i>Dalbergia afzeliana</i> G. Don	Fabaceae	Mésophile
91	Agbo1	<i>Dalbergia hostilis</i> Benth.	Fabaceae	Mésophile
92	Agbo1	<i>Daniellia ogea</i> (Harms) Rolfe ex Hoff	Fabaceae	Mésophile
93	Agbo1	<i>Daniellia thurifera</i> Benn.	Fabaceae	Mésophile
94	Agbo1	<i>Deinbollia pinnata</i> (Poir.) Schumach. & Thonn.	Sapindaceae	Mésophile

95	Agbo1	<i>Desplatsia dewevrei</i> (De Wild. & Th. Dur.) Burret	Malvaceae	Mésophile
96	Agbo1	<i>Desplatsia subericarpa</i> Bocq.	Malvaceae	Mésophile
97	Agbo1	<i>Dialium aubrevillei</i> Pellegr.	Fabaceae	Mésophile
98	Agbo1	<i>Dialium dinklagei</i> Harms	Fabaceae	Mésophile
99	Agbo1	<i>Dichapetalum angolense</i> Chodat	Dichapetalaceae	Mésophile
100	Agbo1	<i>Dichapetalum madagascariense</i> Poir.var. madagascariense Engl.	Dichapetalaceae	Mésophile
101	Agbo1	<i>Dichapetalum pallidum</i> (Oliv.) Engl.	Dichapetalaceae	Mésophile
102	Agbo1	<i>Dictyandra arborescens</i> Welw. ex Hook. f.	Rubiaceae	Mésophile
103	Agbo1	<i>Dioclea reflexa</i> Hook.f.	Fabaceae	Mésophile
104	Agbo1	<i>Diospyros ferrea</i> (Willd.) Bakh. (Willd.) Bakh.	Ebenaceae	Mésophile
105	Agbo1	<i>Diospyros heudelotii</i> Hiern	Ebenaceae	Mésophile
106	Agbo1	<i>Diospyros monbuttensis</i> Gurke	Ebenaceae	Mésophile
107	Agbo1	<i>Diospyros soubreana</i> F. White	Ebenaceae	Mésophile
108	Agbo1	<i>Diospyros vignei</i> F. White	Ebenaceae	Mésophile
109	Agbo1	<i>Diospyros viridicans</i> Hiern	Ebenaceae	Mésophile
110	Agbo1	<i>Diphasia angolensis</i> (Hiern) I. Verd.	Rutaceae	Mésophile
111	Agbo1	<i>Discoglypremnna caloneura</i> (Pax) Prain	Euphorbiaceae	Mésophile
112	Agbo1	<i>Distemonanthus benthamianus</i> Baill	Fabaceae	Mésophile
113	Agbo1	<i>Dracaena arborea</i> (Willd.) Link.	Asparagaceae	Mésophile
114	Agbo1	<i>Dracaena mannii</i> Baker	Asparagaceae	Mésophile
115	Agbo1	<i>Drypetes gilgiana</i> (Pax) Pax & K. Hoffm.	Putranjivaceae	Mésophile
116	Agbo1	<i>Ehretia trachyphylla</i> C.H.Wright	Boraginaceae	Mésophile
117	Agbo1	<i>Elaeophorbia grandifolia</i> (Haw.) Croizat	Euphorbiaceae	Mésophile
118	Agbo1	<i>Entada gigas</i> (Linn.) Fawc&t &-Rendle	Fabaceae	Mésophile
119	Agbo1	<i>Entandrophragma angolense</i> (Welw.) C. DC.	Meliaceae	Mésophile
120	Agbo1	<i>Entandrophragma candollei</i>	Meliaceae	Mésophile
121	Agbo1	<i>Entandrophragma cylindricum</i> (Sprague) Sprague	Meliaceae	Mésophile
122	Agbo1	<i>Entandrophragma utile</i> (Dawe & Sprague) Sprague	Meliaceae	Mésophile
123	Agbo1	<i>Eremospatha macrocarpa</i>	Arecaceae	Mésophile

124	Agbo1	<i>Erythrina vogelii</i> Hook.f.	Fabaceae	Mésophile
125	Agbo1	<i>Erythrococca africana</i> Baill.	Euphorbiaceae	Mésophile
126	Agbo1	<i>Erythrococca anomala</i> (Juss. ex Poir.) Prain	Euphorbiaceae	Mésophile
127	Agbo1	<i>Euadenia eminens</i> Hook. f	Capparaceae	Mésophile
128	Agbo1	<i>Euclinia longiflora</i> Salisb.	Rubiaceae	Mésophile
129	Agbo1	<i>Farquharia elliptica</i> Stapf	Apocynaceae	Mésophile
130	Agbo1	<i>Ficus exasperata</i> Vahl	Moraceae	Mésophile
131	Agbo1	<i>Ficus lutea</i> Vahl	Moraceae	Mésophile
132	Agbo1	<i>Ficus mucoso</i> Welw. ex Ficalho	Moraceae	Mésophile
133	Agbo1	<i>Ficus ottoniifolia</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	Mésophile
134	Agbo1	<i>Ficus platyphylla</i> Del.	Moraceae	Mésophile
135	Agbo1	<i>Ficus polita</i> Vahl.	Moraceae	Mésophile
136	Agbo1	<i>Ficus populifolia</i> Vahl.	Moraceae	Mésophile
137	Agbo1	<i>Ficus recurvata</i> De Wild.	Moraceae	Mésophile
138	Agbo1	<i>Ficus sagittifolia</i> Warb. ex Mildbr. & Burret	Moraceae	Mésophile
139	Agbo1	<i>Ficus sur</i> Forsk.	Moraceae	Mésophile
140	Agbo1	<i>Ficus tessalata</i> Warb.	Moraceae	Mésophile
141	Agbo1	<i>Ficus thonningii</i> Blume	Moraceae	Mésophile
142	Agbo1	<i>Ficus variifolia</i> Warb.	Moraceae	Mésophile
143	Agbo1	<i>Ficus vogeliana</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	Mésophile
144	Agbo1	<i>Funtumia africana</i> (Benth.) Stapf	Apocynaceae	Mésophile
145	Agbo1	<i>Gaertnera longevaginalis</i> (Schweinf. ex Hiern) E. M. A. Petit	Rubiaceae	Mésophile
146	Agbo1	<i>Garcinia kola</i> Heckel	Clusiaceae	Mésophile
147	Agbo1	<i>Glyphaea brevis</i> (Spreng.) Monachino	Malvaceae	Mésophile
148	Agbo1	<i>Gmelina arborea</i> Roxb.	Lamiaceae	Mésophile
149	Agbo1	<i>Grewia carpinifolia</i> Juss.	Malvaceae	Mésophile
150	Agbo1	<i>Griffonia simplicifolia</i> (Vahl ex DC.) Baill	Fabaceae	Mésophile
151	Agbo1	<i>Guarea cedrata</i> (A. Chev.) Peliegr.	Meliaceae	Mésophile
152	Agbo1	<i>Guarea cedrata</i> (A. Chev.) Peliegr.	Meliaceae	Mésophile

153	Agbo1	<i>Guarea thompsonii</i> Sprague & Hutch.	Meliaceae	Mésophile
154	Agbo1	<i>Guibourtia ehie</i> (A. Chev.) Léonard	Fabaceae	Mésophile
155	Agbo1	<i>Hannoa klaineana</i> Pierre & Engl.	Simaroubaceae	Mésophile
156	Agbo1	<i>Hibiscus tiliaceus</i> Linn.	Malvaceae	Mésophile
157	Agbo1	<i>Hildegardia barteri</i> (Mast.) Kosterm barteri	Malvaceae	Mésophile
158	Agbo1	<i>Holarrhena floribunda</i> (G. Don) Dur. & Schinz var. floribunda	Apocynaceae	Mésophile
159	Agbo1	<i>Holoptelea grandis</i> (Hutch.) Mildbr.	Ulmaceae	Mésophile
160	Agbo1	<i>Homalium longistylum</i> Mast	Salicaceae	Mésophile
161	Agbo1	<i>Hunteria eburnea</i> Pichon	Apocynaceae	Mésophile
162	Agbo1	<i>Ipomoea quamoclit</i> L.	Convolvulaceae	Mésophile
163	Agbo1	<i>Irvingia gabonensis</i> (Aubry-Lecomte ex O'Rorke) Baill.	Irvingiaceae	Mésophile
164	Agbo1	<i>Isolona campanulata</i> Engl. & Diels	Annonaceae	Mésophile
165	Agbo1	<i>Keetia mannii</i> (Hiern) Bridson	Rubiaceae	Mésophile
166	Agbo1	<i>Keetia rubens</i> (Hiern) Bridson	Rubiaceae	Mésophile
167	Agbo2	<i>Keetia venosa</i> (Oliv.) Bridson	Rubiaceae	Mésophile
168	Agbo1	<i>Khaya ivorensis</i> A. Chev.	Meliaceae	Mésophile
169	Agbo1	<i>Kigelia africana</i> (Lam.) Benth.	Bignoniaceae	Mésophile
170	Agbo1	<i>Klainedoxa gabonensis</i> Pierre	Irvingiaceae	Mésophile
171	Agbo1	<i>Laccoeperma secundiflorum</i> (P. Beauv.) Kuntze	Arecaceae	Mésophile
172	Agbo1	<i>Lannea nigriflora</i> (Sc. Elliot) Keay var. nigriflora	Anacardiaceae	Mésophile
173	Agbo1	<i>Lannea welwitschii</i> (Hiern) Engl.	Anacardiaceae	Mésophile
174	Agbo1	<i>Lasiodiscus mannii</i> Hook. f.	Rhamnaceae	Mésophile
175	Agbo1	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch.	Sapindaceae	Mésophile
176	Agbo1	<i>Leptoderris brachyptera</i> (Benth.) Dunn	Fabaceae	Mésophile
177	Agbo1	<i>Leptonychia pubescens</i> Keay	Malvaceae	Mésophile
178	Agbo1	<i>Loeseneriella iotricha</i> (Loes.) N. Hallé	Hippocrateaceae	Mésophile
179	Agbo1	<i>Lonchocarpus cyanescens</i> (Schummach & Thonn.) Benth.	Fabaceae	Mésophile
180	Agbo1	<i>Lovoa trichillioides</i> Harms	Meliaceae	Mésophile

181	Agbo1	<i>Majidea fosteri</i> (Sprague) Radlk.	Sapindaceae	Mésophile
182	Agbo1	<i>Mallotus oppositifolius</i> (Geisel.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Mésophile
183	Agbo1	<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae	Mésophile
184	Agbo1	<i>Manniophyton fulvum</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Mésophile
185	Agbo1	<i>Mansonia altissima</i> (A. Chev.) A. Chev var. <i>altissima</i>	Malvaceae	Mésophile
186	Agbo1	<i>Mareya micrantha</i> (Benth.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Mésophile
187	Agbo1	<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill .) Webster	Phyllanthaceae	Mésophile
188	Agbo1	<i>Mezoneurum benthamianum</i> Baill.	Fabaceae	Mésophile
189	Agbo1	<i>Microdesmis keayana</i> J. Léonard	Pandaceae	Mésophile
190	Agbo1	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) Benth.	Moraceae	Mésophile
191	Agbo1	<i>Milicia regia</i> A. Chev.	Moraceae	Mésophile
192	Agbo1	<i>Millettia chrysophylla</i> Dunn	Fabaceae	Mésophile
193	Agbo1	<i>Millettia lane-poolei</i> Dunn	Fabaceae	Mésophile
194	Agbo1	<i>Millettia zechiana</i> Harms	Fabaceae	Mésophile
195	Agbo1	<i>Millettia lane-poolei</i> Dunn	Fabaceae	Mésophile
196	Agbo1	<i>Monodora brevipes</i> Benth.	Annonaceae	Mésophile
197	Agbo1	<i>Monodora crispata</i> Engl. & Diels	Annonaceae	Mésophile
198	Agbo1	<i>Monodora myristica</i> (Gaertn.) Dunal	Annonaceae	Mésophile
199	Agbo1	<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	Annonaceae	Mésophile
200	Agbo1	<i>Morinda lucida</i> Benth.	Rubiaceae	Mésophile
201	Agbo1	<i>Morus mesozygia</i> Stapf ex A. Chev.	Moraceae	Mésophile
202	Agbo1	<i>Motandra guineensis</i> A. DC.	Apocynaceae	Mésophile
203	Agbo1	<i>Musanga cecropioides</i> R. Br.	Urticaceae	Mésophile
204	Agbo1	<i>Myrianthus arboreus</i> P. Beauv.	Urticaceae	Mésophile
205	Agbo1	<i>Napoleonaea vogelii</i> (Hook.f.) Planch.	Lecythidaceae	Mésophile
206	Agbo1	<i>Nauclea diderrichii</i> (De Wild.& T. Durand) Merr.	Rubiaceae	Mésophile
207	Agbo1	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) Bruce	Rubiaceae	Mésophile
208	Agbo1	<i>Nesogordonia papaverifera</i> (A. Chev.) R. Capuron	Malvaceae	Mésophile
209	Agbo1	<i>Neuropeltis acuminata</i> (P. Beauv.) Benth.	Convolvulaceae	Mésophile
210	Agbo1	<i>Neuropeltis prevosteoides</i> Mangenot	Convolvulaceae	Mésophile

211	Agbo1	<i>Newbouldia laevis</i> (P. Beauv.) Seemann ex Bureau	Bignoniaceae	Mésophile
212	Agbo1	<i>Okoubaka aubrevillei</i> Pellegr. & Normand	Santalaceae	Mésophile
213	Agbo1	<i>Olax subscorpioidea</i> Oliv.	Olacaceae	Mésophile
214	Agbo1	<i>Omphalocarpum pachysteloides</i> Mildbr. Ex Hucth. & Dalziel	Sapotaceae	Mésophile
215	Agbo1	<i>Ongokea gore</i> (Hua) Pierre	Olacaceae	Mésophile
216	Agbo1	<i>Oricia suaveolens</i> (Engl.) I. Verd. var. <i>suaveolens</i>	Rutaceae	Mésophile
217	Agbo1	<i>Oxyanthus formosus</i> Hook. f. ex Panch.	Rubiaceae	Mésophile
218	Agbo1	<i>Oxyanthus racemosus</i> (Schumach. & Thonn.) Keay	Rubiaceae	Mésophile
219	Agbo1	<i>Oxyanthus setosus</i> Keay	Rubiaceae	Mésophile
220	Agbo1	<i>Oxyanthus unilocularis</i> Hiern	Rubiaceae	Mésophile
221	Agbo1	<i>Pancovia pedicellaris</i> Radlk. & Gilg	Sapindaceae	Mésophile
222	Agbo1	<i>Parinari excelsa</i> Sabine	Chrysobalanaceae	Mésophile
223	Agbo1	<i>Parkia bicolor</i> A. Chev.	Fabaceae	Mésophile
224	Agbo1	<i>Paullinia pinnata</i> L.	Sapindaceae	Mésophile
225	Agbo1	<i>Pavetta corymbosa</i> (DC.) F. N. Williams var. <i>corymbosa</i>	Rubiaceae	Mésophile
226	Agbo1	<i>Penianthus zenkeri</i> (Engl.) Diels	Menispermaceae	Mésophile
227	Agbo1	<i>Periploca nigrescens</i> Afzel.	Apocynaceae	Mésophile
228	Agbo1	<i>Persea americana</i> Mill.	Lauraceae	Mésophile
229	Agbo1	<i>Petersianthus macrocarpus</i> (P. Beauv.) Liben	Lecythidaceae	Mésophile
230	Agbo1	<i>Phyllanthus muellerianus</i> (O. Ktze.) Exell	Phyllanthaceae	Mésophile
231	Agbo1	<i>Piptadeniastrum africanum</i> (Hook.f.) Brenan B	Fabaceae	Mésophile
232	Agbo1	<i>Placodiscus boya</i> Aubrév. & Pellegr.	Sapindaceae	Mésophile
233	Agbo1	<i>Placodiscus pseudostipularis</i> Radlk.	Sapindaceae	Mésophile
234	Agbo1	<i>Pouteria altissima</i> (A. Chev.) Baehni	Sapotaceae	Mésophile
235	Agbo1	<i>Psidium guajava</i> Linn.	Myrtaceae	Mésophile
236	Agbo1	<i>Psydrax subcordata</i> (DC.) Bridson	Rubiaceae	Mésophile
237	Agbo1	<i>Pterocarpus santalinoides</i> L'Hérit. ex DC.	Fabaceae	Mésophile
238	Agbo1	<i>Pterygota macrocarpa</i> K. Schum.	Malvaceae	Mésophile
239	Agbo1	<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb	Myristicaceae	Mésophile

240	Agbo1	<i>Pycnanthus dinklagei</i> Warb.	Myristicaceae	Mésophile
241	Agbo1	<i>Pycnocomma macrophylla</i> Benth.	Euphorbiaceae	Mésophile
242	Agbo1	<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae	Mésophile
243	Agbo1	<i>Rhaphiostylis beninensis</i> (Hook.f. ex Planch.)Planch. ex Benth.	Icacinaceae	Mésophile
244	Agbo1	<i>Ricinodendron heudelotii</i> (Baill.) Pierre ex Pax	Euphorbiaceae	Mésophile
245	Agbo1	<i>Rinorea kibbiensis</i> Chipp	Violaceae	Mésophile
246	Agbo1	<i>Rinorea oblongifolia</i> (C.H. Wright) Marquand ex Chipp	Violaceae	Mésophile
247	Agbo1	<i>Rinorea longicuspis</i> Engl.	Violaceae	Mésophile
248	Agbo1	<i>Rothmannia longiflora</i> Salisb.	Rubiaceae	Mésophile
249	Agbo1	<i>Rothmannia urcelliformis</i> (Hiern) Robyns	Rubiaceae	Mésophile
250	Agbo1	<i>Rothmannia whitfieldii</i> (Lindl.) Dandy	Rubiaceae	Mésophile
251	Agbo1	<i>Salacia chlorantha</i> Oliv. subsp. <i>dalzielii</i> (Hutch. & Moss) N. Hallé	Celastraceae	Mésophile
252	Agbo1	<i>Salacia elegans</i> Welw. ex Oliv.	Celastraceae	Mésophile
253	Agbo1	<i>Salacia erecta</i> G. Don	Celastraceae	Mésophile
254	Agbo1	<i>Salacia leonensis</i> Hutch. & Moss	Celastraceae	Mésophile
255	Agbo1	<i>Salacia letestui</i> Pellegr	Celastraceae	Mésophile
256	Agbo1	<i>Salacia nitida</i> (Benth.) N. E. Br.	Celastraceae	Mésophile
257	Agbo1	<i>Salacia togoica</i> Loes.	Celastraceae	Mésophile
258	Agbo1	<i>Salacighia letestuans</i> (Pellegr.) Blakelock	Celastraceae	Mésophile
259	Agbo1	<i>Samanea dinklagei</i> (Harrns) Keay	Fabaceae	Mésophile
260	Agbo1	<i>Schrebera arborea</i> A. Chev.	Oleaceae	Mésophile
261	Agbo1	<i>Scottellia klaineana</i> Pierre var <i>klaineana</i>	Achariaceae	Mésophile
262	Agbo1	<i>Simirestis welwitschii</i> (Oliv.) N. Hallé	Celastraceae	Mésophile
263	Agbo1	<i>Solanum verbaseifolium</i> Linn.	Solanaceae	Mésophile
264	Agbo1	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Bignoniaceae	Mésophile
265	Agbo1	<i>Spondias mombin</i> Linn.	Anacardiaceae	Mésophile
266	Agbo1	<i>Sterculia oblonga</i> Mast.	Malvaceae	Mésophile
267	Agbo1	<i>Sterculia rhinopetala</i> K. Schum.	Malvaceae	Mésophile

268	Agbo1	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Malvaceae	Mésophile
269	Agbo1	<i>Stereospermum acuminatissimum</i> K. Schum.	Bignoniaceae	Mésophile
270	Agbo1	<i>Strombosia glaucescens</i> Engl. var. <i>lucida</i> J. Léonard	Olacaceae	Mésophile
271	Agbo1	<i>Strophanthus gratus</i> (Hook.) Franch.	Apocynaceae	Mésophile
272	Agbo1	<i>Strophanthus hispidus</i> DC.	Apocynaceae	Mésophile
273	Agbo1	<i>Strophanthus sarmentosus</i> DC.	Apocynaceae	Mésophile
274	Agbo1	<i>Strychnos afzelii</i> Gilg	Loganiaceae	Mésophile
275	Agbo1	<i>Strychnos dinklagei</i> Gilg	Loganiaceae	Mésophile
276	Agbo1	<i>Strychnos floribunda</i> Gilg	Loganiaceae	Mésophile
277	Agbo1	<i>Strychnos usambarensis</i> Gilg	Loganiaceae	Mésophile
278	Agbo1	<i>Synsepalum afzelii</i> (Engl.) T. D. Penn.	Sapotaceae	Mésophile
279	Agbo1	<i>Synsepalum brevipes</i> (Baker) T. D. Penn.	Sapotaceae	Mésophile
280	Agbo1	<i>Teclea verdoorniana</i> Exell & Mendonça	Rutaceae	Mésophile
281	Agbo1	<i>Terminalia ivorensis</i> A. Chev.	Combretaceae	Mésophile
282	Agbo1	<i>Terminalia superba</i> Engl. & Diels	Combretaceae	Mésophile
283	Agbo1	<i>Tetrapleura tetraptera</i> (Schum. & Thonn.) Taub. A	Fabaceae	Mésophile
284	Agbo1	<i>Tetrorchidium didymostemon</i> (Baill.) Pax & K. Hoffm.	Euphorbiaceae	Mésophile
285	Agbo1	<i>Theobroma cacao</i> Linn.	Malvaceae	Mésophile
286	Agbo1	<i>Tieghemella heckelii</i> Pierre ex A. Chev.	Sapotaceae	Mésophile
287	Agbo1	<i>Tiliacora dinklagei</i> Engl.	Menispermaceae	Mésophile
288	Agbo1	<i>Treculia africana</i> Decne. subsp. <i>africana</i> var. <i>africana</i>	Moraceae	Mésophile
289	Agbo1	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	Cannabaceae	Mésophile
290	Agbo1	<i>Tricalysia macrophylla</i> K. Schum	Rubiaceae	Mésophile
291	Agbo1	<i>Trichilia djaloni</i> A. Chev.	Meliaceae	Mésophile
292	Agbo1	<i>Trichilia dregeana</i> Sond.	Meliaceae	Mésophile
293	Agbo1	<i>Trichilia martineau</i> Aubrév. & Pellegr.	Meliaceae	Mésophile
294	Agbo1	<i>Trichilia megalantha</i> Harms	Meliaceae	Mésophile
295	Agbo1	<i>Trichilia monadelpha</i> (Thonn.) J.J. De Wilde	Meliaceae	Mésophile
296	Agbo1	<i>Trichilia priureana</i> subsp. <i>vermoesenii</i> J.J.De Wilde	Meliaceae	Mésophile
297	Agbo1	<i>Triclisia dictyophylla</i> Diels	Menispermaceae	Mésophile

298	Agbo1	<i>Triclisia patens</i> Oliv.	Menispermaceae	Mésophile
299	Agbo1	<i>Trilepisium madagascariense</i> DC.	Moraceae	Mésophile
300	Agbo1	<i>Triplochiton scleroxylon</i> K. Schum.	Malvaceae	Mésophile
301	Agbo1	<i>Uvaria afzelii</i> Sc. Elliot	Annonaceae	Mésophile
302	Agbo1	<i>Uvaria baumannii</i> Engl. & Diels	Annonaceae	Mésophile
303	Agbo1	<i>Uvariopsis congensis</i> Robyns & Ghesq.	Annonaceae	Mésophile
304	Agbo1	<i>Uvariopsis guineensis</i> Keay	Annonaceae	Mésophile
305	Agbo1	<i>Vernonia colorata</i> (Willd.) Drake	Compositae	Mésophile
306	Agbo1	<i>Vitex ferruginea</i> Schum. & Thonn.	Lamiaceae	Mésophile
307	Agbo1	<i>Vitex grandifolia</i> Gürke	Lamiaceae	Mésophile
308	Agbo1	<i>Vitex micrantha</i> Gürke	Lamiaceae	Mésophile
309	Agbo1	<i>Vitex rivularis</i> Gürke	Lamiaceae	Mésophile
310	Agbo1	<i>Voacanga africana</i> Stapf	Apocynaceae	Mésophile
311	Agbo1	<i>Xylia evansii</i> Hutch.	Fabaceae	Mésophile
312	Agbo1	<i>Xylopi villosa</i> Chipp	Annonaceae	Mésophile
313	Agbo1	<i>Zanthoxylum gillettii</i> (De Wild.) P. G. Waterman	Rutaceae	Mésophile
314	Agbo1	<i>Zanthoxylum leprieurii</i> Guill. & Perr.	Rutaceae	Mésophile
315	Agbo1	<i>Zanthoxylum rubescens</i> Hook. f.	Rutaceae	Mésophile
316	Agbo1	<i>Zanthoxylum viride</i> (A. Chev.) P. G. Waterman	Rutaceae	Mésophile
1	Ht_Sassandra	<i>Acacia pentagona</i> (Schumachach. & Thonn.) Hook f.	Fabaceae	Mésophile
2	Ht_Sassandra	<i>Adenia cissampeloides</i> (Planch. ex Hook.) Harms	Passifloraceae	Mésophile
3	Ht_Sassandra	<i>Adenia lobata</i> (Jacq.) Engl.	Passifloraceae	Mésophile
4	Ht_Sassandra	<i>Afzelia bella</i> var. <i>gracilior</i> Keay	Fabaceae	Mésophile
5	Ht_Sassandra	<i>Aidia genipiflora</i> (DC.) Dandy	Rubiaceae	Mésophile
6	Ht_Sassandra	<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W.F. Wright	Fabaceae	Mésophile
7	Ht_Sassandra	<i>Albizia ferruginea</i> (Guill. & Perr.) Benth.	Fabaceae	Mésophile
8	Ht_Sassandra	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F. Macbr.	Fabaceae	Mésophile
9	Ht_Sassandra	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	Mésophile
10	Ht_Sassandra	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	Apocynaceae	Mésophile
11	Ht_Sassandra	<i>Amphimas pterocarpoides</i> Harms	Fabaceae	Mésophile

12	Ht_Sassandra	<i>Anacardium occidentale</i> Linn.	Anacardiaceae	Mésophile
13	Ht_Sassandra	<i>Annickia polycarpa</i> (DC.) Engl. Setten et Maas	Annonaceae	Mésophile
14	Ht_Sassandra	<i>Anopyxis klaineana</i> (Pierre) Engl.	Rhizophoraceae	Mésophile
15	Ht_Sassandra	<i>Anthocleista nobilis</i> G. Don	Gentianaceae	Mésophile
16	Ht_Sassandra	<i>Anthonotha fragrans</i> (Bak.f.) Exell & Millcoat	Fabaceae	Mésophile
17	Ht_Sassandra	<i>Anthonotha macrophylla</i> P. Beauv.	Fabaceae	Mésophile
18	Ht_Sassandra	<i>Anthonotha</i> sp	Fabaceae	Mésophile
19	Ht_Sassandra	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>welwitschii</i> (Engl.) Corner	Moraceae	Mésophile
20	Ht_Sassandra	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>africana</i> (Engl.) C.C. Berg	Moraceae	Mésophile
21	Ht_Sassandra	<i>Aptandra zenkeri</i> Engl.	Olacaceae	Mésophile
22	Ht_Sassandra	<i>Baphia bancoensis</i> Aubrév.	Fabaceae	Mésophile
23	Ht_Sassandra	<i>Baphia nitida</i> Lodd.	Fabaceae	Mésophile
24	Ht_Sassandra	<i>Baphia pubescens</i> Hook.f.	Fabaceae	Mésophile
25	Ht_Sassandra	<i>Berlinia occidentale</i> Keay	Fabaceae	Mésophile
26	Ht_Sassandra	<i>Blighia sapida</i> K. D. Koenig	Sapindaceae	Mésophile
27	Ht_Sassandra	<i>Blighia unijugata</i> Baker	Sapindaceae	Mésophile
28	Ht_Sassandra	<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	Sapindaceae	Mésophile
29	Ht_Sassandra	<i>Bombax brevicuspe</i> Sprague	Malvaceae	Mésophile
30	Ht_Sassandra	<i>Bombax buenopozense</i> P. Beauv.	Malvaceae	Mésophile
31	Ht_Sassandra	<i>Bridelia grandis</i> Pierre ex Hutch. Pierre ex Hutch.	Phyllanthaceae	Mésophile
32	Ht_Sassandra	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	Phyllanthaceae	Mésophile
33	Ht_Sassandra	<i>Buchholzia coriacea</i> Engl.	Capparaceae	Mésophile
34	Ht_Sassandra	<i>Bussea occidentale</i> Hutch.	Fabaceae	Mésophile
35	Ht_Sassandra	<i>Caesalpinia bonduc</i> (Linn.) Roxb.	Caesalpiniaceae	Mésophile
36	Ht_Sassandra	<i>Caloncoba echinata</i> (Oliv.) Gilg	Achariaceae	Mésophile
37	Ht_Sassandra	<i>Calycobolus heudelotii</i> (Bak. ex Oliv.) Heine	Convolvulaceae	Mésophile
38	Ht_Sassandra	<i>Canarium schweinfutii</i> Engl.	Burseraceae	Mésophile
39	Ht_Sassandra	<i>Canthium</i> sp	Rubiaceae	Mésophile
40	Ht_Sassandra	<i>Cassia aubrevillei</i> Pellegr.	Fabaceae	Mésophile
41	Ht_Sassandra	<i>Ceiba pentandra</i> (Linn.) Gaerth.	Malvaceae	Mésophile

42	Ht_Sassandra	<i>Celtis adolfi-fridericii</i> Engl.-friderici	Cannabaceae	Mésophile
43	Ht_Sassandra	<i>Celtis milbraedii</i> Engl.	Cannabaceae	Mésophile
44	Ht_Sassandra	<i>Celtis philippensis</i> Blanco	Cannabaceae	Mésophile
45	Ht_Sassandra	<i>Celtis zenkeri</i> Engl.	Cannabaceae	Mésophile
46	Ht_Sassandra	<i>Chidlowia sanguinea</i> Hoyle	Fabaceae	Mésophile
47	Ht_Sassandra	<i>Christiana africana</i> DC.	Malvaceae	Mésophile
48	Ht_Sassandra	<i>Chrysophyllum africanum</i>	Sapotaceae	Mésophile
49	Ht_Sassandra	<i>Chrysophyllum albidum</i> G.Don	Sapotaceae	Mésophile
50	Ht_Sassandra	<i>Chrysophyllum subnudum</i> Baker ex Oliv.	Sapotaceae	Mésophile
51	Ht_Sassandra	<i>Citrus paradisi</i> Macfad.	Rutaceae	Mésophile
52	Ht_Sassandra	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Rutaceae	Mésophile
53	Ht_Sassandra	<i>Citrus sp</i>	Rutaceae	Mésophile
54	Ht_Sassandra	<i>Cleistopholis patens</i> (Benth.) Engl . & Diels	Annonaceae	Mésophile
55	Ht_Sassandra	<i>Coffea canephora</i> A. Froehner	Rubiaceae	Mésophile
56	Ht_Sassandra	<i>Coffea liberica</i> W. Bull ex Hiern	Rubiaceae	Mésophile
57	Ht_Sassandra	<i>Cola caricaefolia</i> (G. Don) K. Schum.	Malvaceae	Mésophile
58	Ht_Sassandra	<i>Cola gigantea</i> A. Chev. var. <i>glabrescens</i> Brenan & Keay	Malvaceae	Mésophile
59	Ht_Sassandra	<i>Cola lateritia</i> K. Schum. var. <i>maclaudi</i> (A. Chev.) Brenan & Keay	Malvaceae	Mésophile
60	Ht_Sassandra	<i>Combretum racemosum</i> P. Beauv.	Combretaceae	Mésophile
61	Ht_Sassandra	<i>Cordia senegalensis</i> Juss.	Boraginaceae	Mésophile
62	Ht_Sassandra	<i>Corynanthe pachyceras</i> K. Schum.	Rubiaceae	Mésophile
63	Ht_Sassandra	<i>Cryptosepalum tetraphyllum</i> (Hook.f.) Benth.	Fabaceae	Mésophile
64	Ht_Sassandra	<i>Cuviera acutiflora</i> DC.	Rubiaceae	Mésophile
65	Ht_Sassandra	<i>Cuviera macroura</i> K. Schum.	Rubiaceae	Mésophile
66	Ht_Sassandra	<i>Cuviera nigrescens</i> (Scott-Elliot ex Oliv.) Wernham	Rubiaceae	Mésophile
67	Ht_Sassandra	<i>Desplatsia chrysochlamys</i> (Mildbr. & Burret) Mildbr. & Burret)	Malvaceae	Mésophile
68	Ht_Sassandra	<i>Desplatsia dewevrei</i> (De Wild. & Th. Dur.) Burret	Malvaceae	Mésophile
69	Ht_Sassandra	<i>Dialium aubrevillei</i> Pellegr.	Fabaceae	Mésophile

70	Ht_Sassandra	<i>Dialium dinklagei</i> Harms	Fabaceae	Mésophile
71	Ht_Sassandra	<i>Dichapetalum albidum</i> A. Chev. Ex Pellegr	Dichapetalaceae	Mésophile
72	Ht_Sassandra	<i>Diospyros canaliculata</i> De Wild.	Ebenaceae	Mésophile
73	Ht_Sassandra	<i>Diospyros soubreana</i> F. White	Ebenaceae	Mésophile
74	Ht_Sassandra	<i>Diospyros sp</i>	Ebenaceae	Mésophile
75	Ht_Sassandra	<i>Diospyros viridicans</i> Hiern	Ebenaceae	Mésophile
76	Ht_Sassandra	<i>Discoglyprernna caloneura</i> (Pax) Prain	Euphorbiaceae	Mésophile
77	Ht_Sassandra	<i>Distemonanthus benthamianus</i> Baill	Fabaceae	Mésophile
78	Ht_Sassandra	<i>Drypetes gilgiana</i> (Pax) Pax & K. Hoffm.	Putranjivaceae	Mésophile
79	Ht_Sassandra	<i>Entandrophragma angolense</i> (Welw.) C. DC.	Meliaceae	Mésophile
80	Ht_Sassandra	<i>Entandrophragma cylindricum</i> (Sprague) Sprague	Meliaceae	Mésophile
81	Ht_Sassandra	<i>Entandrophragma utile</i> (Dawe & Sprague) Sprague	Meliaceae	Mésophile
82	Ht_Sassandra	<i>Erythrophleum ivorense</i> A. Chev.	Fabaceae	Mésophile
83	Ht_Sassandra	<i>Erythroxyllum mannii</i> Oliv.	Erythroxyllaceae	Mésophile
84	Ht_Sassandra	<i>Eugenia leonensis</i> Engl. & Brehmer.	Myrtaceae	Mésophile
85	Ht_Sassandra	<i>Ficus barteri</i> Sprague	Moraceae	Mésophile
86	Ht_Sassandra	<i>Ficus exasperata</i> Vahl	Moraceae	Mésophile
87	Ht_Sassandra	<i>Ficus lutea</i> Vahl	Moraceae	Mésophile
88	Ht_Sassandra	<i>Ficus lyrata</i> Warb.	Moraceae	Mésophile
89	Ht_Sassandra	<i>Ficus mucoso</i> Welw. ex Ficalho	Moraceae	Mésophile
90	Ht_Sassandra	<i>Ficus sur</i> Forsk.	Moraceae	Mésophile
91	Ht_Sassandra	<i>Ficus umbellata</i> Vahl	Moraceae	Mésophile
92	Ht_Sassandra	<i>Ficus vogeliana</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	Mésophile
93	Ht_Sassandra	<i>Funtumia africana</i> (Benth.) Stapf	Apocynaceae	Mésophile
94	Ht_Sassandra	<i>Funtumia elastica</i> (P. Preuss) Stapf	Apocynaceae	Mésophile
95	Ht_Sassandra	<i>Glyphaea brevis</i> (Spreng.) Monachino	Malvaceae	Mésophile
96	Ht_Sassandra	<i>Gmelina arborea</i> Roxb.	Lamiaceae	Mésophile
97	Ht_Sassandra	<i>Gouania longipetala</i> Hemsl.	Rhamnaceae	Mésophile
98	Ht_Sassandra	<i>Griffonia simplicifolia</i> (Vahl ex DC.) Baill	Fabaceae	Mésophile
99	Ht_Sassandra	<i>Guarea cedrata</i> (A. Chev.) Peliegr.	Meliaceae	Mésophile

100	Ht_Sassandra	<i>Guarea thompsonii</i> Sprague & Hutch.	Meliaceae	Mésophile
101	Ht_Sassandra	<i>Guibourtia ehie</i> (A. Chev.) Léonard	Fabaceae	Mésophile
102	Ht_Sassandra	<i>Harrisonia abyssinica</i> Oliv.	Rutaceae	Mésophile
103	Ht_Sassandra	<i>Harungana madagascariensis</i> Lam. ex Poir.	Hypericaceae	Mésophile
104	Ht_Sassandra	<i>Holarrhena floribunda</i> (G. Don) Dur. & Schinz var. floribunda	Apocynaceae	Mésophile
105	Ht_Sassandra	<i>Holoptelea grandis</i> (Hutch.) Mildbr.	Ulmaceae	Mésophile
106	Ht_Sassandra	<i>Homalium molle</i> Stapf	Salicaceae	Mésophile
107	Ht_Sassandra	<i>Isolona campanulata</i> Engl. & Diels	Annonaceae	Mésophile
108	Ht_Sassandra	<i>Keayodendron bridelioides</i> (Mildbr. ex Hutch & Dalz.) Léandri	Phyllanthaceae	Mésophile
109	Ht_Sassandra	<i>Keetia mannii</i> (Hiern) Bridson	Rubiaceae	Mésophile
110	Ht_Sassandra	<i>Kigelia africana</i> (Lam.) Benth.	Bignoniaceae	Mésophile
111	Ht_Sassandra	<i>Klainedoxa gabonensis</i> Pierre	Irvingiaceae	Mésophile
112	Ht_Sassandra	<i>Landolphia heudelotii</i> A. DC.	Apocynaceae	Mésophile
113	Ht_Sassandra	<i>Landolphia owariensis</i> P. Beauv. var. owariensis A	Apocynaceae	Mésophile
114	Ht_Sassandra	<i>Lannea welwitschii</i> (Hiern) Engl.	Anacardiaceae	Mésophile
115	Ht_Sassandra	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch.	Sapindaceae	Mésophile
116	Ht_Sassandra	<i>Macaranga barteri</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Mésophile
117	Ht_Sassandra	<i>Macaranga heterophylla</i>	Euphorbiaceae	Mésophile
118	Ht_Sassandra	<i>Macaranga hurifolia</i> Beille	Euphorbiaceae	Mésophile
119	Ht_Sassandra	<i>Majidea fosteri</i> (Sprague) Radlk.	Sapindaceae	Mésophile
120	Ht_Sassandra	<i>Mallotus oppositifolius</i> (Geisel.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Mésophile
121	Ht_Sassandra	<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae	Mésophile
122	Ht_Sassandra	<i>Mansonia altissima</i> (A. Chev.) A. Chev var. altissima	Malvaceae	Mésophile
123	Ht_Sassandra	<i>Mareya micrantha</i> (Benth.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Mésophile
124	Ht_Sassandra	<i>Microdesmis keayana</i> J. Léonard	Pandaceae	Mésophile
125	Ht_Sassandra	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) Benth.	Moraceae	Mésophile
126	Ht_Sassandra	<i>Milicia regia</i> A. Chev.	Moraceae	Mésophile
127	Ht_Sassandra	<i>Millettia lane-poolei</i> Dunn	Fabaceae	Mésophile

128	Ht_Sassandra	<i>Millettia zechiana</i> Harms	Fabaceae	Mésophile
129	Ht_Sassandra	<i>Monodora crispata</i> Engl. & Diels	Annonaceae	Mésophile
130	Ht_Sassandra	<i>Monodora myristica</i> (Gaertn.) Dunal	Annonaceae	Mésophile
131	Ht_Sassandra	<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	Annonaceae	Mésophile
132	Ht_Sassandra	<i>Morinda lucida</i> Benth.	Rubiaceae	Mésophile
133	Ht_Sassandra	<i>Morus mesozygia</i> Stapf ex A. Chev.	Moraceae	Mésophile
134	Ht_Sassandra	<i>Musanga cecropioides</i> R. Br.	Urticaceae	Mésophile
135	Ht_Sassandra	<i>Myrianthus arboreus</i> P. Beauv.	Urticaceae	Mésophile
136	Ht_Sassandra	<i>Myrianthus serratus</i> (Trécul) Benth. & Hook.f.	Urticaceae	Mésophile
137	Ht_Sassandra	<i>Napoleonaea vogelii</i> (Hook.f.) Planch.	Lecythidaceae	Mésophile
138	Ht_Sassandra	<i>Nauclea diderrichii</i> (De Wild.& T. Durand) Merr.	Rubiaceae	Mésophile
139	Ht_Sassandra	<i>Nauclea pobeguinii</i> (Pobég. ex Pellegr.) E. M. A. Petit	Rubiaceae	Mésophile
140	Ht_Sassandra	<i>Newbouldia laevis</i> (P. Beauv.) Seemann ex Bureau	Malvaceae	Mésophile
141	Ht_Sassandra	<i>Nesogordonia papaverifera</i> (A. Chev.) R. Capuron	Malvaceae	Mésophile
142	Ht_Sassandra	<i>Newbouldia laevis</i> (P. Beauv.) Seemann ex Bureau	Bignoniaceae	Mésophile
143	Ht_Sassandra	<i>Ochthocosmus africanus</i> Hook.f	Ixonanthaceae	Mésophile
144	Ht_Sassandra	<i>Octoknema borealis</i> Hutch. & DaIz.	Olacaceae	Mésophile
145	Ht_Sassandra	<i>Olox subscorpioidea</i> Oliv.	Olacaceae	Mésophile
146	Ht_Sassandra	<i>Omphalocarpum elatum</i> Miers	Sapotaceae	Mésophile
147	Ht_Sassandra	<i>Ongokea gore</i> (Hua) Pierre	Olacaceae	Mésophile
148	Ht_Sassandra	<i>Ostryoderris leucobotrya</i> (Dunn) Polhill	Fabaceae	Mésophile
149	Ht_Sassandra	<i>Oxyanthus formosus</i> Hook. f. ex Panch.	Rubiaceae	Mésophile
150	Ht_Sassandra	<i>Oxyanthus setosus</i> Keay	Rubiaceae	Mésophile
151	Ht_Sassandra	<i>Oxyanthus unilocularis</i> Hiern	Rubiaceae	Mésophile
152	Ht_Sassandra	<i>Pachypodanthium staudtii</i> Engl. & Diels	Annonaceae	Mésophile
153	Ht_Sassandra	<i>Panda oleosa</i> Pierre	Pandaceae	Mésophile
154	Ht_Sassandra	<i>Parinari glabra</i>	Chrysobalanaceae	Mésophile
155	Ht_Sassandra	<i>Parkia bicolor</i> A. Chev.	Fabaceae	Mésophile
156	Ht_Sassandra	<i>Parquetina nigrescens</i>	Apocynaceae	Mésophile
157	Ht_Sassandra	<i>Pavetta corymbosa</i> (DC.) F. N. Williams var. <i>corymbosa</i>	Rubiaceae	Mésophile

158	Ht_Sassandra	<i>Pavetta</i> sp	Rubiaceae	Mésophile
159	Ht_Sassandra	<i>Persea americana</i> Mill.	Lauraceae	Mésophile
160	Ht_Sassandra	<i>Phyllanthus discoideus</i>	Phyllanthaceae	Mésophile
161	Ht_Sassandra	<i>Piptadeniastrum africanum</i> (Hook.f.) Brenan B	Fabaceae	Mésophile
162	Ht_Sassandra	<i>Placodiscus pseudostipularis</i> Radlk.	Sapindaceae	Mésophile
163	Ht_Sassandra	<i>Placodiscus</i> sp	Sapindaceae	Mésophile
164	Ht_Sassandra	<i>Polyalthia oliveri</i> Engl.	Annonaceae	Mésophile
165	Ht_Sassandra	<i>Popowia mangenotii</i>	Annonaceae	Mésophile
166	Ht_Sassandra	<i>Pouteria altissima</i> (A. Chev.) Baehni	Sapotaceae	Mésophile
167	Ht_Sassandra	<i>Pouteria</i> sp	Sapotaceae	Mésophile
168	Ht_Sassandra	<i>Pseudospondias microcarpa</i> (A. Rich.) Engl.	Anacardiaceae	Mésophile
169	Ht_Sassandra	<i>Psidium guajava</i> Linn.	Myrtaceae	Mésophile
170	Ht_Sassandra	<i>Psychotria subobliqua</i> Hiern	Rubiaceae	Mésophile
171	Ht_Sassandra	<i>Psychotria psychotrioides</i> (DC.) Roberty	Rubiaceae	Mésophile
172	Ht_Sassandra	<i>Pterygota macrocarpa</i> K. Schum.	Malvaceae	Mésophile
173	Ht_Sassandra	<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb	Myristicaceae	Mésophile
174	Ht_Sassandra	<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae	Mésophile
175	Ht_Sassandra	<i>Rhodognaphalon brevicuspe</i>	Malvaceae	Mésophile
176	Ht_Sassandra	<i>Ricinodendron heudelotii</i> (Baill.) Pierre ex Pax	Euphorbiaceae	Mésophile
177	Ht_Sassandra	<i>Rinorea longicuspis</i> Engl.	Violaceae	Mésophile
178	Ht_Sassandra	<i>Rinorea oblongifolia</i> (C.H. Wright) Marquand ex Chipp	Violaceae	Mésophile
179	Ht_Sassandra	<i>Rothmannia hispida</i> (K. Schum.) Fagerl.	Rubiaceae	Mésophile
180	Ht_Sassandra	<i>Rothmannia longiflora</i> Salisb.	Rubiaceae	Mésophile
181	Ht_Sassandra	<i>Salacia debilis</i> (Don) Walp.	Celastraceae	Mésophile
182	Ht_Sassandra	<i>Salacia</i> sp	Celastraceae	Mésophile
183	Ht_Sassandra	<i>Samanea dinklagei</i> (Harrns) Keay	Fabaceae	Mésophile
184	Ht_Sassandra	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) E.A. Bruce	Rubiaceae	Mésophile
185	Ht_Sassandra	<i>Scottellia chevalieri</i> Chipp	Achariaceae	Mésophile
186	Ht_Sassandra	<i>Scottellia klaineana</i> Pierre var <i>klaineana</i>	Achariaceae	Mésophile
187	Ht_Sassandra	<i>Solanum rugosum</i> Dun.	Solanaceae	Mésophile

188	Ht_Sassandra	<i>Solanum verbaseifolium</i> Linn. D. Don	Solanaceae	Mésophile
189	Ht_Sassandra	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Bignoniaceae	Mésophile
190	Ht_Sassandra	<i>Spondias mombin</i> Linn.	Anacardiaceae	Mésophile
191	Ht_Sassandra	<i>Sterculia oblonga</i> Mast.	Malvaceae	Mésophile
192	Ht_Sassandra	<i>Sterculia rhinopetala</i> K. Schum.	Malvaceae	Mésophile
193	Ht_Sassandra	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Malvaceae	Mésophile
194	Ht_Sassandra	<i>Stereospermum acuminatissimum</i> K. Schum.	Bignoniaceae	Mésophile
195	Ht_Sassandra	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	Bignoniaceae	Mésophile
196	Ht_Sassandra	<i>Strombosia glaucescens</i> Engl. var. <i>lucida</i> J. Léonard	Olacaceae	Mésophile
197	Ht_Sassandra	<i>Strophanthus hispidus</i> DC.	Apocynaceae	Mésophile
198	Ht_Sassandra	<i>Strophanthus sarmentosus</i> DC.	Apocynaceae	Mésophile
199	Ht_Sassandra	<i>Strophanthus</i> sp	Apocynaceae	Mésophile
200	Ht_Sassandra	<i>Tabernaemontana crassa</i> Benth.	Apocynaceae	Mésophile
201	Ht_Sassandra	<i>Tectona grandis</i> Linn.f.	Lamiaceae	Mésophile
202	Ht_Sassandra	<i>Terminalia ivorensis</i> A. Chev.	Combretaceae	Mésophile
203	Ht_Sassandra	<i>Terminalia superba</i> Engl. & Diels	Combretaceae	Mésophile
204	Ht_Sassandra	<i>Tetracera alnifolia</i> Willd. Subsp. <i>alnifolia</i>	Dilleniaceae	Mésophile
205	Ht_Sassandra	<i>Tetracera</i> sp	Dilleniaceae	Mésophile
206	Ht_Sassandra	<i>Tetrapleura tetraptera</i> (Schum. & Thonn.) Taub. A	Fabaceae	Mésophile
207	Ht_Sassandra	<i>Tetrorchidium didymostemon</i> (Baill.) Pax & K. Hoffm.	Euphorbiaceae	Mésophile
208	Ht_Sassandra	<i>Theobroma cacao</i> Linn.	Malvaceae	Mésophile
209	Ht_Sassandra	<i>Treculia africana</i> Decne. subsp. <i>africana</i> var. <i>africana</i>	Moraceae	Mésophile
210	Ht_Sassandra	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	Cannabaceae	Mésophile
211	Ht_Sassandra	<i>Tricalysia macrophylla</i> K. Schum	Rubiaceae	Mésophile
212	Ht_Sassandra	<i>Tricalysia reflexa</i> Hutch. var. <i>ivorensis</i> Robbr.	Rubiaceae	Mésophile
213	Ht_Sassandra	<i>Trichilia djaloni</i> A. Chev.	Meliaceae	Mésophile
214	Ht_Sassandra	<i>Trichilia martineau</i> Aubrév. & Pellegr.	Meliaceae	Mésophile
215	Ht_Sassandra	<i>Trichilia monadelpha</i> (Thonn.) J.J. De Wilde	Meliaceae	Mésophile
216	Ht_Sassandra	<i>Trichilia prieureana</i> subsp. <i>vermoesenii</i> J.J.De Wilde	Meliaceae	Mésophile
217	Ht_Sassandra	<i>Trichilia</i> sp	Meliaceae	Mésophile

218	Ht_Sassandra	<i>Triplochiton scleroxylon</i> K. Schum.	Malvaceae	Mésophile
219	Ht_Sassandra	<i>Uvariastrum pierreanum</i> Engl.	Annonaceae	Mésophile
220	Ht_Sassandra	<i>Uvariopsis guineensis</i> Keay	Annonaceae	Mésophile
221	Ht_Sassandra	<i>Vismia guineensis</i> (Linn.) Chcisv	Hypericaceae	Mésophile
222	Ht_Sassandra	<i>Vitex grandifolia</i> Gürke	Lamiaceae	Mésophile
223	Ht_Sassandra	<i>Vitex micrantha</i> Gürke	Lamiaceae	Mésophile
224	Ht_Sassandra	<i>Vitex rivularis</i> Gürke	Lamiaceae	Mésophile
225	Ht_Sassandra	<i>Xylia evansii</i> Hutch.	Fabaceae	Mésophile
226	Ht_Sassandra	<i>Xylopi aethiopica</i> (Dunal) A. Rich.	Annonaceae	Mésophile
227	Ht_Sassandra	<i>Xylopi parviflora</i> (A. Rich.) Benth.	Annonaceae	Mésophile
228	Ht_Sassandra	<i>Xylopi quintasii</i> Engl. & Diels	Annonaceae	Mésophile
229	Ht_Sassandra	<i>Zanthoxylum gilletii</i> (De Wild.) P. G. Waterman	Rutaceae	Mésophile
230	Ht_Sassandra	<i>Zanthoxylum leprieurii</i> Guill. & Perr.	Rutaceae	Mésophile
231	Ht_Sassandra	<i>Zanthoxylum parvifoliolum</i> A. Chev. ex Keay	Rutaceae	Mésophile
1	Téné	<i>Acacia pentagona</i> (Schumachach. & Thonn.) Hook f.	Fabaceae	Mésophile
2	Téné	<i>Adenia lobata</i> (Jacq.) Engl.	Passifloraceae	Mésophile
3	Téné	<i>Azelia africana</i> Sm.	Fabaceae	Mésophile
4	Téné	<i>Azelia bella</i> var. <i>gracilior</i> Keay	Fabaceae	Mésophile
5	Téné	<i>Aidia genipiflora</i> (DC.) Dandy	Rubiaceae	Mésophile
6	Téné	<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W.F. Wright	Fabaceae	Mésophile
7	Téné	<i>Albizia ferruginea</i> (Guill. & Perr.) Benth.	Fabaceae	Mésophile
8	Téné	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F. Macbr.	Fabaceae	Mésophile
9	Téné	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schum. & Thonn.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	Mésophile
10	Téné	<i>Allophylus africanus</i> P. Beauv.	Sapindaceae	Mésophile
11	Téné	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	Apocynaceae	Mésophile
12	Téné	<i>Anthonotha macrophylla</i> P. Beauv.	Fabaceae	Mésophile
13	Téné	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>africana</i> (Engl.) C.C. Berg	Moraceae	Mésophile
14	Téné	<i>Aphania senegalensis</i> (Juss. Ex Poir.) Radlk. var. <i>sylvatica</i> (A. Chev. ex Hutch. & Dalziel) Aubrév.	Sapindaceae	Mésophile
15	Téné	<i>Artabotrys jollyanus</i> Pierre ex Engl. & Diels	Annonaceae	Mésophile

16	Téné	<i>Balanites wilsoniana</i> Dawe & Sprague	Zygophyllaceae	Mésophile
17	Téné	<i>Baphia bancoensis</i> Aubrév.	Fabaceae	Mésophile
18	Téné	<i>Baphia nitida</i> Lodd.	Fabaceae	Mésophile
19	Téné	<i>Baphia pubescens</i> Hook.f.	Fabaceae	Mésophile
20	Téné	<i>Blighia sapida</i> K. D. Koenig	Sapindaceae	Mésophile
21	Téné	<i>Blighia unijugata</i> Baker	Sapindaceae	Mésophile
22	Téné	<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	Sapindaceae	Mésophile
23	Téné	<i>Bombax buenopozense</i> P. Beauv.	Malvaceae	Mésophile
24	Téné	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	Phyllanthaceae	Mésophile
25	Téné	<i>Caloncoba gilgiana</i> (Sprague) Gilg	Achariaceae	Mésophile
26	Téné	<i>Cassia siamea</i> Lam.	Fabaceae	Mésophile
27	Téné	<i>Cedrela odorata</i> L.	Meliaceae	Mésophile
28	Téné	<i>Cedrela odorata</i> L.	Meliaceae	Mésophile
29	Téné	<i>Ceiba pentandra</i> (Linn.) Gaerth.	Malvaceae	Mésophile
30	Téné	<i>Celtis adolfi-fridericii</i> Engl.-friderici	Cannabaceae	Mésophile
31	Téné	<i>Celtis milbraedii</i> Engl.	Cannabaceae	Mésophile
32	Téné	<i>Celtis zenkeri</i> Engl.	Cannabaceae	Mésophile
33	Téné	<i>Christiana africana</i> DC.	Malvaceae	Mésophile
34	Téné	<i>Cissus populnea</i> Guill. & Perr.	Vitaceae	Mésophile
35	Téné	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Rutaceae	Mésophile
36	Téné	<i>Cleistopholis patens</i> (Benth.) Engl. & Diels	Annonaceae	Mésophile
37	Téné	<i>Cnestis ferruginea</i> DC.	Connaraceae	Mésophile
38	Téné	<i>Coffea arabica</i> L.	Rubiaceae	Mésophile
39	Téné	<i>Cola caricaefolia</i> (G. Don) K. Schum.	Malvaceae	Mésophile
40	Téné	<i>Cola caricaefolia</i> (G. Don) K. Schum.	Malvaceae	Mésophile
41	Téné	<i>Combretum racemosum</i> P. Beauv.	Combretaceae	Mésophile
42	Téné	<i>Combretum sp</i>	Combretaceae	Mésophile
43	Téné	<i>Combretum zenkeri</i>	Combretaceae	Mésophile
44	Téné	<i>Copaifera salikounda</i> Heckel	Fabaceae	Mésophile
45	Téné	<i>Cordia guineensis</i> Schum. & Thonn.	Boraginaceae	Mésophile

46	Téné	<i>Cordia platythyrsa</i> Bak	Boraginaceae	Mésophile
47	Téné	<i>Cordia senegalensis</i> Juss.	Boraginaceae	Mésophile
48	Téné	<i>Daniellia ogea</i> (Harms) Rolfe ex Hoff	Fabaceae	Mésophile
49	Téné	<i>Deinbollia pinnata</i> (Poir.) Schumach. & Thonn.	Sapindaceae	Mésophile
50	Téné	<i>Dialium guineense</i> Willd.	Fabaceae	Mésophile
51	Téné	<i>Dichrostachys cinerea</i> (Linn.) Wight & Arn. subsp. Cinerea	Fabaceae	Mésophile
52	Téné	<i>Diospyros mannii</i> Hiern	Ebenaceae	Mésophile
53	Téné	<i>Diospyros sp</i>	Ebenaceae	Mésophile
54	Téné	<i>Diospyros vignei</i> F. White	Ebenaceae	Mésophile
55	Téné	<i>Diospyros viridicans</i> Hiern	Ebenaceae	Mésophile
56	Téné	<i>Discoglyprernna caloneura</i> (Pax) Prain	Euphorbiaceae	Mésophile
57	Téné	<i>Distemonanthus benthamianus</i> Baill	Fabaceae	Mésophile
58	Téné	<i>Elaeophorbia grandifolia</i> (Haw.) Croizat	Euphorbiaceae	Mésophile
59	Téné	<i>Entada gigas</i> (Linn.) Fawc&t &-Rendle	Fabaceae	Mésophile
60	Téné	<i>Entandrophragma cylindricum</i> (Sprague) Sprague	Meliaceae	Mésophile
61	Téné	<i>Ficus dicranostyla</i> Mildbr.	Moraceae	Mésophile
62	Téné	<i>Ficus exasperata</i> Vahl	Moraceae	Mésophile
63	Téné	<i>Ficus mucuso</i> Welw. ex Ficalho	Moraceae	Mésophile
64	Téné	<i>Ficus sp</i>	Moraceae	Mésophile
65	Téné	<i>Ficus sur</i> Forsk.	Moraceae	Mésophile
66	Téné	<i>Ficus variifolia</i> Warb.	Moraceae	Mésophile
67	Téné	<i>Funtumia africana</i> (Benth.) Stapf	Apocynaceae	Mésophile
68	Téné	<i>Funtumia elastica</i> (P. Preuss) Stapf	Apocynaceae	Mésophile
69	Téné	<i>Gambeya africana</i>	Sapotaceae	Mésophile
70	Téné	<i>Glyphaea brevis</i> (Spreng.) Monachino	Malvaceae	Mésophile
71	Téné	<i>Gmelina arborea</i> Roxb.	Lamiaceae	Mésophile
72	Téné	<i>Griffonia simplicifolia</i> (Vahl ex DC.) Baill	Fabaceae	Mésophile
73	Téné	<i>Guarea cedrata</i> (A. Chev.) Peliegr.	Meliaceae	Mésophile

74	Téné	<i>Holarrhena floribunda</i> (G. Don) Dur. & Schinz var. floribunda	Apocynaceae	Mésophile
75	Téné	<i>Irvingia gabonensis</i> (Aubry-Lecomte ex O'Rorke) Baill.	Irvingiaceae	Mésophile
76	Téné	<i>Khaya grandifoliola</i>	Meliaceae	Mésophile
77	Téné	<i>Kigelia africana</i> (Lam.) Benth.	Bignoniaceae	Mésophile
78	Téné	<i>Lannea nigritana</i> (Sc. Elliot) Keay var. nigritana	Anacardiaceae	Mésophile
79	Téné	<i>Lannea welwitschii</i> (Hiern) Engl.	Anacardiaceae	Mésophile
80	Téné	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch.	Sapindaceae	Mésophile
81	Téné	<i>Leucaena glauca</i> (Linn.) Benth.	Fabaceae	Mésophile
82	Téné	<i>Mallotus oppositifolius</i> (Geisel.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Mésophile
83	Téné	<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae	Mésophile
84	Téné	<i>Mansonia altissima</i> (A. Chev.) A. Chev var. altissima	Malvaceae	Mésophile
85	Téné	<i>Mareya micrantha</i> (Benth.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Mésophile
86	Téné	<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill .) Webster	Phyllanthaceae	Mésophile
87	Téné	<i>Mezoneurum benthamianum</i> Baill.	Fabaceae	Mésophile
88	Téné	<i>Microdesmis keayana</i> J. Léonard	Pandaceae	Mésophile
89	Téné	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) Benth.	Moraceae	Mésophile
90	Téné	<i>Milicia regia</i> A. Chev.	Moraceae	Mésophile
91	Téné	<i>Millettia zechiana</i> Harms	Fabaceae	Mésophile
92	Téné	<i>Monodora brevipes</i> Benth.	Annonaceae	Mésophile
93	Téné	<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	Annonaceae	Mésophile
94	Téné	<i>Morinda lucida</i> Benth.	Rubiaceae	Mésophile
95	Téné	<i>Morus mesozygia</i> Stapf ex A. Chev.	Moraceae	Mésophile
96	Téné	<i>Motandra guineensis</i> A. DC.	Apocynaceae	Mésophile
97	Téné	<i>Myrianthus arboreus</i> P. Beauv.	Urticaceae	Mésophile
98	Téné	<i>Napoleonaea vogelii</i> (Hook.f.) Planch.	Lecythidaceae	Mésophile
99	Téné	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) Bruce	Rubiaceae	Mésophile
100	Téné	<i>Nesogordonia papaverifera</i> (A. Chev.) R. Capuron	Malvaceae	Mésophile
101	Téné	<i>Neuropeltis acuminata</i> (P. Beauv.) Benth.	Convolvulaceae	Mésophile
102	Téné	<i>Newbouldia laevis</i> (P. Beauv.) Seemann ex Bureau	Bignoniaceae	Mésophile

103	Téné	<i>Ochthocosmus africanus</i> Hook.f	Ixonanthaceae	Mésophile
104	Téné	<i>Ophiobotrys zenkeri</i> Gilg	Salicaceae	Mésophile
105	Téné	<i>Oxyanthus speciosus</i> DC.	Rubiaceae	Mésophile
106	Téné	<i>Pachystela brevipes</i> (Bak.) Baill. ex Engl.	Sapotaceae	Mésophile
107	Téné	<i>Phyllanthus discoideus</i>	Phyllanthaceae	Mésophile
108	Téné	<i>Piptadeniastrum africanum</i> (Hook.f.) Brenan B	Fabaceae	Mésophile
109	Téné	<i>Pouteria altissima</i> (A. Chev.) Baehni	Sapotaceae	Mésophile
110	Téné	<i>Pseudocinchona pachyceras</i>	Rubiaceae	Mésophile
111	Téné	<i>Psidium guajava</i> Linn.	Myrtaceae	Mésophile
112	Téné	<i>Pterygota macrocarpa</i> K. Schum.	Malvaceae	Mésophile
113	Téné	<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb	Myristicaceae	Mésophile
114	Téné	<i>Rauwolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae	Mésophile
115	Téné	<i>Ricinodendron heudelotii</i> (Baill.) Pierre ex Pax	Euphorbiaceae	Mésophile
116	Téné	<i>Rinorea kibbiensis</i> Chipp	Violaceae	Mésophile
117	Téné	<i>Rothmannia longiflora</i> Salisb.	Rubiaceae	Mésophile
118	Téné	<i>Solanum verbaseifolium</i> Linn.	Solanaceae	Mésophile
119	Téné	<i>Solanum verbaseifolium</i> Linn. D. Don	Solanaceae	Mésophile
120	Téné	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Bignoniaceae	Mésophile
121	Téné	<i>Spondias mombin</i> Linn.	Anacardiaceae	Mésophile
122	Téné	<i>Sterculia oblonga</i> Mast.	Malvaceae	Mésophile
123	Téné	<i>Sterculia rhinopetala</i> K. Schum.	Malvaceae	Mésophile
124	Téné	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Malvaceae	Mésophile
125	Téné	<i>Teclea verdoorniana</i> Exell & Mendonça	Rutaceae	Mésophile
126	Téné	<i>Tectona grandis</i> Linn.f.	Lamiaceae	Mésophile
127	Téné	<i>Terminalia superba</i> Engl. & Diels	Combretaceae	Mésophile
128	Téné	<i>Tetrapleura tetraptera</i> (Schum. & Thonn.) Taub. A	Fabaceae	Mésophile
129	Téné	<i>Theobroma cacao</i> Linn.	Malvaceae	Mésophile
130	Téné	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume (L.) Blume	Cannabaceae	Mésophile
131	Téné	<i>Trichilia megalantha</i> Harms	Meliaceae	Mésophile
132	Téné	<i>Trichilia monadelpha</i> (Thonn.) J.J. De Wilde	Meliaceae	Mésophile

133	Téné	<i>Trichilia prieureana</i> subsp. <i>vermoesenii</i> J.J.De Wilde	Meliaceae	Mésophile
134	Téné	<i>Trichilia</i> sp	Meliaceae	Mésophile
135	Téné	<i>Trichilia tessmannii</i> Harms	Meliaceae	Mésophile
136	Téné	<i>Trilepisium madagascariense</i> DC.	Moraceae	Mésophile
137	Téné	<i>Triplochiton scleroxylon</i> K. Schum.	Malvaceae	Mésophile
138	Téné	<i>Vernonia colorata</i> (Willd.) Drake	Compositae	Mésophile
139	Téné	<i>Xylopi villosa</i> Chipp	Annonaceae	Mésophile
140	Téné	<i>Zanthoxylum gilletii</i> (De Wild.) P. G. Waterman	Rutaceae	Mésophile
141	Téné	<i>Zanthoxylum piperitum</i>	Rutaceae	Mésophile
1	Badenou	<i>Acacia farnesiana</i> (Linn.)Willd.	Fabaceae	Soudanaise
2	Badenou	<i>Acacia macrostachya</i> Ruchb ex Holland	Fabaceae	Soudanaise
3	Badenou	<i>Acacia sieberiana</i> var. <i>villosa</i> A. Chev.	Fabaceae	Soudanaise
4	Badenou	<i>Afzelia africana</i> Sm.	Fabaceae	Soudanaise
5	Badenou	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F. Macbr.	Fabaceae	Soudanaise
6	Badenou	<i>Anacardium occidentale</i> Linn.	Anacardiaceae	Soudanaise
7	Badenou	<i>Annona senegalensis</i> Pers.	Annonaceae	Soudanaise
8	Badenou	<i>Anogeissus leiocarpus</i> (DC.) Guill. & Perr.	Combretaceae	Soudanaise
9	Badenou	<i>Anthoantha crassifolia</i> (Baill.) J. Léonard	Fabaceae	Soudanaise
10	Badenou	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>africana</i> (Engl.) C.C. Berg	Moraceae	Soudanaise
11	Badenou	<i>Bobgunnia madagascariensis</i>	Fabaceae	Soudanaise
12	Badenou	<i>Bombax costatum</i> Pellegr. & Vuillet	Malvaceae	Soudanaise
13	Badenou	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Phyllanthaceae	Soudanaise
14	Badenou	<i>Carissa spinarum</i>	Apocynaceae	Soudanaise
15	Badenou	<i>Cassia sieberiana</i> DC.	Fabaceae	Soudanaise
16	Badenou	<i>Ceiba pentandra</i> (Linn.) Gaerth.	Malvaceae	Soudanaise
17	Badenou	<i>Cissus populnea</i> Guill. & Perr.	Vitaceae	Soudanaise
18	Badenou	<i>Cola cordifolia</i> (Cav.) R.Br.	Malvaceae	Soudanaise
19	Badenou	<i>Combretum adenogonium</i> Steud. Ex A. Rich	Combretaceae	Soudanaise
20	Badenou	<i>Combretum molle</i> R. Br. ex G. Don	Combretaceae	Soudanaise

		<i>Combretum nigricans</i> var. <i>elliottii</i> (Engl. & Diels)		
21	Badenou	Aubrév.	Combretaceae	Soudanaise
22	Badenou	<i>Combretum</i> sp	Combretaceae	Soudanaise
23	Badenou	<i>Cussonia arborea</i> Hochst. Ex A. Rich.	Araliaceae	Soudanaise
24	Badenou	<i>Daniellia oliveri</i> Hutch. & Dalz.	Fabaceae	Soudanaise
25	Badenou	<i>Detarium microcarpum</i> Guill. & Perr.	Fabaceae	Soudanaise
26	Badenou	<i>Dichrostachys cinerea</i> (Linn.) Wight & Arn. subsp. Cinerea	Fabaceae	Soudanaise
27	Badenou	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	Ebenaceae	Soudanaise
28	Badenou	<i>Entada africana</i> Guill. & Perr.	Fabaceae	Soudanaise
29	Badenou	<i>Ficus exasperata</i> Vahl	Moraceae	Soudanaise
30	Badenou	<i>Ficus glumosa</i> Del.	Moraceae	Soudanaise
31	Badenou	<i>Ficus sycomorus</i> subsp. <i>gnaphalocarpa</i> (Miq) C.C. Berg	Moraceae	Soudanaise
32	Badenou	<i>Ficus platyphylla</i> Del.	Moraceae	Soudanaise
33	Badenou	<i>Ficus</i> sp	Moraceae	Soudanaise
34	Badenou	<i>Ficus sur</i> Forsk.	Moraceae	Soudanaise
35	Badenou	<i>Flacourtia flavescens</i> Willd. Willd.	Salicaceae	Soudanaise
36	Badenou	<i>Flueggea virosa</i> (Roxb. ex Willd.) Voigt	Phyllanthaceae	Soudanaise
37	Badenou	<i>Gardenia aqualla</i> Stapf & Hutch.	Rubiaceae	Soudanaise
38	Badenou	<i>Gardenia erubescens</i> Stapf & Hutch.	Rubiaceae	Soudanaise
39	Badenou	<i>Gardenia</i> sp	Rubiaceae	Soudanaise
40	Badenou	<i>Gmelina arborea</i> Roxb.	Lamiaceae	Soudanaise
41	Badenou	<i>Grewia mollis</i> Juss.	Malvaceae	Soudanaise
42	Badenou	<i>Guiera senegalensis</i> J..F. Gmel.	Combretaceae	Soudanaise
43	Badenou	<i>Holarrhena floribunda</i> (G. Don) Dur. & Schinz var. floribunda	Apocynaceae	Soudanaise
44	Badenou	<i>Hymenocardia acida</i> Tul.	Phyllanthaceae	Soudanaise
45	Badenou	<i>Indigofera paniculata</i> Vahl ex Pers.	Fabaceae	Soudanaise
46	Badenou	<i>Isoberlinia doka</i> Craib & Stapf	Fabaceae	Soudanaise
47	Badenou	<i>Khaya senegalensis</i> (Desv.) A. Juss.	Meliaceae	Soudanaise
48	Badenou	<i>Landolphia heudelotii</i> A. DC.	Apocynaceae	Soudanaise

49	Badenou	<i>Lannea acida</i> A. Rich.	Anacardiaceae	Soudanaise
50	Badenou	<i>Lannea velutina</i> A. Rich	Anacardiaceae	Soudanaise
51	Badenou	<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae	Soudanaise
52	Badenou	<i>Manilkara multinervis</i> (Bak.) Dubard	Sapotaceae	Soudanaise
53	Badenou	<i>Manilkara obovata</i> (Sabine ex G.Don) J.H. Hemsl	Sapotaceae	Soudanaise
54	Badenou	<i>Mitragyna inermis</i> (Willd.) Kuntze	Rubiaceae	Soudanaise
55	Badenou	<i>Ochna schweinfurtiana</i> F. Hoffm.	Ochnaceae	Soudanaise
56	Badenou	<i>Opilia amentacea</i> Roxb.	Opiliaceae	Soudanaise
57	Badenou	<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae	Soudanaise
58	Badenou	<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) Benth.	Fabaceae	Soudanaise
59	Badenou	<i>Pericopsis elata</i> (Harms) Meeuwen	Fabaceae	Soudanaise
60	Badenou	<i>Pericopsis laxiflora</i> (Benth) Meeuv	Fabaceae	Soudanaise
61	Badenou	<i>Piliostigma thonningii</i> (Schum.) Millne-Redhead	Fabaceae	Soudanaise
62	Badenou	<i>Popowia mangenotii</i>	Annonaceae	Soudanaise
63	Badenou	<i>Prosopis africana</i> (Guill. & Perr.) Taub.	Fabaceae	Soudanaise
64	Badenou	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir	Fabaceae	Soudanaise
65	Badenou	<i>Saba senegalensis</i> var. <i>glabriflora</i> (Hua) Pichon	Apocynaceae	Soudanaise
66	Badenou	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) E.A. Bruce	Rubiaceae	Soudanaise
67	Badenou	<i>Strychnos innocua</i> Delile	Loganiaceae	Soudanaise
68	Badenou	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae	Soudanaise
69	Badenou	<i>Syzygium guineense</i> (Willd.) DC. var. <i>guineense</i>	Myrtaceae	Soudanaise
70	Badenou	<i>Tamarindus indica</i> Linn.	Fabaceae	Soudanaise
71	Badenou	<i>Terminalia scimperiana</i> Hochst.	Combretaceae	Soudanaise
72	Badenou	<i>Terminalia laxiflora</i> Engl.	Combretaceae	Soudanaise
73	Badenou	<i>Terminalia macroptera</i> Guill. & Perr.	Combretaceae	Soudanaise
74	Badenou	<i>Trichilia emetica</i> Vahl subsp. <i>suberosa</i> J.J.	Meliaceae	Soudanaise
75	Badenou	<i>Uapaca togoensis</i> Pax	Phyllanthaceae	Soudanaise
76	Badenou	<i>Uvaria chamae</i> P. Beauv.	Annonaceae	Soudanaise
77	Badenou	<i>Vitellaria paradoxa</i> C. F. Gaertn.	Sapotaceae	Soudanaise
78	Badenou	<i>Vitex doniana</i> Sweet	Lamiaceae	Soudanaise

79	Badenou	<i>Vitex madiensis</i> Oliv. Subsp. <i>Madiensis</i>	Lamiaceae	Soudanaise
80	Badenou	<i>Ximenia americana</i> Linn.	Olacaceae	Soudanaise
81	Badenou	<i>Zanthoxylum Zanthoxyloides</i> (Lam.) Zepern. & Timler	Rutaceae	Soudanaise
1	Foumbou	<i>Acacia sieberiana</i> var. <i>villosa</i> A. Chev.	Fabaceae	Soudanaise
2	Foumbou	<i>Afzelia africana</i> Sm.	Fabaceae	Soudanaise
3	Foumbou	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F. Macbr.	Fabaceae	Soudanaise
4	Foumbou	<i>Anacardium occidentale</i> Linn.	Anacardiaceae	Soudanaise
5	Foumbou	<i>Annona senegalensis</i> Pers.	Annonaceae	Soudanaise
6	Foumbou	<i>Anogeissus leiocarpus</i> (DC.) Guill. & Perr.	Combretaceae	Soudanaise
7	Foumbou	<i>Anthocleista</i> sp	Gentianaceae	Soudanaise
8	Foumbou	<i>Anthonotha crassifolia</i> (Baill.) J. Léonard	Fabaceae	Soudanaise
9	Foumbou	<i>Antidesma membranaceum</i> Müll. Arg.	Phyllanthaceae	Soudanaise
10	Foumbou	<i>Antidesma venosum</i> Tul.	Phyllanthaceae	Soudanaise
11	Foumbou	<i>Bombax costatum</i> Pellegr. & Vuillet	Malvaceae	Soudanaise
12	Foumbou	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Phyllanthaceae	Soudanaise
13	Foumbou	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Phyllanthaceae	Soudanaise
14	Foumbou	<i>Cassia sieberiana</i> DC.	Fabaceae	Soudanaise
15	Foumbou	<i>Clausena anisata</i> (Willd.) Benth.	Rutaceae	Soudanaise
16	Foumbou	<i>Cnestis ferruginea</i> DC.	Connaraceae	Soudanaise
17	Foumbou	<i>Cola cordifolia</i> (Cav.) R.Br.	Malvaceae	Soudanaise
18	Foumbou	<i>Combretum micranthum</i> G. Don	Combretaceae	Soudanaise
19	Foumbou	<i>Combretum racemosum</i> P. Beauv.	Combretaceae	Soudanaise
20	Foumbou	<i>Crossopteryx febrifuga</i> (G. Don) Benth.	Rubiaceae	Soudanaise
21	Foumbou	<i>Cussonia arborea</i> Hochst. Ex A. Rich.	Araliaceae	Soudanaise
22	Foumbou	<i>Daniellia oliveri</i> Hutch. & Dalz.	Bignoniaceae	Soudanaise
23	Foumbou	<i>Detarium microcarpum</i> Guill. & Perr.	Fabaceae	Soudanaise
24	Foumbou	<i>Detarium senegalense</i> J.F. Gmel.	Fabaceae	Soudanaise
25	Foumbou	<i>Dichrostachys cinerea</i> (Linn.) Wight & Arn. subsp. Cinerea	Fabaceae	Soudanaise
26	Foumbou	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	Ebenaceae	Soudanaise

27	Foumbou	<i>Diospyros sp</i>	Ebenaceae	Soudanaise
28	Foumbou	<i>Erythrina senegalensis</i> DC.	Fabaceae	Soudanaise
29	Foumbou	<i>Erythrophleum guineense</i> G. Don	Fabaceae	Soudanaise
30	Foumbou	<i>Ficus dicranostyla</i> Mildbr.	Moraceae	Soudanaise
31	Foumbou	<i>Ficus exasperata</i> Vahl	Moraceae	Soudanaise
32	Foumbou	<i>Ficus mucoso</i> Welw. ex Ficalho	Moraceae	Soudanaise
33	Foumbou	<i>Ficus sp</i>	Moraceae	Soudanaise
34	Foumbou	<i>Ficus sur</i> Forsk.	Moraceae	Soudanaise
35	Foumbou	<i>Flacourtia flavescens</i> Willd.	Salicaceae	Soudanaise
36	Foumbou	<i>Gardenia sp</i>	Rubiaceae	Soudanaise
37	Foumbou	<i>Gmelina arborea</i> Roxb.	Lamiaceae	Soudanaise
38	Foumbou	<i>Harungana madagascariensis</i> Lam. ex Poir.	Hypericaceae	Soudanaise
39	Foumbou	<i>Hymenocardia acida</i> Tul.	Phyllanthaceae	Soudanaise
40	Foumbou	<i>Khaya senegalensis</i> (Desv.) A. Juss.	Meliaceae	Soudanaise
41	Foumbou	<i>Landolphia heudelotii</i> A. DC.	Apocynaceae	Soudanaise
42	Foumbou	<i>Landolphia sp</i>	Apocynaceae	Soudanaise
43	Foumbou	<i>Lannea acida</i> A. Rich.	Anacardiaceae	Soudanaise
44	Foumbou	<i>Lannea barteri</i> (Oliv.) Engl.	Anacardiaceae	Soudanaise
45	Foumbou	<i>Lophira lanceolata</i> van Tiegh. ex Keay	Ochnaceae	Soudanaise
46	Foumbou	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) Benth.	Moraceae	Soudanaise
47	Foumbou	<i>Mimusops kummel</i> A. DC.	Sapotaceae	Soudanaise
48	Foumbou	<i>Ochna membranacea</i> Oliv.	Ochnaceae	Soudanaise
49	Foumbou	<i>Olax subscorpioidea</i> Oliv.	Olacaceae	Soudanaise
50	Foumbou	<i>Ostryoderris stuhlmannii</i> (Taub.) Dunn ex Harms	Fabaceae	Soudanaise
51	Foumbou	<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae	Soudanaise
52	Foumbou	<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) Benth.	Fabaceae	Soudanaise
53	Foumbou	<i>Pericopsis laxiflora</i> (Benth) Meeuv	Fabaceae	Soudanaise
54	Foumbou	<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	Phyllanthaceae	Soudanaise
55	Foumbou	<i>Phyllanthus discoideus</i>	Phyllanthaceae	Soudanaise
56	Foumbou	<i>Phyllanthus sp</i>	Phyllanthaceae	Soudanaise

57	Foumbou	<i>Piliostigma thonningii</i> (Schum.) Millne-Redhead	Fabaceae	Soudanaise
58	Foumbou	<i>Pouteria alnifolia</i> (Bak.) Roberty	Sapotaceae	Soudanaise
59	Foumbou	<i>Prosopis africana</i> (Guill. & Perr.) Taub.	Mimosaceae	Soudanaise
60	Foumbou	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir	Fabaceae	Soudanaise
61	Foumbou	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) E.A. Bruce	Rubiaceae	Soudanaise
62	Foumbou	<i>Securidaca longepedunculata</i> Fresen.	Polygalaceae	Soudanaise
63	Foumbou	<i>Securinega virosa</i>	Phyllanthaceae	Soudanaise
64	Foumbou	<i>Sterculia sp</i>	Malvaceae	Soudanaise
65	Foumbou	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Malvaceae	Soudanaise
66	Foumbou	<i>Strophanthus sp</i>	Apocynaceae	Soudanaise
67	Foumbou	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae	Soudanaise
68	Foumbou	<i>Syzygium guineense</i> (Willd.) DC. var. guineense	Myrtaceae	Soudanaise
69	Foumbou	<i>Tamarindus indica</i> Linn.	Fabaceae	Soudanaise
70	Foumbou	<i>Terminalia avicennioides</i> Guill. & Perr.	Combretaceae	Soudanaise
71	Foumbou	<i>Terminalia curatellifolia</i>	Combretaceae	Soudanaise
72	Foumbou	<i>Terminalia scimperiana</i> Hochst.	Combretaceae	Soudanaise
73	Foumbou	<i>Terminalia laxiflora</i> Engl.	Combretaceae	Soudanaise
74	Foumbou	<i>Terminalia macroptera</i> Guill. & Perr.	Combretaceae	Soudanaise
75	Foumbou	<i>Trichilia emetica</i> Vahl subsp. suberosa J.J.	Meliaceae	Soudanaise
76	Foumbou	Terminalia Terminalia	Combretaceae	Soudanaise
77	Foumbou	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume (L.) Blume	Cannabaceae	Soudanaise
78	Foumbou	<i>Trichilia emetica</i> Vahl subsp. suberosa J.J.	Meliaceae	Soudanaise
79	Foumbou	<i>Uapaca togoensis</i> Pax	Phyllanthaceae	Soudanaise
80	Foumbou	<i>Uvaria chamae</i> P. Beauv.	Annonaceae	Soudanaise
81	Foumbou	<i>Vitex doniana</i> Sweet	Lamiaceae	Soudanaise
82	Foumbou	<i>Vitex madiensis</i> Oliv. Subsp. Madiensis	Lamiaceae	Soudanaise
83	Foumbou	<i>Zanthoxylum Zanthoxyloides</i> (Lam.) Zepern. & Timler	Rutaceae	Soudanaise

INDEX DES TAXONS CITES

- * *Acacia sieberiana* var. *villosa* A. Chev, 144
- * *Aidia genipiflora* (DC.) Dandy, 84
- ¥ *Alcelaphus buselaphus major*, 27
- * *Anogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. & Perr., 27
- * *Baphia nitida* Lodd., 81
- ¥ *Bitis* spp, 20, 24
- * *Bridelia ferruginea* Benth., 86
- * *Burkea africana* Hook., 27
- * *Bycaniste* spp, 23
- * *Cecropia peltata* Linn, 143
- * *Celtis zenkeri* Engl, 84
- ¥ *Centropus leucogaster*, 23
- ¥ *Cephalophus monticola maxwelli*, 20
- ¥ *Cephalophus* spp, 23
- ¥ *Cercopithecus* spp, 20
- ¥ *Cercopithecus* spp, 23
- * *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob, 143
- * *Cola cordifolia* (Cav.) R. Br., 86
- * *Cola lorougnonis* Aké Assi, 23
- ¥ *colobus* spp, 20
- ¥ *Cricetomys emini*, 20, 23
- * *Daniellia oliveri* (Rolfe) Hutch. & Dalz, 27
- ¥ *Dendrohyrax arboreus*, 23
- * *Detarium microcarpum* Guill. & Perr., 27
- * *Dichrostachys cinerea* (Linn.) Wight & Arn. subsp. *Cinerea*, 144
- * *Diospyros sanza-minika* A. Chev, 81
- * *Diospyros* spp, 19
- * *Drypetes aylmeri* Hutch. et Dalz., 81
- * *Drypetes singroboensis* Aké Assi, 23
- * *Entada abyssinica* Steud. ex A. Rich., 27
- ¥ *Francolinus* spp, 23
- ¥ *Genetta pardina*, 23
- * *Guibourtia ehie* (A. Chev.) Léonard, 84
- * *Hippotragus equinus koba*, 27
- * *Isoberlinia doka* Craib. & Stapf, 27
- ¥ *Kobus kob*, 27
- * *Lannea acida* A. Rich., 86
- * *Leptactina involucrata*, 23
- ¥ *Loxodonta africana*, 20, 23
- * *Microdesmis keayana* Léonard,
- * *Rinorea longicuspis* Engl., 81
- * *Mimusops kummel* Bruce ex A. DC., 27
- * *Mitragyna inermis* (Willd.) Kuntze, 27
- * *Musanga cecropioides* R. Br, 143
- * *Nesogordonia papaverifera* (A. Chev.) R. Capuron,, 84
- ¥ *Osteolaemus tetrapis*, 20
- ¥ *Pan troglodytes*, 20, 23
- * *Parinari curatellifolia* Planch. ex Benth., 27
- * *Petersianthus macrocarpus* (P. Beauv.) Liben, 19
- ¥ *Potamochoerus* spp, 20
- * *Pouteria altissima* (A. Chev.) Baehni, 84
- * *Pterocarpus erinaceus* Poir, 86
- ¥ *Python* spp, 20, 23
- * *Ricinodendron heudelotii* (Baill.) Pierre ex

Pax, 19, 84

¥ *Stephanoaetus coronatus*, 23

* *Sterculia oblonga* Mast., 84

¥ *Streptopelia semitorquata*, 23

* *Terminalia ivorensis* A.Chev., 19

¥ *Thryonomys swinderianus*, 20

¥ *Tockus semifasciatus*, 23

¥ *Tragelaphus scriptus*, 20, 23

* *Trichilia heudelotii* Planch. ex Oliv., 19

* *Trichilia lanata* A.Chev., 19

¥ *Tropicranus albocristatus*, 23

¥ *Tryonomys swinderianus*, 23

* *Turraeanthus africanus* (Welw. ex C. DC.)
Pellegr., 19

* *Uapaca guineensis* Müll. Arg., 19

* *Uapaca esculenta* A. Chev. ex Aubrév. &
Léandri, 19

* *Vitellaria paradoxa* C. F. Gaertn., 27

¥ *Viverracivetta*, 20, 23

¥ = Taxon animal, * = Taxon végétal.

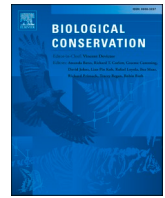
**PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES ISSUES DE LA
THESE**

PUBLICATION 1

Biennu H.K. Amani, Anny E. N'Guessan, Géraldine Derroire, Justin K. N'dja,
Aka G.M.Elogne, Karidia Traoré, Irie C. Zo-Bi, Bruno Héroult. **2021**.

THE POTENTIAL OF SECONDARY FORESTS TO RESTORE BIODIVERSITY OF THE
LOST FORESTS IN SEMI-DECIDUOUS WEST AFRICA. *Biological Conservation*.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109154>



The potential of secondary forests to restore biodiversity of the lost forests in semi-deciduous West Africa

Bienvenu H.K. Amani^{a,b}, Anny E. N'Guessan^a, Géraldine Derroire^c, Justin K. N'dja^a, Aka G. M. Elogne^d, Karidia Traoré^b, Irie C. Zo-Bi^d, Bruno Hérault^{d,e,f,*}

^a Université Félix Houphouët-Boigny, UFR Biosciences, Laboratoire de Botanique, Abidjan, Côte d'Ivoire

^b Université Jean Lorougnon Guédé, Unité de Formation et de Recherche en Agroforesterie, BP 150 Daloa, Côte d'Ivoire

^c Cirad, UMR 'Ecologie des Forêts de Guyane' (AgroparisTech, CNRS, Inra, Université des Antilles, Université de la Guyane), F-97379 Kourou Cedex, French Guiana, France

^d Institut National Polytechnique Félix Houphouët-Boigny (INP-HB), Yamoussoukro, Côte d'Ivoire

^e CIRAD, UPR Forêts et Sociétés, Yamoussoukro, Côte d'Ivoire

^f Forêts et Sociétés, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

ARTICLE INFO

Keywords:

Bayesian modeling
Ivory Coast
Recovery trajectories
Secondary succession
Tropical forest

ABSTRACT

In West Africa, more than 80% of the original forest cover has disappeared due to the exponential growth of human populations in a recurrent search for new agricultural land. Once the fertility of the land is exhausted, these areas are abandoned and left to be reforested through natural succession. Despite the widespread presence of secondary forests of various ages in West African landscapes, little is known about the trajectories of recovery and the environmental factors that influence recovery rates. We set up 96 0.2 ha forest plots, along a chronosequence of 1 to 40 years and including 7 controls, on which all trees larger than 2.5 cm in diameter at breast height were inventoried. We modelled the recovery trajectories of four complementary dimensions of biodiversity (richness, diversity, composition, indicators of old-growth forest) in a Bayesian framework. Our results show that the four dimensions of biodiversity recover at different rates, with composition recovering much faster than floristic diversity. Among the local, landscape, and historical factors studied, the number of remnants and proximity to old-growth forests have a positive impact on recovery rates, with, under good environmental conditions, the composition, richness, and diversity being almost completely recovered in less than 25 years. Our results demonstrate the very high resilience of the composition of the semi-deciduous forests of West Africa, but also suggest that the management of these post-forest areas must be differentiated according to the landscape context and the presence of isolated trees, which are the last vestiges of the former forest. In unfavourable conditions, natural dynamics should be assisted by agroforestry practices and local tree planting to allow for a rapid restoration of forest goods and services to local populations.

1. Introduction

Global forest cover is estimated at around 4 billion hectares (FAO, 2020) and tropical forests contain most of the tree diversity of this forest area with around 53,000 tree species (Slik et al., 2015). Unfortunately, during the previous decade (2000–2010), the annual area deforested was about 10 million hectares (FAO, 2020) and this was mainly caused by the strong growth of the world's population which led to high demand for agricultural products (Crist et al., 2017). This situation, which is still ongoing, continues to favor the conversion of forest land to agricultural land. In West Africa, the human population growth rate has been

estimated at 2.7% per annum over the last 4 decades, resulting in de facto high food needs and intense forest disturbance by a population still in search of fertile land (Brandt et al., 2017). The direct consequence is that more than 80% of the original forest cover has disappeared in West Africa and residual forests continue to be under high human pressure (Amahowe et al., 2018). Yet, the tropical rainforests of West Africa are among the most original forests in the world in terms of the diversity of species (Myers et al., 2000) even though they are now considered the most threatened (Aleman et al., 2017).

Faced with the continuous decline in primary forest cover, the restoration of secondary forests (i.e. old fields or abandoned pastures

* Corresponding author at: Institut National Polytechnique Félix Houphouët-Boigny (INP-HB), Yamoussoukro, Côte d'Ivoire.

E-mail address: bruno.herault@cirad.fr (B. Hérault).

that are naturally recovering) has become a global issue. Initial empirical works quickly suggested that tropical forests are generally very resilient after a period of cultivation (Chazdon, 2003) provided that natural regeneration processes are not interrupted (Arroyo-Rodríguez et al., 2015). Thus, after the abandonment of cultivated land, secondary forests can rapidly recover acceptable levels of biodiversity (Chazdon et al., 2009), and this potential for species accumulation could constitute a capital reservoir for biodiversity conservation (Ferraz et al., 2014; Gilroy et al., 2014) especially in areas where primary forests have been severely degraded and/or have disappeared. Most of the work has been carried out in Central and South America where secondary forests would be able to resemble old-growth forests after a few decades of succession (Chazdon et al., 2009; do Nascimento et al., 2012), although ecosystem trajectories are not very easy to predict (Norden et al., 2015). Part of the difficulty of prediction stems from the diversity of environments in which secondary forests develop. Indeed, several studies have shown that certain local (e.g. soil type), landscape (e.g. forest context), or historical (e.g. the number of years of cultivation) factors can greatly vary the return rate of typical forest-dwelling species. Overall, there is a beneficial effect of remnant trees and forest proximity in the recovery of diversity in secondary forests (Duarte et al., 2010). Remnant trees modify the microclimate and attract seed-dispersing animals such as birds and bats, thus facilitating recolonization after the abandonment of fields (Derroire et al., 2016). The presence of an old forest nearby provides a source of propagules for the secondary forest, which also allows it to recover faster and with high species diversity (Meiners et al., 2015). Continental-scale synthesis suggested that it takes 20 years only in South America for a secondary forest to recover 80% of the species richness of an old forest (Rozendaal et al., 2019).

In contrast to the Neotropics, knowledge of the dynamics of secondary forests remains generally very rudimentary in Africa, particularly in West Africa (Norris et al., 2010). Numerous studies have been carried out on the vegetation found in secondary forests (N'guessan and N'Dja, 2018; Kassi et al., 2017). However, the latter often remain very descriptive, either by studying plant communities from a botanical and/or biogeographic point of view (N'Dja and Decocq, 2008), or by relating the evolution of vegetation structure and its carbon recovery dynamics (N'Guessan et al., 2019). To our knowledge, there is almost no work dedicated to the modeling of biodiversity recovery in the secondary forests of West Africa (Norris et al., 2010). Even fewer results are available on the factors that may or may not influence these dynamics of recovery of biodiversity. At this stage, it is important to stress that biodiversity is not a simple concept and that several dimensions are necessary to address it in its different facets (Willis et al., 2005). The most common and widely used measure used by managers of forested areas is species richness (Chaudhary et al., 2016), i.e. the number of species encountered per unit area which is also called diversity of order 0. However, behind this specific richness, very different distributions of relative abundance can be hidden and to capture them, it is interesting to complement the measure of richness with a measure of equitability, as defined by order 2 diversity, better known as Simpson's diversity (Marcon et al., 2014). This is all the more relevant since poor equitability is often observed in the early stages of forest development, stages dominated by one or a few pioneer species, and this equitability then returns more or less rapidly through complementarity and then selection effects (Schmitt et al., 2020). Furthermore, neither specific richness nor the diversity of order 2 gives us interesting information on the composition of communities, and notably on its composition in relation to the composition of old-growth forests, often considered as reference forests at the end of the trajectories of recovery (Mirabel et al., 2020). It would therefore seem appropriate to measure the level of community recovery also by measuring similarity in composition with old-growth forests. Finally, among all the species that shape the composition of old-growth forests, certain species, known as indicator species, are of particular interest because they are the species (i) that are the most dependent on the microclimate of the forest ecosystem and (ii) that are also often of

great heritage interest since they are typically the first to be lost in degraded or secondarised forests (Björklund et al., 2020).

We have therefore chosen to use the different dimensions (richness, diversity, composition, indicators) of biodiversity to describe the different recovery trajectories of secondary forests in a post-forested landscape in West Africa. We wanted to identify the main local, landscape, and historical determinants of the recovery and to draw lessons for the management of these forests in the perspective of a possible role of secondary forests in the conservation of African biodiversity (Norris et al., 2010). To this end, we set up 89 plots in secondary forests and 7 plots in old-growth forests, each with an area of 0.2 ha, along a chronosequence of 1 to 40 years and on which we inventoried and determined all trees over 2.5 cm in diameter at breast height. We chose to carry out this study within a single forest massif, located in the semi-deciduous belt of West Africa, because we wanted to reduce climatic variations, which are very rapid on the North-South gradient in West Africa (Barry et al., 2018), and phytogeographic variations, which would complicate the construction of reference levels for compositional trajectories (Droissart et al., 2018). In this paper, we ask the following questions:

- What are the recovery trajectories of the different facets of biodiversity (specific richness, diversity, composition, indicators of old-growth forests)?
- What are the relative effects of local, landscape, and historical factors on the recovery rates?
- What are the consequences for the effective management of these secondary forests with a view to restoring the forest ecosystems of West Africa?

2. Materials and methods

2.1. Sampling strategy

The state forest Agbo I (6°24'-6°41' North, 4°50'- 4°09' West) is located in the south-east of Côte d'Ivoire (West Africa) and covers an area of 15,575 ha. The forest is a semi-deciduous tropical forest with a sub-humid tropical climate with an average annual temperature of 26.5 °C and rainfall of 1645 mm. On the basis of the national land cover map supplemented by preliminary field surveys (Supp Mat 1), sample plots (0.2 ha, 100 m × 20 m, median sampling coverage = 95.9% see SM2) were randomly placed in homogeneous vegetation with the aim of sampling a diverse range of (i) local conditions, (ii) past land-use types and (iii) current surrounding environments. The final sampling design also included undisturbed old-growth forest fragments ($n = 7$, this low number reflects the scarcity of true undisturbed old-growth forests in the landscape) and secondary forests of different ages corresponding to different stages of post-cultivation succession (<11 years: $n = 26$, 11–20 years: $n = 28$, 21–30 years: $n = 23$, 31–40 years: $n = 12$). The guarantee that the selected old-growth forest plots have never been exploited since 1938 (date of forest classification) was given to us (i) by the officials of the Abengourou forest management centre located in the east of Côte d'Ivoire in charge of the management of the Agbo 1 classified forest, (ii) by consultation of the historical management plans of the study area and (iii) by our own field visits where we found no evidence of current or past disturbances. Interviews with field owners and local farmers were carried out to obtain the precise age of the secondary forest plots.

Botanical names, diameter at breast height (DBH), and height of all stems over 2.5 cm in DBH were measured from October 2016 to May 2017. We chose the threshold of 2.5 cm DBH instead of 10 cm because young trees are an important component of the early successional stages (Swaine and Hall, 1983). The environmental variables were collected during interviews and field surveys (see details in Table 1) and provide information on previous land management (cultivation duration, previous cultivation), current forest connectivity (forest density, distance from the forest), and the local environment (number of remnant trees,

Table 1

Overview of the collected environmental variables investigated to predict biodiversity recovery rates in secondary forests of a West African landscape. Values are medians and quantiles for quantitative variables.

Type	Names	Details	Unit	Values
Local	Hydromorphy	Ferralithic (0) or Hydromorph (1) soils	/	/
Local	Remnants	Number of left-alive isolated trees from the former old-growth forest	trees.ha ⁻¹	15 [0;35]
Landscape	Density	Presence of old-growth forest within a 500 m distance on the 8 cardinal points	% frequency	3 [1;4]
Landscape	Proximity	1 / Distance to the nearest old-growth forest fragment	m ⁻¹	1/120 [1/ 450;1/ 20]
History	Cocoa	Previous crop: Food crops (0) or Cocoa (1)	/	/
History	Duration	Duration of the previous crop grown	years	3 [2;10]

topographical levels). The botanical nomenclature followed is that of the Taxonomic Name Resolution Service (Boyle et al., 2013) as implemented in the BIOMASS package (Réjou-Méchain et al., 2017).

2.2. Computing biodiversity dimensions

The recovery trajectories were investigated in four complementary dimensions: richness, diversity, composition, indicators.

2.2.1. Richness

The specific richness (or 0-order diversity transformed into Hill number) was calculated using the entropart package (Marcon and Hérault, 2015) using the unbiased estimator. This estimator takes into account all species present equally, without taking into account their abundance.

2.2.2. Diversity

Simpson's diversity (or 2-order diversity transformed into Hill number) was calculated using the entropart package (Marcon and Hérault, 2015) using the unbiased estimator. This estimator makes it possible to estimate the equitability, the higher the number of species co-dominating the community, the higher the estimator (Marcon et al., 2014).

2.2.3. Composition

The change in the floristic composition of secondary forests during succession was assessed by calculating the similarity index between secondary and old-growth forests. We used an index based on the presence-absence of species. Sorensen's coefficient is a binary and asymmetric coefficient that excludes double-absence and gives double weight to double presences since the presence of a species provides more interesting information than its absence, which may stem from multiple causes (Sorensen, 1948). Concretely all the values of the similarity coefficients between a secondary forest of a given age and the 7 old-growth forests were computed as well as all the possible combinations of pairs of old-growth forests. The latter allowed us to inform the ends of the trajectories of recovery.

2.2.4. Indicators

In order to identify indicator species of old-growth forests, we formed 2 groups: (i) plots of old-growth forests and (ii) plots of secondary forests less than 20 years old. Then we calculated the indicator value of each species according to the Indicator Value methodology (Dufrene and Legendre, 1997) implemented in package indicpecies (Cáceres et al., 2012). This method integrates the *specificity* of a species

as an indicator of the "old forests" group with *fidelity*, i.e. the probability of finding this species in all old forest sites. A very conservative threshold was chosen (P value < 0.002) to retain a given species as an indicator of old-growth forests. Finally, we calculated the number of occurrences of indicator species per sampled plot.

2.3. Modeling framework

2.3.1. Recovery rates

We used an exponential-based model to estimate instantaneous recovery rates (Hérault and Piponiot, 2018). It is a simple model that assumes that the absolute recovery rate is, at all points on time t , proportional to the distance between the state of the system at time t and the asymptotic value.

$$D_{p,t} \sim \log \mathcal{N} \left(\theta_0^D + (\theta_{+\infty}^D - \theta_0^D) \times \left(1 - e^{(-\lambda^D \times t_p)} \right), \sigma_D^2 \right)$$

where

$D_{p,t}$ is the value of the dimension D of biodiversity (richness, diversity, composition, indicators) in a secondary forest plot p at time t
 θ_0^D is the starting point, i.e. the value of D when the system starts the recovery process

$\theta_{+\infty}^D$ is the ending point, i.e. the asymptotic value of D

λ^D is the instantaneous recovery rate of D

σ_D^2 is the variance of the secondary forest lognormal likelihood for dimension D

Additionally we added in the inference scheme a second model likelihood for old-growth plots (for which t is not defined)

$$D_{p,+\infty} \sim \log \mathcal{N} \left(\theta_{+\infty}^D, \sigma_{D,+\infty}^2 \right)$$

where

$D_{p,+\infty}$ is the value of the dimension D of biodiversity (richness, diversity, composition, indicators) in an old-growth forest plot p

$\sigma_{D,+\infty}^2$ is the variance of the old-growth forest lognormal likelihood for dimension D

Lognormal likelihoods were chosen because both $D_{p,t}$ and $D_{p,+\infty}$ were defined on \mathbb{R}^+ . All parameters are inferred in a Bayesian framework as implemented in Stan (Carpenter et al., 2017), with non-informative priors:

$$\theta_0^D \sim \Gamma(0.01, 0, 01)$$

$$\theta_{+\infty}^D \sim \Gamma(0.01, 0, 01)$$

$$\lambda^D \sim \Gamma(0.01, 0, 01)$$

$$\sigma_D \sim \mathcal{N}(0, 1)$$

$$\sigma_{D,+\infty} \sim \mathcal{N}(0, 1)$$

2.3.2. Testing the effect of covariates

All covariates (Table 1) have been standardised to interpret their relative effects. The covariates were then introduced into the model to predict the instantaneous recovery rate, which was then transformed into:

$$\lambda^D = \sum_{i=1}^{i=n} \theta_{cov_i}^D \times Cov_i$$

where

$\theta_{cov_i}^D$ is the effect of the covariate i on the recovery rate for dimension D
 Cov_i is the standardised value of covariate i

Priors are again non-informative:

$$\theta_{cov_i}^D \sim \Gamma(0.01, 0, 01)$$

3. Results

A total of 32,103 trees with DBH > 2.5 cm were inventoried. They belong to 336 species in 274 genera and 67 families. The most abundant tree species are *Ficus exasperata* (9%), *Millettia zechiana* (8%), and *Trichilia prieuriana* (5%).

3.1. Rates of recovery

All the studied dimensions of biodiversity (Richness, Diversity, Composition and Indicators of old-growth forests) increased with the age of the secondary forest (Fig. 1). The performance of the various models, as assessed by the determination coefficient, is very satisfactory (Fig. 2). Of the four dimensions, only diversity has an R² value of less than 50%. For species richness, the level of fit of the model is particularly high (>60%). The recovery rates vary greatly between the four dimensions studied, with, in decreasing order: composition, richness, diversity and then the indicators (Fig. 2).

For composition, the recovery rates are extremely high compared to other dimensions (Table 2). Sorensen's index is on average 0.12 at the beginning of the succession ($\theta_0^{composition}$) and 0.49 in old-growth forests ($\theta_{+\infty}^{composition}$). Recovery times are very short, with, respectively, 50% and

90% of the composition of the old-growth forest recovered in 9 and 30 years.

For species richness, secondary forests recover the levels of old-growth forests relatively quickly with a recovery of 50% and 90% of the final richness estimated, respectively, at 14 and 47 years. On the other hand, the initial level of richness ($\theta_0^{richness}$) is significantly different from zero with 13 species already present at the beginning of the succession. The asymptotic richness ($\theta_{+\infty}^{richness}$) is estimated, in old-growth forests, at about 120 species on 0.2 ha.

For diversity, the instantaneous rate of recovery is three times smaller than that of composition (Table 2). Consequently, the recovery times of 50% and 90% of the diversity of old-growth forests are also high, by 30 and 100 years respectively. The high variability of diversity in reference forests (between 20 and 45 species equivalents) explains the high level of uncertainty at the end of the trajectories of recovery (Fig. 1).

For indicator species, the analysis identified a total of 22 species (see Supp Mat 2) that are significantly more associated with old-growth forests. The level of recovery of these species is the lowest of the 4 dimensions of biodiversity we explored (Table 2). Consequently, after 40 years of secondary succession, the levels of accumulation of indicator species are still quite far from asymptotic levels (Fig. 1). Estimates of recovery times for 50% and 90% of indicator species in old-growth forests are 53 and 177 years respectively. These estimates are outside the calibration interval of the model and should therefore be taken with caution.

3.2. Drivers of recovery rates

Overall, the environmental determinants that strongly influence

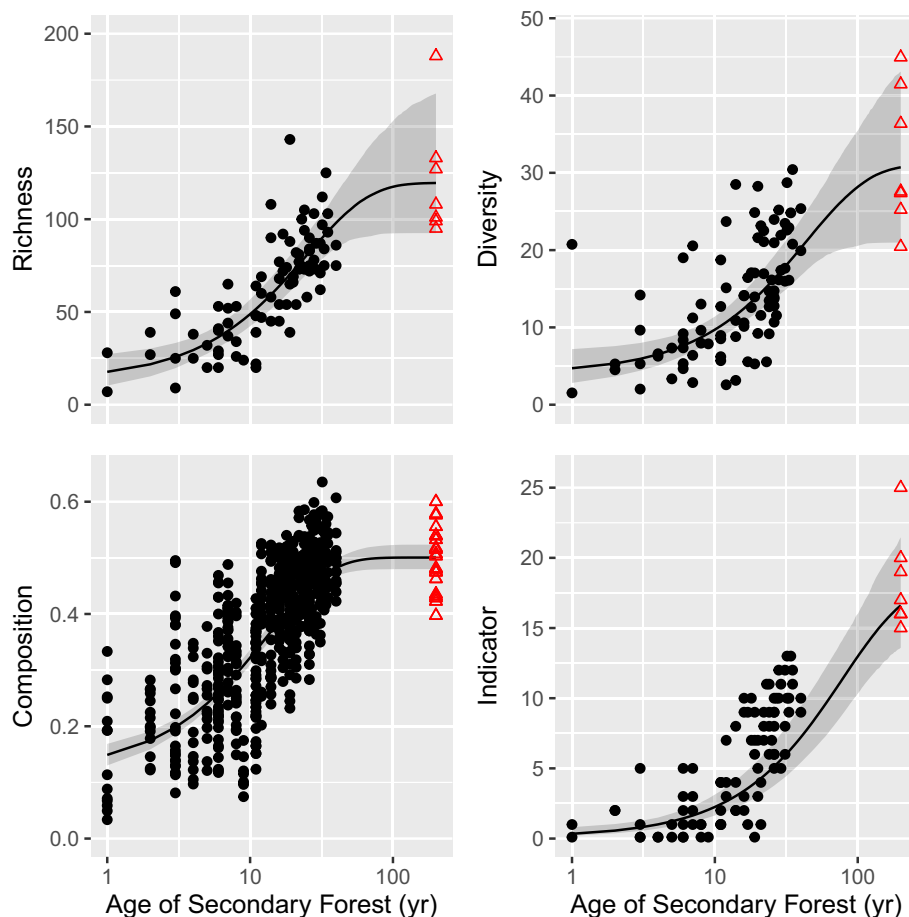


Fig. 1. Trajectories of biodiversity recovery (Specific richness, Simpson diversity, Composition estimated by the Sorensen index, Indicator species of old-growth forests). The values of plots (0.2 ha) of secondary forests (black dots) and old-growth forests (red triangles) were modelled using an exponential-based recovery model. Old-growth forests were represented with an arbitrary age of 120 years. The solid line represents the model predictions at maximum likelihood and the shaded area represents the 99% credibility interval. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

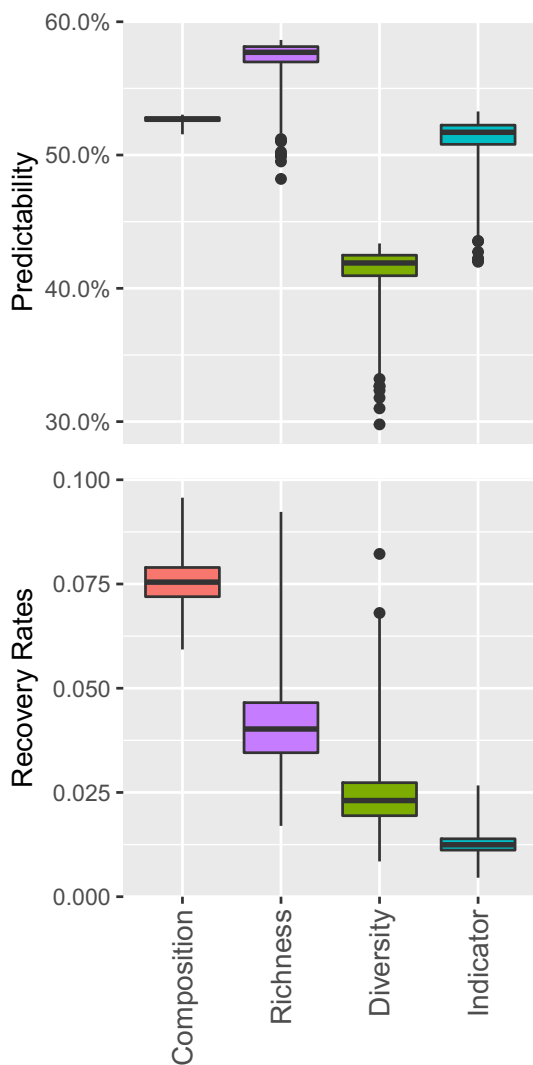


Fig. 2. Comparison of predictability and rate of trajectories of recovery between biodiversity attributes. Predictability (top) and rates (bottom) are estimated using a posteriori distributions, respectively, of the determination coefficient between observations and predictions (not accounting for old-growth forests) and the lambda instantaneous recovery rate parameter.

biodiversity recovery rates (Fig. 3), regardless of dimension, are the number of remnant trees (a feature of the local environment) and forest proximity (a landscape feature).

The number of remnant trees has a significant positive effect on composition (0.044 ± 0.015) and on species richness (0.032 ± 0.006), less noticeable on diversity (0.023 ± 0.011) and almost nul on indicator species in old-growth forests (-0.004 ± 0.002). Forest proximity has a very strong positive effect on composition (0.079 ± 0.016), a strong effect on indicator species in old-growth forests (0.037 ± 0.021) and Simpson's diversity (0.031 ± 0.016) and a weak effect on species

richness ($\lambda = 0.015 \pm 0.017$).

The other variables have very little effect overall (Fig. 3). However, it should be noted that the effect of forest density is almost always positive, even if it is relatively small, and that the effect of soil hydromorphy on recovery rates is almost always negative, even if it is also relatively small. Variables linked to the history of the plot (length of time the land has been cultivated and cocoa or food crop cultivation) have very little effect. The trajectories of biodiversity recovery are therefore more related to the local environment and landscape context than to the history of the plot.

3.3. Simulations of different scenarios

Parameterized models were used to simulate three contrasting situations (Fig. 4) and look at the effects on the trajectories of recovery: (i) an unfavourable situation (0 remnants per ha, 500 m to the old-growth forest), (ii) a median situation (30 remnants per ha, 50 m to the old-growth forest) and (iii) a favorable situation (100 remnants per ha, 5 m to the old-growth forest). Depending on the scenario, recovery rates vary greatly. After 25 years of succession in a favorable situation, our model predicts a recovery of almost 100% of the richness, diversity, composition and 95% of the indicator species. Whereas, after the same period of time but in an unfavourable situation, only 90% of the composition, 80% of the richness, 60% of the diversity and barely 35% of the indicator species are recovered (Fig. 4). On the other hand, these different scenarios also exert a level of uncertainty on trajectories that is higher for indicator species and diversity than for richness or composition.

4. Discussion

The recovery of biodiversity in tropical secondary forests is a process that takes place over a long period of time but which depends heavily on the prism through which we look at the ecosystem (Pena-Claros, 2003). Indeed, the first important result of this work is that the different dimensions of biodiversity (richness, diversity, composition, indicators) do not recover at the same rate and that it is, therefore, necessary to consider them all to obtain a complete picture of the ecological processes underway in secondary successions. Next, the second major result is that, among the local, landscape, and historical factors we studied, only the first two, i.e. the local biophysical environment of the plot and the landscape context, are of great importance in explaining the observed variability of the trajectories of recovery. Remarkably, our simulations showed that in favorable contexts, almost 100% of the species richness, diversity, and composition could be recovered in less than 25 years. However, species typical of old-growth forests only return very slowly. All these results suggest that the management of the post-forest areas of West Africa semi-deciduous forests can be highly differentiated and flexible enough to take into account landscape contexts and farming practices, e.g. the propensity of farmers to leave or not to leave remnant trees in their crops. Furthermore, it is interesting to note that on barely 20 ha of inventoried forests, the number of species recorded is more than 330, which represents 8.5% of the Ivorian flora (Aké-Assi, 2002) for a relatively small area. The importance of these secondary forests for the conservation per se of forest species and the restoration of climatic

Table 2

Values (medians and quantiles) of the parameters of the recovery trajectories' models for the 4 dimensions of biodiversity explored (richness, diversity, composition, indicators). θ_0 is the starting point of the trajectories of recovery and $\theta_{+\infty}$ the ending point, λ indicates the instantaneous rate of recovery and σ the model error.

Parameters	Richness			Diversity			Composition			Indicators		
	Median	5 th	95 th	Median	5 th	95 th	Median	5 th	95 th	Median	5 th	95 th
θ_0	13.48	7.71	20.20	4.09	2.64	5.77	0.12	0.11	0.14	0.06	0.01	0.27
$\theta_{+\infty}$	119.41	102.28	144.18	31.14	24.88	39.60	0.50	0.49	0.51	18.29	15.98	21.44
λ	0.049	0.027	0.058	0.023	0.015	0.035	0.076	0.067	0.085	0.013	0.010	0.018
σ	0.42	0.38	0.49	0.52	0.46	0.59	0.30	0.28	0.31	1.06	0.94	1.21

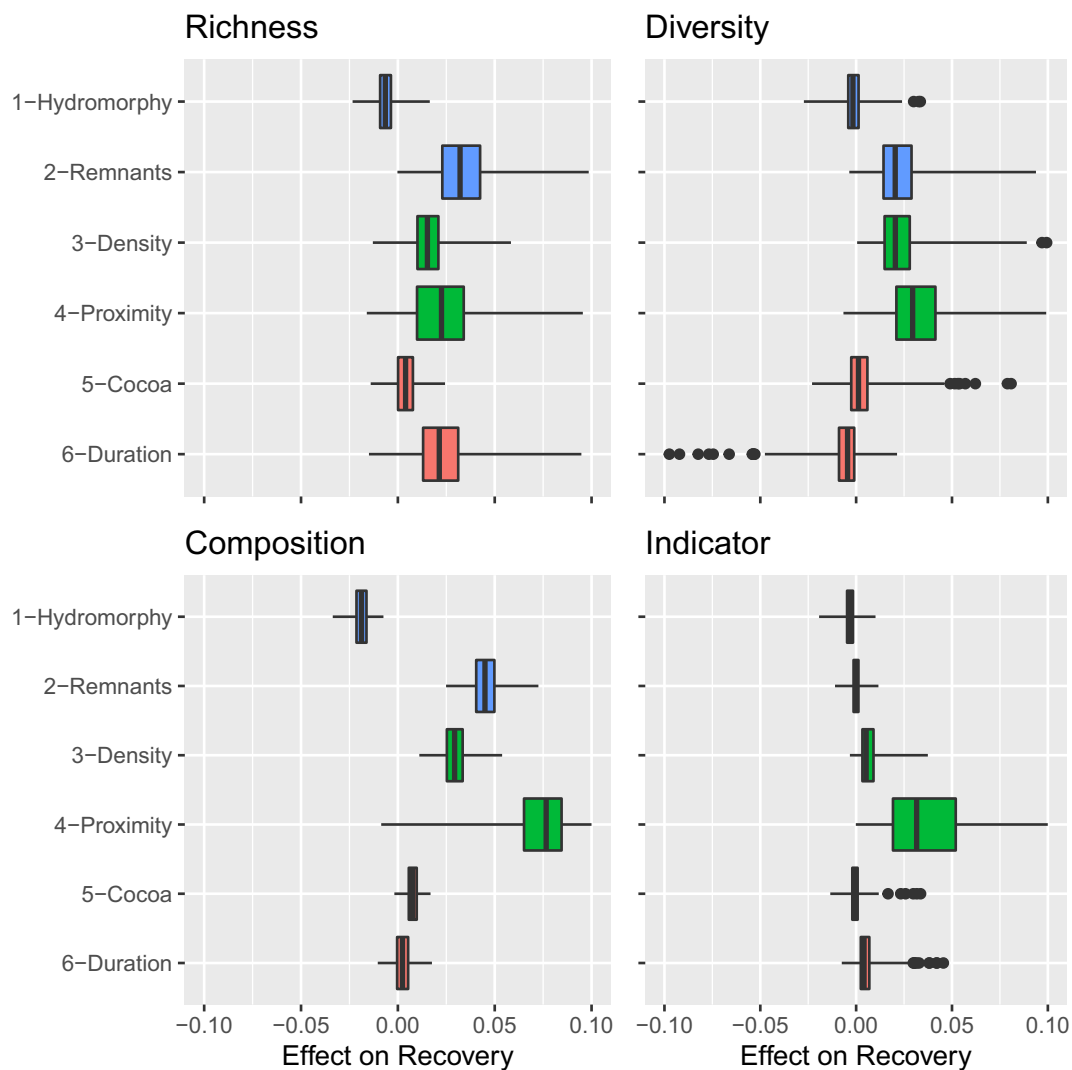


Fig. 3. Effects of local environmental (blue), landscape (green) and historical (red) variables on the instantaneous rate of recovery of species richness, Shannon diversity, composition similarity with old-growth forests and old-growth indicator species. The effects are standardised and therefore comparable within and between figures. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

forests rich in biodiversity, and particularly in species at the end of succession, is therefore crucial.

4.1. Composition recovers faster than diversity in West Africa

In our sample, the recovery of secondary forest composition is clearly faster than that of species richness (Fig. 2). This said, we lack elements of comparison in Africa to discuss these results. Clearly, the most important works were carried out during the Neotropics and suggest the opposite pattern with (i) 90% of the species richness of old-growth forests recovering fairly rapidly (31 years) and (ii) the floristic composition taking several centuries to recover (Rozendaal et al., 2019). For example, in the Brazilian Atlantic forest, it would take a minimum of 40 years for secondary and old-growth forests to have 50% of species in common (Piotto et al., 2009) when we obtain this 50% of species shared in about ten years. Several hypotheses can be put forward to explain this rapid recovery in floristic composition in the studied area. (i) The forests of West Africa, particularly the semi-deciduous forests, are ecosystems that have evolved over a long period of time with recurrent stresses linked to the very high seasonality of the climate (Barry et al., 2018), the occurrence of fires (Dwomoh and Wimberly, 2017), and an ancient human presence (Morin-Rivat et al., 2017). This results in naturally

more disturbed forests where the frequency of opportunistic ecological strategies is much higher with a guild of long-lived pioneers that is very abundant in mature forests (Claeys et al., 2019). Conversely, neotropical forests contain many climatic, understorey, slow-growing species with a very conservative functional strategy and a very slow growth (Hérault et al., 2010; Hérault et al., 2011). These species are the most difficult to recover during secondary succession in the neotropics. (ii) The estimator of the natural variability of similarity of composition between old-growth forests is also important because a decrease in the value of the estimator will mechanically lead to a faster recovery rate, whereas an increase will tend to generate slower rates. We have estimated this reference state ($\theta_{+\infty}$) at 0.50 (Table 2), which means that the old-growth forests in our sample show a very high degree of heterogeneity in their composition (Fig. 1). This natural heterogeneity may be due to a too-small plot size (Wagner et al., 2010) or a strong spatial autocorrelation of local species distribution (Réjou-Méchain et al., 2011). (iii) Finally, it is possible that the relatively short cultivation periods (on average 3 years, Table 1), typical of a spatially itinerant slash-and-burn practice, have not completely destroyed the soil seed bank which may, after the abandonment of cultivation, allow pre-existing species to quickly recolonize the abandoned space (Hérault and Hiernaux, 2004; Sanou et al., 2019).

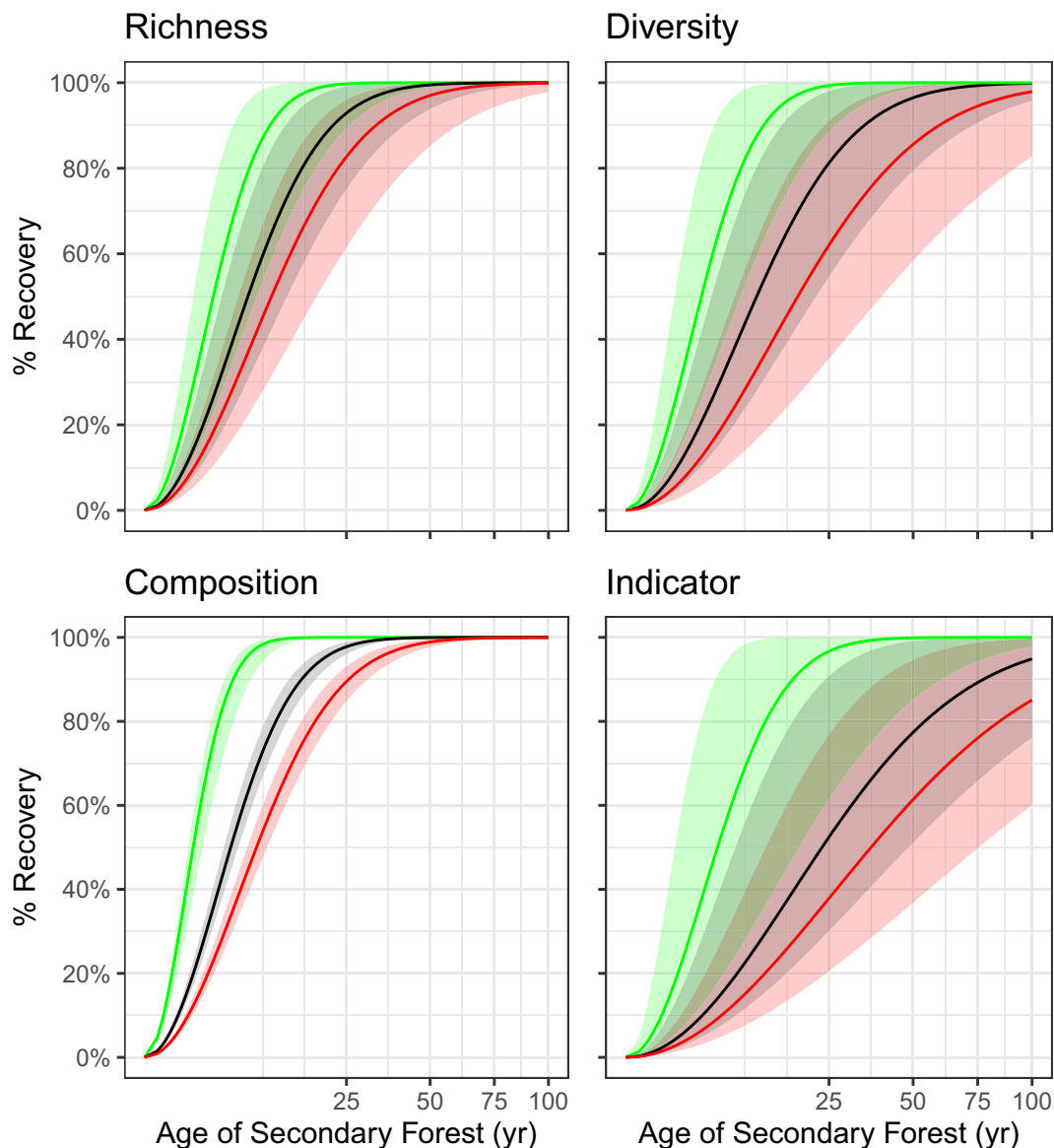


Fig. 4. The number of remnants and the proximity to old-growth forests are two key elements of the rate of biodiversity recovery (species richness, Simpson diversity, composition similarity with old-growth forests and old-growth indicator species) in secondary forests of West Africa. Three contrasting situations are projected: (i) an unfavourable situation (0 remnants per ha, 500 m to the old-growth forest) in red, (ii) a median situation (30 remnants per ha, 50 m to the old-growth forest) in grey and (iii) a favorable situation (100 remnants per ha, 5 m to the old-growth forest) in green. The solid line represents the model predictions at maximum likelihood and the shaded area represents the 95% credibility interval. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

4.2. Remnants and proximity to old-growth forest, key elements of fast recovery

The influence of local and landscape environmental factors on recovery rates is a result that is henceforth well documented (Jakovac et al., 2015; Crouzeilles et al., 2020). Our results are broadly in line with previous findings, namely that trajectories accelerate strongly in the presence of remnant trees and in the vicinity of the old-growth forests (Arroyo-Rodríguez et al., 2015). Remnant trees are important because (i) they are in themselves a potential source of seeds for recolonization (Herrera and García, 2009), (ii) they can be used as perches and/or living places for birds, bats (Peña-Domene et al., 2014) and other small mammals (e.g. squirrels) that participate in seed dispersal (Babweteera and Brown, 2008), (iii) they locally modify the microclimate (decrease incident radiation, maintain soil moisture) and thus provide more favorable conditions for the development of forest species (Belsky et al.,

1993), and (iv) participate in more rapid recycling of nutrients because their roots explore deep soil horizons (Belsky, 1994), creating more favorable conditions for vegetation development. Proximity to the forest is also an important condition for a rapid recovery rate (Fig. 3), especially for composition and indicator species (Fig. 2). Clearly, the closer the old forest is, the easier and quicker natural seeding with typical forest species will be (Hooper et al., 2005). Indeed, the late-successional forest species characteristic of our old-growth forest plots (Supp Mat 2) are mostly very large trees (e.g. *Guibourtia ehie* (A.Chev.) J.Léonard (Caesalpiniaceae), *Pouteria altissima* (a. chev.) *baehni* (Sapotaceae), *Nesogordonia papaverifera* (a. chev.) cap. (Sterculiaceae), *Celtis zenkeri* engi. (Cannabaceae)) with a very long lifespan, with a low capacity for seed dispersal and, therefore, for colonization of new environments. While proximity to the forest is a factor often mentioned both in scientific work on succession and by forest practitioners, residual trees are less often singled out by West African land managers (Sandor and

Chazdon, 2014). Yet we show that they have a fundamental role in the recovery of biodiversity, as others have shown before their effect on the recovery of forest structure and biomass (Sanchez and Lindsell, 2016; N'Guessan et al., 2019). These isolated remnant trees are an essential and typical component of West African landscapes (Norris et al., 2010). Their cultural and spiritual importance is widely recognized (Aniah and Yelfaanibe, 2016), and their environmental importance is stressed here as well.

4.3. For a smart management of secondary forests in West Africa

The rapid recovery, under favorable conditions, of the different dimensions of biodiversity after the abandonment of fields suggests a very good resilience of tropical forests in the semi-deciduous zone of West Africa, a resilience already observed for forest structure and biomass (Sanchez and Lindsell, 2016; N'Guessan et al., 2019). Taken together, these results (notably the rapid restoration of floristic composition) suggest that secondary forests, even relatively young ones, may be suitable habitats for many forest species provided that natural regeneration mechanisms (pollination, dispersal, germination often in conjunction with a rich and diverse fauna) are still functional (Chazdon and Guariguata, 2016). However, behind this rather optimistic painting, the extreme level of forest degradation in West Africa and the great socio-economic precariousness of the populations living in these post-forest landscapes call for greater caution (Norris et al., 2010). Indeed, the two key variables for rapid restoration of the 4 dimensions of biodiversity that we have explored are forest proximity and the presence of remnants. (i) Regarding forest proximity, the extreme loss of forest cover in some West African countries, such as Côte d'Ivoire, creates a situation where the only remaining forest fragments are located in the few national parks that have not been infiltrated by neighboring populations and in sacred forests that are often very small in size but scattered in large numbers throughout the landscapes (Aniah and Yelfaanibe, 2016). The protection of these latter forest islets should be regarded as a top priority by the national forest services; our results show that this is a sine qua non for the rapid success of forest restoration. (ii) Regarding forest remnants, national economies highly dependent on the export of cash crops (cocoa, coffee, rubber, oil palm, cashew nuts) create strong pressure for agricultural intensification (Havik et al., 2018), which in practice means cutting down isolated trees, too often seen as useless elements of the landscape. In addition, demographic pressure mechanically generates strong needs for wood energy in particular (Sulaiman et al., 2017). The strong agricultural pressure combined with the need for energy wood creates an extremely unfavourable situation for the maintenance of remnant trees in these post-forest landscapes. However, our results show their paramount importance for a rapid success in the recovery of biodiversity. Their protection and wide information on the benefits of their maintenance in the landscape should be prioritized. This also requires a true recognition of their legal status. In fact, these trees outside the permanent forest domains of countries often have a vague legal status (Asaaga et al., 2020). In Côte d'Ivoire, for example, a farmer is only the true owner of a tree if he has a land ownership certificate (which is rarely the case) and if he can demonstrate that he himself has planted the tree, which remains complicated for organisms living for several decades.

However, given the extreme level of deforestation in many West African landscapes, relying solely on natural succession does not seem sufficient. Our simulations show that an unfavourable situation (old-growth forest at more than 500 m, no residual trees), yet increasingly common, a hundred years are needed to recover typical forest species (Fig. 4), a far too distant horizon in very dynamic socio-economic situations. Other solutions must be considered: (i) assisted regeneration mediated by local farmers trained in technical itineraries for active management of young naturally regenerating trees (Lohbeck et al., 2020), or (ii) mixed plantations with local species only (in order to avoid the problems of biological invasions that are beginning to occur in the

semi-deciduous forests of West Africa (van der Meersch et al., 2020)) selected for their survival and growth performance (Hérault et al., 2020). Innovative technical itineraries that can mobilize reforestation agroforestry with agricultural production may, on a transitional basis, finance plantation investments in the early years (Minang et al., 2014).

5. Conclusion

Allowing secondary forests to evolve naturally towards mature forests is the simplest and cheapest solution for regaining significant forest cover in heavily degraded areas (Brancalion et al., 2020). It is also the solution that is the least interventionist, compared to assisted natural regeneration or traditional tree planting, and a solution that allows natural processes to develop fully (Chazdon and Uriarte, 2016). Indeed, the restoration of tropical forests can be seen not only as the restoration of habitats or forest species but also as the restoration of the ecological and evolutionary processes that naturally, i.e. out of human control, occur in these environments (Katz, 1992). Although natural succession offers many advantages, the key question is that of the rate of recovery insofar as many tropical territories are under stress? Indeed, population growth is leading to increasing demands for agricultural land and is creating new needs for goods and services for which forests have a crucial role to play. In this context, our results show that the rates of biodiversity recovery vary greatly with the way we look at it. Surprisingly, we have shown that floristic composition is reconstituting faster than diversity or species richness, a West African result very different from those obtained under the much-studied Neotropics (Rozendaal et al., 2019). Unsurprisingly, indicator species of old-growth forests take a very long time to recover and the chronosequence (0–40 years) in our possession is too limited in time to give more than orders of magnitude of the time required, i.e. more than a hundred years. We were also able to demonstrate, using an integrated Bayesian modeling approach, that local and landscape factors play a key role in the speed of forest restoration. Under optimal conditions, most of the studied dimensions of biodiversity are restored in less than 25 years, a time horizon close enough to be attractive for public policies and donors. In non-optimal cases, this horizon seems too far away for laissez-faire to be favourably received by decision-makers. It is therefore up to the scientific community, in these unfavourable conditions of hyper-degraded post-forest landscapes, to imagine innovative restoration solutions that are either inexpensive (because they need to be implemented on a large scale) or that allow rapid returns on investment (as is possible with agroforestry) and that enable rural populations to derive direct and indirect benefits from these new forest environments, a sine qua non for long-term success.

CRedit authorship contribution statement

Bienvenu H.K. Amani: Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Investigation, Methodology, Validation, Visualization, Writing – original draft. **Anny E. N'Guessan:** Conceptualization, Data curation, Methodology, Supervision, Writing – review & editing. **Géraldine Derroire:** Conceptualization, Methodology, Supervision, Writing – review & editing. **Justin K. N'dja:** Conceptualization, Funding acquisition, Investigation, Methodology, Project administration, Resources, Supervision, Writing – review & editing. **Aka G.M. Elogne:** Methodology, Writing – review & editing. **Karidia Traoré:** Writing – review & editing. **Irie C. Zo-Bi:** Writing – review & editing. **Bruno Hérault:** Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Investigation, Methodology, Software, Supervision, Validation, Visualization, Writing – original draft.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence

the work reported in this paper.

Acknowledgments

The authors of this article would like to thank the DynRecSE Project (PRReS-Cl 2 funding) for the financial support that made this study possible.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109154>.

References

- Aké-Assi, L., 2002. Flore de Côte d'Ivoire 1 & 2. Conservatoire et Jardin Botaniques, Genève (Suisse).
- Aleman, J.C., Jarzyna, M.A., Staver, A.C., 2017. Forest extent and deforestation in tropical Africa since 1900. *Nat. Ecol. Evol.* 2, 26–33. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0406-1>.
- Amahowe, I.O., Gaoue, O.G., Natta, A.K., Pioniot, C., Zobi, I.C., Hérault, B., 2018. Functional traits partially mediate the effects of chronic anthropogenic disturbance on the growth of a tropical tree. *AoB PLANTS* 10. <https://doi.org/10.1093/aobpla/ply036>.
- Aniah, P., Yelfaanibe, A., 2016. Learning from the past: the role of sacred groves and shrines in environmental management in the Bongo District of Ghana. *Environ. Earth Sci.* 75 <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5706-2>.
- Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F.P.L., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R.L., Meave, J.A., Norden, N., Santos, B.A., Leal, I.R., Tabarelli, M., 2015. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession forest fragmentation and landscape ecology research. *Biol. Rev.* 92, 326–340. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>.
- Asaaga, F.A., Hirons, M.A., Malhi, Y., 2020. Questioning the link between tenure security and sustainable land management in cocoa landscapes in Ghana. *World Dev.* 130, 104913 <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.104913>.
- Babweteera, F., Brown, N., 2008. Can remnant frugivore species effectively disperse tree seeds in secondary tropical rain forests? *Biodivers. Conserv.* 18, 1611–1627. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9546-6>.
- Barry, A.A., Caesar, J., Tank, A.M.G.K., Aguilar, E., McSweeney, C., Cyrille, A.M., Nikiema, M.P., Narcisse, K.B., Sima, F., Stafford, G., Touray, L.M., Ayilari-Naa, J.A., Mendes, C.L., Tounkara, M., Gar-Glahn, E.V.S., Coulibaly, M.S., Dieh, M.F., Mouhaimouni, M., Oyegade, J.A., Sambou, E., Laogbessi, E.T., 2018. West Africa climate extremes and climate change indices. *Int. J. Climatol.* 38, e921–e938. <https://doi.org/10.1002/joc.5420>.
- Belsky, A.J., 1994. Influences of trees on savanna productivity: tests of shade nutrients, and tree-grass competition. *Ecology* 75, 922–932. <https://doi.org/10.2307/1939416>.
- Belsky, A.J., Mwangi, S.M., Amundson, R.G., Duxbury, J.M., Ali, A.R., 1993. Comparative effects of isolated trees on their undercanopy environments in high- and low-rainfall savannas. *J. Appl. Ecol.* 30, 143. <https://doi.org/10.2307/2404278>.
- Björklund, H., Parkkinen, A., Hakkari, T., Heikkinen, R.K., Virkkala, R., Lensu, A., 2020. Predicting valuable forest habitats using an indicator species for biodiversity. *Biol. Conserv.* 249, 108682 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108682>.
- Boyle, B., Hopkins, N., Lu, Z., Garay, J.A.R., Mozzherin, D., Rees, T., Matasci, N., Narro, M.L., Piel, W.H., Mckay, S.J., Lowry, S., Freeland, C., Peet, R.K., Enquist, B.J., 2013. The taxonomic name resolution service: an online tool for automated standardization of plant names. *BMC Bioinf.* 14 <https://doi.org/10.1186/1471-2105-14-16>.
- Brancalion, P.H.S., Meli, P., Tymus, J.R.C., Lenti, F.E.B., Benini, R.M., Silva, A.P.M., Isernhagen, I., Holl, K.D., 2020. Corrigendum to “what makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil” [*Biol. Conserv.* 240 (2019) 108274]. *Biol. Conserv.* 245, 108555 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108555>.
- Brandt, M., Rasmussen, K., Peñuelas, J., Tian, F., Schurgers, G., Verger, A., Mertz, O., Palmer, J.R.B., Fensholt, R., 2017. Human population growth offsets climate-driven increase in woody vegetation in sub-Saharan Africa. *Nat. Ecol. Evol.* 1 <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0081>.
- Cáceres, M.D., Legendre, P., Wiser, S.K., Brotons, L., 2012. Using species combinations in indicator value analyses. *Methods Ecol. Evol.* 3, 973–982. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00246.x>.
- Carpenter, B., Gelman, A., Hoffman, M.D., Lee, D., Goodrich, B., Betancourt, M., Brubaker, M., Guo, J., Li, P., Riddell, A., 2017. Stan: a probabilistic programming language. *J. Stat. Softw.* 76 <https://doi.org/10.18637/jss.v076.i01>.
- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S., 2016. Impact of Forest management on species richness: global meta-analysis and economic trade-offs. *Sci. Rep.* 6 <https://doi.org/10.1038/srep23954>.
- Chazdon, R.L., 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspect. Plant Ecol.* 6, 51–71. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00042>.
- Chazdon, R.L., Guariguata, M.R., 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48, 716–730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>.
- Chazdon, R.L., Uriarte, M., 2016. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica* 48, 709–715. <https://doi.org/10.1111/btp.12409>.
- Chazdon, R.L., Peres, C.A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A., Lamb, D., Stork, N.E., Miller, S.E., 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conserv. Biol.* 23, 1406–1417. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01338.x>.
- Claeys, F., Gourlet-Fleury, S., Picard, N., Ouédraogo, D.-Y., Tadesse, M.G., Hérault, B., Baya, F., Bénédet, F., Cornu, G., Mortier, F., 2019. Climate change would lead to a sharp acceleration of Central African forests dynamics by the end of the century. *Environ. Res. Lett.* 14, 044002 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaf81>.
- Crist, E., Mora, C., Engelman, R., 2017. The interaction of human population food production, and biodiversity protection. *Science* 356, 260–264. <https://doi.org/10.1126/science.aal2011>.
- Crouzeilles, R., Maurenza, D., Prieto, P.V., Barros, F.S.M., Jakovac, C., Ferreira, M.S., Chazdon, R.L., Lindenmayer, D.B., Brancalion, P.H.S., Ceccon, E., Adams, C., Lazos-Chavero, E., Monteiro, L., Junqueira, A.B., Strassburg, B.B.N., Guariguata, M.R., 2020. Associations between socio-environmental factors and landscape-scale biodiversity recovery in naturally regenerating tropical and subtropical forests. *Conserv. Lett.* <https://doi.org/10.1111/conl.12768>.
- Derroire, G., Coe, R., Healey, J.R., 2016. Isolated trees as nuclei of regeneration in tropical pastures: testing the importance of niche-based and landscape factors. *J. Veg. Sci.* 27, 679–691. <https://doi.org/10.1111/jvs.12404>.
- Droissart, V., Dauby, G., Hardy, O.J., Deblauwe, V., Harris, D.J., Janssens, S., Mackinder, B.A., Blach-Overgaard, A., Sonké, B., Sosef, M.S.M., Stévant, T., Svenning, J.-C., Wieringa, J.J., Couvreur, T.L.P., 2018. Beyond trees: biogeographical regionalization of tropical Africa. *J. Biogeogr.* 45, 1153–1167. <https://doi.org/10.1111/jbi.13190>.
- Duarte, L., Hofmann, G.S., Santos, M.M.G.D., Hartz, S.M., Pillar, V.D., 2010. Testing for the influence of niche and neutral factors on sapling community assembly beneath isolated woody plants in grasslands. *J. Veg. Sci.* 21, 462–471. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01153.x>.
- Dufrene, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and Indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345. <https://doi.org/10.2307/2963459>.
- Dwomoh, F., Wimberly, M., 2017. Fire regimes and their drivers in the upper Guinean Region of West Africa. *Remote Sens.* 9, 1117. <https://doi.org/10.3390/rs911117>.
- FAO, 2020. *The State of the World's Forests 2020. Forests, Biodiversity and People*. FAO.
- Ferraz, S.F.B., Ferraz, K.M.P.M.B., Cassiano, C.C., Brancalion, P.H.S., da Luz, D.T.A., Azevedo, T.N., Tambosi, L.R., Metzger, J.P., 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landsc. Ecol.* 29, 187–200. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9988-z>.
- Gilroy, J.J., Woodcock, P., Edwards, F.A., Wheeler, C., Baptiste, B.L.G., Uribe, C.A.M., Haugaasen, T., Edwards, D.P., 2014. Cheap carbon and biodiversity co-benefits from forest regeneration in a hotspot of endemism. *Nat. Clim. Chang.* 4, 503–507. <https://doi.org/10.1038/nclimate2200>.
- Havik, P., Monteiro, F., Catarino, S., Correia, A., Catarino, L., Romeiras, M., 2018. Agro-economic transitions in Guinea-Bissau (West Africa): historical trends and current insights. *Sustainability* 10, 3408. <https://doi.org/10.3390/su10103408>.
- Hérault, B., Hiernaux, P., 2004. Soil seed bank and vegetation dynamics in Sahelian fallows the impact of past cropping and current grazing treatments. *J. Trop. Ecol.* 20, 683–691. <https://doi.org/10.1017/s0266467404001786>.
- Hérault, B., Pioniot, C., 2018. Key drivers of ecosystem recovery after disturbance in a neotropical forest. *Forest Ecosyst.* 5 <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0126-7>.
- Hérault, B., Ouallet, J., Blanc, L., Wagner, F., Baraloto, C., 2010. Growth responses of neotropical trees to logging gaps. *J. Appl. Ecol.* 47, 821–831. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01826.x>.
- Hérault, B., Bachelot, B., Poorter, L., Rossi, V., Bongers, F., Chave, J., Paine, C.E.T., Wagner, F., Baraloto, C., 2011. Functional traits shape ontogenetic growth trajectories of rain forest tree species. *J. Ecol.* 99, 1431–1440. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01883.x>.
- Hérault, B., N'Guessan, A.K., Ouattara, N., Ahoba, A., Bénédet, F., Coulibaly, B., Doua-Bi, Y., Koffi, T., Koffi-Konan, J.-C., Konaté, I., Tiéoulé, F., Wourro, F., Zo-Bi, I.C., Louppe, D., 2020. The long-term performance of 35 tree species of sudanian West Africa in pure and mixed plantings. *For. Ecol. Manag.* 468, 118171. doi:<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118171>.
- Herrera, J.M., García, D., 2009. The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: being alone is not always so sad. *Biol. Conserv.* 142, 149–158. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.008>.
- Hooper, E., Legendre, P., Condit, R., 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *J. Appl. Ecol.* 42, 1165–1174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01106.x>.
- Jakovac, C.C., Peña-Claros, M., Kuyper, T.W., Bongers, F., 2015. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *J. Ecol.* 103, 67–77. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.12298>.
- Kassi, J.N.D., Tuo, Y., Zo-Bi, I.C., 2017. Diversité floristique et infiltration humaine de la forêt classée de la Besso (Côte d'Ivoire). *J. Appl. Biosci.* 114, 11299. <https://doi.org/10.4314/jab.v11i4.3>.
- Katz, E., 1992. The call of the wild. *Environ. Ethics* 14, 265–273. <https://doi.org/10.5840/enviroethics199214321>.
- Lohbeck, M., Albers, P., Boels, L.E., Bongers, F., Morel, S., Sinclair, F., Takoutsing, B., Vågen, T.-G., Winowiecki, L.A., Smith-Dumont, E., 2020. Drivers of farmer-managed natural regeneration in the Sahel. *Sci. Rep.* 10 <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70746-z>.
- Marcon, E., Hérault, B., 2015. Entropart: AnRPackage to measure and partition diversity. *J. Stat. Softw.* 67 <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i08>.

- Marcon, E., Scotti, I., Hérault, B., Rossi, V., Lang, G., 2014. Generalization of the partitioning of Shannon diversity. *PLoS One* 9, e90289. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090289>.
- van der Meersch, V., Zo-Bi, I.C., Amani, B.H.K., N'dja, J.K., N'Guessan, A.E., Hérault, B., 2020. Causes and consequences of *Cedrela odorata* invasion in west African semi-deciduous tropical forests. *Biol. Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02381-8>.
- Meiners, S.J., Cadotte, M.W., Fridley, J.D., Pickett, S.T.A., Walker, L.R., 2015. Is successional research nearing its climax? New approaches for understanding dynamic communities. *Funct. Ecol.* 29, 154–164. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12391>.
- Minang, P.A., Duguma, L.A., Bernard, F., Mertz, O., van Noordwijk, M., 2014. Prospects for agroforestry in REDD+ landscapes in Africa. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 6, 78–82. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.10.015>.
- Mirabel, A., Hérault, B., Marcon, E., 2020. Diverging taxonomic and functional trajectories following disturbance in a Neotropical forest. *Sci. Total Environ.* 720, 137397. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137397>.
- Morin-Rivat, J., Fayolle, A., Favier, C., Bremond, L., Gourlet-Fleury, S., Bayol, N., Lejeune, P., Beeckman, H., Doucet, J.-L., 2017. Present-day central African forest is a legacy of the 19th century human history. *eLife* 6. <https://doi.org/10.7554/eLife.20343>.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>.
- Nascimento, L.M., de Sá Barretto Sampaio, E.V., Rodal, M.J.N., da Silva, S.I., e Silva, A.C. B.L., 2012. Natural forest regeneration in abandoned sugarcane fields in northeastern Brazil: floristic changes. *Biota Neotropica* 12, 84–97. doi:<https://doi.org/10.1590/s1676-06032012000400009>.
- N'Dja, J.K.K., Decocq, G., 2008. Successional patterns of plant species and community diversity in a semi-deciduous tropical forest under shifting cultivation. *J. Veg. Sci.* 19, 809–820. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18453>.
- N'guessan, A.E., N'Dja, J.K., 2018. Analyse De La Diversité Floristique De La Forêt Classée D'agbo I (Côte d'Ivoire). *Eur. Sci. J.* 14, 346. <https://doi.org/10.19044/esj.2018.v14n9p346>.
- N'Guessan, A.E., N'dja, J.K., Yao, O.N., Amani, B.H.K., Gouli, R.G.Z., Poupon, C., Zo-Bi, I.C., Hérault, B., 2019. Drivers of biomass recovery in a secondary forested landscape of West Africa. *For. Ecol. Manag.* 433, 325–331. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.021>.
- Norden, N., Angarita, H.A., Bongers, F., Martínez-Ramos, M., la Cerda, I.G.-de, van Breugel, M., Lebrija-Trejos, E., Meave, J.A., Vandermeer, J., Williamson, G.B., Finegan, B., Mesquita, R., Chazdon, R.L., 2015. Successional dynamics in neotropical forests are as uncertain as they are predictable. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 8013–8018. <https://doi.org/10.1073/pnas.1500403112>.
- Norris, K., Asase, A., Collen, B., Gockowski, J., Mason, J., Phalan, B., Wade, A., 2010. Biodiversity in a forest-agriculture mosaic – the changing face of west African rainforests. *Biol. Conserv.* 143, 2341–2350. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.032>.
- Pena-Claros, M., 2003. Changes in forest structure and species composition during secondary Forest succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica* 35, 450–461. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2003.tb00602.x>.
- Peña-Domene, M., Martínez-Garza, C., Palmas-Pérez, S., Rivas-Alonso, E., Howe, H.F., 2014. Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration. *PLoS One* 9, e104656. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104656>.
- Piotto, D., Montagnini, F., Thomas, W., Ashton, M., Oliver, C., 2009. Forest recovery after swidden cultivation across a 40-year chronosequence in the Atlantic forest of southern Bahia Brazil. *Plant Ecol.* 205, 261–272. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9615-2>.
- Réjou-Méchain, M., Flores, O., Bourland, N., Doucet, J.-L., Fétéké, R.F., Pasquier, A., Hardy, O.J., 2011. Spatial aggregation of tropical trees at multiple spatial scales. *J. Ecol.* 99, 1373–1381. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01873.x>.
- Réjou-Méchain, M., Tanguy, A., Poupon, C., Chave, J., Hérault, B., 2017. Biomass: an r package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods Ecol. Evol.* 8, 1163–1167. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12753>.
- Rozendaal, D.M.A., Bongers, F., Aide, T.M., Alvarez-Dávila, E., Ascarrunz, N., Balvanera, P., Becknell, J.M., Bentos, T.V., Brancalion, P.H.S., Cabral, G.A.L., Calvo-Rodríguez, S., Chave, J., César, R.G., Chazdon, R.L., Condit, R., Dallinga, J.S., de Almeida-Cortez, J.S., de Jong, B., de Oliveira, A., Denslow, J.S., Dent, D.H., DeWalt, S.J., Dupuy, J.M., Durán, S.M., Dutrieux, L.P., Espírito-Santo, M.M., Fandino, M.C., Fernandes, G.W., Finegan, B., García, H., Gonzalez, N., Moser, V.G., Hall, J.S., Hernández-Stefanoni, J.L., Hubbell, S., Jakovac, C.C., Hernández, A.J., Junqueira, A.B., Kennard, D., Larpin, D., Letcher, S.G., Licona, J.-C., Lebrija-Trejos, E., Marín-Spiotta, E., Martínez-Ramos, M., Massoca, P.E.S., Meave, J.A., Mesquita, R.C.G., Mora, F., Müller, S.C., Muñoz, R., de Oliveira Neto, S.N., Norden, N., Nunes, Y.R.F., Ochoa-Gaona, S., Ortiz-Malavassi, E., Ostertag, R., Peña-Claros, M., Pérez-García, E.A., Piotto, D., Powers, J.S., Aguilar-Cano, J., Rodríguez-Buritica, S., Rodríguez-Velázquez, J., Romero-Romero, M.A., Ruiz, J., Sanchez-Azofeifa, A., de Almeida, A.S., Silver, W.L., Schwartz, N.B., Thomas, W.W., Toledo, M., Uriarte, M., de Sá Sampaio, E.V., van Breugel, M., van der Wal, H., Martins, S.V., Veloso, M.D.M., Vester, H.F.M., Vicentini, A., Vieira, I.C.G., Villa, P., Williamson, G.B., Zanini, K.J., Zimmerman, J., Poorter, L., 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Sci. Adv.* 5, eaa03114. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114>.
- Sanchez, A.C., Lindsell, J.A., 2016. The role of remnant trees in carbon sequestration vegetation structure and tree diversity of early succession regrowing fallows in eastern Sierra Leone. *Afr. J. Ecol.* 55, 188–197. <https://doi.org/10.1111/aje.12340>.
- Sandor, M.E., Chazdon, R.L., 2014. Remnant trees affect species composition but not structure of tropical second-growth forest. *PLoS One* 9, e83284. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083284>.
- Sanou, L., Savadogo, P., Zida, D., Thiombiano, A., 2019. Contrasting land use systems influence soil seed bank composition and density in a rural landscape mosaic in West Africa. *Flora* 250, 79–90. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2018.11.013>.
- Schmitt, S., Maréchal, I., Chave, J., Fischer, F.J., Poupon, C., Traissac, S., Hérault, B., 2020. Functional diversity improves tropical forest resilience: insights from a long-term virtual experiment. *J. Ecol.* 108, 831–843. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13320>.
- Slik, J.W.F., Arroyo-Rodríguez, V., Aiba, S.-I., Alvarez-Loayza, P., Alves, L.F., Ashton, P., Balvanera, P., Bastian, M.L., Bellingham, P.J., van den Berg, E., Bernacci, L., da Conceição Bispo, P., Blanc, L., Böhning-Gaese, K., Boeckx, P., Bongers, F., Boyle, B., Bradford, M., Brearley, F.Q., Hockemba, M.B.-N., Bunyavejchewin, S., Matos, D.C.L., Castillo-Santiago, M., Catharino, E.L.M., Chai, S.-L., Chen, Y., Colwell, R.K., Chazdon, R.L., Clark, C., Clark, D.B., Clark, D.A., Culmsee, H., Damas, K., Dattaraja, H.S., Dauby, G., David, P., DeWalt, S.J., Doucet, J.-L., Duque, A., Durigan, G., Eichhorn, K.A.O., Eisenlohr, P.V., Eler, E., Ewango, C., Farwig, N., Feeley, K.J., Ferreira, L., Field, R., de Oliveira Filho, A.T., Fletcher, C., Forshed, O., Franco, G., Fredriksson, G., Gillespie, T., Gillet, J.-F., Amarnath, G., Griffith, D.M., Grogan, J., Gunatilleke, N., Harris, D., Harrison, R., Hector, A., Homeier, J., Imai, N., Itoh, A., Jansen, P.A., Joly, C.A., de Jong, B.H.J., Kartawinata, K., Kearsley, E., Kelly, D.L., Kenfack, D., Kessler, M., Kitayama, K., Kooyman, R., Larney, E., Laumonier, Y., Laurance, S., Laurance, W.F., Lawes, M.J., do Amaral, I.L., Letcher, S.G., Lindsell, J., Lu, X., Mansor, A., Marjokorpi, A., Martin, E.H., Meilby, H., Melo, F. P.L., Metcalfe, D.J., Medjibe, V.P., Metzger, J.P., Millet, J., Mohandass, D., Montero, J.C., de Morisson Valeriano, M., Mugerwa, B., Nagamasu, H., Nilus, R., Ochoa-Gaona, S., Onrizal, Page, N., Parolin, P., Paren, M., Parthasarathy, N., Paudel, E., Permana, A., Piedade, M.T.F., Pitman, N.C.A., Poorter, L., Poulsen, A.D., Poulsen, J., Powers, J., Prasad, R.C., Puyravaud, J.-P., Razafimahaimodison, J.-C., Reitsma, J., dos Santos, J.R., Spironello, W.R., Romero-Salatos, H., Rovero, F., Rozak, A.H., Ruokolainen, K., Rutishauser, E., Saiter, F., Saner, P., Santos, B.A., Santos, F., Sarker, S.K., Satdichanh, M., Schmitt, C.B., Schöngang, J., Schulze, M., Suganuma, M.S., Sheil, D., da Silva Pinheiro, E., Sist, P., Stevart, T., Sukumar, R., Sun, I.-F., Sunderland, T., Suresh, H.S., Suzuki, E., Tabarelli, M., Tang, J., Targhetta, N., Theilade, I., Thomas, D.W., Tchouto, P., Hurtado, J., Valencia, R., van Valkenburg, J.L.C.H., Do, T.V., Vasquez, R., Verbeek, H., Adekunle, V., Vieira, S.A., Webb, C.O., Whitefield, T., Wich, S.A., Williams, J., Wittmann, F., Wöll, H., Yang, X., Yao, C.Y.A., Yap, S.L., Yoneda, T., Zahawi, R.A., Zakaria, R., Zang, R., de Assis, R.L., Luiz, B.G., Venticinque, E.M., 2015. An estimate of the number of tropical tree species. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 7472–7477. <https://doi.org/10.1073/pnas.1423147112>.
- Sorensen, T.J., 1948. A Method of Establishing Groups of Equal Amplitudes in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content and its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. *Kongelige Danske Videnskaberne Selskab, Biologiske Skrifter* 5.
- Sulaiman, C., Abdul-Rahim, A.S., Mohd-Shahwahid, H.O., Chin, L., 2017. Wood fuel consumption institutional quality, and forest degradation in sub-Saharan Africa: evidence from a dynamic panel framework. *Ecol. Indic.* 74, 414–419. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.045>.
- Swaine, M.D., Hall, J.B., 1983. Early succession on cleared forest land in Ghana. *The Journal of Ecology* 71 (2), 601–627. <https://doi.org/10.2307/2259737>.
- Wagner, F., Rutishauser, E., Blanc, L., Hérault, B., 2010. Effects of plot size and census interval on descriptors of Forest structure and dynamics. *Biotropica* 42, 664–671. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00644.x>.
- Willis, K., Gillson, L., Brncic, T., Figueroaangel, B., 2005. Providing baselines for biodiversity measurement. *Trends Ecol. Evol.* 20, 107–108. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.12.003>.

PUBLICATION 2

Biennu H. K. Amani, Anny Estelle N'Guessan, Victor Van der Meersch, Géraldine Derroire, Camille Piponiot, Aka G. M. Elogne, Karidia Traoré, Justin K. N'Dja, and Bruno Hérault. **2022**.

LESSONS FROM A REGIONAL ANALYSIS OF FOREST RECOVERY TRAJECTORIES
IN WEST AFRICA. *Environmental Research Letters*.

[10.1088/1748-9326/ac9b4f](https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac9b4f)

ENVIRONMENTAL RESEARCH
LETTERS

LETTER

Lessons from a regional analysis of forest recovery trajectories
in West Africa








OPEN ACCESS

RECEIVED
27 July 2022REVISED
5 October 2022ACCEPTED FOR PUBLICATION
18 October 2022PUBLISHED
31 October 2022

Original Content from
this work may be used
under the terms of the
[Creative Commons
Attribution 4.0 licence](#).

Any further distribution
of this work must
maintain attribution to
the author(s) and the title
of the work, journal
citation and DOI.



Bienvenu H K Amani^{1,2,*} , Anny Estelle N'Guessan¹ , Victor Van der Meersch³ , Géraldine Derroire⁴ ,
Camille Piponiot^{5,6} , Aka G M Elogne⁷, Karidia Traoré², Justin K N'Dja¹  and Bruno Hérault^{5,6,7,*} 

¹ Université Félix Houphouët-Boigny, UFR Biosciences, Laboratoire de Botanique, Abidjan, Ivory Coast

² Université Jean Lorougnon Guédé, Unité de Formation et de Recherche en Agroforesterie, BP 150, Daloa, Ivory Coast

³ CEFE, Université de Montpellier, CNRS, EPHE, IRD, Montpellier, France

⁴ Cirad, UMR 'Ecologie des Forêts de Guyane' (AgroparisTech, CNRS, Inra, Université des Antilles, Université de la Guyane), F-97379 Kourou Cedex, French Guiana, France

⁵ CIRAD, UPR Forêts et Sociétés, Yamoussoukro, Ivory Coast

⁶ Forêts et Sociétés, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

⁷ Institut National Polytechnique Félix Houphouët-Boigny (INP-HB), Yamoussoukro, Ivory Coast

* Authors to whom any correspondence should be addressed.

E-mail: bienvenuh.amani@gmail.com and bruno.herault@cirad.fr

Keywords: ecosystem attribute, Bayesian model, secondary forest, secondary succession, recovery trajectory, regional gradient, West Africa

Abstract

In West Africa, very poorly documented are the recovery trajectories of secondary forests, and even less is known about the origin of the observed variability in recovery rates. To understand the relative importance of local and regional environmental conditions on these trajectories, we inventoried all trees larger than 2.5 cm DBH on 236 plots (0.2 ha), aged from 0 to 45 years plus controls, on eight chronosequences representing the typical regional North-South climatic gradient of West Africa. In a hierarchical Bayesian framework, we modelled recovery trajectories of biodiversity, aboveground biomass and floristic composition and tested the influence of variability in local (plot history, landscape context, remnant trees) and regional (climate and soil) conditions on recovery rates. Our results show that (a) diversity recovers faster than composition and biomass, (b) among the local variables, the number of remnant trees has a positive impact on recovery rates while the duration of agricultural cultivation has a negative impact, and (c) among the regional variables, the high seasonality of precipitation and climate, typical of the dry forests of the northern West African forest zone, leads to faster secondary successions. Our simulation approaches have indicated that poor regional conditions can be counterbalanced by adequate local conditions and vice versa, which argues strongly in favour of a diagnosis that integrates these two aspects in the choice of more or less active technical itineraries for forest restoration.

1. Introduction

In West Africa, secondary forests arising from the abandonment of agricultural fields occupy a prominent place in today's landscapes. Secondary forests have a distinct floristic composition (Amani *et al* 2021) and lower biomass (N'Guessan *et al* 2019) than the original old-growth forests, but they can still provide a wide range of goods and services to human societies (Amahowe *et al* 2018, Doua-Bi *et al* 2021), locally (e.g. provision of fuelwood, non-timber forest products), regionally (e.g. regulation of the water

cycle, provision of timber) and globally (e.g. carbon storage, biodiversity reservoirs). Notably, they can store more carbon than agricultural fields (N'Guessan *et al* 2019), even if those fields are conducted in agroforestry (Sanial *et al* 2022). The main factor that has driven the historical expansion of secondary forests in West Africa is the development of family farming (Bayas *et al* 2022), linked to rapid demographic growth, which results in a pioneer front dynamic (Pouliot *et al* 2012). As such, West African farmers cultivate clear-cut lands for a few decades before migrating elsewhere once soil fertility is depleted

and then eventually returning again once fertility is restored after a few decades of fallowing (Ruf *et al* 2015). Despite the crucial importance of these secondary forests resulting from agricultural fallows in the functioning of human societies (Sanial *et al* 2022) and in the structuring of West African landscapes, there is still a serious lack of knowledge on the trajectories, and their main local and regional determinants, of forest recovery in this region of the world (Schroeder *et al* 2010).

Globally, the great resilience of tropical forests has been demonstrated by numerous local (N'Guessan *et al* 2019, Amani *et al* 2021) and pantropical (Poorter *et al* 2021a) studies, that have documented that most of the important characteristics of the forest (structure, soil properties, functional traits, biodiversity) can be recovered in a few decades, except for composition and biomass, for which it requires one or several centuries. Behind this apparent great resilience, however, lies a great variability of trajectories (Arroyo-Rodríguez *et al* 2015, Norden *et al* 2015), a variability linked to locally heterogeneous environmental conditions (N'Guessan *et al* 2019) and/or to large regional pedoclimatic gradients (Poorter *et al* 2016, Rozendaal *et al* 2019).

- Locally, the main factors controlling the trajectories of recovery are relatively well identified today. First, the number of remnant trees (forest trees spared during the establishment of agricultural crops) significantly modifies the microclimate in the fallow and attracts dispersing animals such as monkeys and bats (Derroire *et al* 2016), allowing for a faster recolonisation by old-growth trees (Amani *et al* 2021). The agricultural practices that preceded the farmer's abandonment of the land are also a determining factor to consider. For example, the greater the duration and intensity (use of pesticides, plowing) of cultivation, the more the soils are depleted not only in nutrients but also in propagules, thus preventing a rapid start of secondary succession (Amani *et al* 2021). Finally, forest connectivity is crucial because old-growth forests serve as seed/propagule reservoirs and often constitute habitats for dispersing animals (Arroyo-Rodríguez *et al* 2015).
- Regionally, the influence of climate variability on ecosystem recovery rates has, to our knowledge, never been addressed in West Africa. Most of the studies conducted in West Africa have been carried out at very small scales (N'Dja and Decocq *et al* 2008, N'Guessan *et al* 2019, Amani *et al* 2021), even though the strong South-North climatic gradient in West Africa (Feng *et al* 2013), which is manifested by a rapid transition, in a few hundred kilometres, from evergreen forests to semi-deciduous and then to dry forests (figure 1), prevents the widespread use of the results. Previous works conducted under the neotropics suggests

that the harsher the climate (strong seasonality, little precipitation), the slower the rate of biomass (Poorter *et al* 2016) and floristic composition (Rozendaal *et al* 2019) recovery. However, recent work in West Africa has shown that the flora of dry forest areas is more resilient than that of humid forests (Fauset *et al* 2012). On the other hand, it seems important to couple this regional climatic variability to the regional variability of soils, knowing, for example, that the capacity of plants to resist drought depends not only on precipitation but also on the properties of the soil that retain water to a greater or lesser extent (Wagner *et al* 2011).

Few studies have focused on the relative importance of local and regional factors on trajectories of recovery (Crouzeilles *et al* 2016). However, it is very likely that the two categories of factors interact strongly to determine original and specific trajectories for each location (Vítovcová *et al* 2021). In the context of African governments' commitments to restore 100 million hectares of degraded and deforested land in Africa by 2030 (Bond *et al* 2019), a high degree of local variability, induced by the surrounding environmental context and/or the specific history of each plot, in the natural restoration capacities of the forest could seriously complicate the implementation of public policies at regional scale.

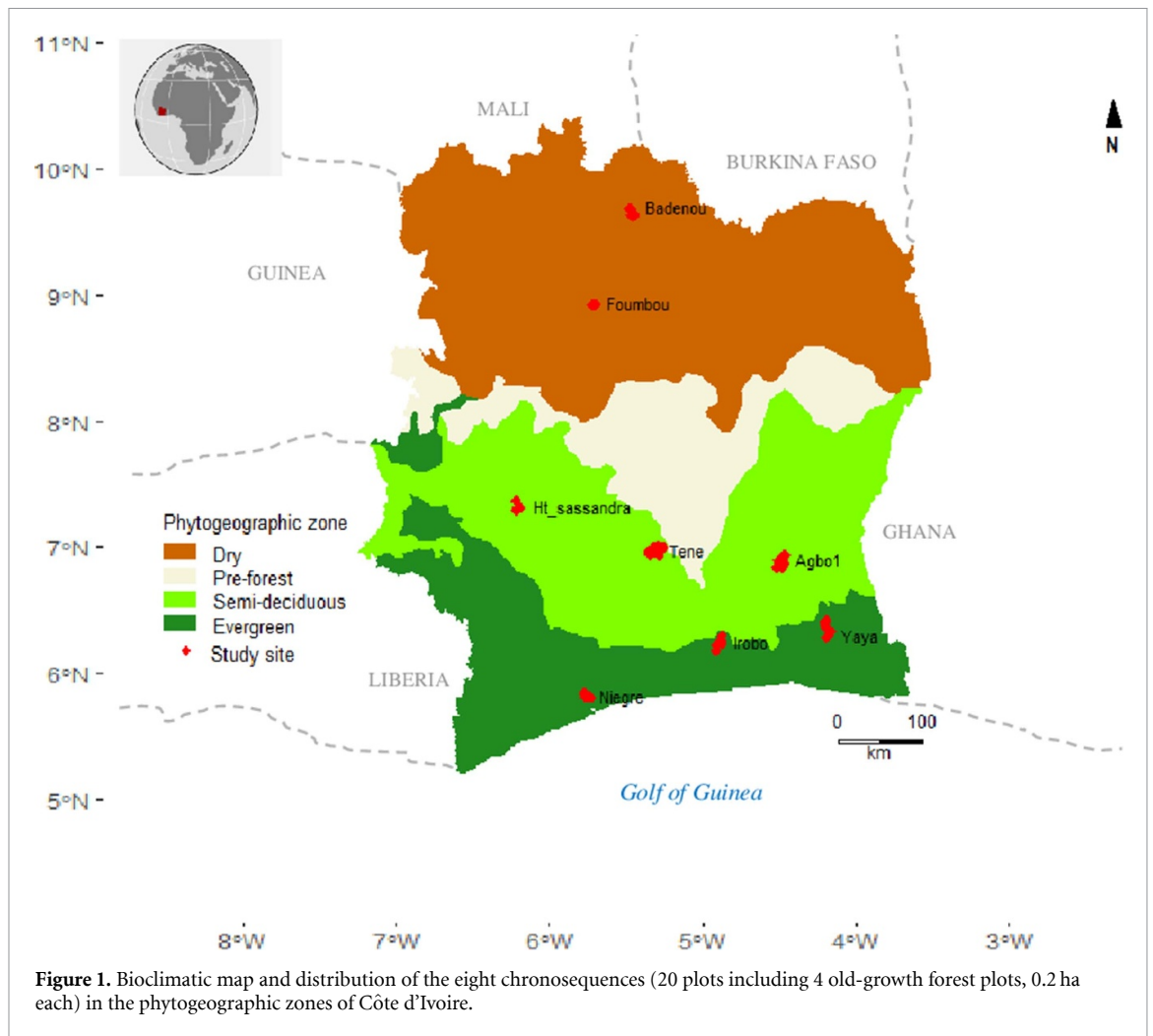
In this study, we focused on the recovery trajectories of three complementary (Poorter *et al* 2021a) ecosystem attributes: aboveground biomass, biodiversity and the floristic composition of tree species, and assessed how recovery rates are influenced by a wide range of local and regional covariates. We will tackle the following questions: (a) What are the relative rates of recovery of biomass, biodiversity and floristic composition of trees in abandoned agricultural fields in West Africa? (b) What is the relative influence of regional pedoclimatic and local environmental variables on the recovery rates of the three attributes studied? (c) What lessons can be drawn for the management of secondary forests in West Africa?

2. Materials and methods

2.1. Sampling strategy

The sampling covers three phytogeographic areas of Côte d'Ivoire, West Africa (figure 1): (a) evergreen forests are found in the ombrophilous zone; (b) semi-deciduous forests in the mesophilous zone and (c) open dry forests in the Sudanese zone. This gradient corresponds to an annual precipitation gradient that varies between 2500 mm in the south and 1100 mm in the north. The average annual temperature is around 26.5 °C but with much higher daily and seasonal temperature variations in the north than in the south.

We set up eight chronosequences and, in each chronosequence, we established 20 plots of 0.2 ha corresponding to different ages of the plots since



their abandonment by the local farmers. Care was taken to ensure that all ages were represented in each chronosequence, with a total of 32 plots per age class (<11 years, 11–20 years, 21–30 years, >30 years) and 32 old-growth forests (never logged or burnt in human memory and with no visible signs of disturbance). Botanical names, diameter at breast height (DBH) and height of all stems at least 2.5 cm DBH were measured from October 2016 to October 2020. We chose the threshold of 2.5 cm DBH because young trees are an important component of early successional stages (Swaine and Hall 1983).

We collected a set of environmental variables (table 1) to characterise (a) local variability related to the plot itself (soil hydromorphy, presence of remnant trees), its history (type and duration of previous crop) and its landscape context (forest proximity, connectivity) and (b) regional variability of climate (temperature, precipitation) and soils (density, texture).

- The local variables were collected *in situ*, i.e. in the field. A survey, prior to the choice of the plot, with the owners (current and former) of the abandoned fields and with Sodefor, the forest service

in charge of forest management and protection in Côte d'Ivoire, provided information on the management history of the plot (type and duration of past cultivation) and the status of each tree (remnant or not), as well as the exact age of the secondary forest plots. The landscape context (density of old growth forest, distance to old growth forest) was recorded *in situ*, details in table 1. Local soil hydromorphy was estimated in the field, i.e. it was generally low-lying areas, plots located near river banks or plots located in areas where the micro topography makes them temporarily retain water.

- The regional variables were acquired *in silico*, i.e. through the climatic and soil databases available online. The climate variables were extracted from the Worldclim 2 database with a resolution of 10 min (Fick and Hijmans 2017). The intermediate resolution of 10 min was chosen in order to capture the broad regional climatic gradients and not capture particular microclimates. Soil variables were extracted from the SoilGrids version 2.0 databases at a depth of 0–5 cm (Poggio *et al* 2021), a depth that is crucial for understanding the influence of the topsoil on the early stages of successional dynamics.

Table 1. table of regional and local environmental variables used to predict recovery trajectories in West African Secondary Forests.

Variable	Description	Units	Source
Regional covariates			
Annual mean temperature	Average temperature for each month	0.1 °C	http://worldclim.org
Temperature annual range	Difference between the Max of the warmest and the Min of the coldest month	0.1 °C	http://worldclim.org
Temperature seasonality	Ratio of the standard deviation to the mean monthly temperature	%	http://worldclim.org
Annual precipitation	Total precipitation for each month	mm	http://worldclim.org
Precipitation seasonality	Ratio of the standard deviation to the mean monthly total precipitation	%	http://worldclim.org
Bulk density	Bulk density of the fine earth fraction	kg dm ⁻³	http://soilgrids.org
Coarse content	Volumetric fraction of coarse fragments	%	http://soilgrids.org
Clay content	Proportion of clay particles (< 0.002 mm) in the fine earth fraction	%	http://soilgrids.org
Sand	Proportion of sand particles (> 0.05 mm) in the fine earth fraction	%	http://soilgrids.org
Local covariates			
Hydromorphy	Ferralithic (0) or hydromorph (1) soils	/	Field-measured
Remnants	Number of left-alive isolated trees from the former old-growth forest	trees ha ⁻¹	Field-measured
Density	Presence of old-growth forest within a 500 m distance on the eight cardinal points	frequency	Field-measured
Proximity	1/Distance to the nearest old-growth forest fragment	1 m ⁻¹	Field-measured
Crop	Annual (0) or perennial (1) crops	/	Field-measured
Duration	Duration of the previous crop grown	Year	Field-measured

2.2. Computing ecosystem attributes

All calculations have been made without remnant trees, which are the legacy of old-growth forests, i.e. trees that were present before cultivation was established.

2.2.1. Aboveground biomass

We calculated the biomass of all trees in each plot. Then we summed them up and brought the total value to one hectare. The generic allometric equations that include DBH, height and timber density values from the BIOMASS package (Réjou-Méchain *et al* 2017) in R was used for this calculation.

2.2.2. Diversity

Shannon diversity (or first-order diversity transformed into Hill number) was calculated using the entropart package (Marcon and Hérault 2015) using the unbiased estimator. The Shannon diversity allows to take into account simultaneously richness and equitability: the higher the number of codominant species in the community, the higher the estimator (Marcon *et al* 2014).

2.2.3. Composition

To assess the similarity between the tree species composition of secondary forest (SF) and old-growth forest (OGF) plots in a given chronosequence, we calculated the Chao-Jaccard abundance-based estimator between all SF-OGF pairs of possible combinations. We made this choice in order to reduce the large

variability that might exist between OGF sites within a given chronosequence (Poorter *et al* 2021a). This is a kind of resampling method in the ‘meta-community’ of old-growth forests in order to take into account the natural variability between old-growth forest communities. The similarity indices between old-growth forests, i.e. OGF-OGF, represent in this approach the end of successional trajectory values.

2.3. Modelling framework

2.3.1. Modelling recovery trajectories

We parameterised an ecosystem attribute recovery model that has already been successfully tested to predict the recovery trajectories of biomass (N’Guessan *et al* 2019), biodiversity (Amani *et al* 2021) and timber volumes (Doua-Bi *et al* 2021):

$$X_{s,t} \sim \log \mathcal{N} \left(\theta_{0,s}^X + (\theta_{+\infty,s}^X - \theta_{0,s}^X) \times \left(1 - e^{-\kappa_p^X (t/\alpha^X)^2} \right), \sigma_{\theta,s}^2 \right) \quad (1)$$

$$\theta_{0,s} \sim \log \mathcal{N} \left(\log \theta_{0,z}^X, \sigma_{\theta_{0,x}}^2 \right) \quad (2)$$

$$\theta_{+\infty,s} \sim \log \mathcal{N} \left(\log \theta_{+\infty,z}^X, \sigma_{\theta_{+\infty,x}}^2 \right) \quad (3)$$

with

$X_{s,t}$: the value of the attribute X (biomass, diversity or composition) of the plot from chronosequence s of age t

$\theta_{0,s}^X$: the starting point of the attribute X when the recovery starts, in chronosequence s

$\theta_{+\infty,s}^X$: the ending point of the fully recovered attribute X in chronosequence s , namely the asymptotic value of the attribute X on time

α^X : a parameter link to the inflexion point (before, the recovery rate increases with age and after, it decreases) of attribute X

σ_X^2 : the variance of the lognormal law used to infer attribute X .

Starting points and ending points were both encapsulated into two lognormal hyperlaws centred around different values for each bioclimatic area, namely:

$\theta_{0,z}^X$: the starting point of the attribute X when the recovery starts, in bioclimatic area z

$\theta_{+\infty,z}^X$: the ending point of the fully recovered attribute X in bioclimatic area z

$\sigma_{\theta_{0,X}}^2$: the variance of the hyperlaw over starting points for attribute X

$\sigma_{\theta_{+\infty,X}}^2$: the variance of the hyperlaw over ending points for attribute X

$\kappa^X = e^{(\lambda^X)}$, the intrinsic recovery rate of attribute X , this rate is exponentially-transformed to always be defined on \mathbb{R}^+ .

In order to infer the model and determine the *a posteriori* distribution of all above-mentioned model parameters, we chose to use a lognormal likelihood law because $X_{s,t}$ is positive and defined on \mathbb{R}^+ .

2.3.2. Effects of the local and regional variables

To test the effect of each variable on the rate of recovery κ , we introduce them into the model at the plot level p through this equation:

$$\kappa_p^X = e^{\left(\lambda^X + \sum_{i=1}^{i=n} \beta_{Cov_i}^X \times Cov_{i,p}\right)} \quad (4)$$

where $\beta_{Cov_i}^X$ is the effect of variable i on the intrinsic recovery rates of attribute X and $Cov_{i,p}$ is the standardized value of variable i in plot p .

In order to obtain a model that is as parsimonious as possible and not over-parameterised, we proceeded to a step-by-step forward variable selection stage using the Akaike information criterion (AIC) in a Bayesian framework. All variables were standardised beforehand in order to be able to directly compare their respective effects on the intrinsic recovery rates.

The model was written in Stan (Carpenter et al 2017) and then inferred in a Bayesian framework using the Hamiltonian Monte Carlo algorithm. The priors chosen for the parameters are uninformative, as follows

$$\theta_{+\infty}^X \sim \Gamma(0.001, 0.001) \quad (5)$$

$$\theta_0^X \sim \Gamma(0.001, 0.001) \quad (6)$$

$$\alpha^X \sim \Gamma(0.001, 0.001) \quad (7)$$

$$\sigma_X \sim \mathcal{N}(0, 1) \quad (8)$$

$$\beta_{cov_i}^X \sim \Gamma(0.001, 0.001). \quad (9)$$

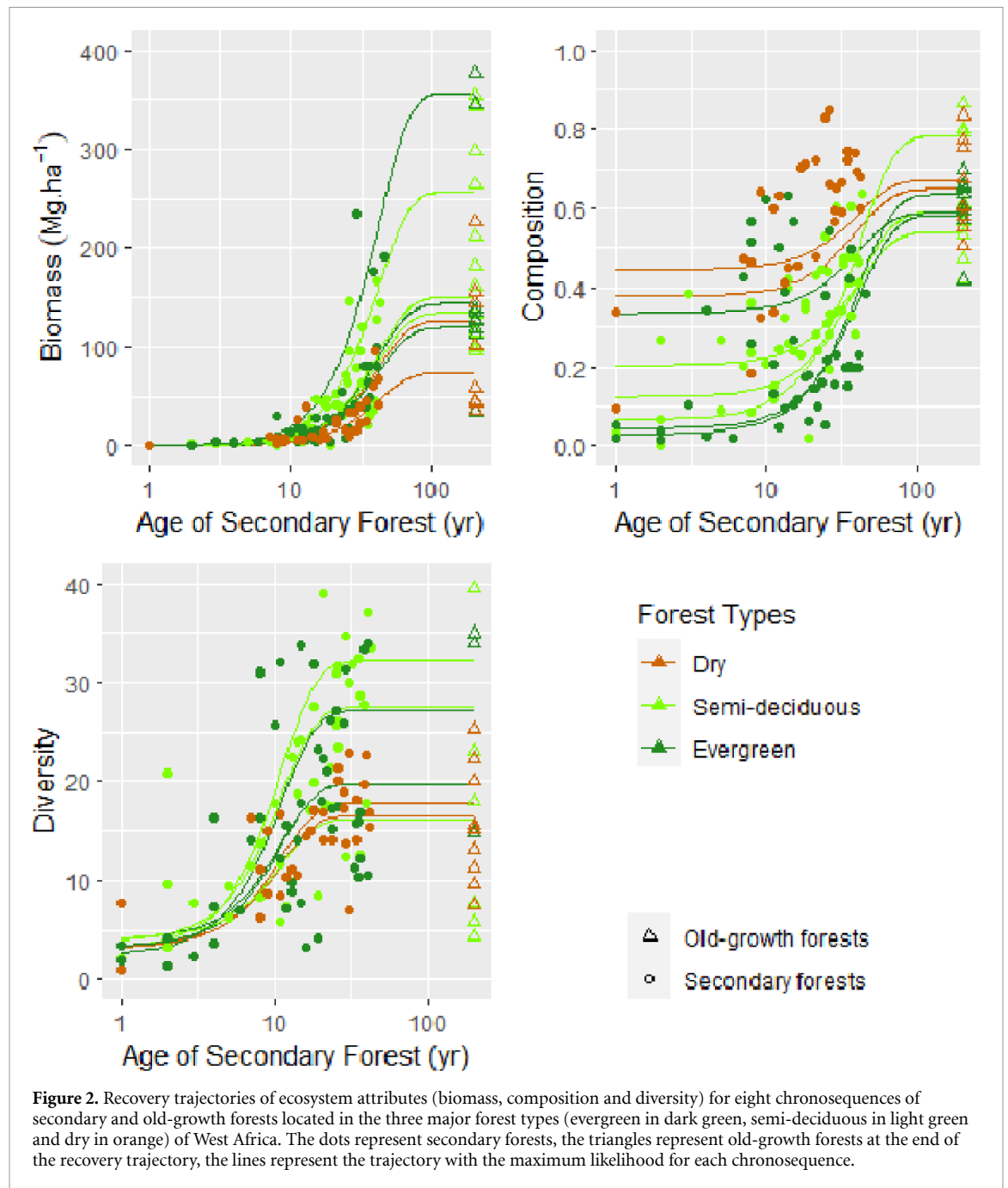
2.3.3. Relative importance of local vs regional variables

To study the relative importance of local and regional variables on the trajectories of recovery of the attributes studied, we simulated six recovery scenarios. For the first three scenarios, we set the values of the regional variables to their averages, i.e. to 0 as they are normalised, and consider three local situations: favourable (values of the local variables retained equal to 2 when beta is positive and -2 when beta is negative), average (values of the local variables retained equal to 0) and unfavourable (values of the local variables retained equal to -2 when beta is positive and 2 when beta is negative). For the next three scenarios, we set the values of the local variables to their averages, i.e. to 0 as they are normalised, and consider three regional situations: favourable (values of the regional variables retained equal to 2 when beta is positive and -2 when beta is negative), average (values of the regional variables retained equal to 0) and unfavourable (values of the regional variables retained equal to -2 when beta is positive and 2 when beta is negative). The detailed set of values used in the simulation is available [appendix](#).

3. Results

A total of 50 738 individual trees were inventoried. They belong to 646 species from 340 genus within 75 families. Among those species, 173 were unique to the evergreen area, 184 to the semi-deciduous area and 89 to the dry area. Only 13.45% of the species were shared between the three zones. In the evergreen area, 101 species are unique to secondary forests, 106 are unique to old-growth forests and 171 shared. In the semi-deciduous area, 115 species are unique to secondary forests, 97 are unique to old growth forests and 180 shared. In the dry area, 32 species are unique to secondary forests, 15 to old-growth forests and 75 shared. Finally, the composition similarity was on average 0.61, 0.64 and 0.67 between old-growth forests of the, respectively, evergreen, semi-deciduous and dry areas while this similarity dropped to 0.18, 0.18, 0.36 between young (less than 10 years) secondary and old-growth forests.

The three attributes studied (biomass, diversity, composition) are effectively recovering over time, whatever the type of West African forest considered (figure 2). Visually, a very high variability of recovery trajectories can be observed between chronosequences. This variability is, in part, linked to the great variability of the end points, i.e. the asymptotes of the recovery trajectories. In particular, there is a positive gradient in asymptotic biomass from dry forests to evergreen forests, through semi-deciduous



ones. This gradient is also valid for diversity but not for composition.

3.1. Recovery rates and times

On average, diversity has the highest rate of recovery, followed by composition and then biomass (figure 3). In terms of recovery time, the restoration of 50% of the value of the three attributes studied is reached in less than 35 years at the regional scale (table 2). In contrast, it will take more than 60 years to recover more than 90% of the initial biomass and composition in secondary forests (table 2 and figure 3).

3.2. Drivers of recovery rates

Of all the covariates (15 in total, see table 1) that were used in the selection procedure, 10 were actually

retained in at least one of the three models (diversity, composition, biomass) and thus had effects on the corresponding recovery rates. Biomass and diversity were influenced by a large number of covariates (7 each, see figure 4) compared to composition (only 5).

3.2.1. Regional covariates

Temperature annual range, precipitation seasonality, soil bulk density, and soil coarse content had positive effects on one, two or all three of the attribute recovery rates (figure 4), while annual precipitation only influenced diversity recovery rates with a negative effect (figure 4). Seasonality of precipitation is the most important variable at the regional level since it influences the rates of biomass recovery,

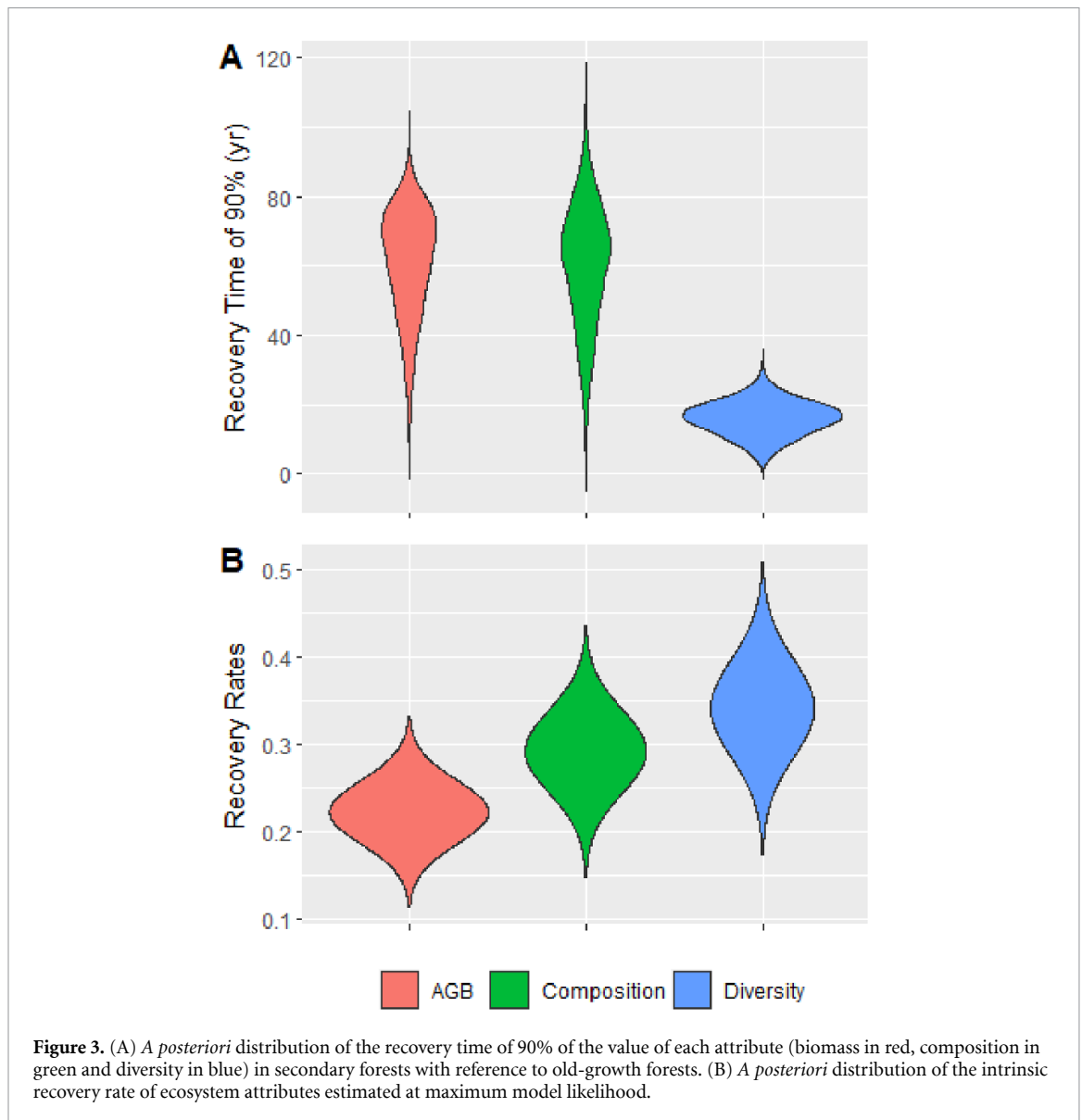


Table 2. Values (medians and quantiles) of the parameters of the recovery trajectories' models for the three explored forest attributes (biomass, composition, and diversity). θ_0 is the starting point of the trajectories of recovery and $\theta_{+\infty}$ the final point of the attribute of each site, κ indicates the instantaneous rate of recovery, σ the model error, time (50%) is the recovery time of 50% of the attribute and time (90%) is the recovery time of 90% of the attribute.

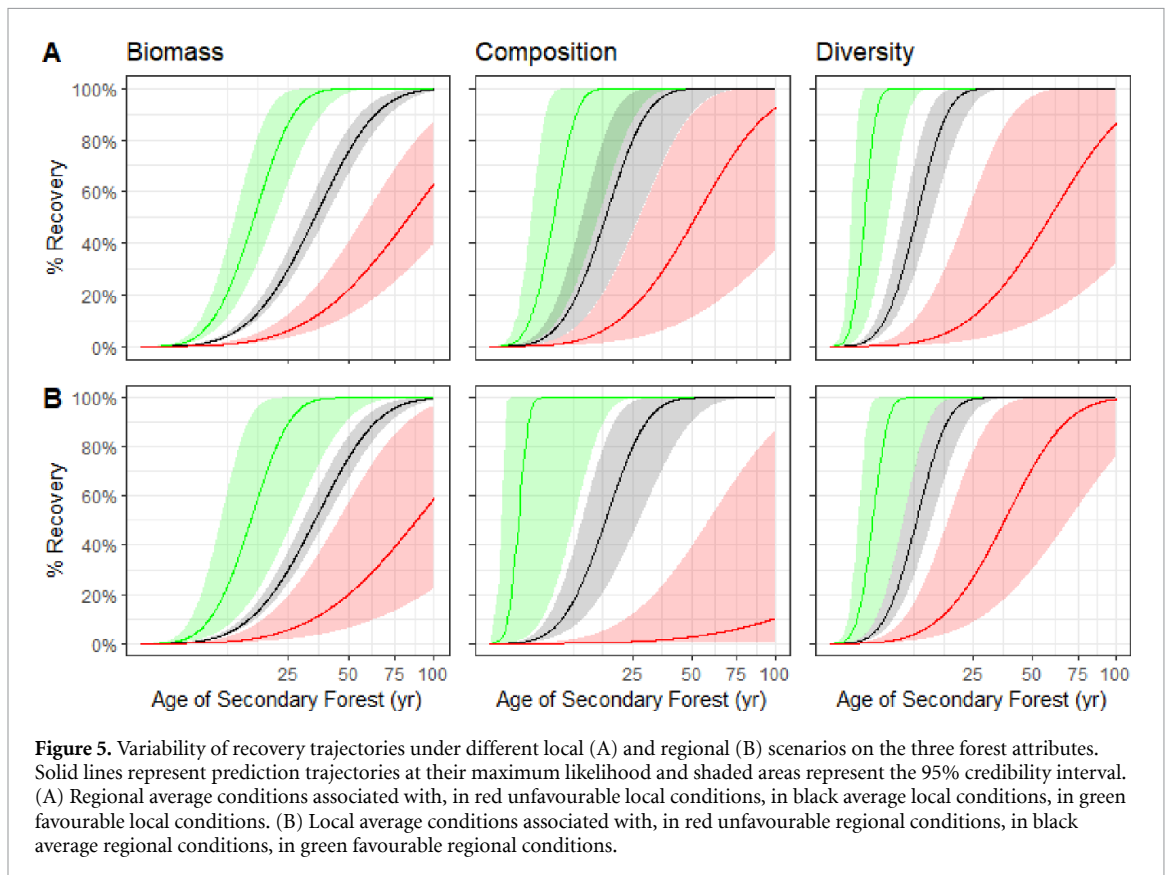
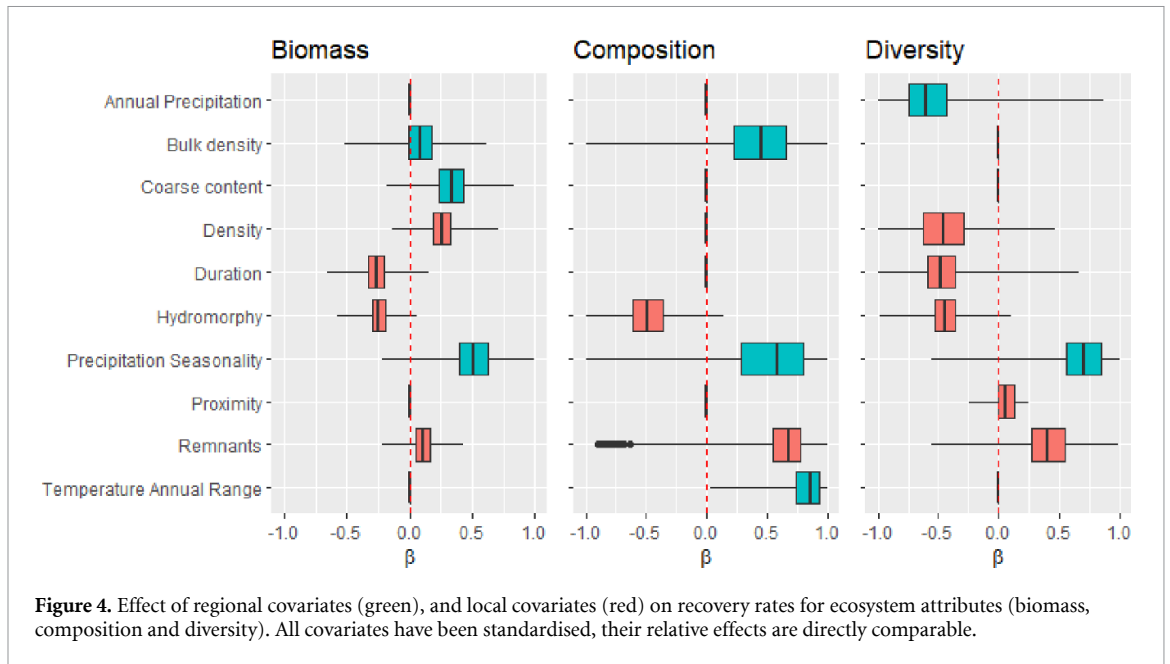
Parameters	Biomass	Composition	Diversity
θ_0	0 [0 ; 0]	0.16 [0.08 ; 0.31]	3.34 [2.31 ; 4.32]
$\theta_{+\infty}$	163.37 [110.08 ; 240.18]	0.63 [0.57 ; 0.70]	21.79 [17.46 ; 28.27]
κ	0.24 [0.02 ; 0.47]	0.26 [0.03 ; 0.47]	0.36 [0.11 ; 0.48]
α	23.29 [11.27 ; 30.24]	22.97 [10.45 ; 32.01]	6.04 [2.76 ; 8.90]
Time (50%)	34 [31 ; 39]	34 [28 ; 42]	9 [7 ; 12]
Time (90%)	63 [56 ; 71]	62 [52 ; 77]	16 [12 ; 21]

composition and diversity. The strength of this effect was greatest on composition ($\beta = 1.07 \pm 0.56$) then diversity ($\beta = 0.49 \pm 0.27$) and finally biomass ($\beta = 0.46 \pm 0.17$).

3.2.2. Local covariates

The number of remnant trees and soil hydromorphism are very important variables because they influence the rates of reconstitution of all

attributes (figure 4). The effect of the number of remnants is always positive and greatest on the recovery rate of composition ($\beta = 0.86 \pm 0.26$), then on diversity ($\beta = 0.34 \pm 0.20$), and finally on biomass ($\beta = 0.15 \pm 0.08$). The effect of soil hydromorphism is always negative and more pronounced on composition ($\beta = -0.53 \pm 0.58$), then on diversity ($\beta = -0.44 \pm 0.13$) and finally on biomass ($\beta = -0.26 \pm 0.08$). Lastly, forest density



positively influences the rate of biomass recovery ($\beta = 0.18 \pm 0.10$) and negatively influences the rate of diversity recovery ($\beta = -0.26 \pm 0.25$).

3.3. Local versus regional importance

Overall, the general signal is that variability in local conditions (figure 5(A)) as well as variability in regional conditions (figure 5(B)) lead to significant changes in recovery trajectories. Beyond this

general signal, we note that composition is slightly more influenced by regional covariates and diversity is slightly more influenced by local covariates. When local conditions are favourable (figure 5(A), green curves), diversity is the attribute that recovers the fastest, followed by composition and biomass. When regional conditions are favourable, composition recovers first (figure 5(B), green curves), followed by diversity and biomass. Nearly 100% of diversity and

composition are recovered in less than 25 years when both local and regional conditions are favourable. In contrast, under unfavourable regional conditions, composition hardly recovers at all over the time scale studied.

4. Discussion

Diversity is the first attribute to be recovered with, on average, 90% recovery within 20 years. In terms of composition and biomass, it will take more than half a century for West African secondary tropical forests to recover values comparable to old-growth forests. We also found that both types of covariates tested, local and regional, play a very strong role in recovery trajectories but do not influence the attributes studied in the same way. We were able to determine that diversity was more influenced by local covariates. On the other hand, the rate of recovery of composition is somewhat more related to regional covariates. Finally, biomass is influenced by both local and regional conditions. The simulation approach indicates that, despite the greater or lesser weight of local versus regional conditions in controlling recovery rates, poor regional conditions can be counterbalanced by adequate local conditions and vice versa.

4.1. Recovery rates depend on forest attributes

Estimated recovery times vary considerably between attributes (figure 3(A)), a result observed in most secondary forests worldwide (Poorter *et al* 2021a). The recovery of 90% of diversity in less than 20 years (figure 3(B)) shows the very high resilience of West African forest biodiversity. Similar results have already been observed in neotropical forests where only 20 years were sufficient for secondary forests to recover 90% of their species richness and diversity (Lennox *et al* 2018, Barros *et al* 2020). The fast recovering of diversity may be linked to the intermediate disturbance hypothesis where biodiversity quickly peaks in recovering forests because of the co-occurrence of persisting pioneer species and shade-tolerant species that established in the shade of these pioneers (Rozendaal *et al* 2019).

In contrast, secondary forests take, on average, more than six decades to recover 90% of the composition of old-growth forests in our study. This may be explained by the high similarity index between old-growth forests and can be explained by the late arrival of understory forest species in secondary forests that remain thus highly dynamic in composition for a long time. These results corroborate observations made in the central Congo basin where the convergence of the floristic composition of young forests towards the community composition of old-growth forests was slower as compared to diversity (Makelele *et al* 2021) and echo work done in the neotropics (Rozendaal *et al* 2019) and in Southeast Asia (Deng *et al* 2018) where

the return of old-growth forest species can take hundreds of years, mainly because of their poor dispersal abilities, especially since a number of these species are dispersed by large animals that also suffered during the time the area was deforested for agriculture. For biomass, it also takes several decades for secondary forests to recover 90% of the biomass of old-growth forests. This long time lag could be explained by the fact that young secondary forests in West Africa have low biomass productivity (N'Guessan *et al* 2019), and because the regeneration of very large emergent trees, typical of West African landscapes, highly depends on the presence, in the plots, of remnant trees that provide seeds typical late-successional species (Doua-Bi *et al* 2021). However, these results contrast somewhat with those of the Congo Basin where biomass recovery is much slower, with only 32% recovered by secondary forests in 60 years (Makelele *et al* 2021), a discrepancy that can be linked to the greater biomass in the old-growth forests of Central Africa (Avitabile *et al* 2016).

4.2. Faster recovery under drastic pedoclimatic regional conditions

By far the most important variable at the regional scale is the precipitation seasonality, which has a very marked positive effect on the recovery rates of the three attributes studied (figure 4). This precipitation seasonality gradient corresponds, in West Africa, to a South-North gradient with, in the South, evergreen forests where precipitation is regularly distributed over the year and, in the North, open and dry forests where precipitation is concentrated over a few months (Feng *et al* 2013). It has already been noted several times that recovery trajectories are totally different in tropical rainforests and dry forests, linked to a particular flora and more drastic biophysical constraints in dry forest (Poorter *et al* 2019). However, it has often been argued that total precipitation and thus water availability positively influence recovery rates (Becknell *et al* 2012, Rozendaal and Chazdon 2015, Poorter *et al* 2016). This is not the case in our study where biomass, diversity and composition recover faster in areas with high precipitation seasonality (figure 4) and different, non-exclusive explanations can be mobilised. (a) In areas with high seasonality, herbaceous species are mainly annual and only live for a few months so that the soil is completely bare at the end of the long dry season (Hérault and Hiernaux 2004), which offers the opportunity for woody species to germinate more easily every year when the rains return. In contrast, in low-seasonality areas, perennial herbaceous plants quickly colonise the abandoned field and make it more difficult for tree seeds to germinate. (b) In low-seasonality evergreen forests, the early part of the succession process is dominated by heliophilous woody species (Hérault *et al* 2010, Hérault *et al* 2011, Mirabel *et al* 2019) or pioneer lianas that transiently

prevent the germination of late-successional forest species (Finegan 1996, Hérault and Piponiot 2018). These cohorts of pioneer species are absent from dry forests and succession begins at abandonment with slow-growing, hardwood species (Poorter *et al* 2019), most of which are found at the end of succession (figure 2). (c) In terms of structure and biodiversity, West African dry forests are simpler than their evergreen or semi-deciduous counterparts, so their reconstitution may be less complex.

Two additional variables appear to positively influence recovery rates: temperature annual range and soil bulk density. Concerning temperature, as with our results for precipitation, the mean annual temperature had no effect on the recovery rates of the three attributes evaluated (figure 4), whereas its variability through the temperature annual range positively influences the rate of composition recovery. Regarding bulk density, our results may seem contrary to those suggesting that soils that are too compact prevent good vegetation development (Gu *et al* 2018). It is remarkable that the most drastic soil and climatic conditions (compact soils and high temperature annual range) lead, somewhat paradoxically, to a faster recovery due to the impossibility of following a classical succession path with successive cohorts of pioneers, long-lived pioneers and mature forest species (Finegan 1996). It is also interesting to note that, for these two variables, the development of the forest will profoundly modify their values. Indeed, the reconstitution of the forest will (a) generate an increasingly buffered microclimate where daily thermal amplitudes will be less perceptible (Ellison *et al* 2017) and (b) decompact the soil through the action of the tree roots which will increase the porosity and stability of the aggregates (Gu *et al* 2018), thus improving the soil's water conduction capacity (Ajayi and Horn 2016).

4.3. On the importance of the local environment

Regardless of the attributes, the local variables retained by the selection procedure are comparable and show similar effects on recovery rates (figure 4). Two variables appear to be very important because they were selected for all of the attributes, namely remnant trees and local soil hydromorphy. (a) Remnant trees have a very positive influence on forest recovery rates (figure 4). Presence of remnant trees improves environmental conditions (da Duarte *et al* 2010, Pérez-Cárdenas *et al* 2021) by attracting seed dispersers such as birds (de la Peña-Domene *et al* 2014) and bats (Galindo-González and Sosa *et al* 2003, Derroire *et al* 2016). Recent work has shown that the abundance of remnant trees on a given site directly impacts seed rainfall, and thus affects the density of the stand being replenished (Wu *et al* 2022). Indeed, these remnant trees left (in)voluntarily in the field allow for rapid initiation of secondary succession (Yarranton and Morrison 1974) and may also

facilitate the regeneration of slow-growing species that are typically late-trajectory species, allowing for faster passage through the early stages of succession (Tucker and Kashian 2018). (b) Local soil hydromorphy has a negative effect on biomass recovery rates, composition, and diversity (figure 4). Hydromorphic soils have a particular flora that is adapted to temporary excesses of water. For instance, the presence on hydromorphic soils of extremely competitive herbaceous species of the Maranthaceae family (Cuni-Sanchez *et al* 2016), which form monospecific mats, hinders the regeneration of other plants.

Among other local variables, but of lesser importance, the duration of agricultural cultivation has a negative effect on the rates of biomass and diversity recovery (figure 4). This duration of cultivation directly influences the abundance of seed and shoot banks, and the soil global fertility (Kennard *et al* 2002) which are essential for a rapid return of biomass and biodiversity. Secondary forests that have developed on long cultivated sites are dominated by species that are resistant or adapted to repeated disturbance and low soil fertility, sometimes resulting in irregular successional trajectories (de Cássia Guimarães Mesquita *et al* 2015, Jakovac *et al* 2016). Secondly, the density of forests in the landscape and/or the proximity of old-growth forests also positively influences recovery. Old-growth forests around secondary forests constitute a seed bank of various trees and shelters for certain animals (Rozendaal *et al* 2019), they ensure landscape connectivity and provide corridors for the movement of seed dispersing animals. However, as old-growth forest cover has strongly decreased in West African landscapes, secondary plots move from being surrounded by old-growth forest to being surrounded by less and less old-growth forest and more secondary forests. This leads to limited availability of old-growth species as succession proceeds (Melo *et al* 2013, Gilroy *et al* 2014, Mendenhall *et al* 2014) and, in turn, limits our ability to relate the observed succession trajectory (especially for aged secondary plots) to the current environment, which may be very different from the environment in which succession began.

4.4. Lessons for better management of West African secondary landscapes

West Africa is home to a large rural population for whom subsistence agriculture is at the expense of forests (Somorin 2010). In other words, deforestation and forest degradation are largely attributable to small-scale, non-mechanised clearing for agriculture (Appiah *et al* 2007, Curtis *et al* 2018, Duguma *et al* 2019). Secondary forests resulting from this deforestation represent a large part of the West African landscape and are valuable to local people. These secondary forests provide valuable ecosystem services, including timber and fuelwood, fodder for livestock, non-timber forest products, and also contribute to water purification (Amani *et al* 2021,

Doua-Bi *et al* 2021, Sanial *et al* 2022). In order to ensure that these secondary forests can continue to provide these services and cleared land is reduced to a few suitable areas, it would be necessary to

- Promote sustainable, i.e. non-shifting, agricultural practices such as agroforestry in an agro-ecological transition to ensure the maintenance of household income
- Develop community-based management practices for secondary forests, which do not currently exist, so as not to tie the future of a given forest to an individual decision
- Support commercial chains of non-timber forest products to increase economic benefits from secondary forests (which cannot yet produce timber)
- Assess soil fertility to decide first the suitability of an area for agriculture, and if the site is not suitable compared to other nearby areas, conserve the area to recover forest.

For rapid restoration, local conditions are very important as they condition the initiation of secondary succession after land abandonment. Hence, we have demonstrated the great importance of remnant trees in agricultural fields and fragments of old-growth forests in the nearby environment of abandoned fields to sustain the seed rain and to create landscape connectivity that ensures the movement of disseminating animals. In order to keep the landscape suitable for rapid secondary succession, one should therefore

- Avoid large-scale deforestation, partly caused by concessions granted to large private companies, which totally destructure the landscape, eliminate all remnant trees and thus handicap natural recovery once industrial cultivation is abandoned.
- Protect remnant trees in small farmers' fields by giving the latter true ownership of these trees, so as to consider them as standing capital to be preserved, so that these trees can no longer be sold as concessions granted to timber companies by the governments.
- Systematically protect the few remaining old-growth forests as the main seed sources for natural reforestation.

Regional conditions determine recovery trajectories that are specific to each studied attribute and phytogeographic zone (figure 2). Overall, climatic conditions in the northern part of the study area (dry forests with high variability of precipitation and temperature) are much more suitable for rapid forest restoration (especially of composition, figure 4) than conditions in the south (evergreen forests with low climatic variability). These results suggest that there is a need for politicians, decision-makers and other actors involved in forest management to take

into account both the variability of regional climatic conditions and local conditions related to plot history and landscape context in a decision-making framework for the choice of more or less active restoration techniques. The main lines that can be drawn from our study are as follows:

- In the North, when the local context is favourable (good connectivity, presence of numerous remnant trees), we propose to allow secondary succession to take place and to better value these forests in recovery thanks to a community management of the natural resources which are therein.
- In the North, when the local context is unfavourable (poor connectivity, no or few remnant trees), we propose to (a) leave the possibility of converting a part of these surfaces for subsistence agriculture and (b) for the remainder, use assisted natural restoration techniques (Chomba *et al* 2020) to accelerate the installation/growth of trees. Assisted regeneration have already proved their worth in Sahelian and Sudanian zones and could be implemented at little cost in dry forests where the flora is relatively similar.
- In the South, when the local context is favourable, we propose cleaning, depressing and pruning young trees. Indeed, the relative slowness of reconstitution is not linked here to a lack of regeneration but to competition from herbaceous plants, lianas and pioneer species. These targeted silvicultural interventions also make it possible to manage the forest stand in such a way as to favour species that are useful to local populations.
- In the South, when the local context is unfavourable, succession is so slow that more active interventions by planting local species should be considered if the objective is to reconstitute a forest cover within a few decades. With this in mind, we recommend reforesting with a mixture of local species (Hérault *et al* 2020) in order to minimise the ecological, health and commercial risks (Messier *et al* 2022) and using Taungya-type planting techniques which, during the first few years of planting, allow the rural population to farm while maintaining the young plants (Kalame *et al* 2011).

Beyond that, the technical management options for secondary forests proposed above are only broad guidelines to orient public policies, technical services and to optimise investment and training efforts according to the restoration strategies that are most likely to be implemented in a given region. However, these broad guidelines cannot be used alone in a top-down planning of actions and must imperatively be accompanied by a field diagnosis in the target abandoned fields. This diagnostic stage will certainly be biophysical in order to estimate the real potential for forest restoration based on the current state of the secondary succession, but also socio-economic in order

to integrate the aspirations and room for manoeuvre of smallholders in the choice of technical itineraries and species to be promoted.

Data availability statement

The data that support the findings of this study are available upon reasonable request from the authors.

Acknowledgments

This work was done under the framework of the Dyn-RecSE Project (PRESeD-CI 2 funding) that was financially supported by the Ministry of Higher Education and Scientific Research (MESRS) of Côte d'Ivoire as part of the implementation of the C2D by the Institute of Research for Development (IRD).

Authors contribution

Bienvenu H K Amani: conceptualization, data curation, formal analysis, investigation, methodology, validation, visualization, writing—original draft.

Anny E N'Guessan: conceptualization, data curation, methodology, supervision, writing—review & editing.

Victor Van der Meersch: data curation, writing—review & editing.

Géraldine Derroire: conceptualization, supervision, writing—review & editing.

Camille Piponiot: conceptualization, supervision, writing—review & editing.

Justin K N'dja: conceptualization, funding acquisition, investigation, methodology, project administration, resources, supervision, writing—review & editing.

Aka G M Elogne: writing—review & editing.

Karidia Traoré: writing—review & editing.

Bruno Héroult: conceptualization, data curation, formal analysis, investigation, methodology, software, supervision, validation, visualization, writing—original draft.

Appendix

Detailed set of parameter values used in the simulation schemes (U: unfavourable; M: medium; F: Favourable) to study the relative importance of local and regional variables on the trajectories of recovery of the three attributes studied.

A: Regional mean conditions associated with unfavourable local conditions, medium local conditions and favourable local conditions.

B: Local mean conditions associated with unfavourable regional conditions, medium regional conditions and favourable regional conditions.

$\beta_{An.Prec}$: effect of annual precipitation; $\beta_{Bulk.D}$: effect of bulk density; $\beta_{Coarse.C}$: effect of coarse content; $\beta_{Density}$: effect of density; $\beta_{Duration}$: effect of

duration; β_{Hydro} : effect of hydromorphy; $\beta_{Prec.Sai}$: effect of precipitation seasonality; $\beta_{Proximity}$: effect of proximity; $\beta_{Remnant}$: effect of remnants; $\beta_{Temp.AR}$: effect of temperature annual range.

A

	Biomass U M F	Composition U M F	Diversity U M F
$\beta_{An.Prec}$	---	---	0 0 0
$\beta_{Bulk.D}$	0 0 0	0 0 0	---
$\beta_{Coarse.C}$	0 0 0	---	---
$\beta_{Density}$	-2 0 2	---	2 0 -2
$\beta_{Duration}$	2 0 -2	---	2 0 -2
β_{Hydro}	2 0 -2	-2 2 2	2 0 -2
$\beta_{Prec.Sai}$	0 0 0	0 0 0	0 0 0
$\beta_{Proximity}$	---	---	-2 0 2
$\beta_{Remnant}$	-2 0 2	-2 0 2	-2 0 2
$\beta_{Temp.AR}$	---	0 0 0	---

B

	Biomass U M F	Composition U M F	Diversity U M F
$\beta_{An.Prec}$	---	---	2 0 -2
$\beta_{Bulk.D}$	-2 0 2	-2 0 2	---
$\beta_{Coarse.C}$	-2 0 2	---	---
$\beta_{Density}$	0 0 0	---	0 0 0
$\beta_{Duration}$	0 0 0	---	0 0 0
β_{Hydro}	0 0 0	0 0 0	0 0 0
$\beta_{Prec.Sai}$	-2 0 2	-2 0 2	-2 0 2
$\beta_{Proximity}$	---	---	0 0 0
$\beta_{Remnant}$	0 0 0	0 0 0	0 0 0
$\beta_{Temp.AR}$	---	-2 0 2	---

ORCID iDs

Bienvenu H K Amani  <https://orcid.org/0000-0003-1610-1212>

Anny Estelle N'Guessan  <https://orcid.org/0000-0002-5453-1419>

Victor Van der Meersch  <https://orcid.org/0000-0001-7746-4098>

Géraldine Derroire  <https://orcid.org/0000-0001-7239-2881>

Camille Piponiot  <https://orcid.org/0000-0002-3473-1982>

Justin K N'Dja  <https://orcid.org/0000-0003-1604-1096>

Bruno Héroult  <https://orcid.org/0000-0002-6950-7286>

References

- Ajayi A E and Horn R 2016 Transformation of ex-arable land to permanent grassland promotes pore rigidity and mechanical soil resilience *Ecol. Eng.* **94** 592–8
- Amahowe I O, Gaoe O G, Natta A K, Piponiot C, Zobi I C and Héroult B 2018 Functional traits partially mediate the effects of chronic anthropogenic disturbance on the growth of a tropical tree *AoB Plants* **10** ly036
- Amani B H K, N'Guessan A E, Derroire G, N'dja J K, Elogne A G M, Traoré K, Zo-Bi I C and Héroult B 2021 The

- potential of secondary forests to restore biodiversity of the lost forests in semi-deciduous West Africa *Biol. Conserv.* **259** 109154
- Appiah M, Blay D, Damnyag L, Dwomoh F K, Pappinen A and Luukkanen O 2007 Dependence on forest resources and tropical deforestation in Ghana *Environ. Dev. Sustain.* **11** 471–87
- Arroyo-Rodríguez V, Melo F P L, Martínez-Ramos M, Bongers F, Chazdon R L, Meave J A, Norden N, Santos B A, Leal I R and Tabarelli M 2015 Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession forest fragmentation and landscape ecology research *Biol. Rev.* **92** 326–40
- Avitabile V et al 2016 An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets *Glob. Change Biol.* **22** 1406–20
- Barros T C, Elias F, Romano L L and Ferreira J 2020 Natural recovery of plant species diversity in secondary forests in eastern Amazonia: contributions to passive forest restoration *Braz. J. Bot.* **43** 165–75
- Bayas J C L et al 2022 Drivers of tropical forest loss between 2008 and 2019 *Sci. Data* **9** 1
- Becknell J M, Kucek L K and Powers J S 2012 Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: a literature review and global synthesis *For. Ecol. Manage.* **276** 88–95
- Bond W J, Stevens N, Midgley G F and Lehmann C E R 2019 The trouble with trees: afforestation plans for Africa *Trends Ecol. Evol.* **34** 963–5
- Carpenter B, Gelman A, Hoffman M D, Lee D, Goodrich B, Betancourt M, Brubaker M, Guo J, Li P and Riddell A 2017 Stan: a probabilistic programming language *J. Stat. Softw.* **76** 1–32
- Chomba S, Sinclair F, Savadogo P, Bourne M and Lohbeck M 2020 Opportunities and constraints for using farmer managed natural regeneration for land restoration in sub-Saharan Africa *Front. For. Glob. Change* **3** 571679
- Crouzeilles R, Curran M, Ferreira M S, Lindenmayer D B, Grelle C E V and Rey Benayas J M 2016 A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success *Nat. Commun.* **7** 1–8
- Cuni-Sanchez A, White L J T, Calders K, Jeffery K J, Abernethy K, Burt A, Disney M, Gilpin M, Gomez-Dans J L and Lewis S L 2016 African savanna-forest boundary dynamics: a 20-year study *PLoS One* **11** e0156934
- Curtis P G, Slay C M, Harris N L, Tyukavina A and Hansen M C 2018 Classifying drivers of global forest loss *Science* **361** 1108–11
- da Duarte L, Hofmann G S, Santos M M G D, Hartz S M and Pillar V D 2010 Testing for the influence of niche and neutral factors on sapling community assembly beneath isolated woody plants in grasslands *J. Veg. Sci.* **21** 462–71
- de Cássia Guimarães Mesquita R, dos Santos Massoca Paulo Eduardo dos Santos, Jakovac C C, Bentos T V and Williamson G B 2015 Amazon rain forest succession: stochasticity or land-use legacy? *BioScience* **65** 849–61
- de la Peña-Domene M, Martínez-Garza C, Palmas-Pérez S, Rivas-Alonso E and Howe H F 2014 Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration *PLoS One* **9** e104656
- Deng F, He Y and Zang R 2018 Recovery of functional diversity following shifting cultivation in tropical monsoon forests *Forests* **9** 506
- Derroire G, Coe R and Healey J R 2016 Isolated trees as nuclei of regeneration in tropical pastures: testing the importance of niche-based and landscape factors *J. Veg. Sci.* **27** 679–91
- Doua-Bi G Y A, Zo-Bi I C, Amani B H K, Elogne A G M, N'dja J K, N'Guessan A E and Hérault B 2021 Taking advantage of natural regeneration potential in secondary forests to recover commercial tree resources in Côte d'Ivoire *For. Ecol. Manage.* **493** 119240
- Duguma L, Atela J, Minang P, Ayana A, Gizachew B, Nzyoka J and Bernard F 2019 Deforestation and forest degradation as an environmental behavior: unpacking realities shaping community actions *Land* **8** 26
- Ellison D et al 2017 Trees, forests and water: cool insights for a hot world *Glob. Environ. Change* **43** 51–61
- Fauset S et al 2012 Drought-induced shifts in the floristic and functional composition of tropical forests in Ghana *Ecol. Lett.* **15** 1120–9
- Feng X, Porporato A and Rodriguez-Iturbe I 2013 Changes in rainfall seasonality in the tropics *Nat. Clim. Change* **3** 811–5
- Fick S E and Hijmans R J 2017 WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas *Int. J. Climatol.* **37** 4302–15
- Finegan B 1996 Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession *Trends Ecol. Evol.* **11** 119–24
- Galindo-González J and Sosa V J 2003 Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape *Southwest. Nat.* **48** 579–89
- Gilroy J J, Edwards F A, Uribe C A M, Haugaasen T and Edwards D P 2014 EDITOR'S CHOICE: surrounding habitats mediate the trade-off between land-sharing and land-sparing agriculture in the tropics *J. Appl. Ecol.* **51** 1337–46
- Gu C, Mu X, Gao P, Zhao G, Sun W, Tatarko J and Tan X 2018 Influence of vegetation restoration on soil physical properties in the loess plateau China *J. Soils Sediments* **19** 716–28
- Hérault B et al 2020 The long-term performance of 35 tree species of Sudanian West Africa in pure and mixed plantings *For. Ecol. Manage.* **468** 118171
- Hérault B, Bachelot B, Poorter L, Rossi V, Bongers F, Chave J, Paine C E T, Wagner F and Baraloto C 2011 Functional traits shape ontogenetic growth trajectories of rain forest tree species *J. Ecol.* **99** 1431–40
- Hérault B and Hiernaux P 2004 Soil seed bank and vegetation dynamics in Sahelian fallows; the impact of past cropping and current grazing treatments *J. Trop. Ecol.* **20** 683–91
- Hérault B, Ouallet J, Blanc L, Wagner F and Baraloto C 2010 Growth responses of neotropical trees to logging gaps *J. Appl. Ecol.* **47** 821–31
- Hérault B and Poupon C 2018 Key drivers of ecosystem recovery after disturbance in a neotropical forest *For. Ecosyst.* **5** 1–15
- Jakovac C C, Bongers F, Kuyper T W, Mesquita R C G and Peña-Claros M 2016 Land use as a filter for species composition in Amazonian secondary forests *J. Veg. Sci.* **27** 1104–16
- Kalame F B, Aidoo R, Nkem J, Ajayie O C, Kanninen M, Luukkanen O and Idinoba M 2011 Modified taungya system in Ghana: a win-win practice for forestry and adaptation to climate change? *Environ. Sci. Policy* **14** 519–30
- Kennard D K, Gould K, Putz F E, Fredericksen T S and Morales F 2002 Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest *For. Ecol. Manage.* **162** 197–208
- Lennox G D et al 2018 Second rate or a second chance? Assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forests *Glob. Change Biol.* **24** 5680–94
- Makelele I A, Verheyen K, Boeckx P, Ntaboba L C, Bazirake B M, Ewango C and Bauters M 2021 Afrotropical secondary forests exhibit fast diversity and functional recovery but slow compositional and carbon recovery after shifting cultivation *J. Veg. Sci.* **32** e13071
- Marcon E and Hérault B 2015 entropart: an R package to measure and partition diversity *J. Stat. Softw.* **67** 1–26
- Marcon E, Scotti I, Hérault B, Rossi V and Lang G 2014 Generalization of the partitioning of Shannon diversity *PLoS One* **9** e90289
- Melo F P L, Arroyo-Rodríguez V, Fahrig L, Martínez-Ramos M and Tabarelli M 2013 On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes *Trends Ecol. Evol.* **28** 462–8

- Mendenhall C D, Karp D S, Meyer C F J, Hadly E A and Daily G C 2014 Predicting biodiversity change and averting collapse in agricultural landscapes *Nature* **509** 213–17
- Messier C et al 2022 For the sake of resilience and multifunctionality, let's diversify planted forests! *Conserv. Lett.* **15** e12829
- Mirabel A, Ouédraogo D-Y, Beeckman H, Delvaux C, Doucet J-L, Hérault B and Fayolle A 2019 A whole-plant functional scheme predicting the early growth of tropical tree species: evidence from 15 tree species in Central Africa *Trees* **33** 491–505
- N'Dja J K K and Decocq G 2008 Successional patterns of plant species and community diversity in a semi-deciduous tropical forest under shifting cultivation *J. Veg. Sci.* **19** 809–20
- N'Guessan A E, N'dja J K, Yao O N, Amani B H K, Gouli R G Z, Piponiot C, Zo-Bi I C and Hérault B 2019 Drivers of biomass recovery in a secondary forested landscape of West Africa *For. Ecol. Manage.* **433** 325–31
- Norden N et al 2015 Successional dynamics in neotropical forests are as uncertain as they are predictable *Proc. Natl Acad. Sci.* **112** 8013–8
- Pérez-Cárdenas N, Mora F, Arreola-Villa F, Arroyo-Rodríguez V, Balvanera P, Flores-Casas R, Navarrete-Pacheco A and Ortega-Huerta M A 2021 Effects of landscape composition and site land-use intensity on secondary succession in a tropical dry forest *For. Ecol. Manage.* **482** 118818
- Poggio L, de Sousa L M, Batjes N H, Heuvelink G B M, Kempen B, Ribeiro E and Rossiter D 2021 SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty *Soil* **7** 217–40
- Poorter L et al 2016 Biomass resilience of neotropical secondary forests *Nature* **530** 211–4
- Poorter L et al 2019 Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time *Nat. Ecol. Evol.* **3** 928–34
- Poorter L et al 2021 Multidimensional tropical forest recovery *Science* **374** 1370–6
- Pouliot M, Treue T, Obiri B D and Ouedraogo B 2012 Deforestation and the limited contribution of forests to rural livelihoods in West Africa: evidence from Burkina Faso and Ghana *Ambio* **41** 738–50
- Réjou-Méchain M, Tanguy A, Piponiot C, Chave J and Hérault B 2017 BIOMASS: an R package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests *Methods Ecol. Evol.* **8** 1163–7
- Rozendaal D M A et al 2019 Biodiversity recovery of neotropical secondary forests *Sci. Adv.* **5** eaau3114
- Rozendaal D M A and Chazdon R L 2015 Demographic drivers of tree biomass change during secondary succession in northeastern Costa Rica *Ecol. Appl.* **25** 506–16
- Ruf F, Schroth G and Doffangui K 2015 Climate change, cocoa migrations and deforestation in West Africa: What does the past tell us about the future? *Sustain. Sci.* **10** 101–11
- Sanial E, Ruf F, Louppe D, Mietton M and Hérault B 2022 Local farmers shape ecosystem service provisioning in West African cocoa agroforests *Agrofor. Sys.* (<https://doi.org/10.1007/s10457-021-00723-6>)
- Schroeder J-M, Oke D O, Onyekwelu J C and Yirdaw E 2010 Secondary forests in West Africa: a challenge and opportunity for management (IUFRO (International Union of Forestry Research Organizations) Secretariat) vol 25 pp 335–54
- Somorin O A 2010 Climate impacts, forest-dependent rural livelihoods and adaptation strategies in Africa: A review *Afr. j. environ. sci. technol.* **4** 903–12
- Swaine M D and Hall J B 1983 Early succession on cleared forest land in Ghana *J. Ecol.* **71** 601
- Tucker M M and Kashian D M 2018 Pre-fire forest remnants affect post-fire plant community structure and composition *For. Ecol. Manage.* **408** 103–11
- Vítovcová K, Tichý L, Řehounková K and Prach K 2021 Which landscape and abiotic site factors influence vegetation succession across seres at a country scale? *J. Veg. Sci.* **32** e12950
- Wagner F, Hérault B, Stahl C, Bonal D and Rossi V 2011 Modeling water availability for trees in tropical forests *Agric. For. Meteorol.* **151** 1202–13
- Wu M M, Liang Y, He H S, Liu B and Ma T 2022 Remnant trees location and abundance play different roles in forest landscape recovery *For. Ecol. Manage.* **511** 120154
- Yarranton G A and Morrison R G 1974 Spatial dynamics of a primary succession: nucleation *J. Ecol.* **62** 417

**ACTES DE CONFERENCE : COMMUNICATION
ORALE ET COLLOQUE**

COMMUNICATION 2

Bienvenu H. K. Amani, Anny Estelle N'Guessan, Victor Van der Meersch,
Géraldine Derroire, Camille Piponiot, Aka G. M. Elogne, Karidia Traoré,
Justin K. N'Dja and Bruno Hérault. **2022**.

58^{ème} réunion annuelle de de l'Association pour la biologie tropicale et la conservation
(ATBC)10-14 Juillet 2022 Cartagena, Colombie. www.atbc2022.org.

Symposium S25 : Secondary forest succession; theory, synthesis and application

**BOTH LOCAL AND REGIONAL ENVIRONMENTAL CONDITIONS CONTRIBUTE TO
THE NATURAL RESTORATION TRAJECTORIES OF WEST AFRICAN FORESTS**



CERTIFICATE OF ATTENDANCE

THIS CERTIFIES THAT:

Bienvenu Amani

HAS ATTENDED VIRTUALLY THE 58TH ANNUAL MEETING OF THE
ASSOCIATION FOR TROPICAL BIOLOGY AND CONSERVATION (ATBC2022)
*"CONSERVING TROPICAL BIODIVERSITY AND ACHIEVING SOCIO-ECOLOGICAL
RESILIENCE IN THE ANTHROPOCENE: OPPORTUNITIES AND CHALLENGES"*
HELD IN CARTAGENA, COLOMBIA, FROM JULY 10-14, 2022.



JUAN MANUEL POSADA
CHAIR
ATBC2022



ADRIANA SÁNCHEZ ANDRÁDE
CO-CHAIR
ATBC2022



LUCIA G. LOHMANN
EXECUTIVE DIRECTOR
ATBC



Facultad de
Ciencias Naturales



COMMUNICATION 1

Bienvenu H. K. Amani, Anny Estelle N'Guessan, Victor Van der Meersch,
Géraldine Derroire, Camille Pioniot, Aka G. M. Elogne, Karidia Traoré,
Justin K. N'Dja and Bruno Hérault. **2022.**

1er Colloque International des BIOSciences et Développement en Afrique

2-4 Novembre 2022 Université Félix Houphouët-Boigny
Cocody, Côte d'Ivoire. <http://biosciences.wascal-ci.org/>

Thème : RECHERCHE ET INNOVATIONS POUR UN DÉVELOPPEMENT DURABLE :
LESSCIENCES BIOLOGIQUES AU SERVICE DES SOCIÉTÉS AFRICAINES.

Axe 1 : Biodiversité et services écosystémiques

LES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES LOCALES ET RÉGIONALES
CONTRIBUENT AUX TRAJECTOIRES DE RESTAURATION NATURELLE DES
FORÊTSEN AFRIQUE DE L'OUEST



COLLOQUE

Les journées du Labex CEBA – Centre d'étude de la biodiversité amazonienne 14-15 Octobre
2019, Cayenne, Guyane Française. <https://www.labex-ceba.fr/>.

Résultats des projets stratégiques 2016-2019, les prochains projets stratégiques du CEBA 2 et
les synergies entre le CEBA et les intervenants environnementaux en Guyane française.



Kourou, le 14/01/2020

(
Objet : Attestation de présence aux journées 2019 du Labex CEBA

Je soussigné, Eric MARCON, Directeur de la formation du Laboratoire d'excellence CEBA, atteste la présence de **Monsieur AMANI Bienvenu Hippolyte Konan** lors des journées annuelles 2019, les 14 & 15 octobre de notre Laboratoire d'excellence.

Pour faire valoir ce que de droit.

Eric MARCON

Directeur de la formation du Labex CEBA

Résumé

En Afrique de l'ouest, plus de 80% de la couverture forestière originelle a disparu en raison de la croissance exponentielle des populations humaines, de plus en plus à la recherche de nouvelles terres agricoles. Une fois la fertilité des terres épuisée, ces zones sont abandonnées et laissées pour être reboisées par succession naturelle. En Côte d'Ivoire, malgré la présence généralisée de forêts secondaires d'âges divers dans le paysage, on sait peu de choses sur les trajectoires de reconstitution et les facteurs environnementaux qui influencent les taux de reconstitution des forêts secondaires. Nous avons mis en place 236 parcelles (0,2 ha), âgées de 0 à 45 ans plus des contrôles, sur 8 chronoséquences représentant le gradient climatique régional nord-sud typique de l'Afrique de l'Ouest, sur lesquelles tous les arbres de plus de 2,5 cm de diamètre à hauteur de poitrine ont été inventoriés. Nous avons par la suite fait l'analyse descriptive des flores des zones phytogéographiques, avant de modéliser les trajectoires de récupération des attributs de l'écosystème (biodiversité, biomasse aérienne et composition floristique) et testé l'influence de la variabilité des conditions environnementales locales et nationales sur leurs taux de récupération dans un cadre hiérarchique bayésien. Au total, nous avons inventorié dans la zone ombrophile, 21 167 arbres de 69 familles, 216 genres et 378 espèces, dans la zone mésophile, 42 875 arbres de 64 familles, 253 genres et 442 espèces et dans la zone soudanaise, 11 531 arbres de 30 familles, 83 genres et 123 espèces. Au l'échelle locale, les résultats montrent que les attributs de l'écosystème se récupèrent à des rythmes différents, la composition floristique se restaure beaucoup plus rapidement que la diversité. A l'échelle nationale, les résultats montrent que la diversité se récupère plus rapidement que la composition floristique et la biomasse aérienne. Parmi les facteurs locaux, paysagers et historiques étudiés, le nombre d'arbres rémanents et la proximité des forêts primaires ont eu plus d'effet et un impact positif sur les vitesses de récupération des attributs de l'écosystème étudiés, alors que la durée de la culture précédente a un impact négatif. La saisonnalité des précipitations a été celle qui a eu un effet plus important et à la fois sur tous les attributs de l'écosystème évalués parmi les variables environnementales nationales. Les cartes de vitesses de récupération et de compromis pour la restauration rapide du paysage nous ont permis d'identifier les zones du centre-est, de l'est, du sud-est, de la partie méridionale du sud-ouest et de l'ouest ivoiriens comme des zones potentielles, favorables pour un retour plus rapide des attributs de l'écosystème après l'abandon des terres cultivées à l'échelle du territoire ivoirien.

Mots clés : Succession secondaire, Forêt tropicale, Trajectoires de reconstitution, Attributs de l'écosystème, Modèle bayésien, Côte d'Ivoire.

Abstract

In West Africa, more than 80% of the original forest cover has disappeared due to the exponential growth of human populations increasingly seeking new agricultural lands. Once the land fertility is depleted, these areas are abandoned and left to be reforested by natural succession. In Côte d'Ivoire, despite the widespread presence of secondary forests of varying ages in the landscape, little is known about the trajectories of reconstitution and the environmental factors that influence the rates of reconstitution of secondary forests. 236 plots (0.2 ha), ranging in age from 0 to 45 years, plus controls, were established on 8 chronosequences representing the typical north-south regional climatic gradient of West Africa, and all trees over 2.5 cm in diameter at breast height were inventoried. Descriptive analysis of phytogeographic zones was performed, followed by modeling of the recovery trajectories of ecosystem attributes (biodiversity, aboveground biomass, and floristic composition) and testing the influence of the variability of local and national environmental conditions on their recovery rates within a Bayesian hierarchical framework. In total, 21,167 trees from 69 families, 216 genera, and 378 species were inventoried in the rainforest zone, 42,875 trees from 64 families, 253 genera, and 442 species in the mesophilic zone, and 11,531 trees from 30 families, 83 genera, and 123 species in the Sudanian zone. At the local scale, the results show that ecosystem attributes recover at different rates, with floristic composition restoring much more rapidly than diversity. At the national scale, the results show that diversity recovers more quickly than floristic composition and aboveground biomass. Among the studied local, landscape, and historical factors, the number of remnant trees and the proximity of ancient forests had more effect and a positive impact on the recovery rates of the studied ecosystem attributes, while the duration of the previous cultivation had a negative impact. The seasonality of precipitation had the most significant effect on all evaluated ecosystem attributes among the national environmental variables. Recovery speed and compromise maps for rapid landscape restoration allowed us to identify the central-east, east, southeast, southern part of southwest, and Ivorian west as potential, favorable areas for faster return of ecosystem attributes after land abandonment at the scale of the Ivorian territory.

Key words : Secondary succession, Tropical forest, Recovery trajectories, Ecosystem attributes, Bayesian model, Côte d'Ivoire.