

## Analyse du statut de conservation des principales espèces commerciales des forêts d'Afrique Centrale.

**Auteur :** Nkenne Tikeng, Philippe Joseph

**Promoteur(s) :** Doucet, Jean-Louis; 28722

**Faculté :** Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

**Année académique :** 2024-2025

**URI/URL :** <http://hdl.handle.net/2268.2/24424>

---

### *Avertissement à l'attention des usagers :*

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

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

---

**ANALYSE DU STATUT DE CONSERVATION  
DES PRINCIPALES ESPECES COMMERCIALES  
DES FORETS D'AFRIQUE CENTRALE**

**PHILIPPE JOSEPH NKENNE TIKENG**

TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU  
DIPLOME DE  
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES  
NATURELS

ANNEE ACADEMIQUE 2024-2025

CO-PROMOTEURS : DOUCET JEAN-LOUIS & MONTHE FRANCK



© Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique<sup>a</sup> de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

---

*a.* Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par les promoteurs, membres du personnel enseignant de GxABT.



**ANALYSE DU STATUT DE CONSERVATION  
DES PRINCIPALES ESPECES COMMERCIALES  
DES FORETS D'AFRIQUE CENTRALE**

**PHILIPPE JOSEPH NKENNE TIKENG**

TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU  
DIPLOME DE  
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES  
NATURELS

ANNEE ACADEMIQUE 2024-2025

CO-PROMOTEURS : DOUCET JEAN-LOUIS & MONTHE FRANCK

# Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier le Professeur Jean-Louis DOUCET, mon co-promoteur, d'avoir cru en moi pour ce projet, et de m'avoir toujours suivi depuis le cours de Gestion durable des forêts de Master 1, en passant par mon stage technique au Congo jusqu'ici. Au départ, moi-même je ne me croyais pas en capacité de le mener jusqu'ici. Il a su être présent du début à la fin, malgré mes manquements (c'est normal je suis étudiant), il toujours su trouver les mots afin de ne pas me décourager dans le parcours. Entre sessions de présentation des grandes parties du travail, et rédaction jusqu'à la veille du dépôt, il a toujours été là. Une fois de plus un tout grand MERCI. Ah j'ai failli oublier ! Je l'appelais le BIG BOSS affectueusement chaque matin à son passage au bureau (parfois après son départ).

Je remercie également mon autre co-promoteur, le Dr. Franck MONTHE d'avoir lui aussi cru en moi depuis notre mise en relation par le professeur Doucet. Ayant déjà travaillé avec lui depuis le début de mon année académique dans le cadre d'un stage supplémentaire, j'ai pu me familiariser avec les bonnes pratiques de recherches et de rédaction avec lui. Il m'a suivi de bout en bout, entre rires et réprimandes, c'était toujours avec de la bonne humeur qu'il me remettait sur le droit chemin. Toujours entraîné de me demander de ne pas perdre du temps sur ci ou ça, m'a permis d'aller droit à l'essentiel. Toujours sa bonne humeur chaque matin dès son arrivée, j'ai beaucoup appris de lui.

Un tout grand merci au Professeur Gauthier LIGOT qui m'a accompagné dans la prise en main du projet, puisqu'il a beaucoup travaillé sur cette thématique. A chaque mail envoyé, il répondait toujours rapidement et toujours disposé à échanger et à partager ses connaissances. Toujours présent pour un regard sur les hypothèses statistiques.

Je remercie aussi le Professeur Yves BROSTAUX pour ses précieux conseils au cours des analyses statistiques. Il a toujours répondu lorsque j'ai fait appel à lui et surtout, il m'a accompagné dans la structuration de mes idées sur les analyses.

Un merci aux partenaires du projet, notamment la faculté de Gembloux Agro-Bio Tech pour le laboratoire et les installations qui m'ont facilité la recherche tout au long de ce TFE. ; l'ATIBT pour les ressources mises à ma disposition tout au long de ce parcours.

Je remercie aussi Robin DOUCET, Crispin ILUNGA, Raphael BLERVACQ, Professeur Achille BIWOLE, Dr. Stéphane MOMO pour leurs précieux conseils dans les analyses et sur l'efficience dans le travail. Toujours présents pour répondre à mes questions au quotidien, parfois même des questions bêtes.

Le TFE n'était pas que technique via les analyses, il y a eu aussi beaucoup de bons moments avec tout le staff présent au laboratoire, notamment ceux de la fac et ceux de Nature + Asbl. Je ne saurais avancer sans remercier particulièrement M. Jean-Yves DE VLEESCHOUWER pour son accueil et sa bonne humeur tout au long de mon séjour au laboratoire. Je ne saurai oublier Gael, Clément, le Baltus, Guillaume Nève, Elise, Sophie, Sarah, Justine et Gisèle. Tous m'ont fait passer de moments inoubliables dans et en dehors du labo avec les parties de Spike Ball que j'ai découvert et pleins de bons moments dans les événements de la fac.

Mes camarades et amis de la faculté pour leur accompagnement et leur soutien tout

au long du parcours, notamment Vidèle, Stéphane, Ange sans être exhaustif.

Un merci particulier à ma maman Victorine et à mon feu papa Joseph pour leur encadrement tout au long de mon séjour d'études ici à Gembloux. Mes frères et sœurs : Nicaise, Roch, Armel, Jeannie et Dominique pour tout leur soutien.

Je remercie aussi petite amie Marie Cecile qui m'a accompagné tout au long depuis mon départ du Cameroun en 2021 jusqu'ici. Merci d'avoir été là pendant mes moments de crises, parfois je voulais baisser les bras mais tu me remontais le moral en m'appelant toujours TIKENG trois fois.

# Résumé

Contexte et objectifs : Les forêts tropicales d'Afrique centrale abritent des essences commerciales majeures dont l'exploitation contribue de façon importante dans les économies des pays. Face aux pressions croissantes de la déforestation, du changement climatique et de l'exploitation forestière, l'évaluation actualisée du statut de conservation de ces espèces devient cruciale. Cette étude vise à évaluer le statut de conservation de 16 essences commerciales selon le critère A3 de l'IUCN, en développant une méthodologie intégrant les dynamiques démographiques et les projections de déforestation dans trois régimes de gestion : concessions forestières (UFA), aires protégées (PA) et autres forêts (AF).

Matériel et méthodes : L'approche méthodologique combine modélisation matricielle et analyses spatiales. Les aires de distribution ont été délimitées par polygones convexes à partir de plus de 50 000 occurrences GBIF filtrées. Les dynamiques démographiques ont été modélisées via matrices d'Usher sur 100 ans, intégrant les données d'inventaires de 94 UFA certifiées (>3 millions de tiges), les taux de croissance du réseau DYNAFAC, une mortalité de 1% et deux hypothèses de recrutement (constant vs 1%). Les projections de déforestation utilisent les scénarios SSP-RCP : SSP1-RCP2.6 pour les aires protégées et SSP4-RCP3.4 pour les autres forêts, sur la période 2025-2125.

Résultats et discussion : Le recrutement constitue le facteur déterminant de la réduction de population prévue (RPP). Sous recrutement constant, 11 espèces maintiennent une RPP inférieure à 30%, qualifiant pour "Préoccupation mineure" contre 8 espèces sous recrutement à 1 %. L'analyse d'élasticité révèle que l'intensité de coupe devient critique uniquement lorsque le diamètre minimum d'exploitabilité (DME) approche le diamètre de fructification (DMF). Les aires protégées stabilisent ou accroissent l'habitat de 13 espèces sous SSP1-RCP2.6, tandis que les autres forêts montrent des pertes systématiques sous SSP4-RCP3.4, quatre espèces perdant plus de 35% de leur habitat.

Conclusions et recommandations : L'étude propose une révision significative des statuts de conservation : quatre espèces sont classées "Vulnérables" (*Triplochiton scleroxylon*, *Lophostoma alata*, *Cylcodiscus gabunensis*, *Erythrophleum ivorense*), une espèce "Quasi menacée" (*Terminalia superba*), et onze espèces "Préoccupation mineure" (*Prioria balsamifera*, *Tieghemella africana*, *Afzelia bipindensis*, *Dacryodes igaganga*, *E. candelieri*, *A. klaineana*, *P. soyauxii*, *E. cylindricum*, *E. utile*, *Erythrophleum suaveolens*, *Millettia laurentii*). Les recommandations incluent l'ajustement des DME selon les DMF spécifiques, le renforcement du suivi démographique dans les plans d'aménagement, et l'implémentation de mesures de régénération active pour les espèces vulnérables. Cette méthodologie offre un cadre reproductible pour l'évaluation du statut de conservation, essentiel pour concilier exploitation et préservation de la biodiversité forestière.

Mots-clés : Critère A3 IUCN, modèle matriciel d'Usher, essences commerciales africaines, réduction de population prévue, diamètre minimum d'exploitabilité, recrutement forestier, scénarios SSP-RCP, aménagement forestier durable, Afrique centrale, conservation biodiversité.

# Abstract

Context and objectives : Central African tropical forests harbour major commercial timber species of great economic importance for countries. Facing increasing pressures from deforestation, climate change, and logging, updating the conservation status of these species becomes crucial. This study aims to assess the conservation status of 16 major commercial species according to IUCN Criterion A3, developing a methodology integrating demographic dynamics and deforestation projections across three management regimes : logging concessions (UFA), protected areas (PA), and other forests (AF).

Materials and methods : The methodological approach combines matrix modelling and spatial analyses. Distribution areas were delineated using convex polygons from more than 50,000 filtered GBIF occurrences. Demographic dynamics were modelled via Usher matrices over 100 years, integrating inventory data from 94 certified UFAs (>3 million stems), growth rates from the DYNAFAC network, 1% mortality, and two recruitment hypotheses (constant vs 1%). Deforestation projections use SSP-RCP scenarios : SSP1-RCP2.6 for protected areas and SSP4-RCP3.4 for other forests, covering 2025-2125.

Results and discussion : Recruitment constitutes the determining factor for projected population reduction (PPR). Under constant recruitment, 11 species maintain PPR below 30%, qualifying for "Least Concern" against eight species under 1% recruitment rate. Elasticity analysis reveals that cutting intensity becomes critical only when the minimum felling diameter (MFD) approaches the fruiting diameter (DFD). Protected areas stabilize or increase habitat for 13 species under SSP1-RCP2.6, while other forests show systematic losses under SSP4-RCP3.4, with four species losing over 35 % of their habitat.

Conclusions and recommendations : The study proposes significant conservation status revisions : four species classified as "Vulnerable" (*Triplochiton scleroxylon*, *Lophostoma alata*, *Cylindrolobus gabunensis*, *Erythrophleum ivorensis*), one "Near Threatened" (*Terminalia superba*), and eleven "Least Concern" (*Priacium balsamifera*, *Tieghemella africana*, *Afzelia bipindensis*, *Dacryodes igaganga*, *Entandrophragma candollei*, *Aucoumea klaineana*, *Pterocarpus soyauxii*, *Entandrophragma cylindricum*, *Entandrophragma utile*, *Erythrophleum suaveolens*, *Millettia laurentii*). Recommendations include adjusting MFD according to specific DFD, strengthening demographic monitoring in management plans, and implementing active regeneration measures for vulnerable species. This methodology provides a reproducible framework for conservation status assessment, essential for reconciling exploitation with forest biodiversity preservation.

Keywords : IUCN Criterion A3, Usher matrix model, African timber species, predicted population reduction, minimum felling diameter, forest recruitment, SSP-RCP scenarios, sustainable forest management, Central Africa, biodiversity conservation.

# Table des matières

Remerciements . . . . .	i
Résumé . . . . .	iii
Abstract . . . . .	iv
Table des matières . . . . .	v
Liste des figures . . . . .	vii
Liste des tableaux . . . . .	viii
Liste des sigles et abréviations . . . . .	ix
1 Introduction . . . . .	1
1.1 Superficie et typologie des forêts africaines . . . . .	1
1.2 Importance économique des forêts du Bassin du Congo . . . . .	4
1.3 Vulnérabilité des écosystèmes forestiers . . . . .	6
1.4 Diversité des systèmes de gestion forestière . . . . .	7
1.4.1 Concessions forestières . . . . .	7
1.4.2 Aires protégées . . . . .	9
1.4.3 Forêts du domaine non permanent ou autres forêts . . . . .	9
1.5 Liste Rouge de l'IUCN . . . . .	10
1.6 La CITES . . . . .	11
1.7 Contexte et objectifs de l'étude . . . . .	12
2 Matériel et méthodes . . . . .	14
2.1 Sources et types de données utilisées . . . . .	14
2.1.1 Espèces étudiées . . . . .	14
2.1.2 Données d'occurrence et délimitation des aires de répartition . . . . .	14
2.1.3 Segmentation des aires de répartition par usage forestier . . . . .	17
2.1.4 Densités et dynamiques des populations . . . . .	17
2.1.5 Taux de perte de surfaces forestières . . . . .	18
2.1.6 Critère A3 de l'IUCN . . . . .	21
2.2 Modèle démographique – modèle matriciel d'Usher . . . . .	22
2.2.1 Le modèle matriciel d'Usher . . . . .	22
2.2.2 Période de projection et cycles de coupe . . . . .	27
2.2.3 Indicateur de sortie : RPP dans les UFA . . . . .	29
2.2.4 Analyse d'élasticité . . . . .	30
2.3 Scénarios de déforestation et projections spatiales . . . . .	30
2.3.1 Projections de déforestation : scénarios SSP-RCP . . . . .	31
2.3.2 Calcul de la réduction de populations prévues . . . . .	32
2.4 Définition de catégorie IUCN basé sur le critère A3 . . . . .	33
2.4.1 Calcul de la RPP globale . . . . .	33
2.4.2 Intégration des incertitudes . . . . .	34
2.4.3 Attribution de la catégorie IUCN finale . . . . .	34
3 Résultats . . . . .	36
3.1 Évolution démographique dans les UFA . . . . .	36
3.1.1 Courbes d'évolution par espèce . . . . .	37

3.1.2	RPP dans les UFA (RPP_UFA) . . . . .	38
3.1.3	Analyse d'élasticité . . . . .	40
3.2	Projections de perte dans les PA et AF via scénarios de déforestation	41
3.2.1	Évolution des surfaces forestières par scénario . . . . .	41
3.2.2	3.2.2. Réduction des populations prévues dans les PA et AF (RPP_PA et RPP_AF) . . . . .	42
3.3	Intégration des résultats et évaluation IUCN . . . . .	43
4	Discussion . . . . .	45
4.1	Pertinence et originalité de la méthodologie . . . . .	45
4.2	Structure démographique et adéquation DMF/DME . . . . .	45
4.2.1	Impact de la structure démographique sur la sensibilité . .	45
4.2.2	Inadéquations DMF/DME par pays . . . . .	45
4.3	Sélection du scénario approprié par espèce . . . . .	46
4.4	Impact des exploitations au cours des dernières décennies . .	47
4.5	Implications pour la CITES . . . . .	49
4.6	Limites méthodologiques et perspectives d'amélioration . . . . .	50
4.6.1	Incertitudes liées aux données d'occurrences et densités .	50
4.6.2	Paramètres démographiques et leurs incertitudes . . . .	50
4.6.3	Projections climatiques et scénarios de déforestation . .	51
4.6.4	Perspectives de recherche et recommandations . . . . .	51
5	Conclusion . . . . .	52
6	Contribution personnelle de l'étudiant . . . . .	55
	Références bibliographiques . . . . .	56

# Liste des figures

Figure 1.1	Principaux types de forêts en Afrique centrale (Réjou-Méchain et al., 2021). . . . .	2
Figure 1.2	Forêts Guinéennes d'Afrique de l'Ouest. Source : CARR <i>et al.</i> , 2015	3
Figure 1.3	Forêts naturelles d'Afrique de l'Est et australe : extrait de Global Forest Watch . . . . .	4
Figure 1.4	Evolution de la production formelle de grumes dans le bassin du Congo (EBA'A ATYI <i>et al.</i> , 2022 . . . . .	5
Figure 1.5	Evolution des surfaces totales des aires protégées en Afrique centrale (DOUMENGE <i>et al.</i> , 2021). . . . .	9
Figure 2.1	Distribution géographique des différentes espèces commerciales en Afrique Centrale, de l'Ouest et de l'Est . . . . .	15
Figure 2.2	Scénarios de changement de types d'utilisation des terres en Afrique centrale par scénario. Source ( CHEN <i>et al.</i> , 2022). . . . .	19
Figure 2.3	Schéma résumant la méthodologie d'évaluation du statut de conservation basé sur le critère A3. . . . .	35
Figure 3.1	Structure de populations par espèce étudiée - Densités par classe de diamètre. . . . .	36
Figure 3.2	Courbes de croissance par classe de diamètre de deux essences commerciales : (au dessus) <i>A. Klaineana</i> ; (en dessous) <i>T. scleroxylon</i> . . . . .	37
Figure 3.3	Evolution des populations matures sous recrutement constant de deux essences commerciales : (à gauche) <i>A. Klaineana</i> ; (à droite) <i>T. scleroxylon</i> . . . . .	38
Figure 3.4	Evolution des populations matures sous recrutement fixé à 1% de deux essences commerciales : (à gauche) <i>A. Klaineana</i> ; (à droite) <i>T. scleroxylon</i> . . . . .	38
Figure 3.5	Évolution des surfaces d'habitat en aires protégées sous scénario climatique SSP1-RCP2.6 pour <i>A. Klaineana</i> (à gauche) et <i>T. scleroxylon</i> (à droite). . . . .	41
Figure 3.6	Évolution des surfaces d'habitat dans les autres forêts sous scénario climatique SSP4-RCP3.4 pour <i>A. Klaineana</i> (à gauche) et <i>T. scleroxylon</i> (à droite). . . . .	41

# Liste des tableaux

Tableau 1.1	Durée de rotation légale vs durée déterminées dans les plans d'aménagements dans le Bassin du Congo sauf la Guinée Equatoriale (BAD/FRMi, 2018). . . . .	8
Tableau 1.2	Synthèse des critères et catégories de la Liste Rouge UICN. EOO = aire d'occurrence, AOO = aire d'occupation“+ 2 cond.” : au moins 2 des 3 critères B (fragmentation/loc., déclin continu, fluctuations extrêmes). . . . .	10
Tableau 2.1	Liste des 16 espèces sélectionnées et leur statut de conservation UICN avant la présente étude. . . . .	14
Tableau 2.2	Catégories et seuils de menaces selon les lignes directrices de 2024 (RPP = Réduction des Populations Prévues). . . . .	21
Tableau 2.3	Paramètres pour la projection par espèce. DMF : Diamètre Minimum de Fructification ; DME : Diamètre minimum d'exploitabilité. . . . .	26
Tableau 2.4	Scénarios de simulation d'évolution des densités dans les UFA. . . . .	28
Tableau 2.5	Effectifs totaux et densités moyennes des espèces commerciales dans les UFA de l'aire de distribution de l'espèce. . . . .	29
Tableau 2.6	Superficies couvertes par les espèces dans les aires protégées (PA) et les autres surfaces dans l'aire de distribution (hors UFA). . . . .	31
Tableau 2.7	Mode d'évaluation retenu pour l'application du critère A3. . . . .	33
Tableau 3.1	Résultats des RPP dans les concessions forestières. CC = Conservation Constant, CF = Conservation Fixed ; EC = Exploitation Constant et EF = Exploitation Fixed. . . . .	39
Tableau 3.2	Élasticités moyennes des paramètres démographiques par espèce selon le type de recrutement dans les UFA. Const = constant ; DME = diamètre minimum d'exploitabilité ; Recrut = Recrutement. . . . .	40
Tableau 3.3	Réduction de Population Prévue (RPP, en %) selon différents scénarios de perte de couvert forestier pour 16 essences commerciales : PA = Aires protégées ; AF = Autres forêts. . . . .	42
Tableau 3.4	Évaluation de la Réduction de Population Prévue (RPP) selon quatre scénarios prospectifs (recrutement 1 %, SSP constant, SSP + recrutement 1 %) pour 16 espèces commerciales d'Afrique tropicale. Catégorisation UICN selon le critère A3cd . . . . .	43
Tableau 4.1	Statut de conservation proposé des espèces étudiées. . . . .	49

# Liste des sigles et abréviations

Sigle	Définition
ACNP	Avis de Commerce Non Préjudiciable
AF	Autres Forêts (domaine non permanent)
AOO	Area of Occupancy (Aire d'occupation)
AR6	Sixth Assessment Report (6e rapport GIEC)
ATIBT	Association Technique Internationale des Bois Tropicaux
BAD	Banque Africaine de Développement
BGCI	Botanic Gardens Conservation International
CITES	Convention on International Trade in Endangered Species
CJBG	Conservatoire et Jardin Botaniques de Genève
CMR	Cameroun
COD	République Démocratique du Congo
COG	République du Congo
COMIFAC	Commission des Forêts d'Afrique Centrale
CoP	Conference of Parties (Conférence des Parties)
DFR	Diamètre de fructification régulière
DYNAFAC	Dynamique des Forêts d'Afrique Centrale
EOO	Extent of Occurrence (Zone d'occurrence)
FAO	Food and Agriculture Organization
FRA	Forest Resources Assessment
FRMi	Forêts Ressources Management international
FSC	Forest Stewardship Council
GAB	Gabon
GAM	Generalized Additive Models
GBIF	Global Biodiversity Information Facility
GFW	Global Forest Watch
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat
GNQ	Guinée Équatoriale
GTTN	Global Timber Tracking Network
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ITTO	International Tropical Timber Organization
IUCN	International Union for Conservation of Nature
LC	Least Concern (Préoccupation mineure)
MBG	Missouri Botanical Garden
MCP	Minimum Convex Polygon
NDF	Non-Detriment Finding
NHA	Nombre d'arbres par hectare
OIBT	Organisation Internationale des Bois Tropicaux
PEFC	Programme for the Endorsement of Forest Certification

PFNL	Produits Forestiers Non Ligneux
PIB	Produit Intérieur Brut
PPECF	Programme de Promotion de l'Exploitation Certifiée des Forêts
RCA	République Centrafricaine
RCP	Representative Concentration Pathways
RDC	République Démocratique du Congo
RMSE	Root Mean Square Error
SPSC	Standards and Petitions Sub-Committee (IUCN)
SRR	Stock Recovery Rate
SSP	Shared Socioeconomic Pathways
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
WDPA	World Database on Protected Areas
WRI	World Resources Institute

---

# 1 Introduction

## 1.1 Superficie et typologie des forêts africaines

Les forêts tropicales africaines jouent un rôle majeur dans la régulation climatique mondiale et la conservation de la biodiversité ARTAXO *et al.*, 2022 (Artaxo *et al.*, 2022). Elle couvre environ 636,6 millions d'ha, soit 16% des surfaces forestières mondiales (FAO, 2020). Les forêts sèches et claires se retrouvent principalement dans les régions zambézienne et soudanienne, alors que les forêts denses humides se rencontrent en région guinéo-congolaise (FAO, 2020 ; LEWIS *et al.*, 2013 ; VANCUTSEM *et al.*, 2021).

Selon le FRA de la FAO en 2020, respectivement près de 99 millions et 106,58 millions d'ha de forêts sont destinées à la production (bois d'œuvre, produits connexes, PFNL) et à la conservation de la biodiversité dans les aires protégées. Ces surfaces, comparées à celles de 1990, correspondent à une baisse de 16% pour les forêts de production et une hausse de 12% pour les surfaces protégées (FAO, 2020).

Le « bassin du Congo » constitue la deuxième plus vaste forêt tropicale humide au monde après l'Amazonie. Couvrant environ 2 millions de km<sup>2</sup>, et représentant plus de 70% du couvert forestier dense humide africain, ces forêts jouent un rôle écologique primordial grâce à leur exceptionnelle biodiversité floristique et faunistique (EBA'A ATYI *et al.*, 2022 ; MALHI *et al.*, 2013 ; VANCUTSEM *et al.*, 2021). Leur capacité à stocker environ 62 gigatonnes de carbone, dont près de 45% sont localisés en République Démocratique du Congo (RDC), souligne leur importance dans la régulation climatique régionale et mondiale (SAATCHI *et al.*, 2011).

Le « bassin du Congo » est composé d'une mosaïque complexe d'écosystèmes forestiers. RÉJOU-MÉCHAIN *et al.*, 2021 ont identifié dix types distincts de forêts dans la région (Figure 1.1) : (1) sempervirente des hauts plateaux atlantiques, (2) sempervirente côtière atlantique (3) sempervirente intérieure atlantique, (4) semi-décidue marginale, (5) sempervirente ou semi-décidue sur grès, (6) semi-décidue, (7) sempervirente centrale, (8) sempervirente mixte, (9) semi-décidue dégradée, (10) transition semi-décidue-sempervirente. Cette diversité est le reflet des variations climatiques, édaphiques et topographiques qui caractérisent le « bassin du Congo » et explique en partie la richesse exceptionnelle de sa biodiversité.

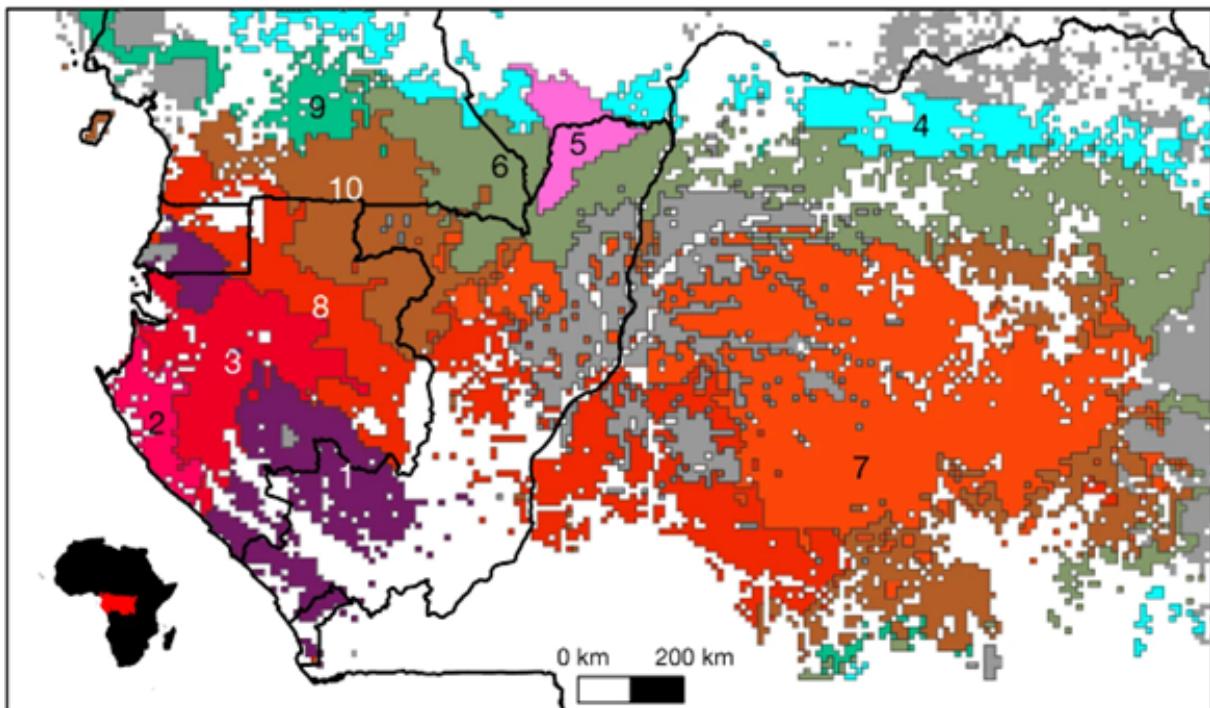


FIGURE 1.1 – Principaux types de forêts en Afrique centrale (Réjou-Méchain et al., 2021).

Encore appelée forêts guinéennes, les forêts d’Afrique de l’Ouest sont constituées de forêts de haute et de basse Guinée (HAUREZ *et al.*, 2024). Elles couvrent seulement 0,55 millions de km<sup>2</sup> soit moins de 10% des surfaces totales des forêts africaines. Les forêts de haute Guinée s’étendent de la Guinée jusqu’au Ghana en passant par la Gambie, Guinée, Sierra Leone, Libéria, Côte d’Ivoire. Elle couvre environ 0,45 millions de km<sup>2</sup>, comprenant des mangroves, des forêts de montagne, des forêts galeries, des forêts de plaine de l’ouest du Golf de Guinée (abritant les forêts sempervirentes le long de la côte et les forêts semi-décidues), et enfin les forêts de Guinée orientale. Les forêts de basse Guinée s’étendent quant à elle du Bénin au Nigéria. Elles couvrent environ 0,1 millions de km<sup>2</sup> et sont constituées de forêts de basses terres nigériennes, des forêts marécageuses du delta du Niger, des forêts de transition, et une partie de la forêt côtière de la Cross. Les forêts denses humides d’Afrique de l’Ouest couvrent seulement 0,22 millions de km<sup>2</sup>, et représentent aujourd’hui 9,6 % du couvert forestier dense humide africain (VANCUTSEM *et al.*, 2021). La figure 1.2 présente les forêts guinéennes, essentiellement présentes en Afrique de l’Ouest, avec une petite partie à l’Ouest du Cameroun.



FIGURE 1.2 – Forêts Guinéennes d’Afrique de l’Ouest. Source : CARR *et al.*, 2015

En Afrique de l’Est, la forêt naturelle couvre plus de 130 millions d’hectares distribués dans 12 pays (Éthiopie, Rwanda, Soudan, Soudan du Sud, Ouganda, Kenya, Tanzanie, Seychelles, Burundi, Somalie, Érythrée et Djibouti) (FSC). Elle comprend des forêts tropicales humides, forêts sèches, forêts tropicales de montagne, certains types de savanes (MAZUR *et al.*, 2023). La figure 1.3 présente la zone de forêts naturelles tirée de GFW.

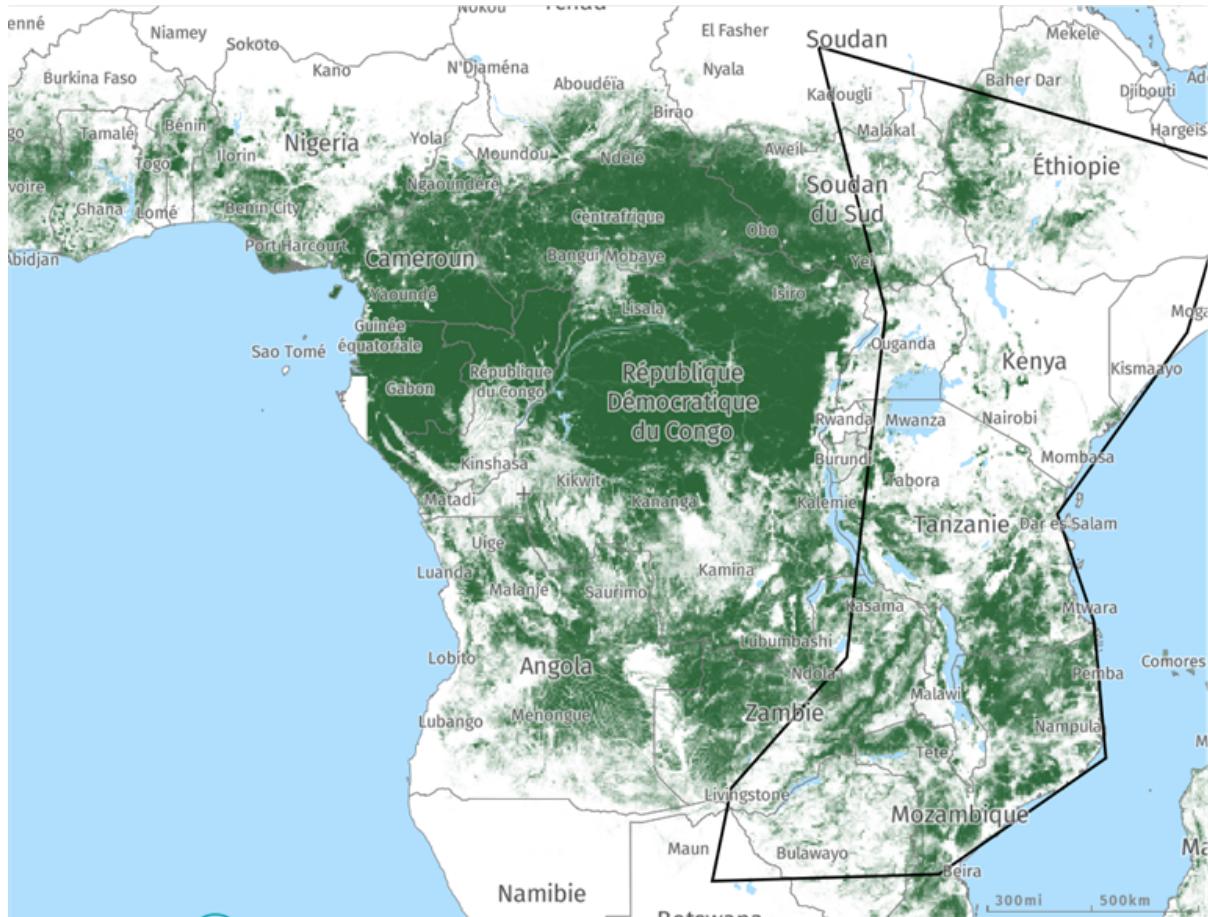


FIGURE 1.3 – Forêts naturelles d’Afrique de l’Est et australe : extrait de Global Forest Watch

## 1.2 Importance économique des forêts du Bassin du Congo

Les forêts du Bassin du Congo assurent la survie d’environ 60 millions de personnes grâce à la chasse, la pêche, l’agriculture traditionnelle et la collecte de produits forestiers non ligneux (PFNL) (EBA’A ATYI *et al.*, 2013; EBA’A ATYI *et al.*, 2022; NASI *et al.*, 2011). En outre, l’exploitation commerciale sélective des essences précieuses joue un rôle socio-économique majeur.

Selon la FAO (2020), les exportations de bois tropical d’Afrique centrale interviennent pour environ 3,2 milliards de dollars US annuellement, constituant une source majeure de devises pour des pays comme le Gabon (où le secteur forestier représente environ 4% du PIB en 2023), le Cameroun (environ 5% du PIB en 2022), la République Centrafricaine (2,7% du PIB en 2020), la Guinée Equatoriale (moins d’1% du PIB en 2022), le Congo (près de 5% en 2014) et la République Démocratique du Congo (moins d’1% en 2016) (ATIBT, 2025). La production annuelle des grumes est estimée à plus de 13,5 millions de m<sup>3</sup>, dont 52 % respectent les normes légales (BAD/FRMI, 2018).

L’exploitation forestière est régie par des normes propres à chaque pays. D’une manière générale, l’exploitation doit se faire au sein de titres forestiers dûment reconnus et selon des normes de gestion spécifiques à chacun d’eux. La figure 1.4 présente l’évolution de la production totale de grumes dans le bassin du Congo, tiré de l’état des forêts du bassin

du Congo en 2021.

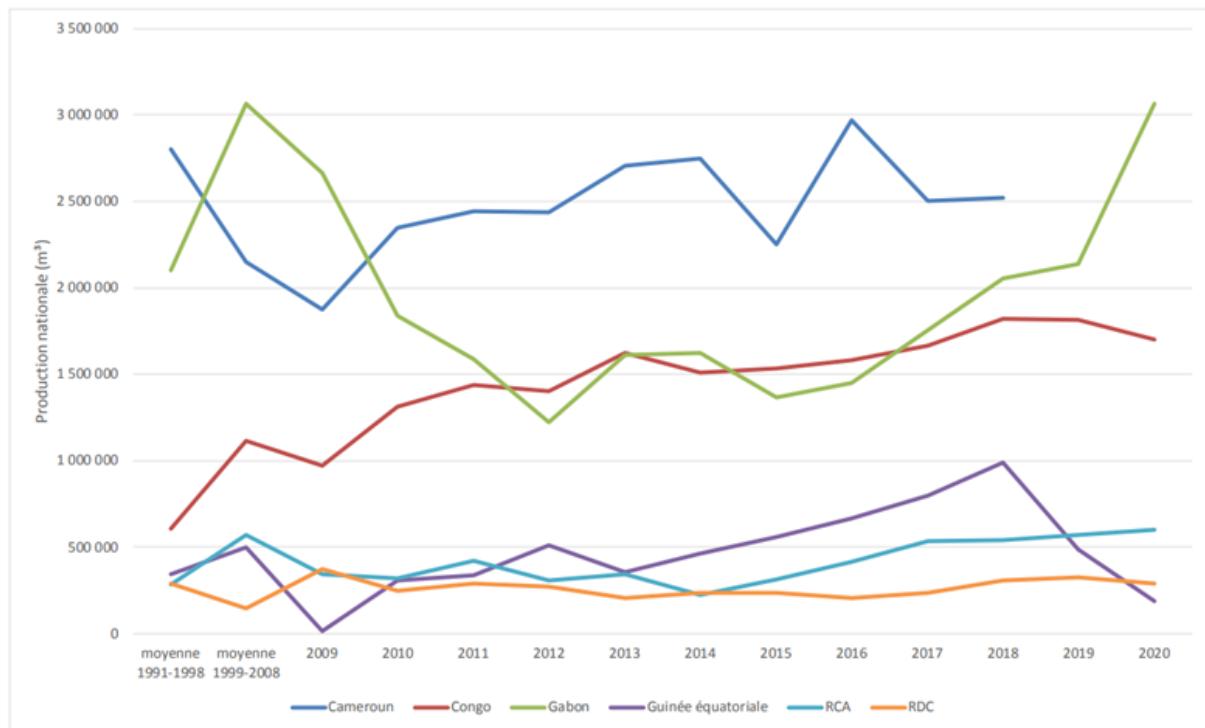


FIGURE 1.4 – Evolution de la production formelle de grumes dans le bassin du Congo (EBA'A ATYI *et al.*, 2022)

Le secteur informel du bois est important en Afrique centrale, avec un prélèvement de grumes évalué à 6,5 millions de m<sup>3</sup>, soit environ 48% des productions totales de la région (BAD/FRMi, 2018). Les productions informelles désignent des productions non déclarées aux administrations ou réalisées par des opérateurs sans existence formelle. Les productions illégales proviennent d'arbres abattus sans autorisation légale requise, en dehors des périmètres autorisés, avec un diamètre inférieur au minimum d'exploitabilité ou d'essences non autorisées.

La répartition géographique de cette exploitation informelle contraste fortement avec celle du secteur formel. Ainsi, la République Démocratique du Congo domine le secteur informel avec 57% de la production totale (BAD/FRMi, 2018). Cette concentration géographique reflète des contextes économiques et institutionnels spécifiques qui favorisent le développement de circuits parallèles d'exploitation forestière.

Contrairement aux idées reçues, la consommation des productions informelles reste principalement locale. La majorité de ces productions est valorisée dans les pays de production même, et seule une minorité est exportée, principalement sous forme de sciages vers les pays limitrophes. Les exportations informelles demeurent donc relativement limitées, puisque seuls le Cameroun et la RDC exportent des volumes de près de 200 000 m<sup>3</sup> de sciages au total (110 000 m<sup>3</sup> pour la RDC et 80 000 m<sup>3</sup> pour le Cameroun).

En termes d'essences exploitées, les opérateurs informels ciblent sensiblement les mêmes espèces que les opérateurs formels, mais avec certaines spécificités liées aux marchés locaux. L'Iroko est ainsi très prisé sur le marché de Kinshasa. Les bois blancs sont utilisés pour le coffrage et les bois durs pour les usages extérieurs. Cependant, ces productions

informelles se caractérisent par des produits de qualité inférieure qui sont vendus sur des marchés où les prix sont bas, créant un écart important en termes de valeur marchande par rapport aux productions formelles, même si les volumes restent comparables.

La production se concentre essentiellement sur un nombre restreint d'essences en raison des contraintes de marché. Elle se focalise sur une vingtaine d'essences exploitées de manière sélective. Les trois essences les plus exploitées Okoumé (*Aucoumea klaineana*), Sapelli (*Entandrophragma cylindricum*) et Ayous (*Triplochiton scleroxylon*) représentent environ les deux tiers des productions de grumes dans le bassin du Congo (BAD/FRMi, 2018). Les productions sont sensiblement différentes selon les types de forêts ( EBA'A ATYI *et al.*, 2022 :

- Okoumé : sur une grande partie du Gabon, en Guinée Équatoriale et sur la partie Nord du Sud Congo.
- Sapelli : essentiellement en RCA et au Nord du Congo (Départements de la Sangha et de la Likouala), au Cameroun, et plus modestement en RDC.
- Ayous : surtout au Cameroun, avec des volumes à l'hectare localement très élevés mais localisés.
- Fraké/Limba : presque exclusivement au Cameroun, bien que présent sur une grande partie du massif à l'exception de tout le centre et l'Ouest du Gabon.
- Tali : principalement au Cameroun, bien que présent sur l'ensemble de la région.

### 1.3 Vulnérabilité des écosystèmes forestiers

Les forêts tropicales africaines font face à des menaces croissantes résultant de la combinaison de plusieurs pressions anthropiques. La déforestation liée à l'expansion agricole et à l'urbanisation ainsi que l'exploitation forestière illégale constituent les principales menaces (CECCARELLI *et al.*, 2022 ; VANCUTSEM *et al.*, 2021).

Selon VANCUTSEM *et al.*, 2021, plus de 65% des pertes forestières dans les forêts tropicales africaines depuis 2000 se sont produites dans les forêts non protégées et non gérées. Ces pertes ont un impact direct sur la biodiversité, la séquestration de carbone, et la stabilité des services écosystémiques locaux.

Les changements climatiques amplifient les pressions existantes en modifiant les régimes pluviométriques, en intensifiant les sécheresses et en perturbant les cycles phénologiques des espèces. Ces modifications environnementales menacent la viabilité à long terme des populations d'arbres, perturbant leur régénération naturelle, leur croissance, ainsi que leurs processus écologiques fondamentaux (AUBRY-KIENTZ *et al.*, 2013 ; RÉJOU-MÉCHAIN *et al.*, 2021 ; ZELAZOWSKI *et al.*, 2011). Une étude a démontré une accélération de la dynamique forestière sous changements climatiques, via l'augmentation de la croissance, de la mortalité et du recrutement (CLAEYS *et al.*, 2019).

Les scénarios climatiques récents (SSP-RCP) indiquent des variations significatives des températures et des précipitations futures, entraînant des modifications importantes dans la structure et la dynamique des écosystèmes forestiers (IPCC, 2021). Comprendre ces scénarios futurs est essentiel pour évaluer correctement les menaces et orienter les stratégies d'adaptation nécessaires à la résilience des forêts tropicales africaines.

En Afrique centrale, les forêts ont perdu plus de 10% de leur superficie les trente dernières années VANCUTSEM *et al.*, 2021, principalement suite à la progression de l'agri-

culture sur brulis combinée localement à la production de bois de chauffe.

En Afrique de l’Ouest, près de 12 millions d’hectares de forêts ont disparu les trente dernières années suite à la conversion en culture de rente (cacao principalement) et vi-vrière. Les forêts résiduelles constituent toujours l’un des hotspots mondiaux de biodiversité ( AMANI *et al.*, 2021 ; HAUREZ *et al.*, 2024 ; VANCUTSEM *et al.*, 2021. Ces fragments, comprenant les forêts galeries, les forêts denses sempervirentes et les forêts semi-décidues, abritent une flore et une faune hautement endémiques et menacées, dont plusieurs espèces classées comme en danger ou en danger critique par l’IUCN (MASUMBUKO et SOMDA, 2014).

En Afrique de l’Est, les forêts présentent un contraste fort avec les régions précédentes, avec une forte fragmentation et une diversité altitudinale et latitudinale marquée : forêts montagnardes de Tanzanie et du Kenya, Miombo secs du Zimbabwe et de Zambie, mangroves côtières et forêts riveraines (OJOATRE *et al.*, 2023). Cette région comprend plusieurs écosystèmes critiques, bien que nettement plus morcelés, et est soumise à des pressions croissantes liées à la croissance démographique et à la faiblesse des régulations foncières.

## 1.4 Diversité des systèmes de gestion forestière

Les forêts d’Afrique centrale sont organisées en grands domaines dans les pays qui la compose : le domaine forestier permanent (les concessions forestières et les aires protégées) et le domaine forestier non permanent. Les forêts communautaires sont situées dans l’un ou l’autre en fonction des pays.

### 1.4.1 Concessions forestières

En Afrique centrale, l’exploitation du bois dans les concessions forestières est soumise à la validation par les Etats d’un plan d’aménagement. Celui-ci doit suivre des normes nationales qui imposent notamment une reconstitution de la ressource en définissant une rotation, un parcellaire et des diamètres minimums d’abattage. En 2020, les superficies forestières dans les concessions forestières d’Afrique couvraient 54 millions d’ha et représentaient environ 27% du couvert total de forêts du bassin du Congo (Eba’ a Atyi *et al.*, 2022). Les concessions forestières aménagées d’Afrique centrale bénéficient d’un encadrement réglementaire structuré, particulièrement lorsqu’elles sont certifiées (FSC, PEFC). Ces concessions couvrent des superficies importantes : au Cameroun, elles représentent environ 7,8 millions d’hectares (22% des forêts naturelles) ; au Gabon, 12,7 millions d’hectares (58%) ; au Congo, 12,7 millions d’hectares (54%) ; en Guinée Equatoriale, 0,7 millions d’hectares (27%), en République Centrafricaine, 3,4 millions d’hectares (6% des forêts) ; et en République Démocratique du Congo, environ 14 millions d’hectares (9%) (WRI, 2025).

La législation et la certification imposent des obligations en matière de suivi, d’inventaire et de gestion durable des ressources, favorisant la collecte régulière de données de qualité sur la densité des populations d’arbres par classe de diamètre ( CERUTTI *et al.*, 2011 ; KARSENTY et FERRON, 2017). En fonction des pays, existent différents cycles d’exploitation ou rotations. Le tableau 1.1 présente les différentes rotations prévues par les textes légaux. Ces données, cruciales pour établir des modèles de dynamique des popula-

tions et évaluer les impacts de l'exploitation sur la viabilité des espèces, représentent une ressource méthodologique unique pour l'évaluation du statut de conservation des espèces d'arbre.

Certains pays ont adopté des mesures restrictives pour préserver leurs ressources forestières. Le Gabon a interdit l'exploitation de Tieghemella africana pour 25 ans depuis 2009 , pour mise en réserve dans les forêts gabonaises. La Guinée Équatoriale impose régulièrement des moratoires d'exploitation dit « repos biologiques » face à la pression excessive sur ses forêts, et a interdit l'exportation de grumes en 2024 pour favoriser la transformation locale.

TABLEAU 1.1 – Durée de rotation légale vs durée déterminées dans les plans d'aménagements dans le Bassin du Congo sauf la Guinée Equatoriale (BAD/FRMi, 2018).

	DURÉE DE ROTATION DES PLANS D'AMÉNAGEMENT VALIDÉS			EXIGENCE LÉGALE (DURÉE MINIMUM)
	MINIMALE	MAXIMALE	MOYENNE	
Cameroun	30	30	30	30
Congo	25	35	28	
Nord Congo	30	35	30	Pas de minimum fixé
Cuvette	<i>Pas encore de plan d'aménagement</i>			
Sud Congo	25	25	25	
Gabon	20	30	27	20
RCA	30	30	30	25
RDC	25	25	25	25
<b>Total</b>	<b>20</b>	<b>35</b>	<b>28,59</b>	

En Afrique de l'Ouest, les concessions forestières représentent des superficies variables et très faibles comparativement aux forêts d'Afrique centrale ((ITTO, 2011). Aucune forêt certifiée (FSC ou PEFC) n'a été enregistrée dans la région. L'exploitation illégale occupe une grande part de la filière dans la région et une grande partie des productions totales est consommée localement (HAUREZ *et al.*, 2024). Les pays producteurs et exportateurs de bois d'œuvre sont le Nigéria, le Ghana, la Côte d'Ivoire, le Libéria, et la Sierra Leone avec des plans d'aménagement établis sur 1 à 40 ans en fonction des pays (ITTO, 2011).

En Afrique de l'Est, les forêts de production sont exploitées en concession forestière via des plans d'aménagements prévues par les codes forestiers, pour des périodes de 5 à 30 ans. La certification forestière est très récente dans cette région (FSC ). Contrairement au bassin du Congo, les données ne sont pas publiquement accessibles.

Au regard de ce qui précède, c'est l'Afrique centrale qui effectue un réel suivi des activités d'exploitation forestières, documente et rend public les statistiques. Ainsi, seules les données de concessions forestières d'Afrique centrale ont été retenues.

## 1.4.2 Aires protégées

En 2020, les superficies forestières dans les aires protégées d’Afrique centrale couvraient 30 millions d’ha et représentent environ 15% du couvert total de forêts (EBA’A ATYI *et al.*, 2022). Les aires protégées couvrent des superficies variables selon les pays d’Afrique centrale. Le Gabon protège plus de 3 millions d’hectares (environ 17% de forêts naturelles) ; le Cameroun environ 4 millions d’hectares (12%) ; le Congo, 10 millions d’hectares (42%) ; la Guinée Equatoriale, 0,5 million d’hectare (19%), la République Centrafricaine, environ 10 millions d’hectares (18%), et la République Démocratique du Congo 26 millions d’hectares (16%) (WRI, 2025).

Ces aires protégées, regroupent des parcs nationaux, des réserves naturelles intégrales et des forêts classées. Elles jouent un rôle fondamental dans la résilience écologique des paysages forestiers. Bien que leur couverture spatiale soit bien cartographiée, les données de terrain y sont souvent limitées ou ponctuelles. La figure 1.5 présente l’évolution des surfaces des aires protégées (surfaces totales incluant les forêts et autres couverts).

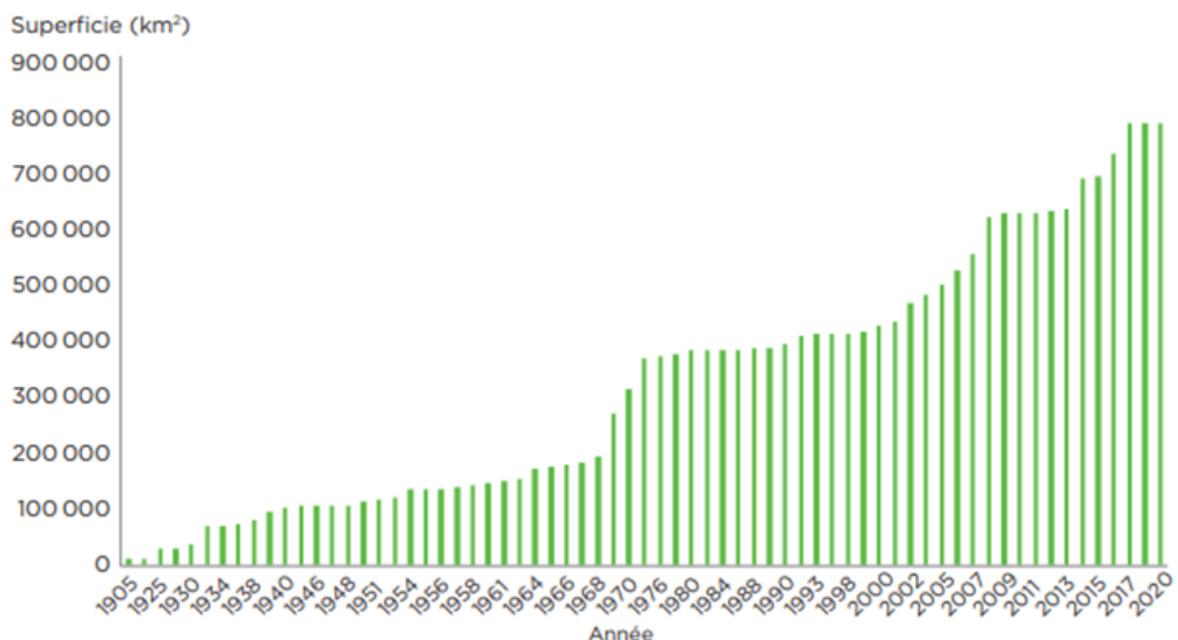


FIGURE 1.5 – Evolution des surfaces totales des aires protégées en Afrique centrale (DOUMENGE *et al.*, 2021).

En Afrique de l’Ouest, les aires protégées couvrent une surface totale d’environ 11,2 millions d’hectares, soit 20% des surfaces totales des forêts guinéennes (Haurez *et al.*, 2024).

La région d’Afrique de l’Est et du Sud possède plus de 2 millions de km<sup>2</sup> de surfaces d’aires protégées terrestres soit plus de 27% du couvert forestier de la région (IUCN ESARO, 2020)

## 1.4.3 Forêts du domaine non permanent ou autres forêts

Les forêts du domaine non permanent représentent la plus grande proportion des forêts d’Afrique centrale. Dans ces zones la conversion agricole est autorisée. Au Cameroun, elles

couvrent environ 10,5 millions d'hectares (52% des forêts), au Gabon 12 millions d'hectares (47%), en République Centrafricaine 7,4 millions d'hectares (65%), et en République Démocratique du Congo environ 130 millions d'hectares (84%) (FAO, 2020).

Ces forêts, incluent généralement (mais pas au Congo) les forêts communautaires et les zones rurales. Elles constituent les espaces les plus exposés à la déforestation non planifiée. Dans ces zones, les taux de perte forestière annuelle peuvent dépasser 1,5% par an.

En Afrique de l'Ouest et de l'Est, plusieurs formes de gestion y co-existent. Les modes de gestion et les données n'étant pas disponibles pour ces régions, les forêts autres que les aires protégées, seront considérées comme autres forêts dans ce document.

## 1.5 Liste Rouge de l'IUCN

La Liste rouge de l'IUCN constitue l'outil international de référence pour l'évaluation du risque d'extinction des espèces. Reposant sur des critères et catégories tels que la taille des populations, leur distribution spatiale, et les tendances démographiques, cette liste a connu une évolution méthodologique majeure au cours des dernières décennies (IUCN STANDARDS AND PETITIONS COMMITTEE, 2024 ; MACE *et al.*, 2008 ; RODRIGUES *et al.*, 2006). Elle est essentielle pour orienter les politiques environnementales, appuyer la gouvernance internationale, la régulation des échanges commerciaux et l'intégration des enjeux de biodiversité dans les stratégies de gestion du secteur privé ( BENNUN *et al.*, 2018 ; BETTS *et al.*, 2020 ; CHALLENDER *et al.*, 2023, POSSINGHAM *et al.*, 2002). Le tableau 1.2 synthétise les critères d'évaluation.

TABLEAU 1.2 – Synthèse des critères et catégories de la Liste Rouge IUCN. EOO = aire d'occurrence, AOO = aire d'occupation “+ 2 cond.” : au moins 2 des 3 critères B (fragmentation/loc., déclin continu, fluctuations extrêmes).

<b>Critère</b>	<b>CR</b>	<b>EN</b>	<b>VU</b>
<b>A1 (causes réversibles &amp; cessées, 10 ans/3 gén.)</b>	-90 %	-70 %	-50 %
<b>A2-A4 (causes non cessées ou futures)</b>	-80 %	-50 %	-30 %
<b>B1 : EOO (km<sup>2</sup>)</b>	< 100 + 2 cond.	< 5 000 + 2 cond	< 20 000 + 2 cond
<b>B2 : AOO (km<sup>2</sup>)</b>	< 10 + 2 cond	< 500 + 2 cond	< 2 000 + 2 cond
<b>C : N matures</b>	< 250 & -25 % / 3 années	< 2 500 & -20 % / 5 années	< 10 000 & -10 % / 10 années
<b>D : N matures / aire</b>	< 50	< 250	< 1 000 ou < 20 km <sup>2</sup> ou ≤ 5 localités
<b>E : Probabilité d'extinction</b>	≥ 50 % / 10 années	≥ 20 % / 20 années	≥ 10 % / 100 années

Durant les deux dernières décennies, une profonde mutation méthodologique s'est opérée avec l'adoption généralisée de critères quantitatifs et objectifs, validés par un processus

impliquant la consultation et l'évaluation d'un large éventail d'espèces ( COLLEN *et al.*, 2016 ; MACE *et al.*, 2008). Cependant, des défis persistent dans l'application de ces critères.

HAYWARD *et al.*, 2015 ont montré que l'ambiguïté des définitions dans les lignes directrices de la Liste Rouge induit des biais 'subconscients' et 'conscients' parmi les évaluateurs, affectant ainsi la cohérence des évaluations. Collen et al. (2016) soulignent que des divergences persistent dans la façon dont les évaluateurs interprètent les critères, en raison d'incohérences dans la tolérance au risque, ce qui peut conduire à des assignations de statut non comparables entre espèces ou groupes taxonomiques.

Chaque évaluation doit s'appuyer sur des données vérifiées, des justifications détaillées, des sources documentées et une estimation explicite des incertitudes associées (IUCN Standards and Petitions Committee, 2024). Des méthodes innovantes, s'appuyant sur les capacités prédictives des algorithmes modernes et l'exploitation d'importants volumes de données accessibles à l'échelle planétaire via le « machine learning » des big data, modèles de régression bayésiens et des analyses spatiales, constituent des pistes prometteuses pour renforcer les évaluations futures (BLAND *et al.*, 2015 ; PELLETIER *et al.*, 2018).

Plus récemment, de nouveaux outils comme « sRedList » formalisent davantage ces processus via une approche pas-à-pas fondée sur des données vérifiables, augmentant la rigueur, la transparence et la standardisation des évaluations ( CAZALIS *et al.*, 2024). De plus, ces évaluations sont soumises à une relecture par des évaluateurs indépendants et validées par des autorités spécifiques dédiées à chaque groupe taxonomique (Rodrigues et al., 2006).

Malgré ces avancées méthodologiques, les statuts de nombreuses espèces commerciales africaines restent obsolètes ou inexistantes en raison de la disponibilité limitée et hétérogène des données, notamment pour le critère A3 portant sur la réduction des populations matures ( OLDFIELD *et al.*, 1998). L'IUCN recommande ainsi une réévaluation régulière des statuts (idéalement tous les cinq ans, et au maximum tous les dix ans) afin de disposer de données fiables et récentes (IUCN Standards and Petitions Committee, 2024). Cette actualisation périodique est essentielle, car la Liste rouge constitue le principal outil d'alerte sur les menaces affectant les espèces et motive leur éventuelle inscription aux annexes de la CITES (Challender et al., 2023).

## 1.6 La CITES

La Liste rouge de l'IUCN constitue aujourd'hui l'un des socles scientifiques sur lesquels s'appuient les Parties à la CITES pour déterminer le niveau de régulation commerciale à appliquer à chaque taxon. Les trois annexes de la CITES encadrent le commerce international selon le niveau de risque : l'Annexe I regroupe les espèces menacées d'extinction dont le commerce international à des fins commerciales est en principe interdit ; l'Annexe II concerne des espèces pas forcément menacées d'extinction, mais dont le commerce doit être contrôlé via permis (dont l'« avis de commerce non préjudiciable », ACNP) pour éviter une exploitation incompatible avec leur survie ; l'Annexe III réunit des espèces protégées dans au moins un pays qui demande l'aide des autres Parties pour en contrôler les échanges. Lorsque les évaluations IUCN sont mises à jour, elles alimentent directement les débats de la Conférence des Parties : un statut « Vulnérable » ou « En danger »

renforce la présomption de nécessité d'inscription aux annexes I ou II, tandis qu'une catégorie « Préoccupation mineure » peut justifier le maintien d'une gestion essentiellement nationale.

La Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) est un accord international visant à encadrer la gestion durable et le commerce des espèces. Plus de 560 espèces d'arbres figurent actuellement aux Annexes de la Convention, inscrites soit au niveau spécifique, soit au niveau générique. Ces inscriptions couvrent certaines des essences les plus précieuses et les plus menacées (308 espèces), d'une grande importance écologique (BGCI, 2021).

Lors de la CoP19 Panama, (2022), il a été adopté l'inscription de toutes les populations africaines des genres *Afzelia* spp. (doussiés) et *Pterocarpus* spp. (padouks), en Annexe II, couvrant les grumes, bois scié, placage, contreplaqué et produits. Cette décision étend la régulation au-delà des espèces précédemment listées (*Pterocarpus erinaceus* depuis 2017, *P. tinctorius* depuis 2019) pour cause de ressemblance visuelle selon les parties impliquées dans cette décision d'inscription.

Ces nouvelles obligations ont déjà entraîné des répercussions concrètes sur le terrain :

- Renforcement des délais et procédures douanières ;
- Révision des chaînes d'approvisionnement pour synchroniser les autorisations de commerce ;
- Mise en place progressive de quotas ou de limitations quantitatives ;
- Pression accrue sur les services scientifiques pour fournir des données fiables aux supports des NDF.

## 1.7 Contexte et objectifs de l'étude

La conservation des espèces ligneuses commerciales d'Afrique centrale représente un défi majeur à l'intersection entre préservation de la biodiversité et développement économique. Cette problématique nécessite une évaluation actualisée de leur statut de conservation, intégrant à la fois les pressions anthropiques croissantes et l'hétérogénéité des données disponibles selon les différents systèmes de gestion forestière.

Cette étude s'inscrit dans la continuité du projet "Actualisation du statut de vulnérabilité des espèces ligneuses exploitées en Afrique centrale", financé par la COMIFAC via le programme PPECF (Programme de Promotion de l'Exploitation Certifiée des Forêts). Le projet a bénéficié d'un partenariat multi-institutionnel impliquant Gembloux Agro-Bio Tech (Université de Liège) pour l'appui scientifique et le financement d'un postdoctorant, l'ATIBT pour le soutien administratif et financier, et trois bureaux d'études spécialisés (TEREA, FRMI et SYLVAFRICA) et de Nature+ ASBL qui ont facilité l'accès aux données d'inventaires forestiers des compagnies d'exploitation dans cinq pays d'Afrique centrale. Cette collaboration transversale entre institutions académiques, organismes professionnels et secteur privé a permis de constituer une base de données robuste pour évaluer le statut de conservation des espèces ligneuses commerciales de la région.

Face aux défis et incertitudes méthodologiques liées à la qualité et à la quantité des données, la nécessité de réviser les statuts existants ou d'évaluer celles n'ayant aucun statut de conservation apparaît évidente. Ce travail s'inscrit donc directement dans cette problématique en se fixant pour objectif principal d'actualiser ou définir les statuts de

conservation des 16 principales espèces commerciales des forêts d'Afrique centrale, en appliquant le critère A3 de l'IUCN.

Le choix du critère A3 s'appuie sur plusieurs considérations méthodologiques et écologiques. D'une part, les espèces étudiées présentent une large distribution géographique, rendant inopportun l'application des critères B ou D, davantage centrés sur des espèces à aire restreinte. D'autre part, les données historiques de qualité requises pour estimer une réduction passée (A1 ou A2) sont très limitées pour la plupart des essences forestières d'Afrique tropicale, en raison du manque de suivi démographique sur le long terme. En revanche, l'approche développée dans ce travail repose sur des modèles prospectifs robustes combinant la dynamique démographique des espèces (via matrices de transition) et la modélisation de la perte de l'habitat forestier (à partir de données satellites et scénarios socio-économiques).

Dans ce contexte, le critère A3 semble être le plus pertinent, car il permet d'évaluer la réduction attendue de la taille des populations d'individus matures, sur une période maximale de 100 ans à partir du présent, en intégrant des menaces connues, suspectées ou projetées. Deux sous-critères seront mobilisés :

- A3c, qui considère les déclins liés à la réduction et à la dégradation de l'habitat, ici représentés par la perte de couvert forestier ;
- A3d, qui évalue les effets de l'exploitation directe des individus, modélisés ici par des scénarios de prélèvement forestier combinés aux paramètres démographiques (croissance, recrutement, mortalité).

Cette approche A3cd offre ainsi une lecture cohérente de la dynamique des espèces ligneuses commerciales dans un contexte de pression croissante sur les écosystèmes forestiers, et fournit un cadre opérationnel pour l'évaluation de leur statut de conservation selon les lignes directrices de la Liste rouge de l'IUCN (IUCN Standards and Petitions Committee, 2024).

L'objectif de ce travail est donc d'évaluer le statut de conservation des principales essences commerciales des forêts tropicales d'Afrique centrale selon le critère A3 de l'IUCN, en développant une méthodologie adaptée à l'hétérogénéité des données disponibles et aux spécificités régionales des différents systèmes de gestion forestière.

Plus spécifiquement, il s'agira de :

1. Modéliser la dynamique des populations par approche matricielle (modèle d'Usher) pour les espèces et les zones disposant de données de densité dans les concessions forestières d'Afrique centrale.
2. Projeter la réduction des populations basée sur des scénarios de déforestation (SSP-RCP) pour les aires protégées et les forêts du domaine non permanent, en utilisant ces projections comme proxy de la réduction potentielle des populations selon le critère A3.
3. Intégrer explicitement les incertitudes liées aux données disponibles, tant en quantité qu'en qualité, conformément aux dernières recommandations de l'IUCN afin de proposer une catégorie de menace et des recommandations de gestion durables adaptées.

## 2 Matériel et méthodes

### 2.1 Sources et types de données utilisées

#### 2.1.1 Espèces étudiées

L'étude porte sur l'évaluation du statut de conservation de 16 espèces majeures d'arbres exploitées dans les forêts tropicales africaines, sélectionnées en raison de leur forte valeur commerciale. Parmi elles, *Terminalia superba*, récemment évaluée en 2024 ( BARSTOW et SVENSSON, 2024), a servi de cas test pour illustrer et valider la méthodologie développée dans ce travail. La sélection couvre plusieurs familles botaniques et englobe une diversité fonctionnelle importante, allant des bois rouges denses aux bois blancs plus légers. Cette diversité permet d'éprouver de manière rigoureuse la robustesse et l'applicabilité de l'approche méthodologique proposée. Le tableau 2.1 reprend les espèces étudiées ainsi que leurs statuts de conservation actuels selon la Liste rouge de l'IUCN.

TABLEAU 2.1 – Liste des 16 espèces sélectionnées et leur statut de conservation UICN avant la présente étude.

Essence	Nom scientifique	Statuts actuels	Année d'évaluation
<b>Agba</b>	<i>Prioria balsamifera</i>	<b>EN</b>	1998
<b>Ayous</b>	<i>Triplochiton scleroxylon</i>	<b>LC</b>	1998
<b>Azobé</b>	<i>Lophostoma alata</i>	<b>VU</b>	1998
<b>Douka</b>	<i>Tieghemella africana</i>	<b>EN</b>	1998
<b>Doussié</b>	<i>Afzelia bipindensis</i>	<b>VU</b>	1998
<b>Fraké/Limba</b>	<i>Terminalia superba</i>	<b>LC</b>	2024
<b>Ossabel_Igaganga</b>	<i>Dacryodes igaganga</i>	<b>VU</b>	1998
<b>Kosipo/Kossipo</b>	<i>Entandrophragma candollei</i>	<b>VU</b>	1998
<b>Okan</b>	<i>Cylcodiscus gabunensis</i>	<b>LC</b>	2018
<b>Okoumé</b>	<i>Aucoumea klaineana</i>	<b>VU</b>	1998
<b>Padouk</b>	<i>Pterocarpus soyauxii</i>	-	-
<b>Sapelli</b>	<i>Entandrophragma cylindricum</i>	<b>VU</b>	1998
<b>Sipo</b>	<i>Entandrophragma utile</i>	<b>VU</b>	1998
<b>Tali_ivo</b>	<i>Erythrophleum ivorense</i>	<b>LC</b>	2019
<b>Tali_suav</b>	<i>Erythrophleum suaveolens</i>	<b>LC</b>	2019
<b>Wenge</b>	<i>Millettia laurentii</i>	<b>EN</b>	1998

#### 2.1.2 Données d'occurrence et délimitation des aires de répartition

L'aire de distribution de chaque espèce a été délimitée à partir de données d'occurrence géoréférencées issues de la plateforme GBIF (Global Biodiversity Information Facility). Un prétraitement a été réalisé : suppression des doublons, exclusion des points aberrants (hors zones forestières ou très éloignés de l'aire connue), et élimination des enregistrements imprécis. Ce filtrage a été complété par les cartes de distribution des jardins botaniques (KEW, CJBG, MBG, etc.) afin d'exclure les arbres plantés et de ne conserver que les populations naturelles (Figure 2.1). Les taxons ont été harmonisés en vérifiant les synonymes et en validant le nom scientifique de chaque espèce.

Les polygones convexes minimum (MCP) ont ensuite été générés globalement pour chaque espèce à l'aide de la fonction « `st_convex_hull` » (PARK et OH, 2013) du package `sf` sous R Studio v4.5.0, conformément aux standards de l'IUCN connus (IUCN Standards ar (a) 'etitions Committee, 2024).

Ces polygones permettent d'estimer la zone d'occurrence (EOO), y compris les zones non forestières englobées. Les aires ont ensuite été découpées par limites administratives afin de calculer, pour chaque espèce, les surfaces couvertes dans chaque pays dans les tables attributaires. Ainsi, dans le cadre de cette étude, un MCP couvre les trois principaux types de gestion forestières : les aires protégées (PA), les concessions forestières (Unité forestières d'Aménagement ou UFA), et les autres forêts (AF).

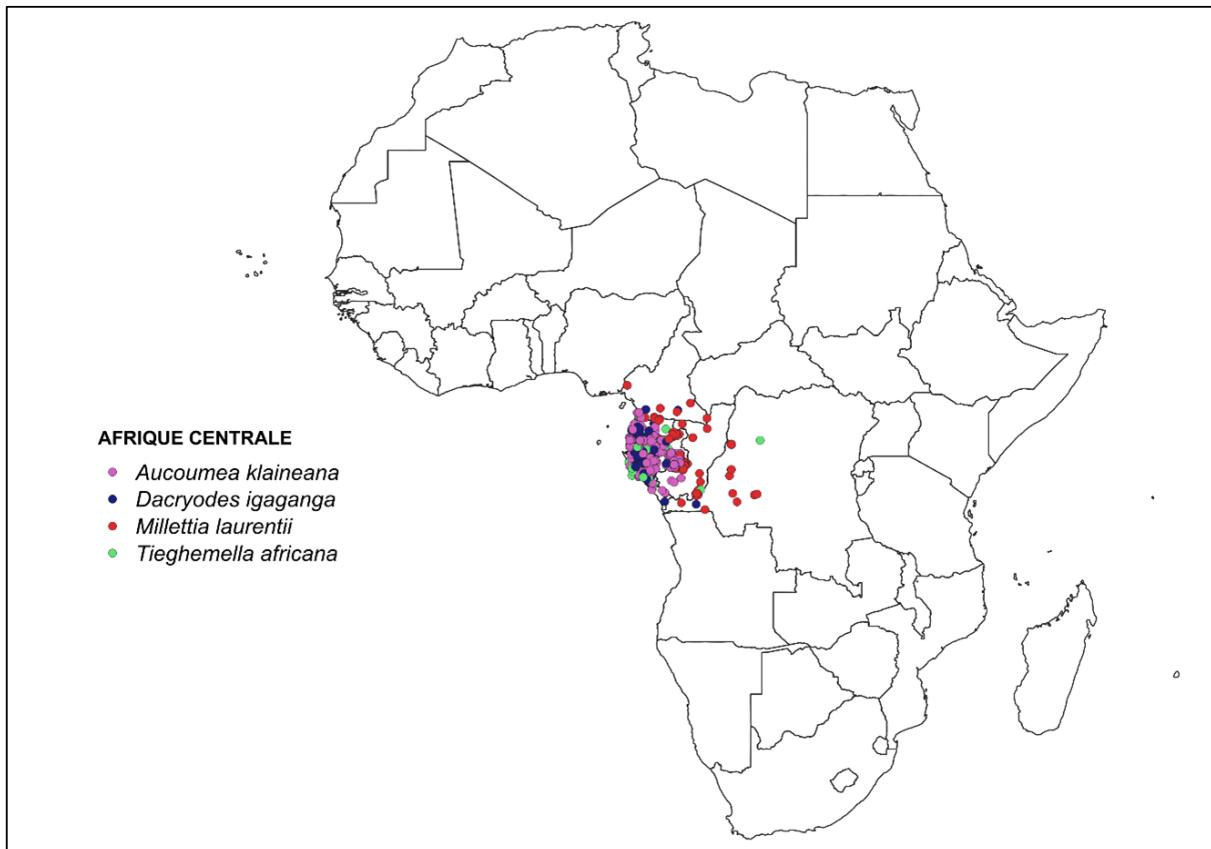


FIGURE 2.1 – Distribution géographique des différentes espèces commerciales en Afrique Centrale, de l'Ouest et de l'Est

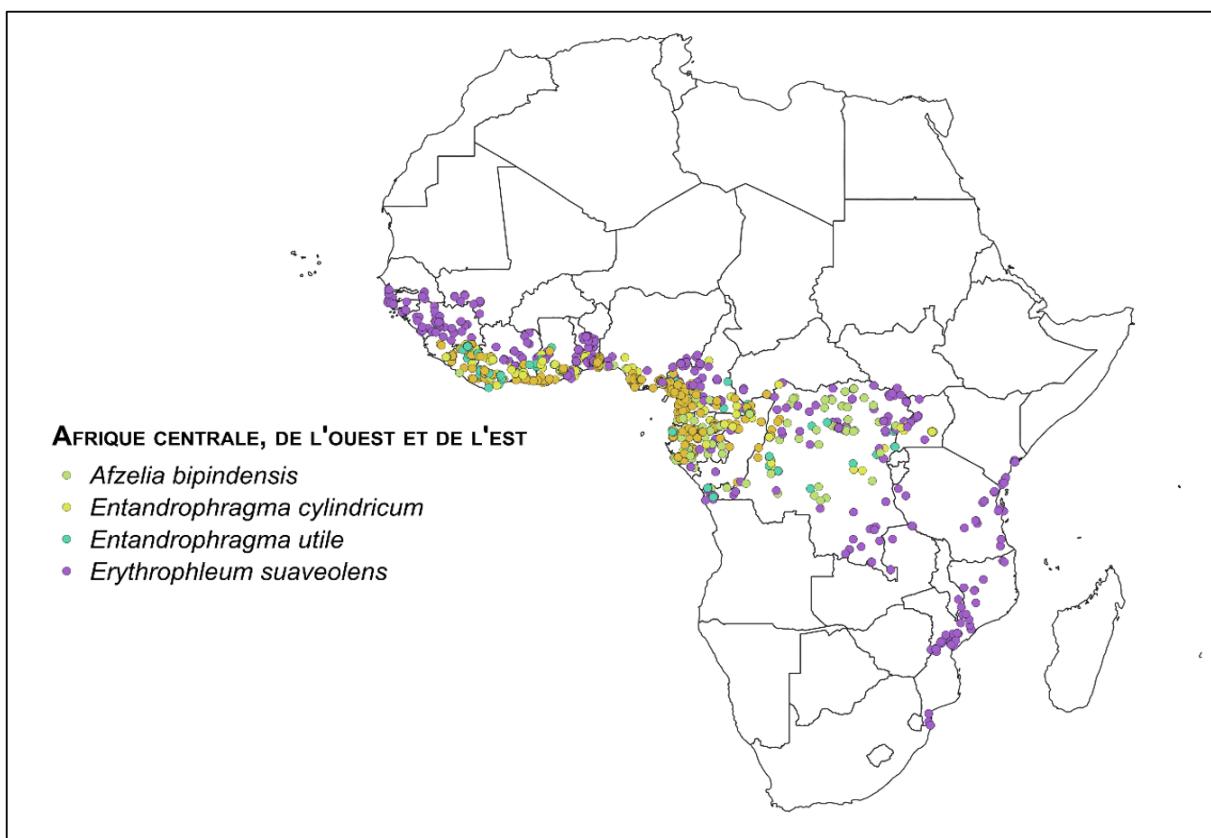
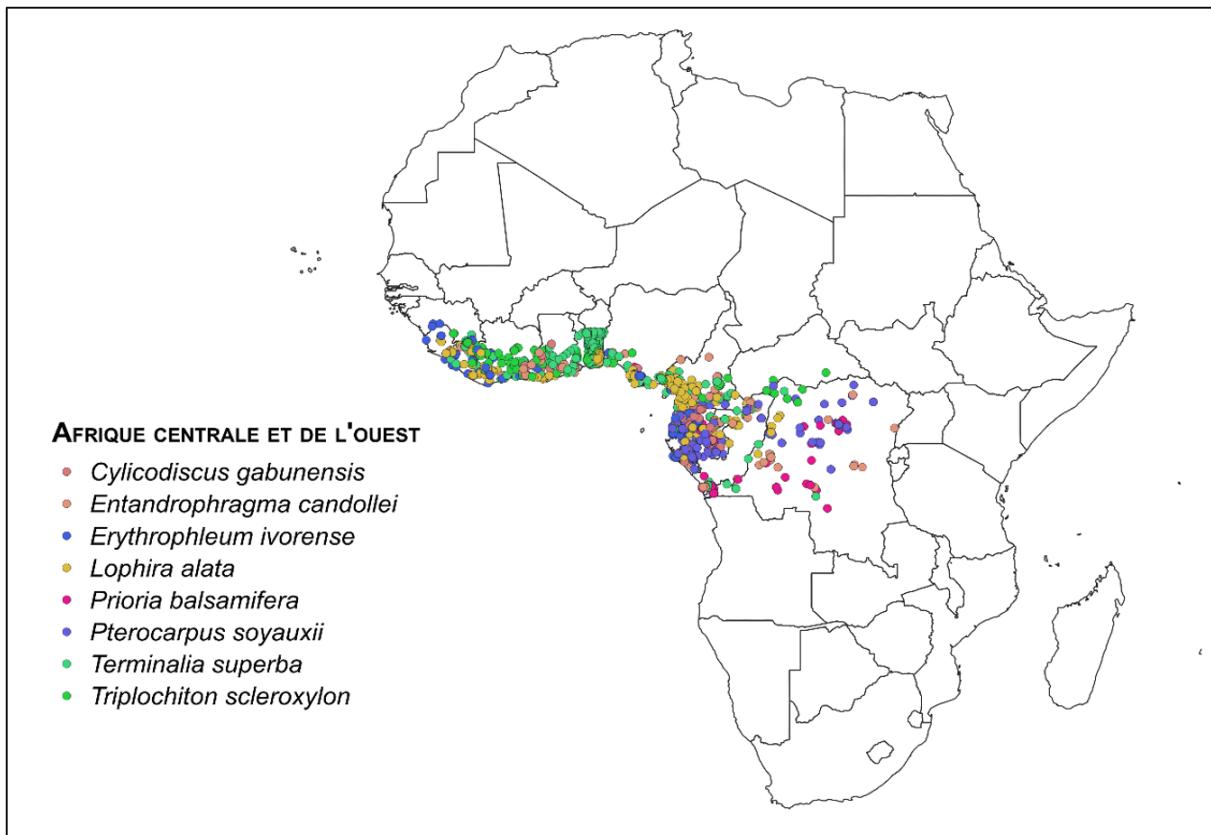


FIGURE 2.1 – Distribution géographique des différentes espèces commerciales — (*suite*).

### **2.1.3 Segmentation des aires de répartition par usage forestier**

Pour analyser l'environnement de chaque espèce et intégrer les pressions spécifiques selon les types de gestion forestière, nous avons superposé aux aires de distribution des couches géographiques distinguant trois catégories :

1. Les Unités Forestières d'Aménagement (UFA) ou concessions forestières de production.
1. Les aires protégées (PA) : parcs nationaux, réserves, etc.
1. Les autres forêts (AF) non classées du domaine non permanent (incluant les forêts communautaires, ventes de coupes, etc.).

Les données de délimitation des UFA proviennent des atlas forestiers et de la carte interactive de Global Forest Watch (GFW) (HANSEN *et al.*, 2013) pour les pays d'Afrique centrale. Les aires protégées ont été extraites de la base de données du WDPA (World Database on Protected Areas). Un nettoyage a été nécessaire pour éviter les doubles comptages : les polygones multiples d'une même aire protégée, correspondant à des sous-catégories internes, ont été fusionnés afin de ne pas surestimer les surfaces protégées. Pour les « autres forêts », la surface restante de l'aire de répartition d'une espèce a été calculée après soustraction de l'aire occupée dans les UFA et les aires protégées.

Cette stratification permet donc de quantifier, pour chaque espèce, la proportion de son aire de distribution située en zone protégée, en concession forestière, ou en forêt non classée.

### **2.1.4 Densités et dynamiques des populations**

L'estimation de la taille des populations repose sur la densité d'arbres, exprimée en nombre d'individus par hectare. Les données de densité ont été compilées à partir d'inventaires forestiers, principalement issus de 94 Unités Forestières d'Aménagement (UFA) aménagées d'Afrique centrale. Ces données ont été organisées, pour chaque espèce, par classe de diamètre, pays et type forestier, selon la classification de Réjou-Méchain *et al.* (2021). Les populations ont été structurées en classes de diamètre de 10 cm d'amplitude (20–29 cm, 30–39 cm, ... jusqu'à 130+ cm), ce qui permet d'estimer les effectifs par taille et de modéliser les transitions de croissance et les prélèvements ciblant les grands diamètres ( PICARD *et al.*, 2010 ; PICARD *et al.*, 2008).

La disponibilité des paramètres de dynamique de population varie selon les espèces. Les essences commerciales majeures, telles que le sapelli, le sipo ou l'ayous, sont bien documentées ( LIGOT *et al.*, 2022) tandis que les espèces moins exploitées ou plus rares comme l'agba ou le douka disposent de peu de données.

L'extrapolation des densités par espèce s'appuie sur les densités moyennes issues des inventaires d'aménagements réalisés dans les 94 UFA initiales, certifiées et reparties au Cameroun, RDC, RCA, Gabon, et en République du Congo. Ces densités ont été extrapolées à toutes les UFA présentes dans l'aire de distribution de chaque espèce en Afrique centrale, en suivant les étapes suivantes :

- Délimitation des UFA occupées : Les limites des UFA provenant des atlas forestiers nationaux et de Global Forest Watch ont été croisées avec les aires de distribution

(MCP) pour sélectionner uniquement les UFA partiellement ou totalement incluses dans les MCP des espèces étudiées.

- Attribution du type forestier : Chaque UFA retenue a été associée à un type forestier dominant pour affiner les calculs d'extrapolation.
- Extrapolation des densités : L'hypothèse d'une densité moyenne homogène par type forestier indépendamment des frontières nationales a été retenue. Les densités agrégées par type forestier issues de l'échantillon initial ont été appliquées aux autres UFA situées dans l'aire de répartition des espèces. Ainsi, les pays pour lesquels nous n'avions aucune densité de départ se sont vus attribués des densités du fait des types forestiers disponibles.

En Afrique de l'Ouest et de l'Est, cette approche n'a pu être adoptée car les modalités de gestion forestière ne reposent pas sur des inventaires d'aménagement.

### 2.1.5 Taux de perte de surfaces forestières

Concernant les différents taux de perte, la méthode a consisté en la prise en compte des projections d'occupation des sols selon les scénarios socio-économiques (SSP) et climatiques (RCP). La figure 2.2 illustre le changement net de surface forestière (rouge = perte, vert = gain) en Afrique centrale entre 2015 et 2100 sous divers scénarios SSP RCP. Ces tendances concordent avec CHEN *et al.*, 2022 : « *sous SSP1 (1.9 et 2.6), les forêts sont largement protégées et restaurées* », alors que « *sous SSP3 et SSP4, la dégradation forestière est la plus sévère et extensive due à l'extension de l'agriculture* ».

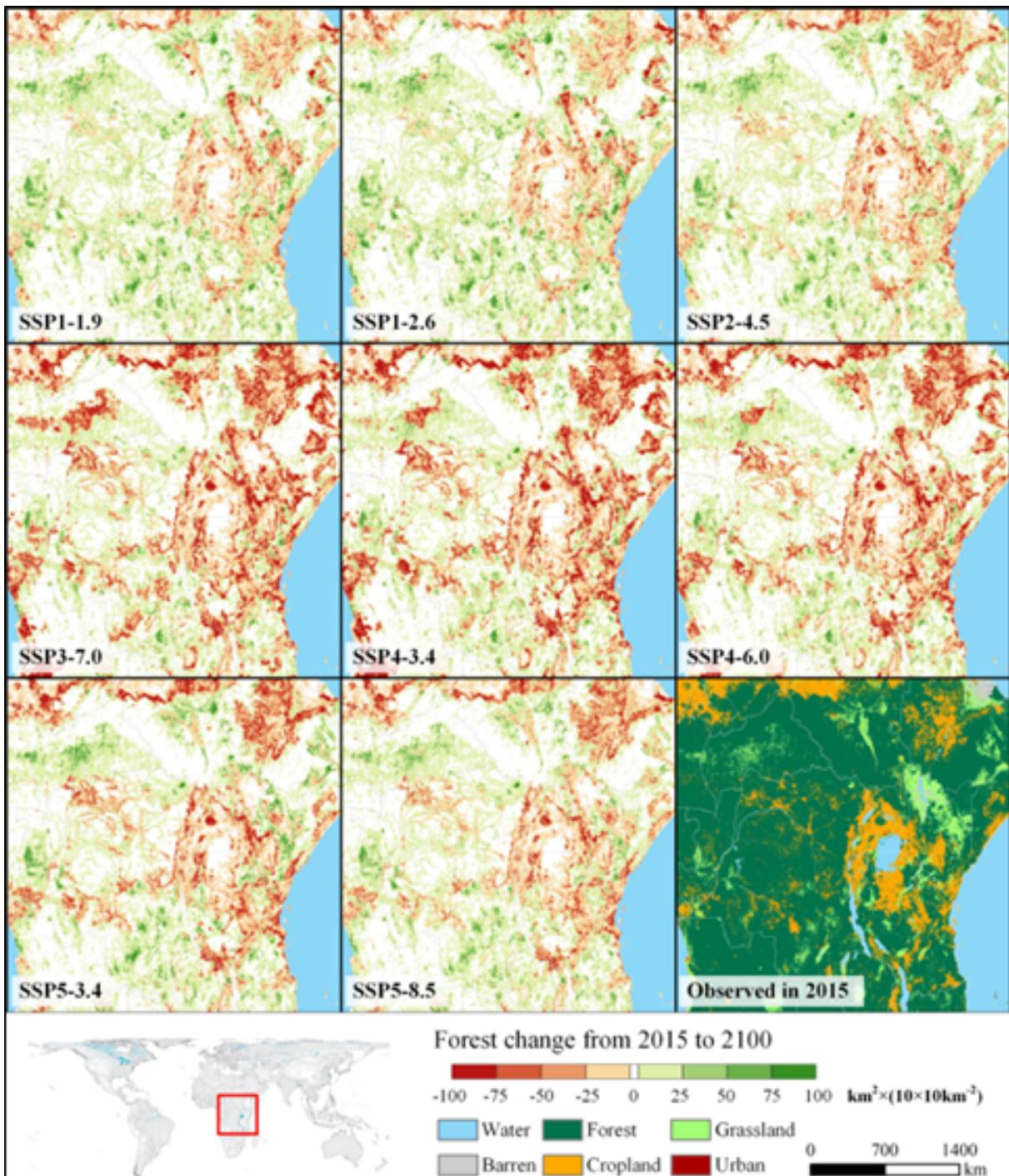


FIGURE 2.2 – Scénarios de changement de types d'utilisation des terres en Afrique centrale par scénario. Source ( CHEN *et al.*, 2022).

Les projections intègrent sept scénarios combinant des trajectoires socio-économiques (Shared Socioeconomic Pathways – SSP) et des scénarios climatiques (Representative Concentration Pathways – RCP), cohérents avec les cadres prospectifs du sixième rapport d'évaluation du GIEC ( IPCC, 2021).

Ces scénarios couvrent un large éventail d'évolutions possibles, depuis des politiques de développement durable jusqu'à des trajectoires dominées par les inégalités et la fragmentation écologique. La pertinence de ces données a été renforcée par l'étude de ZHANG *et al.*,

2023, qui a comparé plusieurs méthodes de projection d'occupation des sols et confirmé la forte corrélation spatiale entre les résultats de Chen et al. et d'autres approches indépendantes. Ce croisement méthodologique justifie l'utilisation des projections de Chen et al. comme base fiable pour simuler l'évolution forestière à l'échelle régionale et nationale.

### Présentation succincte des scénarios étudiés

- SSP1 RCP2.6 (Développement durable) : croissance soutenable, politiques environnementales fortes. Ce scénario prévoit peu de déforestation en Afrique tropicale, grâce à la restauration et la préservation forestière. Les zones protégées restent intactes, voire s'étendent légèrement (couverture verte sur la carte).
- SSP2 RCP4.5 (Piste intermédiaire) : trajectoire « moyen-courant » proche des tendances historiques. La déforestation progresse modérément, reflétant une pression moyenne pour l'agriculture et l'urbanisation. L'impact forestier est intermédiaire, sans forte fragmentation ni reconstitution marquée.
- SSP4 RCP3.4 (Inégalités mondiales) : polarisation entre pays riches et pauvres. Les pays à faible revenu subissent une dégradation forestière intense pour l'agriculture d'exportation. Le scénario SSP4-3.4 (et sa variante SSP4-6.0) génère une fragmentation similaire à SSP3-7.0, voire pire, dans le domaine forestier non permanent. Les cartes montrent des taches rouges d'une étendue comparable à SSP3, confirmant un impact forestier très élevé.
- SSP5 RCP8.5 (Croissance rapide fossile) : trajectoire de forte industrialisation et émissions, prévalence du pétrole/charbon. L'énergie est abondante mais les forêts souffrent aussi des changements climatiques. Zhang et al. (2023) notent que sous SSP5-8.5, la forêt centrale reste largement inchangée (zones neutres), du fait de la faible « probabilité d'adéquation » forestière projetée dans ce scénario. En somme, la déforestation n'y est pas plus forte qu'en scénario intermédiaire.

**Données et traitements spatiaux et temporels :** Les rasters fournis par Chen et al. (2022) représentent la fraction forestière (type 2) disponible tous les cinq ans de 2015 à 2100. Un traitement sous QGIS a permis de croiser ces données avec les limites nationales et les couches spatiales des aires protégées et des forêts du domaine non permanent. Pour chaque pays d'Afrique centrale, les dynamiques forestières spécifiques ont été extraites par scénario, en calculant les variations de la fraction forestière dans les zones d'intérêt.

Ces variations quinquennales ont ensuite été interpolées en séries annuelles continues sous Python 3 à l'aide d'une interpolation linéaire, considérée appropriée en raison de la faible durée entre les pas de temps (Y. Brotaux, comm. Pers.) et de l'absence de ruptures brutales dans les projections de Chen et al. (2022). Pour prolonger les séries temporelles jusqu'à 2125, une extrapolation par hypothèses linéaire, spline, et GAM (Generalized Additive Models) ont été réalisées à partir des tendances observées entre 2081 et 2100, conformément aux recommandations du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (IPCC, 2021) sur la prolongation des trajectoires socio-climatiques après 2100. Ces méthodes d'extrapolation ont été comparées via le calcul des RMSE (Root Mean Square Error), AIC (Akaike Information Criterion), et la méthode de cross-validation.

Les variations interannuelles calculées à partir des rasters de Chen et al. (2022) ont ensuite été appliquées directement sur les surfaces forestières réelles observées dans les aires protégées et les forêts du domaine non permanent, permettant de simuler la dynamique des surfaces forestières projetées selon les spécificités de chaque pays.

Il a été considéré que les concessions forestières ne subissaient pas de déforestation car leurs limites sont censées être protégées par l'exploitant forestier dans son propre intérêt.

### 2.1.6 Critère A3 de l'IUCN

Le critère A3 s'applique lorsqu'une réduction de la taille de la population est anticipée (prévue, déduite ou supposée) dans le futur, sur une période maximale de 100 ans ou trois générations selon la plus longue des deux. Une génération est définie comme l'âge moyen des individus reproducteurs qui ont engendré les individus de la génération actuelle. Elle reflète le rythme de renouvellement des parents reproducteurs dans une population. Les espèces étudiées ayant de longues durées de vie, la période de 100 ans a été choisie.

La réduction, à partir des menaces connues, peut être :

- Mesurée : données directes de population – non disponible ici.
- Estimée : à partir de modèles ou d'observations indirectes (ex. densités observées).
- Déduite (inférée) : à partir d'éléments indirects robustes (ex. perte d'habitat, taux de déforestation).
- Supposée : selon la disponibilité et la qualité des données, absence de données robustes, conjecture.

TABLEAU 2.2 – Catégories et seuils de menaces selon les lignes directrices de 2024 (RPP = Réduction des Populations Prévues).

<b>Catégorie IUCN</b>	<b>RPP sur 100 ans</b>
CR (En Danger Critique)	≥ 80 %
EN (En Danger)	≥ 50 %
VU (Vulnérable)	≥ 30 %

En dehors des catégories dites de menace (CR, EN, VU) (Tableau 2.2), la Liste rouge de l'IUCN comporte également trois catégories non menacées permettant de préciser le statut de conservation d'une espèce :

- LC (Least Concern / Préoccupation mineure) : l'espèce ne remplit aucun des critères de menace ; elle est considérée comme largement répandue et abondante.
- NT (Near Threatened / Quasi menacée) : l'espèce ne remplit pas encore les seuils des catégories menacées, mais est proche de le faire ou pourrait les atteindre à court terme.
- DD (Data Deficient / Données insuffisantes) : il n'existe pas assez d'informations fiables sur la distribution ou la dynamique de population pour effectuer une évaluation selon les critères.

Ces catégories ne requièrent pas d’identification explicite des causes de déclin ou de menace dans la Liste rouge officielle ( IUCN STANDARDS AND PETITIONS COMMITTEE, 2024).

## 2.2 Modèle démographique – modèle matriciel d’Usher

La dynamique des forêts tropicales humides est principalement structurée par trois processus démographiques clés : la mortalité, le recrutement et la croissance des individus (Picard & Gourlet-Fleury, 2008). Ces processus sont essentiels pour comprendre la viabilité des populations ligneuses, notamment lorsqu’elles sont soumises à des perturbations d’origine anthropique telles que l’exploitation forestière. PICARD *et al.*, 2009 montrent que le taux de reconstitution du stock exploitable après une coupe (stock recovery rate, SRR) calculé via la formule de Dimako correspond à un modèle de Leslie, et ensuite d’autres études ont démontré qu’une généralisation en matrice d’Usher permet de mieux représenter les dynamiques forestières ( GOURLET-FLEURY *et al.*, 2005 ; LIANG et PICARD, 2013 ; PICARD et GOURLET-FLEURY, 2008 ; PICARD *et al.*, 2012 ; PICARD et LIANG, 2014).

Dans ce contexte, la présente étude vise à modéliser l’évolution des populations d’arbres commerciaux dans les UFA d’Afrique centrale à l’aide d’un modèle matriciel de type Usher, appliqué sur un horizon de 100 ans. Les cycles d’exploitation dans les unités forestières d’aménagement en Afrique centrale varient entre 25 et 30 ans, tels que défini par les lois de chaque pays. Néanmoins, ce cycle peut être revu par les aménagistes en fonction des taux de reconstitution des populations. Dans le cadre de cette étude, nous avons choisi 25 ans comme durée moyenne régionale du cycle d’exploitation. Quatre cycles d’exploitation ont donc été simulés (aux années 0, 25, 50 et 75), L’objectif est de quantifier, pour chaque pays, la réduction de population prévue (RPP) des individus mûrs selon le critère A3 de l’UICN. Les données utilisées pour initialiser les modèles sont issues des densités par classe de diamètre relevées dans les 94 UFA, puis extrapolées selon la méthodologie décrite en section 2.1.4 ci-dessus.

### 2.2.1 Le modèle matriciel d’Usher

Le modèle d’Usher ( USHER, 1969) est une approche matricielle démographique structurée par classes de diamètre. Il repose sur l’hypothèse qu’à chaque pas de temps (typiquement annuel), un individu peut :

1. Rester vivant dans sa classe de diamètre actuelle ;
1. Croître et passer à la classe suivante ;
1. Mourir.

Il est supposé qu’un arbre ne peut pas sauter plusieurs classes ni régresser en diamètre, ce qui implique l’absence de rétrécissement (PICARD *et al.*, 2012). Cette simplification est admise dans de nombreux modèles de forêt tropicale, y compris ceux synthétisés par VANCLAY, 1995, car elle permet de maintenir une structure de transition simple, bien adaptée aux projections à long terme. La matrice de transition se présente sous la forme

suivante :

$$U = \begin{pmatrix} q_1 + g_1 & g_2 & \cdots & \cdots & g_l \\ p_1 & q_2 & 0 & \cdots & 0 \\ 0 & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ \vdots & \ddots & \ddots & \ddots & 0 \\ 0 & \cdots & 0 & p_{l-1} & q_l \end{pmatrix} \quad (1)$$

Cette matrice de transition U ci-dessus est composée des probabilités de survivre et de rester dans la même classe entre deux pas de temps consécutifs ( $q_i$ ), survie et passage entre la classe  $i$  et  $i+1$  ( $p_i$ ) et le taux de recrutement ( $g_i$ ), représenté par l'entrée d'individus dans la première classe. Chaque colonne de la matrice correspond à une classe de diamètre et chaque ligne indique la probabilité d'appartenir à une classe donnée au pas de temps suivant (PICARD et LIANG, 2014).

**Mortalité naturelle :** Un taux annuel fixe de mortalité de 1% a été retenu pour toutes les espèces et toutes les classes, conformément aux observations de Ligot et al. (2022) sur plus de 21 000 arbres en Afrique centrale. Cette valeur est également cohérente avec les taux souvent utilisés dans les modèles de Vanclay (1995) pour les forêts tropicales. La mortalité affecte l'ensemble de la population et est donc considéré dans cette étude comme paramètre à fort impact.

**Recrutement :** Il impacte l'ensemble de la première ligne de la matrice et est donc impacte directement la survie des individus dans les classes de diamètres. Deux approches ont été testées :

- Approche pessimiste : un taux fixe de 1% (ou Fixed), comme pour la mortalité, adapté aux espèces à faible régénération naturelle (dispersion limitée suite à la régression des populations de disperseurs, fructification épisodique).
- Approche constante : recrutement suffisant pour maintenir constant le nombre d'individus dans la première classe, hypothèse adaptée aux espèces pionnières dans le cadre d'une ouverture du couvert forestier ou à forte régénération.

**Croissance :** L'accroissement affecte moins du fait qu'une partie reste dans la même classe entre deux pas de temps. Les taux de croissance proviennent de modèles spécifiques ajustés pour chaque espèce, selon deux types :

- Modèles polynomiaux pour les espèces observées sur un seul site.
- Modèles mixtes avec effets de site aléatoires pour les espèces présentes sur plusieurs sites. Ces modèles fournissent les probabilités de passage d'une classe à l'autre et permettent de remplir les termes de croissance dans la matrice d'Usher.

Bien que les paramètres du modèle n'expliquent pas à eux seuls l'évolution de l'accroissement par classe de diamètre, du fait de l'influence d'autres paramètres tels que la compétition, et l'écologie propre à chaque espèce, nous avons choisi de les utiliser car ils couvrent plusieurs sites et présentent un grand nombre d'observations pour la plupart d'espèces.

La figure en Annexe 1 présente les modèles d'accroissement par espèce, utilisés dans cette étude pour les espèces sauf pour *Aucoumea klaineana*. En annexe 2, une illustration les effets des paramètres densité et sites sur la qualité de prédictions des modèles de chaque espèce.

Pour *Aucoumea klaineana*, une étude a permis de modéliser sa croissance au Gabon avec le nombre d'arbres par hectare et la surface terrière comme variables explicatives, en plus du diamètre moyen par classe en plantation monospécifiques (ENGONE OBIANG *et al.*, 2013). L'accroissement est étudié dans des conditions de compétitions et a permis d'obtenir le modèle log normal suivant :

$$A = 2.26 \exp \left\{ \left[ \frac{1}{1.61} \ln \left( \frac{21.0}{D} \right) \right]^2 - (0.121 B - 6.038 \times 10^{-4} N) \exp(-3.350 \times 10^{-2} D) \right\} \quad (2)$$

Où :

- D est le diamètre du centre de classe en centimètre ;
- N est le nombre de tiges d'okoumé par hectare ou NHA ;
- B est la surface terrière en mètres carrés par hectare ;
- A est l'accroissement annuel en centimètre par an.

Les valeurs de N et B utilisées dans cette étude correspondent aux valeurs minimales rapportées par Engone Obiang *et al.* (2013). On prendra :

$$N = 300 \text{ tiges/ha} \text{ et } B = 25 \text{ m}^2/\text{ha}$$

Ce choix se justifie par le fait que notre analyse a porté sur l'ensemble de l'aire de distribution d'*Aucoumea klaineana*, couvrant divers contextes écologiques et sylvicoles. Or, en l'absence de données localisées actualisées, il n'est pas possible d'attribuer avec précision à chaque zone les valeurs spécifiques de N et B issues de cette publication. L'utilisation des valeurs minimales permet ainsi une estimation prudente, cohérente avec les recommandations méthodologiques en contexte d'incertitude.

Suivant l'une des hypothèses de la matrice d'Usher, les espèces ne peuvent que croître entre deux pas de temps et pas décroître. Les modèles d'accroissement de certaines espèces sont négatifs à partir de certaines classes pour ces modèles, mais nous avons choisi de les mettre à 0 pour éviter de considérer un rétrécissement de diamètre.

L'utilisation de taux constants de mortalité et de recrutement sur le siècle est fondée sur les résultats de Claeys *et al.* (2019), qui ont montré que les projections écologiques sous différents scénarios climatiques (RCP 2.6, 4.5, 8.5) n'impliquaient pas de variation significative de ces taux à l'échelle du continent africain à l'horizon 2099. Cette hypothèse de stabilité est donc considérée comme raisonnable pour les besoins de projection à long terme dans ce cadre conservateur.

**Paramètres d'exploitation forestière :** L'exploitation est modélisée par l'application d'une matrice de récolte tous les 25 ans. Le tableau 2.3 présente les différents paramètres d'exploitation décrites ci-dessous :

- Diamètre minimum d'exploitabilité (DME) : le DME administratif de chaque pays a été utilisé, sauf pour la Guinée Equatoriale qui s'est vu attribuée la moyenne des

DME disponibles pondérée par la surface des UFA couvertes par chaque espèce. Le DME garantit que seuls les arbres mûtres économiquement exploitables sont prélevés.

- Intensité de coupe : définie comme la proportion d'arbres au-dessus du DME effectivement prélevée. Les intensités varient selon les espèces en fonction de la conformation des arbres (un arbre mal conformé ou creux ne sera pas coupé), de l'accèsibilité, de l'évolution des marchés et des unités de transformation. Ces intensités ont été obtenues en faisant la moyenne pondérée des coefficients d'exploitation des concessions forestières par pays. Ensuite on a fait l'hypothèse de la moyenne pondérée régionale à appliquer aux pays n'ayant pas de données.
- Dégâts d'exploitation : un taux de 7% est appliqué sur la population initiale à chaque cycle pour tenir compte des dommages collatéraux de l'abattage (arbres cassés ou endommagés), conformément aux estimations de DURRIEU DE MADRON *et al.*, 2000. Cette valeur est conservative car si les modalités d'exploitation à faible impact sont mises en œuvre, les tiges d'avenir (c'est-à-dire en dessous du DME) sont censées être protégées des dégâts d'exploitation.
- Le diamètre minimum de fructification (DMF) délimite le seuil à partir duquel les individus sont considérés comme matures dans cette étude, c'est-à-dire potentiellement reproducteurs. Ce diamètre est défini comme celui à partir duquel les premières fructifications sont observées au sein de la population, conformément aux définitions retenues dans la littérature (OUÉDRAOGO *et al.*, 2018). C'est à partir de ce seuil que les calculs de réduction de population prévue (RPP) sont effectués, en cohérence avec les critères de la Liste rouge de l'IUCN. Les valeurs dans le tableau 2.3 représentent la moyenne pondérée par la surface des concessions de chaque pays de chaque espèce.

TABLEAU 2.3 – Paramètres pour la projection par espèce. DMF : Diamètre Minimum de Fructification ; DME : Diamètre minimum d'exploitabilité.

<b>Espèces</b>	<b>Pays</b>	<b>DME (cm)</b>	<b>Intensité de coupe</b>	<b>DMF (cm)</b>
<i>Prioria balsamifera</i>	CAF	90	71.0%	55
	CMR	100	68.0%	
	COD	80	77.0%	
	COG	80	62.0%	
	GAB	80	78.0%	
	GNQ	83	71.0%	
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	CAF	60	81.0%	65
	CMR	80	76.0%	
	COG	70	78.0%	
	GAB	70	77.0%	
	CAF	70	68.0%	
	CMR	60	71.0%	
<i>Lophira alata</i>	COD	60	65.0%	35
	COG	70	58.0%	
	GAB	80	61.0%	
	GNQ	72	65.0%	
	COD	60	60.0%	
	COG	80	85.0%	
<i>Tieghemella africana</i>	GAB	90	0.0%	45
	CAF	80	82.0%	
	CMR	80	71.0%	
	COD	60	76.0%	
	COG	70	65.0%	
	GAB	70	60.0%	
<i>Afzelia bipindensis</i>	GNQ	70	68.0%	20
	CAF	60	87.0%	
	CMR	60	72.0%	
	COD	60	57.0%	
	COG	60	76.0%	
	GAB	70	60.0%	
<i>Terminalia superba</i>	GNQ	63	68.0%	20
	CAF	60	51.0%	
	CMR	60	39.0%	
	COD	60	62.0%	
	COG	60	51.0%	
	GAB	60	91.0%	
<i>Dacryodes igaganga</i>	GNQ	60	80.0%	35
	CAF	80	78.0%	
	CMR	80	78.0%	
	COD	80	69.0%	
	COG	83	77.0%	
	GAB	90	77.0%	
<i>Entandrophragma candollei</i>	GNQ	83	77.0%	65

TABLEAU 2.3 – (*suite*)

Espèces	Pays	DME (cm)	Intensité de coupe	DMF (cm)
<i>Cyclicodiscus gabunensis</i>	CMR	60	66.0%	20
	COG	60	59.0%	
	GAB	70	69.0%	
	GNQ	68	68.0%	
<i>Aucoumea klaineana</i>	CMR	80	0.0%	25
	COG	70	0.0%	
	GAB	70	64.0%	
	GNQ	70	43.0%	
<i>Pterocarpus soyauxii</i>	CAF	60	76.0%	35
	CMR	60	56.0%	
	COD	60	76.0%	
	COG	80	58.0%	
<i>Entandrophragma cylindricum</i>	GAB	80	58.0%	35
	GNQ	71	63.0%	
	CAF	80	91.0%	
	CMR	100	85.0%	
<i>Entandrophragma utile</i>	COD	80	83.0%	20
	COG	80	81.0%	
	GAB	90	79.0%	
	GNQ	85	82.0%	
<i>Erythrophleum ivorense</i>	CAF	80	92.0%	20
	CMR	80	78.0%	
	COD	80	80.0%	
	COG	80	82.0%	
<i>Erythrophleum suaveolens</i>	GAB	90	75.0%	20
	GNQ	83	80.0%	
	CMR	50	43.0%	
	GAB	70	50.0%	
<i>Millettia laurentii</i>	GNQ	66	49.0%	35
	CAF	80	63.0%	
	CMR	50	63.0%	
	COD	60	63.0%	
<i>Erythrophleum suaveolens</i>	COG	60	62.0%	20
	GAB	70	64.0%	
	GNQ	62	63.0%	
	CMR	50	75.0%	
<i>Millettia laurentii</i>	COD	60	80.0%	35
	COG	60	62.0%	
	GAB	60	49.0%	

## 2.2.2 Période de projection et cycles de coupe

Une comparaison est faite entre une modélisation en cas de non-exploitation, avec pour limite de ne pas tenir compte de l'écologie de chaque espèce (notamment du tempérament), et un autre qui applique une intensité de coupe moyenne provenant des différents plans

d'aménagement de la région.

Le tableau 2.4 présente les scénarios simulés à partir des données disponibles, basés essentiellement sur la nature du recrutement :

TABLEAU 2.4 – Scénarios de simulation d'évolution des densités dans les UFA.

<b>Scénario</b>	<b>Nature du recrutement</b>
<b>Sans prélèvement (Conservation)</b>	Constant (première classe) 1%
<b>Avec prélèvement (Exploitation)</b>	Constant (première classe) 1%

La suite des analyses ont mis en évidence l'importance des hypothèses de recrutement. Le scénario avec prélèvement avec recrutement à 1% correspond à l'hypothèse forte, où la réduction de population est principalement liée à la coupe et à l'incapacité du recrutement à compenser les pertes. Le scénario exploitation étant le principal car il permet de définir la trajectoire des espèces commerciales. Le scénario avec prélèvement à recrutement constant permet d'évaluer si un recrutement soutenu pourrait assurer la pérennité de l'espèce même sous forte pression.

Suivant le modèle matriciel d'Usher appliqué aux données de densité dans les UFA, on a projeté sur 100 ans les densités initiales par classe de diamètre. Le tableau 2.5 présente pour chaque espèce la densité totale initiale des individus toutes classes de diamètres confondues, la surface totale couverte par cette espèce dans les UFA ainsi les effectifs totaux.

TABLEAU 2.5 – Effectifs totaux et densités moyennes des espèces commerciales dans les UFA de l'aire de distribution de l'espèce.

Espèce	Surface (ha)	Effectifs totaux	Densités totales
		(tiges)	(tiges/ha)
<i>Lophira alata</i>	35 364 493	24 277 364	0,69
<i>Erythrophleum ivorense</i>	5 039 274	1 291 703	0,26
<i>Erythrophleum suaveolens</i>	32 455 802	3 677 547	0,11
<i>Entandrophragma utile</i>	52 125 731	3 000 165	0,06
<i>Entandrophragma cylindricum</i>	50 780 270	26 721 443	0,53
<i>Entandrophragma candollei</i>	51 646 414	10 740 068	0,21
<i>Dacryodes igaganga</i>	17 763 428	22 197 169	1,25
<i>Cylcodiscus gabunensis</i>	14 553 444	3 926 383	0,27
<i>Aucoumea klaineana</i>	16 035 082	112 485 293	7,01
<i>Afzelia bipindensis</i>	52 393 670	7 355 092	0,14
<i>Millettia laurentii</i>	24 932 406	27 069 564	1,09
<i>Prioria balsamifera</i>	41 388 199	17 469 996	0,42
<i>Pterocarpus soyauxii</i>	51 627 126	44 947 488	0,87
<i>Terminalia superba</i>	49 587 631	43 789 218	0,88
<i>Tieghemella africana</i>	17 922 892	1 103 020	0,06
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	14 099 489	20 532 454	1,46

### 2.2.3 Indicateur de sortie : RPP dans les UFA

La RPP des UFA de chaque pays est calculée pour les individus matures uniquement, selon la formule :

$$\text{RPP}_{\text{pays}} (\%) = 100 \frac{d_{100} - d_0}{d_0} \quad (3)$$

Où  $d_0$  est la densité d'individus matures au temps initial et  $d_{100}$  celle au bout de 100 ans.

Considérant la proportion de l'aire de distribution de l'espèce dans chaque pays, la RPP globale est calculée via la formule suivante :

$$\text{RPP} (\%) = \frac{\sum_i \text{RPP}_i S_{i,0}}{\sum_i S_{i,0}} \quad (4)$$

Où  $\text{RPP}_i$  est la réduction dans le pays  $i$ , et  $S_{i,0}$  sa surface initiale.

Cette méthodologie permet de simuler de manière réaliste la trajectoire démographique des populations ligneuses dans les UFA d'Afrique centrale, en intégrant les effets directs de l'exploitation forestière et les processus naturels de croissance, mortalité et recrutement. Ainsi, les RPP seront calculées pour les scénarios de conservation et exploitation afin de mettre en évidence les impacts des intensités de coupes ainsi que les adéquations avec

les DME et DMF, chacun sous les deux modes de recrutements : constant et 1%. Quatre grands scénarios de RPP ont été présentés à savoir : Conservation Fixe (CF), Conservation Constant (CC), Exploitation Fixe (EF) et Exploitation Constant (EC).

#### 2.2.4 Analyse d'élasticité

Une analyse d'élasticité a été réalisée pour quantifier la sensibilité de la Réduction de Population Prévue (RPP) aux variations relatives des paramètres clés du modèle. Cette approche permet d'identifier les facteurs ayant l'impact le plus significatif sur la dynamique des populations et d'orienter les stratégies de gestion forestière.

L'élasticité mesure la variation relative de la RPP en réponse à une variation relative d'un paramètre donné. Pour chaque paramètre testé, des variations de  $\pm 10\%$  autour de la valeur de référence ont été appliquées, permettant de calculer l'élasticité selon la formule :

$$\mathcal{E}_\theta = \frac{\Delta \text{RPP}}{\text{RPP}_0} \Bigg/ \frac{\Delta \theta}{\theta_0} \quad (5)$$

Où RPP représente la RPP de référence et  $\text{RPP}_0$  la valeur de référence du paramètre testé,  $\Delta \text{RPP}$  et  $\Delta \theta$  représentent respectivement la variation de la RPP et du paramètre dans l'une des deux directions ( $\pm 10\%$ ). Le choix de cette plage est motivé par la volonté de ne pas excéder les limites supérieures de DME et d'intensité de coupes des pays.

Les paramètres analysés incluent la mortalité, le recrutement, l'intensité de coupe et le DME. L'élasticité globale est calculée comme la moyenne pondérée des élasticités par pays, en utilisant les surfaces occupées par l'espèce comme facteurs de pondération :

$$\mathcal{E}_{\text{globale}} = \frac{\sum_i E_i S_i}{\sum_i S_i}. \quad (6)$$

Où  $E_i$  représente l'élasticité calculée pour le pays  $i$  et  $S_i$  la surface occupée par l'espèce dans ce pays. Grille d'interprétation L'interprétation des valeurs d'élasticité suit la classification suivante :

- $|\text{Élasticité}| > 1$  : Sensibilité très élevée - le paramètre a un impact majeur sur la RPP.
- $0,5 < |\text{Élasticité}| \leq 1$  : Sensibilité modérée - impact significatif mais maîtrisable.
- $|\text{Élasticité}| \leq 0,5$  : Sensibilité faible - impact limité sur la dynamique de population.

Le signe de l'élasticité indique le sens de la relation : une élasticité positive signifie qu'une augmentation du paramètre entraîne une augmentation de la RPP, tandis qu'une élasticité négative indique une relation inverse. Afin de déterminer l'impact du choix du recrutement sur la RPP, et aussi étudier la variation des différents taux, on a calculé la moyenne des valeurs absolues.

### 2.3 Scénarios de déforestation et projections spatiales

Les principales menaces dans les aires protégées et le domaine non-permanent sont la perte d'habitat due à la destruction des milieux naturels liée à la croissance démographique, telles que l'urbanisation, l'expansion de l'agriculture, la collecte de bois de feu (HANSEN *et al.*, 2013 ; HAUREZ *et al.*, 2024 ; TYUKAVINA *et al.*, 2018).

Les données de surfaces initiales (2025) de l'aire de distribution de l'espèce se trouvant respectivement dans les PA et AF sont compilées dans le tableau 2.6.

TABLEAU 2.6 – Superficies couvertes par les espèces dans les aires protégées (PA) et les autres surfaces dans l'aire de distribution (hors UFA).

<b>Espèce</b>	<b>PA Surface (ha)</b>	<b>AF Surface (ha)</b>
<i>Afzelia bipindensis</i>	35 769 305	186 974 123
<i>Aucoumea klaineana</i>	4 138 498	9 561 151
<i>Cylcodiscus gabunensis</i>	13 577 996	49 058 823
<i>Dacryodes igaganga</i>	4 815 786	15 487 494
<i>Entandrophragma candollei</i>	36 742 637	206 714 963
<i>Entandrophragma cylindricum</i>	42 969 332	197 659 344
<i>Entandrophragma utile</i>	41 044 216	182 294 654
<i>Erythrophleum ivorense</i>	15 288 608	66 985 507
<i>Erythrophleum suaveolens</i>	216 383 532	703 993 379
<i>Lophira alata</i>	21 903 762	84 772 544
<i>Millettia laurentii</i>	7 651 619	43 732 872
<i>Prioria balsamifera</i>	18 162 187	106 475 696
<i>Pterocarpus soyauxii</i>	21 614 048	126 622 457
<i>Terminalia superba</i>	34 461 904	179 077 027
<i>Tieghemella africana</i>	6 417 744	22 404 010
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	17 715 436	107 769 369

### 2.3.1 Projections de déforestation : scénarios SSP-RCP

Pour estimer la réduction des populations prévues d'espèces dans les aires protégées (PA) et les forêts non classées (AF), deux approches ont été suivies.

La dynamique de perte du couvert forestier varie sensiblement entre les aires protégées et les autres types de forêts, en raison des régimes de gestion. Dans les aires protégées, le scénario retenu vise à refléter une réduction relativement modérée des pertes forestières à long terme, conformément aux tendances historiques observées via la plateforme interactive de Global Forest Watch (GFW). En revanche, les forêts non protégées, situées hors des Unités Forestières d'Aménagement (UFA), sont particulièrement vulnérables à une diversité de pressions anthropiques, notamment l'exploitation forestière illégale, l'agriculture extensive, ainsi que la conversion des terres liée à l'urbanisation. Ces facteurs contribuent significativement à l'érosion des populations arborées. Afin de traduire cette hétérogénéité de pressions, nous avons opté pour un scénario de faible intensité de perte dans les aires protégées, tout en intégrant des pertes non nulles. Pour les autres forêts, et au regard des projections démographiques anticipant une augmentation soutenue des besoins en terres, nous avons retenu un scénario reflétant l'impact le plus marqué en termes de déforestation.

Ainsi, dans une volonté d'intégrer des trajectoires socio-économiques et climatiques

contrastées à l'horizon 2100, deux scénarios prospectifs issus des travaux de Chen et al. (2022) ont été sélectionnés, couvrant la période 2015–2100 :

- SSP1-RCP2.6 (développement durable) pour simuler une trajectoire optimiste dans les aires protégées.
- SSP4-RCP3.4 (fortes inégalités socio-économiques) pour les autres forêts soumises à une forte pression anthropique.

Les scénarios SSP-RCP sont utilisés pour projeter la surface forestière jusqu'en 2100. Le taux de changement interannuel est calculé à partir des prédictions directement observées et extraites de l'article de Chen et al. 2022 via la formule suivante :

$$r_t = \frac{S_t}{S_{t-1}} - 1. \quad (7)$$

Avec :

- $r_t$  = le taux de variation entre les années  $t$  et  $t-1$ ,
- $S_t$  = la surface en hectare extraite pour les forêts dans un pays et un scénario SSP-RCP au temps  $t$
- $S_{t-1}$  = la surface en hectare extraite pour les forêts dans un pays et un scénario SSP RCP au temps  $t-1$ .

Et la surface forestière réelle des données provenant de HANSEN *et al.*, 2013 via Global Forest Watch en 2025 est projetée de manière récursive sur 100 ans selon :

$$S_i = S_{i-1} (1 + r_i). \quad (8)$$

Avec :

- $r_i$  = le taux de variation entre les années  $i$  et  $i-1$  qui correspond à  $r_t$  ci-dessus,
- $S_i$  = la surface en hectare réelle pour les forêts dans un pays et un scénario SSP-RCP au temps  $i$
- $S_{i-1}$  = la surface en hectare réelle pour les forêts dans un pays et un scénario SSP-RCP au temps  $i-1$ .

Cette approche est plus prospective car elle intègre les trajectoires socio-économiques et climatiques globales.

### 2.3.2 Calcul de la réduction de populations prévues

Une fois la projection complète (jusqu'à 2125) obtenue, la RPP pour chaque pays est calculée séparément pour les aires protégées (PA) et les autres forêts (AF) :

$$\text{RPP}_{\text{pays}} = 100 \times \left( \frac{S_{\text{finale}}}{S_{\text{initiale}}} - 1 \right). \quad (9)$$

Où :

- $S_{\text{initiale}}$  = surface à l'année de départ (souvent 2024),
- $S_{\text{finale}}$  = surface projetée à l'année 2125.

Les RPP sont exprimées en pourcentage et peuvent être négatives (croissance) ou positives (réduction). Si la surface initiale est nulle, RPP = 0.

La RPP globale de l'espèce peut ainsi être calculée pour les AP et PA :

$$RPP (\%) = \frac{\sum_i RPP_i S_{i,0}}{\sum_i S_{i,0}}. \quad (10)$$

Où RPP\_i est la réduction dans le pays i, et S\_i,0 sa surface initiale de l'aire de distribution dans le pays i.

## 2.4 Définition de catégorie IUCN basé sur le critère A3

### 2.4.1 Calcul de la RPP globale

La RPP globale pour une espèce est calculée comme une moyenne pondérée sur les trois classes de forêts :

$$RPP_{\text{globale}} = \frac{RPP_{\text{UFA}} \cdot S_{\text{UFA}} + RPP_{\text{PA}} \cdot S_{\text{PA}} + RPP_{\text{AF}} \cdot S_{\text{AF}}}{S_{\text{UFA}} + S_{\text{PA}} + S_{\text{AF}}}. \quad (11)$$

Où :

- RPP\_x : réduction estimée dans x classe de forêt
- S\_x : surface occupée par l'espèce dans x classe de forêt

Le mode d'évaluation correspondant, selon l'IUCN, est repris dans le tableau 2.7.

TABLEAU 2.7 – Mode d'évaluation retenu pour l'application du critère A3.

Espèce	PA Surface (ha)	AF Surface (ha)
<i>Afzelia bipindensis</i>	35 769 305	186 974 123
<i>Aucoumea klaineana</i>	4 138 498	9 561 151
<i>Cylcodiscus gabunensis</i>	13 577 996	49 058 823
<i>Dacryodes igaganga</i>	4 815 786	15 487 494
<i>Entandrophragma candollei</i>	36 742 637	206 714 963
<i>Entandrophragma cylindricum</i>	42 969 332	197 659 344
<i>Entandrophragma utile</i>	41 044 216	182 294 654
<i>Erythrophleum ivorense</i>	15 288 608	66 985 507
<i>Erythrophleum suaveolens</i>	216 383 532	703 993 379
<i>Lophira alata</i>	21 903 762	84 772 544
<i>Millettia laurentii</i>	7 651 619	43 732 872
<i>Prioria balsamifera</i>	18 162 187	106 475 696
<i>Pterocarpus soyauxii</i>	21 614 048	126 622 457
<i>Terminalia superba</i>	34 461 904	179 077 027
<i>Tieghemella africana</i>	6 417 744	22 404 010
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	17 715 436	107 769 369

## 2.4.2 Intégration des incertitudes

Les incertitudes sont intégrées à deux niveaux :

1. Incertitude dans les projections de surface
  - Plusieurs scénarios SSP-RCP sont testés.
  - Plusieurs méthodes d'extrapolation sont comparées (linéaire, spline, GAM).
  - Sélection du “meilleur” modèle selon AIC ou validation croisée (Cross Validation-RMSE).
1. Incertitude sur la représentativité spatiale
  - Surface réelle occupée par l'espèce croisée avec les MCP × UFA.
  - Les surfaces utilisées sont issues de traitements géospatiaux validés.

L'IUCN recommande que toute évaluation soit prudente et, en cas d'incertitude importante, que la catégorie la plus élevée plausible soit retenue (principe de précaution).

## 2.4.3 Attribution de la catégorie IUCN finale

Une fois la RPP globale pondérée calculée, on attribue une catégorie A3 selon les seuils définis :

- Si  $RPP80\% \rightarrow CR$  (En danger critique)
- Si  $50\%RPP < 80\% \rightarrow EN$  (En danger)
- Si  $30\%RPP < 50\% \rightarrow VU$  (Vulnérable)
- Si  $RPP < 30\% \rightarrow$  Non menacée

La grille d'interprétation et de changement de statuts de conservation suit strictement les lignes directrices 2024 de l'IUCN :

- Descendre dans la Liste Rouge n'est possible que si, depuis au moins cinq ans, l'espèce ne dépasse plus aucun seuil de la catégorie supérieure ;
- Monter est immédiat dès qu'un seuil est franchi.

Les changements proposés ici sont donc de deux ordres :

- Changements « non réels », dans lesquels nous révisons d'anciennes évaluations à la lumière de données plus complètes ;
- Changements « réels », lorsque le dernier statut a moins de dix ans et que la pression (perte d'habitat + exploitation) s'est effectivement aggravée.

En s'aidant des données de commerce de bois, et de la biologie de chaque espèce, le choix du meilleur scénario final est fait. Les rapports de l'OIBT sur le commerce des espèces ont été consultés pour les périodes de 2000 à 2022 afin d'évaluer l'impact de l'exploitation passée et de choisir le statut le plus adapté.

La figure 2.3 résume l'approche méthodologique utilisée. Elle sera systématiquement illustrée graphiquement pour deux espèces : *Aucoumea klaineana* et *Triplochiton scleroxylon*. Les autres espèces seront illustrées en annexe 4. Le choix de ces deux espèces se justifie par deux raisons principales. Premièrement, elles sont commercialement très importantes (dans le top trois des espèces les plus exploitées d'Afrique). Deuxièmement, elles partagent plusieurs caractéristiques communes (héliophiles longévives, anémochores, croissance diamétrique plutôt élevée), tout en se différenciant par leur dynamique de régénération (*A. klaineana* fructifie régulièrement et colonise des milieux ouverts et pauvres

comme les savanes alors que *T. scleroxylon* ne fructifie qu'épisodiquement et exige des sols riches pour s'installer). Cela permettra de tester plus spécifiquement l'influence des hypothèses relatives aux taux de recrutement sur la reconstitution des populations.

### Synthèse de l'analyse du statut de conservation des espèces

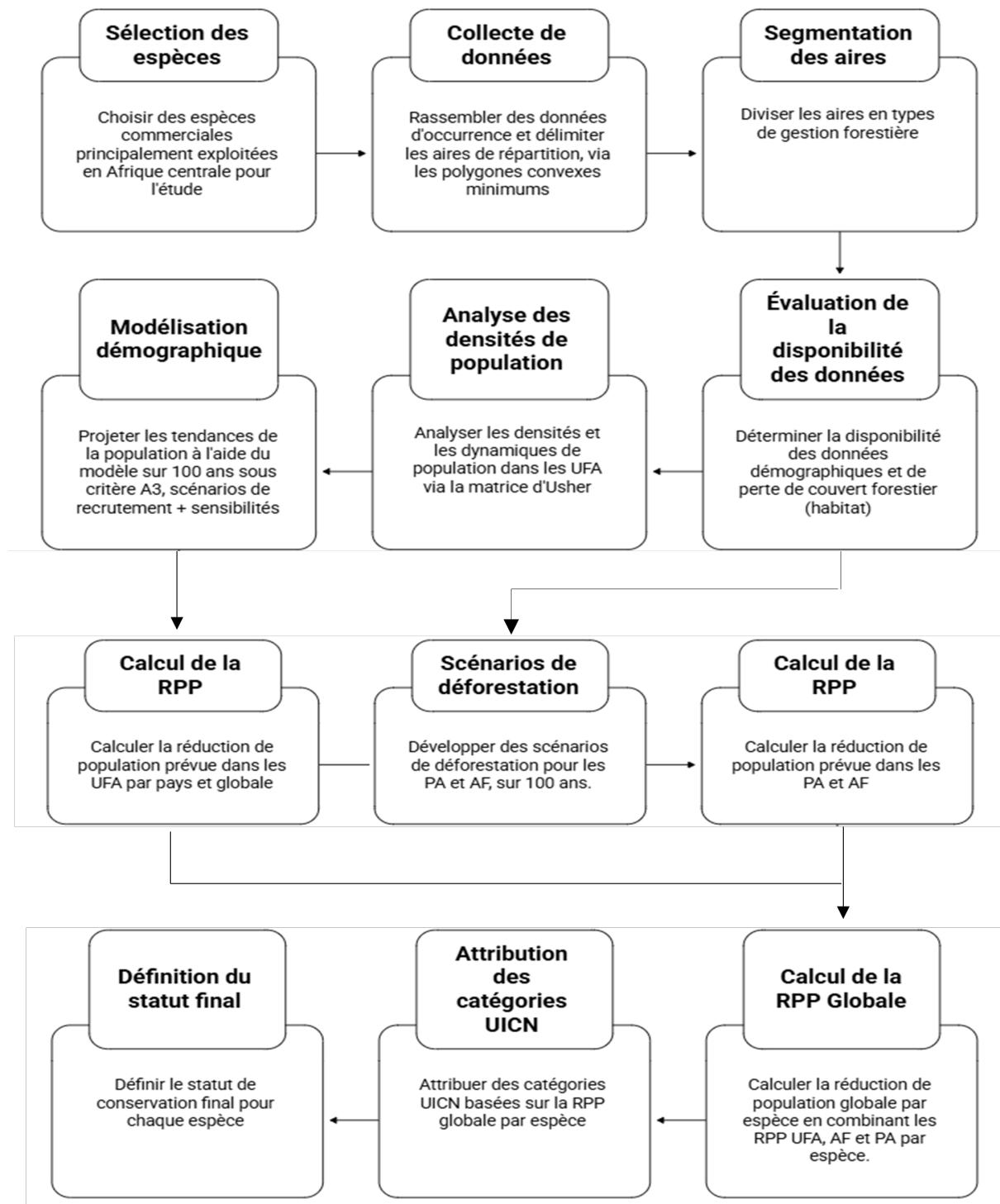


FIGURE 2.3 – Schéma résumant la méthodologie d'évaluation du statut de conservation basé sur le critère A3.

# 3 Résultats

## 3.1 Évolution démographique dans les UFA

La figure 3.1 présente les densités initiales par classe de diamètre pour chaque espèce étudiée. La majorité des espèces présentent une décroissance du nombre de pieds en fonction des classes de diamètre, à l'exception des espèces suivantes : *Cylcodiscus gabunensis*, *Erythrophleum suaveolens*, *Terminalia superba*, *Triplochiton scleroxylon*. Le taux de recrutement de ces quatre espèces semble plus faible que celui des autres.

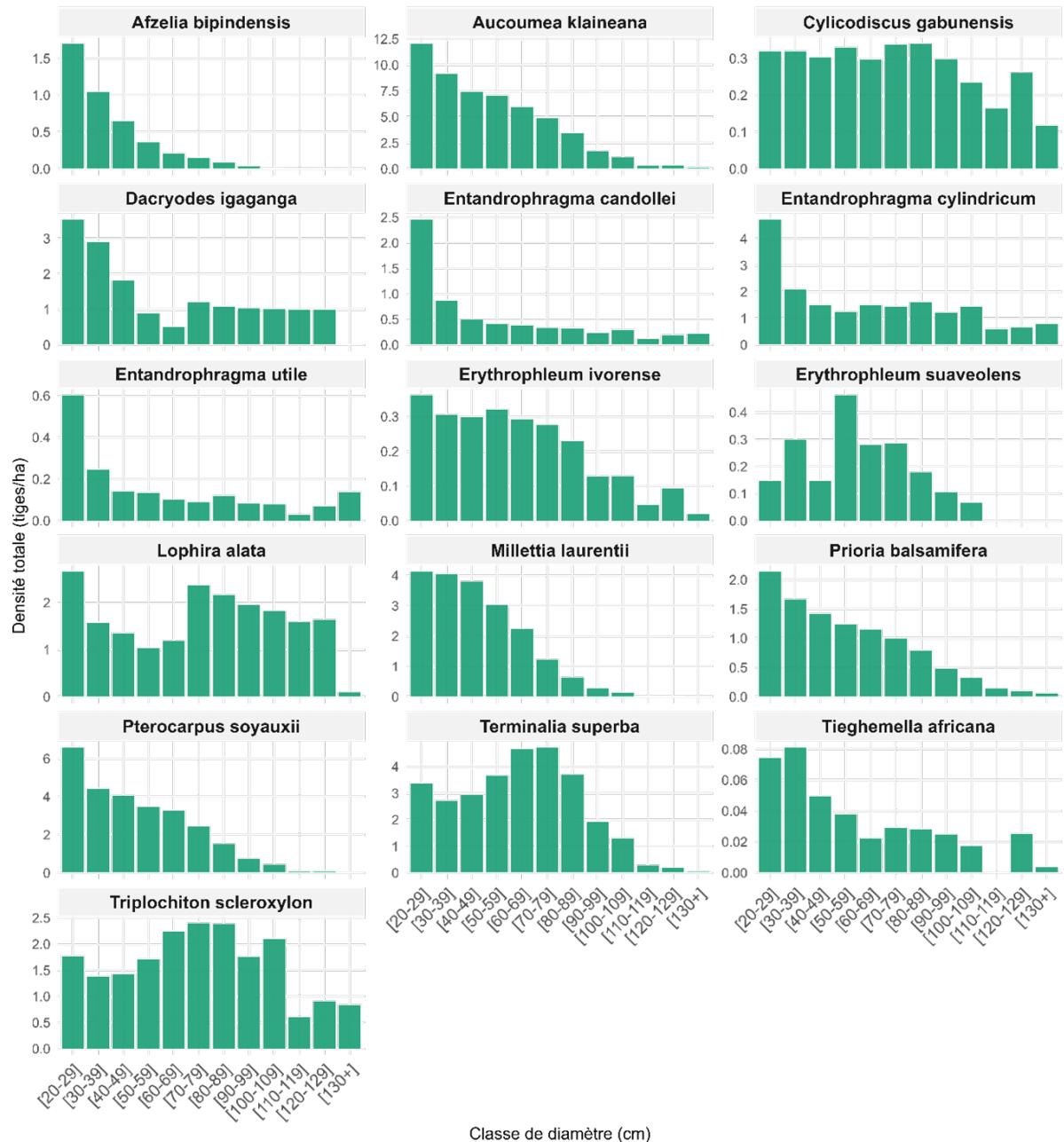


FIGURE 3.1 – Structure de populations par espèce étudiée - Densités par classe de diamètre.

La figure 3.2 a et b donne les exemples de courbes de croissance diamétrique pour nos deux essences phares, l'ensemble des courbes étant présenté en Annexe 4.

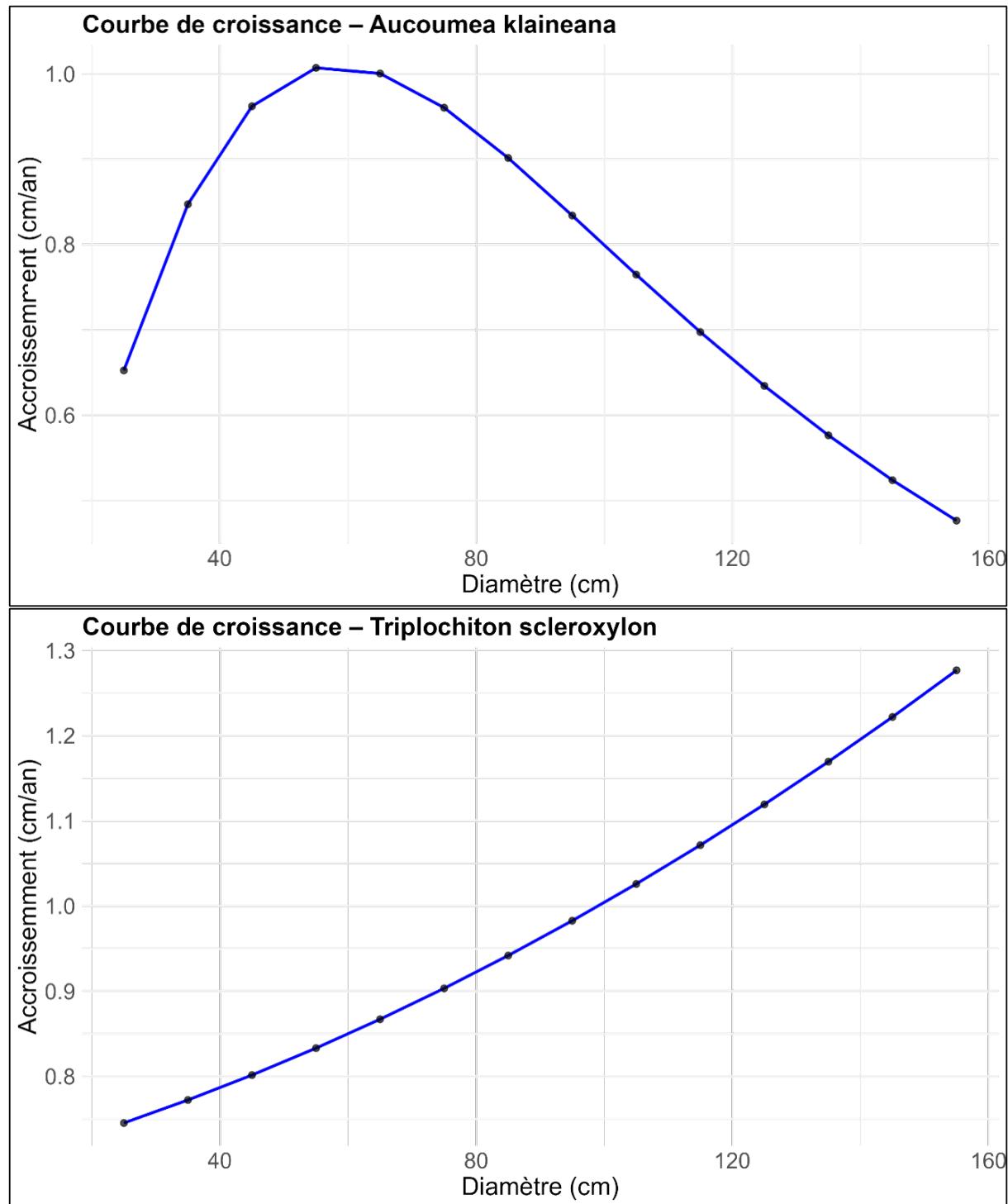


FIGURE 3.2 – Courbes de croissance par classe de diamètre de deux essences commerciales : (au dessus) *A. Klaineana* ; (en dessous) *T. scleroxylon*.

### 3.1.1 Courbes d'évolution par espèce

Les figures 3.3 et 3.4 illustrent les courbes d'évolution des populations des deux espèces phares, projetées sur un horizon de 100 ans selon deux scénarios contrastés de

recrutement :

- La figure 3.3 se base sur recrutement constant pour deux espèces, assurant le maintien du nombre d'individus dans la première classe de diamètre à chaque cycle, traduisant une régénération soutenue.
- La figure 3.4 considère un recrutement fixé à 1% pour deux espèces, correspondant à une hypothèse conservatrice de faible régénération naturelle, équivalente au taux de mortalité annuel.

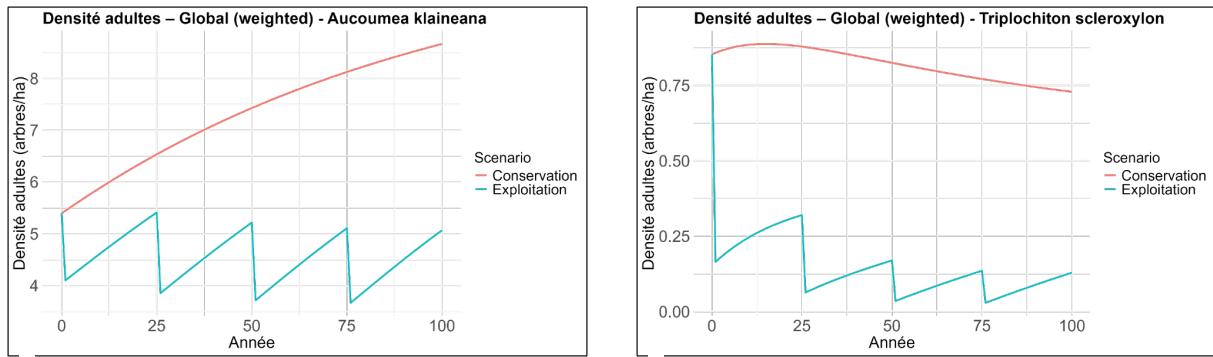


FIGURE 3.3 – Evolution des populations matures sous recrutement constant de deux essences commerciales : (à gauche) *A. Klaineana* ; (à droite) *T. scleroxylon*.

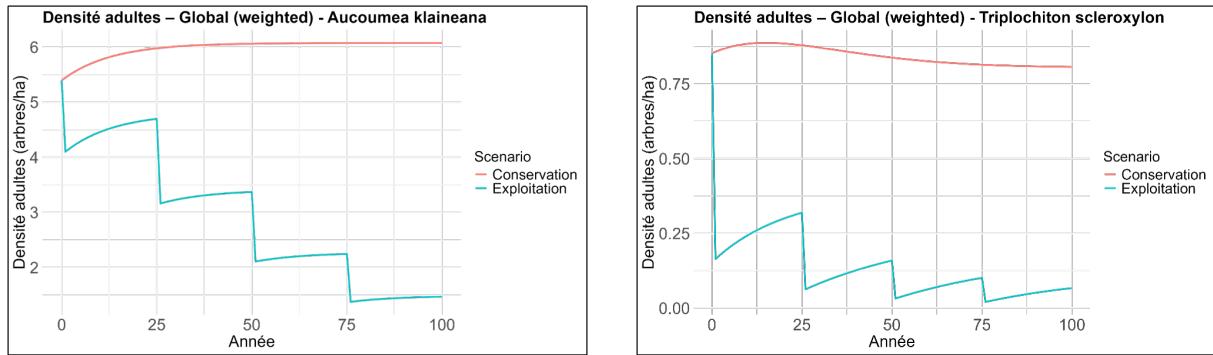


FIGURE 3.4 – Evolution des populations matures sous recrutement fixé à 1% de deux essences commerciales : (à gauche) *A. Klaineana* ; (à droite) *T. scleroxylon*.

### 3.1.2 RPP dans les UFA (RPP\_UFA)

Le tableau 3.1 présente les résultats RPP selon les scénarios exploitation (avec prélèvement) et le scénario dit de conservation (sans prélèvement), sous deux combinaisons de taux de recrutement (constant et fixé à 1%).

TABLEAU 3.1 – Résultats des RPP dans les concessions forestières. CC = Conservation Constant, CF = Conservation Fixed ; EC = Exploitation Constant et EF = Exploitation Fixed.

Espèce (DMF)	CC (%)	CF (%)	EC (%)	EF (%)	Interprétation des résultats
<i>Afzelia bipindensis</i> (20)	+25,6	0	+2,8	-36,5	Structure pyramidale avec forte densité 20-60 cm. DME variant de 60-80 cm selon pays, intensité 60-82%. La résilience sous exploitation (EC +2,8%) résulte de la pondération pays où les DME élevés (CAF/CMR 80 cm) compensent partiellement les prélèvements. Le plafonnement du recrutement (EF) compromet cette compensation.
<i>Aucoumea klaineana</i> (25)	+58,8	+12,2	+11,2	-49,2	Pionnière à forte régénération, exploitée uniquement au Gabon/GNQ (DME 70 cm, intensité 43-64%). Structure décroissante régulière 20-70 cm. La pondération incluant CMR/COG sans exploitation maintient EC positif, mais EF révèle la vulnérabilité au déficit de recrutement.
<i>Cylcodiscus gabunensis</i> (20)	-24,4	0	-62,5	-78,7	Structure concentrée 50-90 cm, base <40 cm déficitaire. DME 60-70 cm, intensité 59-69% uniforme entre pays. L'absence de régénération condamne l'espèce indépendamment des paramètres d'exploitation, aggravée par le prélèvement des semenciers.
<i>Dacryodes igaganga</i> (35)	+74,9	+41,8	+6,3	-38,6	Pic à 20-30 cm, décroissance régulière. DME 50-60 cm, intensité modérée 39-62%. L'écart DME-DMF préserve les sub-adultes, expliquant la résistance sous exploitation. La pondération CMR (intensité 51%) améliore EC mais reste dépendante du flux de semis.
<i>Entandrophragma candollei</i> (65)	+34,7	+25,3	-50,4	-62,6	DME uniforme 80-90 cm, intensité élevée 69-91%. Le pic à 20 cm et la rareté >80 cm créent un déséquilibre. La pondération CAF (91%) accentue l'impact, éliminant les semenciers malgré une base fournie.
<i>Entandrophragma cylindricum</i> (35)	+42,7	+13,9	-16,0	-60,9	Structure bimodale 20-30 et 50-80 cm. DME 80-100 cm, intensité 79-91%. L'écart DME-DMF protège partiellement les 35-80 cm, mais l'intensité élevée uniforme entre pays épouse progressivement le stock reproducteur.
<i>Entandrophragma utile</i> (20)	+64,6	0	+18,6	-66,1	Base très fournie 20-30 cm compensant l'intensité élevée (75-92%) sur DME 80-90 cm. La pondération des pays à DME élevé (GAB 90 cm) maintient EC positif, mais système totalement dépendant du recrutement continu.
<i>Erythrophleum ivorense</i> (20)	+32,0	0	-4,6	-59,6	Structure équilibrée 30-70 cm. DME variable 50-70 cm, intensité modérée 43-50%. L'hétérogénéité des DME entre pays limite l'impact global, mais chaque prélèvement affecte des reproducteurs précoces (DMF 20 cm).
<i>Erythrophleum suaveolens</i> (20)	-29,3	0	-65,3	-73,6	Pic isolé 50-60 cm, base très déficitaire. DME 50-80 cm, intensité uniforme ~63%. Structure déséquilibrée condamnée indépendamment des paramètres, l'uniformité d'intensité entre pays amplifie le déclin.
<i>Lophira alata</i> (35)	-26,9	-15,0	-71,7	-79,3	Forté densité 40-80 cm, base <40 cm pauvre. DME 60-80 cm, intensité 58-71%. La pondération n'atténue pas l'impact car tous les pays prélèvent massivement dans le stock reproducteur principal.
<i>Millettia laurentii</i> (35)	-4,1	+1,5	-55,4	-62,8	Structure décroissante régulière. DME 50-60 cm, intensité variable 49-80%. La pondération GAB (49%) atténue légèrement mais insuffisamment face aux intensités élevées CMR/COD (75-80%) épuisant les semenciers.
<i>Prioria balsamifera</i> (55)	+55,1	+42,1	-29,8	-52,3	DMF élevé exclut le pic 20-40 cm du calcul RPP. DME 80-100 cm, intensité 62-78%. CF positif artificiel car base non comptabilisée. La pondération des intensités élevées (COD/GAB 77-78%) explique EC négatif malgré structure favorable.
<i>Pterocarpus soyauxii</i> (35)	+23,1	+10,0	-30,1	-56,4	Pic marqué 20-30 cm, décroissance rapide. DME 60-80 cm, intensité 56-76%. La variabilité entre pays (CMR 56% vs CAF/COD 76%) ne compense pas la perte des adultes reproducteurs >60 cm.
<i>Terminalia superba</i> (20)	-8,7	0	-47,3	-76,3	Structure perturbée, pics 50-70 cm, base faible. DME 60-70 cm, intensité 57-87%. L'uniformité des DME proches du pic structurel et l'intensité élevée (CAF 87%) créent un prélèvement destructeur des semenciers.
<i>Tieghemella africana</i> (45)	+70,9	+65,2	-2,1	-20,8	Densité très faible mais répartition équilibrée. DME 60-90 cm, GAB interdit (0%), COG 85%, COD 60%. La pondération incluant l'interdiction gabonaise protège efficacement l'espèce malgré l'intensité élevée au Congo.
<i>Triplochiton scleroxylon</i> (65)	-17,9	-7,5	-85,1	-90,7	Structure concentrée 50-80 cm = zone d'exploitation. DME 60-80 cm chevauche DMF, intensité 76-81%. Aucune réserve sub-adulte, prélèvement direct des reproducteurs. Effondrement inévitable quelle que soit la pondération.

### 3.1.3 Analyse d'élasticité

L'analyse comparative des élasticités entre les deux scénarios de recrutement révèle des trajectoires distinctes selon les espèces et les paramètres. L'ensemble des paramètres par espèce et par pays, en plus des élasticités en +10% et -10% se trouvent en Annexe 4. Le tableau 3.2 présente les élasticités moyennes face aux variations relatives des paramètres par pays :

TABLEAU 3.2 – Élasticités moyennes des paramètres démographiques par espèce selon le type de recrutement dans les UFA. Const = constant ; DME = diamètre minimum d'exploitabilité ; Recrut = Recrutement.

Espèce	Mortalité		Intensité de coupe		DME		Recrut
	Const.	1%	Const	1%	Const	1%	%
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	0.1	0.1	0.2	0.2	0.3	0.3	0.1
<i>Tieghemella africana</i>	2.6	1047.6	1.7	0.5	2.7	195.5	540.6
<i>Terminalia superba</i>	0.5	0.3	0.2	0.3	0.9	0.8	0.4
<i>Pterocarpus soyauxii</i>	1.8	0.9	0.7	0.4	2.4	1.3	1.2
<i>Prioria balsamifera</i>	2.1	1.2	0.1	0.6	3.7	2.5	1.9
<i>Millettia laurentii</i>	0.5	0.6	0.3	0.3	1.0	1.1	0.7
<i>Lophostoma alata</i>	0.2	0.3	0.2	0.3	0.3	0.4	0.3
<i>Erythrophleum suaveolens</i>	0.2	0.4	0.2	0.3	0.4	0.8	0.5
<i>Erythrophleum ivorense</i>	3.3	0.7	1.0	0.4	3.7	1.0	0.7
<i>Entandrophragma utile</i>	1.5	0.5	0.7	0.3	2.1	0.8	0.6
<i>Entandrophragma cylindricum</i>	0.2	0.9	0.1	0.4	0.3	1.3	1.1
<i>Entandrophragma candollei</i>	0.8	0.6	0.5	0.4	1.5	1.1	0.8
<i>Dacryodes igaganga</i>	0.1	1.1	0.1	0.2	0.3	0.8	1.3
<i>Cylicodiscus gabunensis</i>	0.2	0.3	0.1	0.3	0.3	0.5	0.3
<i>Aucoumea klaineana</i>	1.4	11.8	2.2	0.4	3.1	1.5	13.0
<i>Afzelia bipindensis</i>	1.6	1.8	0.2	0.2	1.0	1.2	2.0

#### Impact du type de recrutement sur la sensibilité Mortalité :

- 7 espèces montrent une sensibilité plus élevée sous recrutement constant ;
- 5 espèces sont plus sensibles sous recrutement fixé à 1
- 4 espèces présentent une sensibilité similaire entre les deux scénarios.

## Intensité de coupe :

- Répartition équilibrée : 7 espèces plus sensibles sous chaque scénario ;
- Seulement 2 espèces montrent une sensibilité similaire ;
- Impact généralement plus marqué sous recrutement constant.

## Diamètre Minimum d'Exploitabilité (DME) :

- 7 espèces plus sensibles sous recrutement constant ;
- 5 espèces plus sensibles sous recrutement fixé ;
- 4 espèces avec sensibilité comparable.

## 3.2 Projections de perte dans les PA et AF via scénarios de dé-forestation

### 3.2.1 Évolution des surfaces forestières par scénario

Les figures 3.5 et 3.6 présentent l'allure de l'évolution des surfaces selon les scénarios SSP1-RCP2.6 pour les aires protégées (en vert), et le pire scénario pour les autres forêts du domaine non permanent (en rouge), pour les deux espèces. La ligne en pointillés rouge représente l'année à partir de laquelle l'extrapolation a été faite. Les autres espèces sont présentées en Annexe 4.

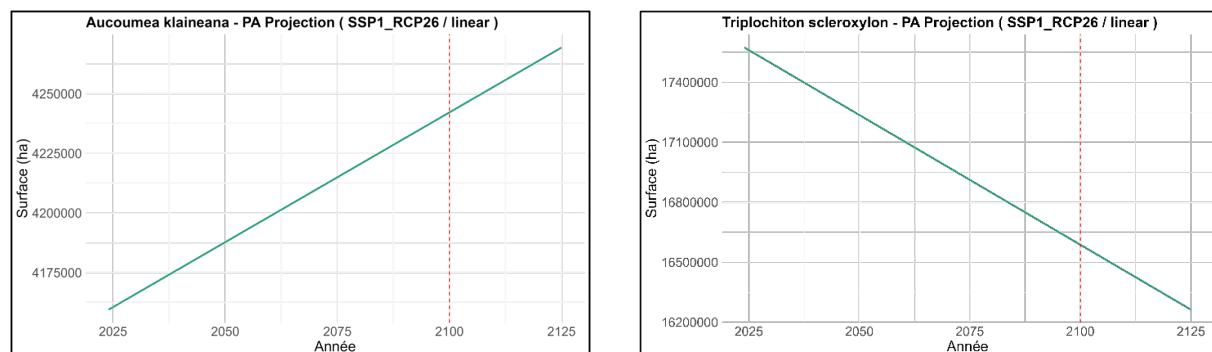


FIGURE 3.5 – Évolution des surfaces d'habitat en aires protégées sous scénario climatique SSP1-RCP2.6 pour *A. Klaineana* (à gauche) et *T. scleroxylon* (à droite).

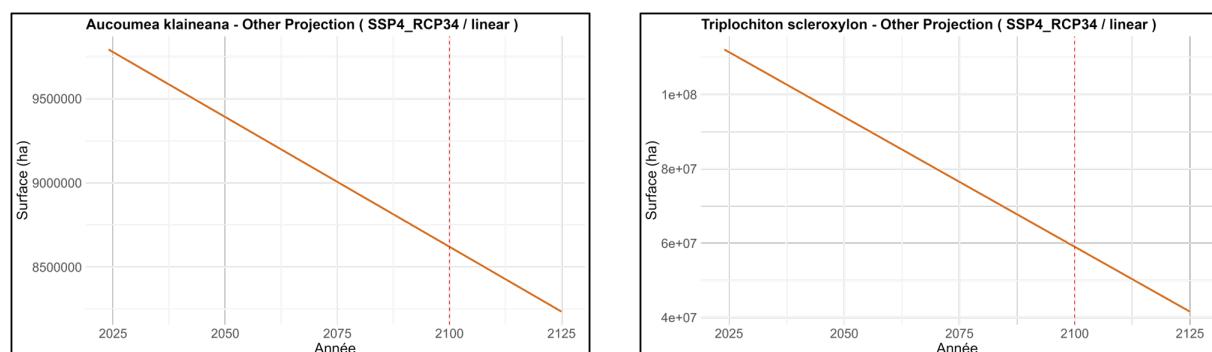


FIGURE 3.6 – Évolution des surfaces d'habitat dans les autres forêts sous scénario climatique SSP4-RCP3.4 pour *A. Klaineana* (à gauche) et *T. scleroxylon* (à droite).

On remarque que toutes les aires de répartition se réduisent au cours du temps dans

les zones non permanentes (AF) alors que dans les aires protégées (PA) l'évolution est variable selon les espèces (voir Annexe 4 pour les autres espèces).

### 3.2.2 3.2.2. Réduction des populations prévues dans les PA et AF (RPP\_PA et RPP\_AF)

TABLEAU 3.3 – Réduction de Population Prévue (RPP, en %) selon différents scénarios de perte de couvert forestier pour 16 essences commerciales : PA = Aires protégées ; AF = Autres forêts.

Espèce	RPP – PA (SSP1-RCP2.6) (%)	RPP – AF (SSP4-RCP3.4) (%)
<i>Afzelia bipindensis</i>	3,3	-21,3
<i>Aucoumea klaineana</i>	3,2	-12,2
<i>Cylcodiscus gabunensis</i>	-2,5	-39,4
<i>Dacryodes igaganga</i>	3,5	-11,9
<i>Entandrophragma candollei</i>	1,7	-24,5
<i>Entandrophragma cylindricum</i>	1,7	-26,0
<i>Entandrophragma utile</i>	1,8	-26,5
<i>Erythrophleum suaveolens</i>	4,5	-25,5
<i>Erythrophleum ivorensis</i>	-8,7	-54,9
<i>Lophostoma alata</i>	-2,6	-35,6
<i>Millettia laurentii</i>	5,4	-13,6
<i>Prioria balsamifera</i>	5,9	-16,7
<i>Pterocarpus soyauxii</i>	6,3	-14,2
<i>Terminalia superba</i>	0,2	-29,4
<i>Tieghemella africana</i>	4,9	-12,6
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	-3,1	-32,2

Les projections indiquent qu'un scénario « développement durable » (SSP 1-RCP 2.6) joue un rôle tampon significatif : 13 des 17 essences étudiées maintiennent ou accroissent légèrement leurs aires de répartition (+0 à +6 % de RPP). À l'inverse, le contexte « inégalitaire à forte pression foncière » (SSP 4-RCP 3.4) se traduit par un recul généralisé des surfaces hors aires protégées : huit espèces perdent plus de 25 % de leur habitat, trois dépassent 35 % (*Cylcodiscus gabunensis*, *Lophostoma alata*, *Triplochiton scleroxylon*) et *Erythrophleum ivorensis* franchit le seuil critique de 50 %.

### 3.3 Intégration des résultats et évaluation UICN

Selon le critère A3c,d retenu, le tableau 3.4 présente les RPP par espèce pour une combinaison de scénarios, en prenant en compte toutes les incertitudes liées à l'approche méthodologique appliquée. Les scénarios de SSP-RCP sont combinés avec les deux modes de recrutement afin de voir les impacts sur les populations sur 100 ans. En comparant les seuils de chaque RPP à ceux des catégories de la Liste rouge, on a pu déterminer ainsi les statuts de conservation.

TABLEAU 3.4 – Évaluation de la Réduction de Population Prévue (RPP) selon quatre scénarios prospectifs (recrutement 1 %, SSP constant, SSP + recrutement 1 %) pour 16 espèces commerciales d'Afrique tropicale. Catégorisation UICN selon le critère A3cd .

<b>Espèce</b>	<b>RPP-SSP Constant (%)</b>	<b>Catégorie UICN (Constant)</b>	<b>RPP-SSP 1 % Fixe (%)</b>	<b>Catégorie UICN (1 % Fixe)</b>
<i>Prioria balsamifera</i>	-17,5	LC	-24,2	LC
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	-33,9	VU	-34,4	VU
<i>Lophira alata</i>	-39,5	VU	-41,4	VU
<i>Tieghemella africana</i>	-6,2	LC	-13,2	LC
<i>Afzelia bipindensis</i>	-13,5	LC	-21,0	LC
<i>Dacryodes igaganga</i>	-1,5	LC	-22,4	LC
<i>Entandrophragma candollei</i>	-25,8	LC	-27,9	LC
<i>Cylicodiscus gabunensis</i>	-37,2	VU	-40,3	VU
<i>Aucoumea klaineana</i>	+2,6	LC	-30,0	VU
<i>Pterocarpus soyauxii</i>	-16,1	LC	-22,9	LC
<i>Entandrophragma cylindricum</i>	-20,2	LC	-28,0	NT
<i>Entandrophragma utile</i>	-13,4	LC	-29,8	NT
<i>Erythrophleum ivorensis</i>	-44,0	VU	-47,2	VU
<i>Erythrophleum suaveolens</i>	-20,0	LC	-20,3	LC
<i>Millettia laurentii</i>	-25,3	LC	-27,8	LC
<i>Terminalia superba</i>	-28,9	NT	-34,4	VU

Sous recrutement constant, les impacts restent modérés : 11 espèces maintiennent le statut « Préoccupation mineure » avec des RPP variant de +2,6 % (*Aucoumea klaineana*) à -25,8 % (*E. candollei*). *Terminalia superba* atteint « Quasi menacée » (-28,9 %), tandis que quatre espèces basculent en « Vulnérable » avec des pertes supérieures à 30 % : *T. scleroxylon* (-33,9 %), *C. gabunensis* (-37,2 %), *L. alata* (-39,5 %) et *E. ivorensis* (-44,0 %).

Le plafonnement du recrutement à 1 % accentue significativement les déclins : trois

espèces supplémentaires atteignent « Vulnérable » (*A. klaineana* passant de +2,6 % à -30 %, *E. utile* de -13,4 % à -29,8 %, *T. superba* de -28,9 % à -34,4 %), tandis que deux autres deviennent « Quasi menacées » (*E. cylindricum* et *E. utile* avec -28,0 % et -29,8 %). Les espèces les plus résilientes (*T. africana* -13,2 %, *E. suaveolens* -20,3 %) maintiennent leur statut initial, contrairement à *E. ivorensse* qui reste l'espèce la plus menacée (-47,2 %), approchant le seuil « En danger » de 50 %.

# 4 Discussion

## 4.1 Pertinence et originalité de la méthodologie

Les précédentes évaluations du statut de conservation des essences commerciales en Afrique centrale étaient basées sur des avis d'experts, la perte d'habitat (zone d'occurrence) et l'écologie des espèces, notamment pour *Erythrophleum spp.* (HILLS, 2019a ; HILLS, 2019b) et *Terminalia superba* (BARSTOW et SVENSSON, 2024). La présente étude mobilise une approche intégrative et quantitative fondée sur l'utilisation de matrices de transition d'Usher couplées à des données spatiales et démographiques multi-sources. Cette méthode permet de modéliser explicitement la dynamique des populations à travers les processus biologiques clés (croissance, mortalité et recrutement) tout en intégrant les impacts différenciés de la déforestation selon les contextes de gestion (Unités Forestières d'Aménagement, aires protégées, forêts non classées). L'exploitation de données issues des inventaires forestiers, des projections de perte de couvert (SSP-RCP) et des paramètres biologiques spécifiques à chaque taxon offre donc une base plus robuste.

## 4.2 Structure démographique et adéquation DMF/DME

### 4.2.1 Impact de la structure démographique sur la sensibilité

La structure démographique initiale détermine la résilience des espèces aux paramètres d'exploitation. Les populations en "J-inversé" (forte densité de jeunes individus) résistent mieux que les structures en "cloche" ou pyramidales.

*Triplochiton scleroxylon* exemplifie cette résilience : malgré un pic de densité atypique dans les classes moyennes, ses élasticités restent faibles (mortalité : 0.110 ; intensité : 0.153 ; DME : 0.322). Sa forte régénération héliophile et le réservoir démographique des classes 40-80 cm maintiennent la reproduction sous pression d'exploitation (PALLA et LOUPPE, 2002).

Inversement, *Tieghemella africana* et *Aucoumea klaineana* affichent des sensibilités extrêmes (élasticités de recrutement : 540.624 et 12.996). Pour *T. africana*, cette hypersensibilité reflète une structure déséquilibrée cohérente avec sa rareté. *A. klaineana* révèle une forte dépendance au recrutement malgré sa structure initialement favorable (GUIDOSSE *et al.*, 2022).

### 4.2.2 Inadéquations DMF/DME par pays

L'analyse pays par pays révèle des inadéquations expliquant les élasticités élevées.

**Exploitation avant maturité reproductive.** *Triplochiton scleroxylon* en RCA présente la situation la plus critique : DMF 65 cm, DME 60 cm (écart -5 cm). Cette configuration cible directement les individus pré-reproducteurs, compromettant le renouvellement naturel. L'élasticité reste paradoxalement faible (0.329), témoignant d'une résilience exceptionnelle qui ne doit pas masquer l'urgence de réviser le DME à 70 cm minimum dans la région.

**Écarts insuffisants (< 20 cm)** *Entandrophragma candollei* illustre cette problématique : DMF 65 cm, DME 80 cm dans quatre pays (écart 15 cm). Cette marge restreinte explique l'élasticité élevée (1.137) et justifie une révision des seuils, particulièrement au Cameroun et en RDC (voir Annexe 4). *Tieghemella africana* en RDC (écart 15 cm) combine inadéquation et rareté intrinsèque, générant une élasticité extrême (195.502). *Millettia laurentii* et *Dacryodes igaganga* au Cameroun (écart 15 cm) nécessitent également une révision des DME (voir Annexe 4).

**Contraintes méthodologiques** Les simulations à partir de 20 cm (diamètre minimum de la première classe de diamètre) influencent l'interprétation selon le DMF. Les espèces à DMF = 20 cm bénéficient d'une représentation complète de leur population reproductrice, expliquant leurs élasticités modérées. Les espèces à DMF élevé (55-65 cm) concentrent leur population reproductrice sur les grandes classes, amplifiant leur vulnérabilité à l'exploitation sélective.

### 4.3 Sélection du scénario approprié par espèce

Les analyses de sensibilité confirment que la RPP dépend en partie du régime de recrutement et du différentiel DMF / DME ; l'intensité de coupe ne devient déterminante que lorsqu'elle affecte la quasi-totalité des tiges reproductrices et que la pyramide diamétrique est très déséquilibrée. Lorsque le flux naturel de semis est maintenu (scénario constant), la plupart des essences demeurent en-deçà du seuil de 30 % de déclin. En revanche, dès que ce flux est fixé à 1 % – l'hypothèse prudente à privilégier quand la régénération est incertaine – plusieurs taxons franchissent le seuil « Vulnérable ».

Nos résultats démontrent aussi que l'incertitude sur les trajectoires futures de déforestation influence substantiellement les évaluations de statut. Néanmoins, la persistance d'un niveau de menace élevé, même sous les scénarios optimistes (SSP), souligne la nécessité d'interventions de conservation, conformément aux recommandations IUCN pour l'application des critères A3c, d.

Définir un statut de conservation doit aussi tenir compte de la biologie de chaque espèce puisque celle-ci influence la structure de population et les paramètres démographiques. Une espèce dont la fructification est annuelle tolère mieux le scénario constant qu'une essence à fructification irrégulière. L'intensité de coupe a un fort impact sur les populations des espèces ayant une forte densité autour de leurs DME, et donc une structure en cloche ou pyramidale.

*Triplochiton scleroxylon* est une espèce héliophile à croissance rapide mais dont les bonnes fructifications sont très irrégulières, environ tous les cinq ans, car elles sont fortement limitées par les avortements spontanés et par le parasitisme (PALLA et LOUPPE, 2002). Cette espèce exige aussi des sols fertiles et ne colonise donc pas les savanes. Pour cette espèce, l'hypothèse prudente à privilégier est donc un recrutement fixe.

C'est aussi le cas des autres espèces ayant des structures de populations en cloche avec de faibles recrutements : *Cylcodiscus gabunensis*, *Erythrophleum suaveolens* et *Terminalia superba*. Bien que toutes les trois soient héliophiles, leur écologie est très différente. En termes de fructification, *T. superba* se singularise par une production annuelle et abondante. Sa régénération dans les milieux ouverts ne pose pas de problèmes. Par contre,

les graines de *C. gabunensis* subissent un parasitisme important (NDONDA MAKEMBA, 2023). Celles d'*E. suaveolens* peuvent rester dormantes dans le sol et germer lors de l'ouverture du couvert (A.-P. GOREL *et al.*, 2015). Plusieurs travaux ont aussi montré que l'exploitation forestière, en réduisant le couvert forestier, pouvait favoriser la régénération de ces espèces (AYARKWA et OWUSU, 2008 ; A. GOREL, 2019 ; KIMPOUNI, 2009 ; NDONDA MAKEMBA, 2023). La courbes de croissance de ces trois espèces diffèrent fortement, la croissance de *T. superba* ralentit fortement lorsqu'il atteint de gros diamètres. Sa structure de population en cloche pourrait donc s'expliquer par un ralentissement de croissance plutôt que par un déficit de régénération. En conséquence, nous préconisons un taux de recrutement de 1 % pour *C. gabunensis* et *E. suaveolens* et constant pour *T. superba*.

A l'inverse, bien qu'également héliophile, *Aucoumea klaineana* est une espèce assez ubiquiste qui supporte aussi bien les sols hydromorphes de fond de vallées que tous les types de sols ferralitiques, y compris les sols sableux (LOUPPE, 2000). Sa fructification est abondante une année sur trois. Elle se régénère principalement dans les champs abandonnés et les savanes. Sa régénération en forêt mature est limitée aux trouées de grande dimension et le long des routes (GUIDOSSE *et al.*, 2022). Face à cette forte capacité à coloniser les espaces ouverts et non forestiers, l'hypothèse d'un recrutement constant est à privilégier. *Lophira alata*, *Erythrophleum ivorens* et *Millettia laurentii* sont trois autres espèces héliophiles. *L. alata* est une espèce anémochore dont la fructification peut être abondante certaines années. Elle colonise les bords de routes et les lisières de savanes (BIWOLÉ, 2015). *E. ivorens*, bien qu'autochore, a une écologie de régénération très similaire (A. GOREL, 2019). Enfin *M. laurentii* est une espèce qui se régénère facilement dans les zones ouvertes, y compris dans les savanes (MENGA *et al.*, 2012). Elles peuvent fructifier dès de faibles diamètres. Un recrutement constant est donc à privilégier.

Cette hypothèse sera aussi appliquée à la plupart des autres espèces, toutes semi-héliophiles, car leur régénération est généralement régulière. Certaines sont anémochores (*Entandrophragma spp.*, *Prioria balsamifera*, *P. soyauxii*) et leur régénération est facilité dans le cadre de l'exploitation sélective des forêts (DOUCET, 2003 ; KASONGO YAKUSU *et al.*, 2019 ; MONTHE *et al.*, 2021). *Afzelia bipindensis* et *Dacryodes igaganga* sont dispersés par des animaux de petites tailles alors que *Tieghemella africana* est dispersé principalement par l'éléphant de forêt. Les animaux de petite taille étant plus résilients à la pression de chasse que l'éléphant dont les populations sont en train de s'effondrer (SCALBERT *et al.*, 2023). Un taux de recrutement constants sera uniquement appliqué aux deux premiers. Néanmoins, l'exploitation du bois de *T. africana* est interdite au Gabon.

#### 4.4 Impact des exploitations au cours des dernières décennies

Les données commerciales issues des Biennial Reviews de l'ITTO montrent que l'Afrique centrale reste le principal bassin d'exportation des grumes depuis près d'un siècle, suivie de l'Afrique de l'Ouest alors que l'Afrique de l'Est alimente surtout des circuits intérieurs. Cette chronologie éclaire les dynamiques observées : des essences exploitées de longue date dont les populations sont toujours en « reverse-J » dans les concessions par exemple l'okoumé et le padouk, ne présentent pas le même niveau d'alerte qu'un taxon plus récemment mis en coupe et dont la régénération est déficitaire.

Entre deux évaluations successives, les trajectoires de volume divergent fortement : l'exportation d'okoumé chute de 2 millions m<sup>3</sup> (1999) à 0,5 million m<sup>3</sup> (2017), soit une baisse de 75 % (ITTO, 2000 ; ITTO, 2018) ; l'okan voit au contraire ses ventes se multiplier par 13 entre 2019 et 2021 soit de 9 500 m<sup>3</sup> à 135 000 m<sup>3</sup> (ITTO, 2020 ; ITTO, 2022). Le kossipo recule de plus de 70 % entre 2001 et 2017 (ITTO, 2001 ; ITTO, 2018), tandis que le sapelli progresse d'environ 27 % entre 2000 et 2021 (ITTO, 2000 ; ITTO, 2022). Le sipo s'effondre de 25 000 m<sup>3</sup> à moins de 1 500 m<sup>3</sup> (- 97 %) sur la même période, alors que le wengé enregistre un pic temporaire de 2 000 m<sup>3</sup> à 21 000 m<sup>3</sup> entre 2002 et 2005 (ITTO, 2002 ; ITTO, 2005).

Ces éléments combinés à savoir comportement démographique, limitations possibles du recrutement et pression commerciale documentée, fournissent la base scientifique pour maintenir ou réviser les catégories UICN de chaque espèce dans le cadre du critère A3.

Le tableau 4.1 suivant présente les statuts retenus pour les espèces étudiées, dans leurs aires de distribution en tenant compte des données de commerce.

TABLEAU 4.1 – Statut de conservation proposé des espèces étudiées.

<b>Essence (nom usuel)</b>	<b>Nom scientifique</b>	<b>Statut IUCN 1998-2024</b>	<b>Année dernière évaluation</b>	<b>Statut IUCN (2025)</b>
<b>Agba</b>	<i>Prioria balsamifera</i>	EN	1998	LC
<b>Ayous</b>	<i>Triplochiton scleroxylon</i>	LC	1998	VU
<b>Azobé</b>	<i>Lophostoma alata</i>	VU	1998	VU
<b>Douka</b>	<i>Tieghemella africana</i>	EN	1998	LC
<b>Doussié</b>	<i>Afzelia bipindensis</i>	VU	1998	LC
<b>Fraké / Limba</b>	<i>Terminalia superba</i>	LC	2024	NT
<b>Ossabel / Igaganga</b>	<i>Dacryodes igaganga</i>	VU	1998	LC
<b>Kosipo</b>	<i>Entandrophragma candollei</i>	VU	1998	LC
<b>Okan</b>	<i>Cylicodiscus gabunensis</i>	LC	2018	VU
<b>Okoumé</b>	<i>Aucoumea klaineana</i>	VU	1998	LC
<b>Padouk</b>	<i>Pterocarpus soyauxii</i>	–	–	LC
<b>Sapelli</b>	<i>Entandrophragma cylindricum</i>	VU	1998	LC
<b>Sipo</b>	<i>Entandrophragma utile</i>	VU	1998	LC
<b>Tali ivo</b>	<i>Erythrophleum ivorense</i>	LC	2019	VU
<b>Tali suav</b>	<i>Erythrophleum suaveolens</i>	LC	2019	LC
<b>Wengé</b>	<i>Millettia laurentii</i>	EN	1998	LC

Par rapport aux évaluations récentes de *T. superba* et d'*E. ivorense*, nos évaluations proposent de revoir le statut de conservation « à la hausse ». Concernant celle d'*E. suaveolens*, nous obtenons des résultats similaires.

#### 4.5 Implications pour la CITES

Les décisions récentes de la CITES d'inscrire l'ensemble des genres *Pterocarpus* et *Afzelia* à l'annexe II ont été motivées par la forte demande internationale pour leurs bois précieux et par des signes de surexploitation dans plusieurs pays africains. Ce type d'inscription à la CITES comprend des espèces qui ne sont pas nécessairement menacées d'extinction à l'heure actuelle, mais qui pourraient le devenir si leur commerce n'était pas étroitement contrôlé. Toutefois, les résultats de cette étude nuancent cette approche globale : *Pterocarpus soyauxii* (padouk) et *Afzelia bipindensis*, qui sont les deux espèces les plus exploitées de leurs genres en Afrique centrale, affichent un statut « NT » (quasi

menacé) et « LC » respectivement dans notre évaluation, traduisant une dynamique encore relativement stable sous un recrutement réaliste. Si leur inscription vise à prévenir le commerce incontrôlé et à protéger les espèces plus rares du genre, nos projections montrent qu'une régulation plus ciblée, fondée sur des analyses démographiques et spatiales détaillées, permettrait d'adapter les mesures aux niveaux réels de vulnérabilité tout en maintenant une exploitation durable. Aussi, le critère A3 ne présente pas que la situation actuelle, mais projette sur 100 ans l'évolution des populations, si les intensités de coupes restent constantes à chaque cycle. L'inscription en annexe II qui préconise une condition menace potentielle n'est ainsi pas remplie sur les 100 prochaines années.

## 4.6 Limites méthodologiques et perspectives d'amélioration

### 4.6.1 Incertitudes liées aux données d'occurrences et densités

L'utilisation des occurrences GBIF et des données d'herbiers pour délimiter les aires de distribution constitue une approche standard dans les évaluations IUCN (BACHMAN *et al.*, 2011 ; MARK, 2017). Cependant, cette méthode présente des limites inhérentes : les polygones convexes englobent des habitats non forestiers, surestimant potentiellement les surfaces réellement occupées. L'intégration de données de télédétection haute résolution et de modèles de distribution d'espèces (SDM) permettrait d'affiner ces estimations (RONDININI *et al.*, 2006). L'utilisation de plus en plus de modèles de « machine learning » tels que MAXENT pour générer des points d'occurrence est de plus en plus faite, couplée de la connaissance réelle des zones d'occurrences probables permettent d'améliorer les données de GBIF (FOURCADE *et al.*, 2014).

Les densités, extrapolées à partir de 94 UFA certifiées vers l'ensemble des concessions, reposent sur l'hypothèse d'homogénéité par type forestier. Cette simplification ne capture pas la variabilité locale liée aux gradients édaphiques, topographiques et historiques d'exploitation. De plus, l'inclusion de concessions non attribuées dans les projections suppose leur mise en exploitation future, hypothèse optimiste compte tenu des tendances actuelles de conservation.

### 4.6.2 Paramètres démographiques et leurs incertitudes

Le taux de mortalité uniforme de 1 % appliqué à toutes les espèces masque la variabilité interspécifique documentée dans la littérature (AUBRY-KIENTZ *et al.*, 2013 ; LIGOT *et al.*, 2022). Les modèles de croissance, bien que basés sur des données multi-sites du réseau DYNAFAC, n'intègrent que partiellement les effets de compétition et de perturbation. Le modèle d'ENGONE OBIANG *et al.*, 2013 pour *Aucoumea klaineana* représente une avancée en incluant densité et surface terrière, mais son application régionale avec des valeurs minimales reste conservative. Le recrutement demeure le paramètre le plus incertain. Les hypothèses de recrutement constant versus 1 % encadrent les extrêmes possibles (VANCLAY, 1995), mais ne reflètent pas la variabilité temporelle liée aux masting events, à la prédation des graines ou aux changements de disperseurs (WRIGHT *et al.*, 2007 ; TERBORGH *et al.*, 2008). Des études à long terme sur la phénologie et la démographie des juvéniles sont essentielles pour paramétriser plus finement ces processus (CLARK *et al.*, 2010).

### **4.6.3 Projections climatiques et scénarios de déforestation**

Les projections SSP-RCP utilisées (CHEN *et al.*, 2022) offrent une cohérence avec le cadre IPCC AR6, mais leur résolution spatiale (1 km) et temporelle (quinquennale) nécessite des interpolations introduisant des incertitudes supplémentaires. La comparaison avec d'autres modèles (VANCUTSEM *et al.*, 2021 ; YUH *et al.*, 2024) révèle des divergences importantes dans les taux de déforestation projetés, variant de 3,7 % à une disparition quasi-totale selon les scénarios.

L'extrapolation linéaire post-2100 suppose une continuité des tendances, hypothèse questionnée par les modèles de points de bascule écosystémiques. L'intégration de modèles non-linéaires et de rétroactions climat-végétation améliorerait la robustesse des projections (BRIENEN *et al.*, 2015).

### **4.6.4 Perspectives de recherche et recommandations**

#### **Priorités pour la recherche future**

1. Développement de modèles démographiques spatialement explicites intégrant les gradients environnementaux, l'hétérogénéité des pratiques sylvicoles et les effets de lisière.
1. Quantification du recrutement *in situ* par espèce et type forestier, incluant les limitations de dispersion et d'établissement.
1. Évaluation des impacts synergiques du changement climatique et de l'exploitation sur la démographie, via des expérimentations et observations long-terme (MALHI *et al.*, 2014).
1. Harmonisation régionale des données à travers une plateforme collaborative type ForestPlots.net, facilitant les méta-analyses et validations croisées (LOPEZ-GONZALEZ *et al.*, 2011).

**Implications pour l'amélioration des évaluations UICN** L'approche développée offre un cadre méthodologique transférable à d'autres régions tropicales, sous réserve d'adaptations aux contextes locaux. L'intégration systématique d'analyses de sensibilité et d'incertitude, conformément aux lignes directrices UICN 2024, renforce la transparence et la reproductibilité des évaluations. La collaboration entre institutions académiques, gestionnaires forestiers et organismes de conservation reste essentielle pour maintenir l'actualisation régulière des statuts et leur pertinence pour les politiques de gestion.

# 5 Conclusion

La viabilité à long terme des espèces ligneuses commerciales d'Afrique centrale repose sur la capacité à concilier exploitation économique et conservation, en s'appuyant sur des outils de modélisation robustes et une compréhension fine des dynamiques écologiques propres à chaque taxon. Ce travail a démontré, à travers l'application rigoureuse du critère A3 de l'IUCN, que la résilience des populations d'arbres exploités dépend essentiellement de la capacité de régénération et de la cohérence entre les seuils de maturité biologique (DMF) et les pratiques d'exploitation (DME). L'intensité de coupe n'apparaît comme un facteur critique que lorsque les prélèvements compromettent la reproduction des individus matures. Les simulations matricielles à long terme (modèle d'Usher) indiquent que dans un scénario de régénération soutenue, 12 des 16 espèces étudiées maintiennent leur population en dessous du seuil de menace, avec une RPP inférieure à 30 %. En revanche, un recrutement limité à 1 %, correspondant à une hypothèse conservatrice, entraîne un basculement vers la vulnérabilité pour huit espèces. Ces résultats montrent que la prise en compte de l'écologie des espèces sur base d'études scientifiquement rigoureuses est indispensable lors du choix des scénarios.

D'un point de vue spatial, les projections de déforestation sous différents scénarios SSP-RCP révèlent une forte hétérogénéité selon le régime de gestion forestière. Les aires protégées, notamment sous SSP1-RCP2.6, offrent une relative stabilité des surfaces forestières, tandis que les forêts non classées subissent des pertes importantes sous les scénarios de développement inégal (SSP4-RCP3.4), soulignant la nécessité d'une surveillance accrue hors zones protégées.

L'analyse combinée des trajectoires démographiques, des surfaces projetées et des pressions d'exploitation a conduit à une actualisation des statuts de conservation pour les seize espèces évaluées. Trois situations principales en ressortent :

- Le maintien et le reclassement en catégorie « Vulnérable » (VU) pour quatre espèces à dynamique déficitaire persistante ;
- Un reclassement vers la catégorie « Quasi menacée » (NT) pour une espèce affichant une stabilité démographique sous conditions réalisistes de régénération ;
- Une amélioration du statut pour *Tieghemella africana*, *Prioria balsamifera* et *Milletia laurentii* rétrogradées de « En danger » (EN) à « Préoccupation mineure » (LC) en raison de leurs structures équilibrées et du faible niveau d'exploitation. Aussi, une amélioration de VU à LC pour six espèces dont *Aucoumea klaineana*.

Ces constats appellent plusieurs recommandations opérationnelles à l'attention des acteurs forestiers publics et privés :

**Pour les entreprises forestières** : adapter les pratiques d'aménagement aux dynamiques biologiques :

- Ajuster les DME en fonction du diamètre de fructification régulière (DFR) spécifique à chaque essence, en garantissant que les arbres aient atteint leur maturité reproductive avant exploitation. Cela permettra de limiter les impacts irréversibles sur le renouvellement naturel.
- Mettre en œuvre des plans de régénération active dans les UFA : lorsque les si-

mulations indiquent une RPP supérieure à 30 % sous un recrutement faible, des actions concrètes sont nécessaires : marquage et protection des tiges d'avenir et de semenciers, enrichissement par semis ou plantation ciblée.

- Réviser les intensités de coupe sur les essences les plus sensibles (ex. *Triplochiton scleroxylon*, *Cylicodiscus gabunensis*, *Erythrophleum* spp.), notamment celles qui basculent en catégorie VU sous un scénario de recrutement limité.
- Améliorer le suivi démographique dans les plans d'aménagement : intégration systématique de l'évolution par classes de diamètre, en lien avec des modèles de type Usher, pour mieux anticiper la durabilité du stock exploitable.

#### **Pour les gouvernements et autorités forestières nationales :**

- Institutionnaliser la prise en compte du DFR dans la définition des DME réglementaires, notamment dans les guides d'aménagement forestier et les cahiers des charges des concessions.
- Appuyer les actions d'enrichissement et de reboisement avec une fiscalité incitative.
- Accroître la surveillance dans les autres forêts, en ciblant les zones où les projections montrent des pertes supérieures à 25 % sur 100 ans (ex. sous SSP4-RCP3.4). Ces zones doivent faire l'objet de plans d'usage du sol cohérents, intégrant les forêts résiduelles comme ressources stratégiques.
- Appuyer la création de zones de conservation in situ dans les forêts communautaires, notamment pour les espèces vulnérables, par des incitations fiscales, techniques ou foncières. La co-gestion avec les communautés peut renforcer la régénération naturelle tout en répondant aux besoins locaux.
- Renforcer la mise en place des listes rouges nationales et régionales afin de permettre une meilleure anticipation des risques de menace, et réduire les coûts des évaluations globales des espèces.

#### **Pour les institutions de recherche et les partenaires techniques**

- Produire des données spécifiques sur le recrutement réel en conditions naturelles, en particulier pour les espèces montrant une forte sensibilité dans les modèles (ex. *Lophira alata*, *Aucoumea klaineana*).
- Développer des modèles prédictifs de croissance et de survie intégrant les effets du changement climatique, du type forestier, de la pression foncière et du contexte pays. Cela permettra d'actualiser les matrices de transition de manière dynamique.
- Standardiser les outils de simulation matricielle dans les outils d'aide à la décision, afin que les autorités et les exploitants puissent simuler les conséquences de différents scénarios d'exploitation et de conservation sur le long terme.
- Créer des bases de données ouvertes sur les paramètres démographiques des espèces ligneuses africaines, en lien avec les plateformes de type Global Timber Tracking Network (GTTN) ou sRedList, pour soutenir la transparence et la réplicabilité des évaluations UICN.

#### **Recommandations transversales**

- Mettre en place un mécanisme régional de révision des statuts de conservation des espèces exploitées, basé sur des données partagées entre les pays d'Afrique centrale. Cela permettra une cohérence entre les statuts UICN, les politiques d'aménagement forestier et les régulations commerciales.

- Favoriser les incitations économiques à la conservation dans les concessions : primes à la gestion exemplaire des espèces vulnérables, labellisation renforcée pour les plans d'aménagement intégrant des mesures de conservation active, etc.
- Inclure explicitement la RPP comme indicateur dans les mécanismes de suivi de la gestion durable, au même titre que les volumes de coupe ou les indicateurs de certification FSC/PEFC.

En conclusion, cette étude montre qu'il est possible de bâtir une méthodologie rigoureuse et reproductible d'évaluation du statut de conservation des espèces forestières exploitées, en combinant dynamiques démographiques, scénarios prospectifs de changement d'usage du sol et seuils biologiques pertinents. Ce cadre permet non seulement d'alimenter les évaluations IUCN, mais aussi de guider la planification forestière à l'échelle nationale et régionale. Une gestion adaptative, fondée sur la résilience écologique des espèces, constitue ainsi un levier essentiel pour préserver durablement la biodiversité dans les paysages forestiers d'Afrique centrale.

# 6 Contribution personnelle de l'étudiant

La prise en main d'un projet concernant les évaluations UICN était un gros défi pour la réalisation de ce travail. Pouvoir mobiliser à la fois des compétences techniques en aménagement forestier et en traitement de données géospatiales, en effectuant une recherche approfondie dans la littérature ont été le cœur de ce travail.

Au départ il a été question de rassembler les données déjà disponibles dans les plans d'aménagements et des dossiers mis à ma disposition. Il a fallu filtrer sous l'encadrement du Dr. MONTHE et le Pr. DOUCET, et ne retenir que celles utiles pour l'étude. Ensuite organiser les sessions de présentations sur l'avancement des analyses. Les analyses de données m'était familière grâce à l'ensemble de mes cours suivis à la faculté. J'ai pu apprendre à travailler sur un sujet à 100 % bureau devant un ordinateur.

Les évolutions technologiques de ces dernières années ont facilité l'accès aux outils d'IA qui peuvent faire de n'importe qui un programmeur. Mais il faut être très vigilant et avoir des bases assez solides pour discriminer. Concernant mes apports spécifiques entre autres :

- Intégration opérationnelle d'un simulateur via une application Shiny du modèle matriciel Usher complet, appliqué à des jeux de données multi-pays, avec calculs RPP cohérents aux trois échelles (pays/région/global).
- Chaîne reproductive mêlant R (simulation/visualisation) et Python (interpolations rapides), documentée et testée sur l'ensemble des espèces étudiées.
- J'ai développé des « Shiny apps » (disponibles en Annexes 3) grâce aux intelligences artificielles, et utilisé sous R4.5.0, qui m'a permis de gagner en temps dans la génération de visuels et permis d'améliorer la visualisation dynamique des résultats. Précisément deux shiny apps, l'une pour les simulations matricielles et l'autre pour les réductions de surfaces.

**Déclaration d'intégrité :** Les outils d'IA ont été utilisés comme assistants pour accélérer la rédaction, suggérer du code et organiser des idées. Toutes les analyses, validations, décisions méthodologiques et interprétations ont été réalisées par l'auteur, sous la supervision scientifique des encadrants. Les références citées ont été vérifiées manuellement avant inclusion.

# Références bibliographiques

- 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, 109154. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109154>
- ARTAXO, P., HANSSON, H. C., MACHADO, L. A. T., & RIZZO, L. V. (2022). Tropical forests are crucial in regulating the climate on Earth. *PLOS Climate*, 1(8), e0000054. <https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000054>
- AUBRY-KIENTZ, M., HÉRAULT, B., AYOTTE-TRÉPANIER, C., BARALOTO, C., & ROSSI, V. (2013). Toward Trait-Based Mortality Models for Tropical Forests. *PLoS ONE*, 8(5), e63678. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063678>
- AYARKWA, J., & OWUSU, F. W. (2008). Cylicodiscus gabunensis Harms. Record from PROTA4U [Accessed 2025-08-05].
- BACHMAN, S., MOAT, J., HILL, A., de la TORRE, J., & SCOTT, B. (2011). Supporting Red List threat assessments with GeoCAT : geospatial conservation assessment tool. *ZooKeys*, 150, 117-126. <https://doi.org/10.3897/zookeys.150.2109>
- BAD/FRMi. (2018). *Vision stratégique et industrialisation de la filière bois en Afrique centrale, Horizon 2030* (Rapport stratégique régional). Banque Africaine de Développement & FRMi.
- BARSTOW, M., & SVENSSON, M. S. (2024). Terminalia superba. The IUCN Red List of Threatened Species 2024 : e.T61990313A143718094 [Accessed 2025-08-02].
- BENNUN, L., REGAN, E. C., BIRD, J., van BOCHOVE, J. W., KATARIYA, V., LIVINGSTONE, S., MITCHELL, R., SAVY, C., STARKEY, M., TEMPLE, H., & PILGRIM, J. D. (2018). The Value of the IUCN Red List for Business Decision-Making. *Conservation Letters*, 11(1), e12353. <https://doi.org/10.1111/conl.12353>
- BETTS, J., YOUNG, R. P., HILTON-TAYLOR, C., HOFFMANN, M., RODRÍGUEZ, J. P., STUART, S. N., & MILNER-GULLAND, E. J. (2020). A framework for evaluating the impact of the IUCN Red List of threatened species. *Conservation Biology*, 34(3), 632-643. <https://doi.org/10.1111/cobi.13454>
- BGCI. (2021). State of the World's Trees.
- BIWOLÉ, A. (2015). *Origine et dynamique des populations d'arbres des forêts denses humides d'Afrique Centrale, le cas de Lophira alata Banks ex Gaertn C.F. (Ochnaceae)* [thèse de doct., ULiège - Université de Liège]. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/182663>
- BLAND, L. M., COLLEN, B., ORME, C. D. L., & BIELBY, J. (2015). Predicting the conservation status of data-deficient species. *Conservation Biology*, 29(1), 250-259. <https://doi.org/10.1111/cobi.12372>
- BRIENEN, R., PHILLIPS, O., FELDPAUSCH, T., et al. (2015). Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, 519, 344-348. <https://doi.org/10.1038/nature14283>
- CARR, J., ADELEKE, A., ANGU ANGU, K., BELLE, E., BURGESS, N., CARRIZO, S., CHOIMES, A., COULTHARD, N., DARWALL, W., FODEN, W., et al. (2015). Ecosys-

- tem Profile Guinean Forests of West Africa Biodiversity Hotspot. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1724.8889>
- CAZALIS, V., DI MARCO, M., ZIZKA, A., BUTCHART, S. H. M., GONZÁLEZ-SUÁREZ, M., BÖHM, M., BACHMAN, S. P., HOFFMANN, M., ROSATI, I., DE LEO, F., *et al.* (2024). Accelerating and standardising IUCN Red List assessments with sRedList. *Biological Conservation*, 298. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110761>
- CECCARELLI, V., EKUÉ, M., FREMOUT, T., GAISBERGER, H., KETTLE, C., TAEDOUMG, H., WOUTERS, H., VANUYTRECHT, E., DE RIDDER, K., & THOMAS, E. (2022). Vulnerability mapping of 100 priority tree species in Central Africa to guide conservation and restoration efforts. *Biological Conservation*, 270, 109554. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109554>
- CERUTTI, P. O., TACCONI, L., NASI, R., & LESCUYER, G. (2011). Legal vs. certified timber : Preliminary impacts of forest certification in Cameroon. *Forest Policy and Economics*, 13(3), 184-190. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2010.11.005>
- CHALLENDER, D. W. S., CREMONA, P. J., MALSCH, K., ROBINSON, J. E., PAVITT, A. T., SCOTT, J., HOFFMANN, R., JOOLIA, A., OLDFIELD, T. E. E., JENKINS, R. K. B., *et al.* (2023). Identifying species likely threatened by international trade on the IUCN Red List can inform CITES trade measures. *Nature Ecology and Evolution*, 7(8), 1211-1220. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02115-8>
- CHEN, G., LI, X., & LIU, X. (2022). Global land projection based on plant functional types with a 1-km resolution under socio-climatic scenarios. *Scientific Data*, 9(1), 1-18. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01208-6>
- 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. *Environmental Research Letters*, 14(4). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aafb81>
- CLARK, J. S., BELL, D., CHU, C., *et al.* (2010). High-dimensional coexistence based on individual variation : a synthesis of evidence. *Ecological Monographs*, 80(4), 569-608. <https://doi.org/10.1890/09-1541.1>
- COLLEN, B., DULVY, N. K., GASTON, K. J., GÄRDENFORS, U., KEITH, D. A., PUNT, A. E., REGAN, H. M., BÖHM, M., HEDGES, S., SEDDON, M., *et al.* (2016). Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. *Biology Letters*, 12(4). <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0843>
- DOUCET, J.-L. (2003). *L'alliance délicate de la gestion forestière et de la biodiversité dans les forêts du centre du Gabon* [thèse de doct., ULiège – Gembloux Agro-Bio Tech] [Thèse de doctorat, 323 p.].
- DOUMENGE, C., PALLA, F., & ITSOUA MADZOUS, G.-L. (2021). *Aires protégées d'Afrique centrale. État 2020* (rapp. tech.). OFAC-COMIFAC ; UICN.
- DURRIEU DE MADRON, L., FONTEZ, B., & DIPAPOUNDJI, B. (2000). Dégâts d'exploitation et de débardage en fonction de l'intensité d'exploitation en forêt dense humide d'Afrique Centrale. *Bois et Forêts des Tropiques*, 264, 57-60. <https://doi.org/10.19182/BFT2000.264.A20052>

- EBA'A ATYI, R., HIOL HIOL, F., LESCUYER, G., MAYAUX, P., DEFOURNY, P., BAYOL, N., SARACCO, F., POKEM, D., SUFO KANKEU, R., & NASI, R. (2022). Les forêts du bassin du Congo : État des Forêts 2021. In *Les forêts du bassin du Congo : État des Forêts 2021*. CIFOR. <https://doi.org/10.17528/cifor/008565>
- EBA'A ATYI, R., LESCUYER, G., & POUFOUN, J. N. (2013). *Etude de l'importance économique et sociale du secteur forestier et faunique dans les États d'Afrique Centrale. Cas du Cameroun. Résumé exécutif* (rapp. tech.). CIFOR.
- ENGONE OBIANG, N. L., NGOMANDA, A., WHITE, L. J. T., JEFFERY, K. J., CHÉZEAUX, É., & PICARD, N. (2013). Disentangling the effect of size and competition : A growth model for *Aucoumea klaineana*. *Annals of Forest Science*, 70(3), 241-249. <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0255-7>
- FAO. (2020). *Global Forest Resources Assessment 2020*. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>
- FOURCADE, Y., ENGLER, J. O., RÖDDER, D., & SECONDI, J. (2014). Mapping Species Distributions with MAXENT Using a Geographically Biased Sample of Presence Data : A Performance Assessment of Methods for Correcting Sampling Bias. *PLoS ONE*, 9(5), e97122. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097122>
- GOREL, A. (2019). *Climatic niche evolution within tropical tree lineages : the case of the Erythrophleum genus (Fabaceae - Caesalpinioideae) in Africa* [thèse de doct., ULiège - Université de Liège]. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/239692>
- GOREL, A.-P., FAYOLLE, A., & DOUCET, J.-L. (2015). Écologie et gestion des espèces multiusages du genre *Erythrophleum* (Fabaceae-Caesalpinioideae) en Afrique (synthèse bibliographique). *Biotechnologie, Agronomie, Société, Environnement*, 19(4), 415-429. <https://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=12455>
- GORULET-FLEURY, S., CORNU, G., JÉSEL, S., DESSARD, H., JOURGET, J. G., BLANC, L., & PICARD, N. (2005). Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests : A case study from French Guiana. *Forest Ecology and Management*, 209(1-2), 69-85. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.01.010>
- GUIDOSSE, Q., du JARDIN, P., WHITE, L. J. T., LASOIS, L., & DOUCET, J.-L. (2022). Gabon's green gold : A bibliographical review of thirty years of research on okoumé (*Aucoumea klaineana* Pierre). *Biotechnologie – Agronomie – Société – Environnement*, 26(1), 30-42. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.19458>
- HANSEN, M. C., POTAPOV, P. V., MOORE, R., HANCHER, M., TURUBANOVA, S. A., TYUKAVINA, A., THAU, D., STEHMAN, S. V., GOETZ, S. J., LOVELAND, T. R., et al. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- HAUREZ, B., LANGUY, M., de WASSEIGE, C., JULVE, C., VERMEULEN, C., BRACKE, C., & NAGALO, Y. A. (2024). Forêts denses humides et aires protégées forestières d'Afrique de l'Ouest—État des lieux et perspectives.
- HAYWARD, M. W., CHILD, M. F., KERLEY, G. I. H., LINDSEY, P. A., SOMERS, M. J., & BURNS, B. (2015). Ambiguity in guideline definitions introduces assessor bias and influences consistency in IUCN Red List status assessments. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3, 87. <https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00087>

- HILLS, R. (2019a). *Erythrophleum ivorens*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019 : e.T62025422A62025425 [Accessed 2025-08-10].
- HILLS, R. (2019b). *Erythrophleum suaveolens*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019 : e.T62025437A62025442 [Accessed 2025-08-10].
- IPCC. (2021). *Climate Change 2021 : The Physical Science Basis* [Sixth Assessment Report of the IPCC, Working Group I]. Cambridge University Press.
- ITTO. (2000). Annual review and assessment of the world timber situation, 2000 [ITTO Statistical Series No. 37].
- ITTO. (2001). Annual review and assessment of the world timber situation, 2001 [ITTO Statistical Series No. 37].
- ITTO. (2002). Annual review and assessment of the world timber situation, 2002 [ITTO Statistical Series No. 37].
- ITTO. (2005). Annual review and assessment of the world timber situation, 2005 [ITTO Statistical Series No. 37].
- ITTO. (2011). Status of Tropical Forest Management 2011.
- ITTO. (2018). Biennial review and assessment of the world timber situation, 2018 [ITTO Statistical Series No. 37].
- ITTO. (2020). Biennial review and assessment of the world timber situation, 2019–2020 [ITTO Statistical Series No. 37].
- ITTO. (2022). Biennial review and assessment of the world timber situation, 2020–2021 [ITTO Statistical Series No. 37].
- IUCN ESARO. (2020). *The state of protected and conserved areas in Eastern and Southern Africa* (rapp. tech. N° State of Protected and Conserved Areas Report Series No. 1). Nairobi, Kenya.
- IUCN STANDARDS AND PETITIONS COMMITTEE. (2024). Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 16.
- KARSENTY, A., & FERRON, C. (2017). Recent evolutions of forest concessions status and dynamics in Central Africa.
- KASONGO YAKUSU, E., LOUPPE, D., MONTHE, F. S., HARDY, O. J., LOKANDA, F. B. M., HUBAU, W., & BOURLAND, N. (2019). Enjeux et amélioration de la gestion des espèces du genre *Entandrophragma*, arbres africains devenus vulnérables. *Bois et Forêts des Tropiques*, 339, 74-94. <https://doi.org/10.19182/bft2019.339.a31717>
- KIMPOUNI, V. (2009). *Terminalia superba* Engl. & Diels. Record from PROTA4U [Accessed 2025-08-05].
- LEWIS, S. L., SONKÉ, B., SUNDERLAND, T., *et al.* (2013). Above-ground biomass and structure of 260 African tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 368(1625). <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0295>
- LIANG, J., & PICARD, N. (2013). Matrix model of forest dynamics : An overview and outlook. *Forest Science*, 59(3), 359-378. <https://doi.org/10.5849/forsci.11-123>
- LIGOT, G., GOURLET-FLEURY, S., DAINOU, K., GILLET, J. F., ROSSI, V., MAZENGUÉ, M., EKOME, S. N., NKOULOU, Y. S., ZOMBO, I., FORNI, E., & DOUCET, J. L. (2022). Tree growth and mortality of 42 timber species in central Africa. *Forest Ecology and Management*, 505, 119889. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119889>

- LOPEZ-GONZALEZ, G., LEWIS, S. L., BURKITT, M., & PHILLIPS, O. L. (2011). Forest-Plots.net : a web application and research tool to manage and analyse tropical forest plot data. *Journal of Vegetation Science*, 22(4), 610-613. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01312.x>
- LOUPPE, D. (2000). Aucoumea klaineana Pierre, Okoumé.
- MACE, G. M., COLLAR, N. J., GASTON, K. J., HILTON-TAYLOR, C., AKÇAKAYA, H. R., LEADER-WILLIAMS, N., MILNER-GULLAND, E. J., & STUART, S. N. (2008). Quantification of Extinction Risk : IUCN's System for Classifying Threatened Species. *Conservation Biology*, 22(6), 1424-1442. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01044.x>
- MALHI, Y., ADU-BREDU, S., ASARE, R. A., LEWIS, S. L., & MAYAUX, P. (2013). African rainforests : Past, present and future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 368(1625). <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0312>
- MALHI, Y., GARDNER, T. A., GOLDSMITH, G. R., SILMAN, M. R., & ZELAZOWSKI, P. (2014). Tropical forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39, 125-159. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141>
- MARK, J. K. (2017). *Applications of the IUCN Red List in Evaluating Global Extinction Risk of Timber Tree Species* [thèse de doct., Bournemouth University].
- MASUMBUKO, B., & SOMDA, J. (2014). *Analyse des liens existant entre le changement climatique, les aires protégées, et les communautés en Afrique de l'Ouest* (Technical Report). UNEP-WCMC.
- MAZUR, E., SIMS, M., GOLDMAN, E., SCHNEIDER, M., STOLLE, F., DALDOSS PIRRI, M., & BEATTY, C. R. (2023). SBTN Natural Lands Map.
- MENGA, P., NASI, R., BAYOL, N., & FAYOLLE, A. (2012). Phénologie et diamètre de fructification du wengé, *Millettia laurentii* De Wild : implications pour la gestion. *Bois et Forêts des Tropiques*, 312(2), 31-41. <https://doi.org/10.19182/bft2012.312.a20501>
- MONTHE, F. K., HARDY, O. J., DOUCET, J. L., LOO, J., & DUMINIL, J. (2021). Extensive Seed and Pollen Dispersal and Assortative Mating in the Rain Forest Tree *Entandrophragma cylindricum* (Meliaceae) Inferred From Indirect and Direct Analyses. *Molecular Ecology*, 26, 5279-5291. <https://doi.org/10.1111/mec.14241>
- NASI, R., TABER, A., & VAN VLIET, N. (2011). Empty forests, empty stomachs ? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon basins. *International Forestry Review*, 13(3), 355-368. <https://doi.org/10.1505/146554811798293872>
- NDONDA MAKEMBA, R. (2023). *Autécologie de Cylicodiscus gabunensis Harms au Gabon* [thèse de doct., ULiège - Université de Liège]. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/306302>
- OJOATRE, S., ZHANG, C., YESUF, G., & RUFINO, M. C. (2023). Mapping deforestation and recovery of tropical montane forests of East Africa. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1084764. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1084764>
- OLDFIELD, S., LUSTY, C., & MACKINVEN, A. (1998). *The World List of Threatened Trees*. World Conservation Press.

- OUÉDRAOGO, D. Y., DOUCET, J. L., DAÏNOU, K., BAYA, F., BIWOLÉ, A. B., BOURLAND, N., & FAYOLLE, A. (2018). The size at reproduction of canopy tree species in central Africa. *Biotropica*, 50(3), 465-476. <https://doi.org/10.1111/btp.12531>
- PALLA, F., & LOUPPE, D. (2002). Obeché (*Triplochiton scleroxylon*).
- PARK, J.-S., & OH, S.-J. (2013). A New Concave Hull Algorithm and Concaveness Measure for n-dimensional Datasets. *Journal of Information Science and Engineering*, 29, 379-392.
- PELLETIER, T. A., CARSTENS, B. C., TANK, D. C., SULLIVAN, J., & ESPÍNDOLA, A. (2018). Predicting plant conservation priorities on a global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(51), 13027-13032. <https://doi.org/10.1073/pnas.1804098115>
- PICARD, N., BANAK, L. N., NAMKOSSERENA, S., & YALIBANDA, Y. (2009). The stock recovery rate in a Central African rain forest : An index of sustainability based on projection matrix models. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(11), 2138-2152. <https://doi.org/10.1139/X09-103>
- PICARD, N., & GOURLET-FLEURY, S. (2008). Manuel de référence pour l'installation de dispositifs permanents en forêt de production dans le Bassin du Congo.
- PICARD, N., GOURLET-FLEURY, S., & FORNI, É. (2012). Stock recovery rates are not the panacea to assess timber yield sustainability : Evidence from managed Central African forests. *Forest Ecology and Management*, 281, 12-22. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.013>
- PICARD, N., & LIANG, J. (2014). Matrix Models for Size-Structured Populations : Unrealistic Fast Growth or Simply Diffusion ? *PLoS ONE*, 9(6), e98254. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098254>
- PICARD, N., MORTIER, F., & CHAGNEAU, P. (2008). Influence of estimators of the vital rates in the stock recovery rate when using matrix models for tropical rainforests. *Ecological Modelling*, 214(2-4), 349-360. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.02.036>
- PICARD, N., OUÉDRAOGO, D., & BAR-HEN, A. (2010). Choosing classes for size projection matrix models. *Ecological Modelling*, 221(19), 2270-2279. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.06.010>
- POSSINGHAM, H. P., ANDELMAN, S. J., BURGMAN, M. A., MEDELLÍN, R. A., MASTER, L. L., & KEITH, D. A. (2002). Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology and Evolution*, 17(11), 503-509. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02614-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02614-9)
- RÉJOU-MÉCHAIN, M., MORTIER, F., BASTIN, J. F., CORNU, G., BARBIER, N., BAYOL, N., BÉNÉDET, F., BRY, X., DAUBY, G., DEBLAUWE, V., et al. (2021). Unveiling African rainforest composition and vulnerability to global change. *Nature*, 593(7857), 90-94. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03483-6>
- RODRIGUES, A. S. L., PILGRIM, J. D., LAMOREUX, J. F., HOFFMANN, M., & BROOKS, T. M. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(2), 71-76. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.10.010>
- RONDININI, C., WILSON, K. A., BOITANI, L., GRANTHAM, H., & POSSINGHAM, H. P. (2006). Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic

- conservation planning. *Ecology Letters*, 9(10), 1136-1145. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00970.x>
- SAATCHI, S. S., HARRIS, N. L., BROWN, S., LEFSKY, M., MITCHARD, E. T. A., SALAS, W., ZUTTA, B. R., BUERMANN, W., LEWIS, S. L., HAGEN, S., *et al.* (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(24), 9899-9904. <https://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>
- SCALBERT, M., VERMEULEN, C., BREUER, T., & DOUCET, J. (2023). The challenging coexistence of forest elephants *Loxodonta cyclotis* and timber concessions in central Africa. *Mammal Review*, 53, 15-31. <https://doi.org/10.1111/mam.12305>
- TERBORGH, J., NUÑEZ-ITURRI, G., PITMAN, N. C., *et al.* (2008). Tree recruitment in an empty forest. *Ecology*, 89(6), 1757-1768. <https://doi.org/10.1890/07-0479.1>
- TYUKAVINA, A., HANSEN, M. C., POTAPOV, P., PARKER, D., OKPA, C., STEHMAN, S. V., KOMMAREDDY, I., & TURUBANOVA, S. (2018). Congo Basin forest loss dominated by increasing smallholder clearing. *Science Advances*, 4(11), eaat2993. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2993>
- USHER, M. B. (1969). A Matrix Model for Forest Management. *Biometrics*, 25(2), 309-315. <https://doi.org/10.2307/2528791>
- VANCLAY, J. K. (1995). Growth models for tropical forests : A synthesis of models and methods. *Forest Science*, 41(1), 7-42. <https://doi.org/10.1093/forestscience/41.1.7>
- VANCUTSEM, C., ACHARD, F., PEKEL, J. F., VIEILLEDENT, G., CARBONI, S., SIMONETTI, D., GALLEGOS, 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), eabe1603. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abe1603>
- WRIGHT, S. J., STONER, K. E., BECKMAN, N., *et al.* (2007). The plight of large animals in tropical forests and the consequences for plant regeneration. *Biotropica*, 39(3), 289-291. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00293.x>
- YUH, Y. G., N'GORAN, K. P., KROSS, A., HEURICH, M., MATTHEWS, H. D., & TURNER, S. E. (2024). Monitoring forest cover and land use change in the Congo Basin under IPCC climate change scenarios. *PLoS ONE*, 19(12), e0311816. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0311816>
- ZELAZOWSKI, P., MALHI, Y., HUNTINGFORD, C., SITCH, S., & FISHER, J. B. (2011). Changes in the potential distribution of humid tropical forests on a warmer planet. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 369(1934), 137-160. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0238>
- ZHANG, T., CHENG, C., & WU, X. (2023). Mapping the spatial heterogeneity of global land use and land cover from 2020 to 2100 at a 1 km resolution. *Scientific Data*, 10(1), 748. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02637-7>