

Diversité floristique et espèces indicatrices le long de gradients écologiques à Isangi, Uma et Mambasa, République Démocratique du Congo

Evariste Loke Lobanga^{1*}
 Roger Katusi Lomalisa²
 Janvier Lisingo wa Lisingo³
 Thom's Kavali Tondo⁴
 Michel Mbasi Mbula⁵
 Isaac Bosuandole Bolila⁶
 Jean-Bosco Ndjango Ngona⁷
 Jadot Bondjandi Lotombo⁹
 Damien Essala Atickwe¹⁰
 Christophe Lomba Bosombo L.¹¹

^{1*}juniorloke20001@gmail.com

^{1,2,3,4,7,11}Université de Kisangani, ⁵Institut Supérieur d'Etudes Agronomiques de Bengamisa, ^{6,9,10}Institut Supérieur Pédagogique d'Isangi, ^{1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11}RDC

<https://doi.org/10.51867/ajernet.7.2.67>

RESUME

Cette recherche répond à l'impératif climatique de précision des stocks de carbone dans le Bassin du Congo. Elle teste l'hypothèse d'une synergie fonctionnelle où la structure physique constitue le socle volumétrique du réservoir ligneux, et la diversité taxonomique agit comme amplificateur d'efficacité du stockage de carbone. L'étude s'appuie sur 60 placettes permanentes couvrant 15 ha, réparties entre Isangi, Uma et Mambasa, le long de gradients écologiques contrastés. Les inventaires (DHP ≥ 10 cm) réalisés entre 2012 et 2015 sont couplés à la télédétection (2000–2012) pour relier perturbations historiques et état actuel des peuplements. Le filtrage environnemental est évalué par RDA et la biomasse modélisée via GLMM avec effet aléatoire du site. La colinéarité des indices de diversité (VIF >30) est résolue par ACP, dont le premier axe (PC1, 88,29 %) sert d'indicateur composite. 340 espèces sont recensées, avec forte hétérogénéité régionale ($\beta \approx 2,1$) et faible partage spécifique (11,5 %). Uma présente la plus forte diversité locale ($\alpha = 42,7$ espèces/placette), tandis que Mambasa stocke le plus de carbone (378,1 \pm 95,0 t/ha). Le modèle intégrant structure et PC1 explique 91 % de la variance de la biomasse ($R^2 = 0,91$). Les pertes de couvert atteignent 7,6 % à Isangi contre 1,9 % à Uma, réduisant de 30 % le recrutement des essences dominantes. Ces résultats appellent une REDD+ territorialisée, combinant régulation du bois-énergie à Isangi et PSE à Uma. L'intégration du LiDAR et de données pédologiques affinées est recommandée pour améliorer la modélisation de la résilience écologique à l'horizon 2026. En conclusion, cette étude démontre que la biodiversité est un moteur actif de la séquestration du carbone, rendant impérative une conservation ciblée par massif pour garantir la pérennité climatique du Bassin du Congo.

Mots-clés : ACP, Bassin du Congo, Bassin Central du Congo, Biomasse Aérienne, Carbone Forestier, Déforestation, Diversité Bêta, Diversité Taxonomique, GLMM, RDA, REDD+, Résilience Ecologique, Structure Forestière

ABSTRACT

This study addresses the urgent climate requirement for accurate estimation of carbon stocks in the Congo Basin. It tests the hypothesis of a functional synergy in which forest structure provides the volumetric basis of the woody carbon reservoir, while taxonomic diversity acts as an efficiency amplifier in carbon storage processes. The investigation is based on 60 permanent plots covering 15 ha, distributed across Isangi, Uma, and Mambasa along contrasting ecological gradients. Forest inventories (DBH ≥ 10 cm) conducted between 2012 and 2015 are combined with remote sensing data (2000–2012) to link historical disturbances with the current biophysical state of stands. Environmental filtering is assessed using Redundancy Analysis (RDA), while aboveground biomass is modelled through Generalized Linear Mixed Models (GLMM) with site treated as a random effect. Multicollinearity among diversity indices (VIF > 30) is addressed using Principal Component Analysis (PCA), where the first axis (PC1, explaining 88.29% of variance) serves as a composite indicator. A total of 340 tree species were recorded, showing high regional heterogeneity ($\beta \approx 2.1$) and low species sharing (11.5%). Uma exhibits the highest local diversity ($\alpha = 42.7$ species/plot), whereas Mambasa stores the highest carbon stocks (378.1 \pm 95.0 t/ha). The integrated model (structure + PC1) explains 91% of biomass variance ($R^2 = 0.91$). Canopy loss reaches 7.6% in Isangi compared to 1.9% in Uma, leading to a 30% reduction in natural regeneration of dominant species. These findings support a territorially differentiated REDD+ strategy, combining fuelwood regulation in Isangi and ecosystem service payments (PES) in Uma. The integration of LiDAR data and refined soil information is recommended to improve ecological resilience modelling towards 2026. In conclusion, this study demonstrates that biodiversity is an active driver of carbon sequestration, making targeted conservation by forest massif imperative to ensure the climate sustainability of the Congo Basin.

Keywords: Aboveground Biomass, B-Diversity, Congo Basin, Central Congo Basin, Deforestation, Ecological Resilience, Forest Carbon, Forest Structure, GLMM, PCA, RDA, REDD+, Taxonomic Diversity

I. INTRODUCTION

Les forêts tropicales denses humides du Bassin du Congo représentent le deuxième plus vaste massif forestier continu au monde et constituent un puits de carbone d'importance planétaire [1,2]. Au sein de cet ensemble, la Cuvette centrale congolaise joue un rôle stratégique majeur, abritant des complexes tourbeux stockant près de 30 milliards de tonnes de carbone [3,4]. Cependant, cet équilibre est menacé par une déforestation diffuse et une fragmentation croissante qui altèrent la structure et la composition floristique des peuplements [5,6]. Malgré cet intérêt écologique, les déterminants locaux de la biomasse aérienne (AGB) demeurent imparfaitement documentés. Les inventaires classiques se limitent souvent à une lecture dendrométrique statique du « capital sur pied », négligeant le rôle modulateur de la biodiversité taxonomique [7,8]. Si les travaux récents confirment que la diversité spécifique peut agir comme un amplificateur d'efficacité dans l'accumulation du carbone [9,10], il manque encore des analyses intégrées reliant l'histoire des perturbations spatiales à la stratification verticale le long de gradients écologiques continus [11,12]. Cette absence de données territorialisées freine l'efficacité des politiques climatiques nationales et l'optimisation des mécanismes REDD+ [13,14].

Pour pallier ces insuffisances, cette étude s'articule autour d'une interrogation centrale : la biomasse aérienne observée dans les massifs d'Isangi, Uma et Mambasa constitue-t-elle l'expression d'une synergie entre l'organisation floristique et l'architecture des peuplements, modulée par les gradients abiotiques et anthropiques [9,15] ? Spécifiquement, nous examinons : (i) Dans quelle mesure le filtrage environnemental (altitude, hydromorphie) influence-t-il la singularité taxonomique et le renouvellement spécifique (diversité β) [16,17] ? ; (ii) Quelle est la plus-value prédictive de l'intégration conjointe de la richesse spécifique et de la structure physique dans la modélisation de l'AGB par rapport aux modèles classiques [18,19] ? et (iii) Comment les trajectoires successionales (facilitation, tolérance, inhibition) divergent-elles selon les sites pour conditionner la résilience des stocks de carbone [20,21] ?

Pour répondre à cette interrogation, nous formulons les hypothèses suivantes : (i) la biomasse aérienne des peuplements forestiers est principalement déterminée par les attributs structuraux (diamètre, hauteur dominante, surface terrière), qui en constituent le socle volumétrique ; (ii) la diversité taxonomique contribue à accroître l'efficacité d'accumulation de la biomasse en favorisant des mécanismes de complémentarité écologique et une utilisation plus efficiente des ressources disponibles [9,10] ; et (iii) la biomasse résulte d'une interaction significative entre la structure physique et la diversité floristique, traduisant une dynamique synergique dans laquelle la diversité module l'effet de la structure sur les stocks de carbone.

La recherche repose sur un dispositif de 60 placettes permanentes (15 ha) réparties selon des pôles environnementaux contrastés : les bas-fonds hydromorphes d'Isangi, les plateaux ferrallitiques d'Uma et les formations de transition submontagnardes de Mambasa [22,23]. L'originalité de la démarche réside dans l'établissement d'une chaîne causale historique couplant des données de télédétection (2000 – 2012) à des inventaires botaniques exhaustifs (2012 – 2015) [24,25]. Pour quantifier ces interactions, nous mobilisons des outils statistiques avancés : une Analyse de Redondance (RDA) pour identifier les moteurs environnementaux de la structure, et des Modèles Linéaires Mixtes Généralisés (GLMM) pour valider la performance du modèle intégré diversité-structure [26,27]. Au-delà de l'apport académique, cette étude vise à fournir des outils opérationnels pour la territorialisation des stratégies REDD+ en RDC [13,28]. En identifiant des groupements résilients ancrés par des taxons signatures (*Entandrophragma palustre*, *Scorodophloeus zenkeri*, *Cynometra alexandri*), ces travaux offrent une base scientifique robuste pour la désignation de « forêts modèles » et la restauration des connectivités écologiques fragilisées par la fragmentation [29,30].

1.1 Énoncé du problème

Le Bassin du Congo représente le deuxième plus vaste massif forestier continu au monde, abritant des complexes tourbeux qui séquestrent environ 30 milliards de tonnes de carbone. Pourtant, ce puits de carbone stratégique subit une déforestation diffuse et une fragmentation croissante, tandis que les déterminants locaux de sa biomasse aérienne demeurent sous-documentés. Les méthodes d'inventaire conventionnelles, centrées sur une approche dendrométrique statique du capital ligneux, échouent à capturer l'influence de la biodiversité taxonomique, qui agit pourtant comme un amplificateur d'efficacité essentiel à l'accumulation durable du carbone.

Ce déficit de connaissances est renforcé par le manque d'études transversales reliant les perturbations spatiales historiques à l'organisation verticale des peuplements le long de gradients écologiques. Une telle carence en données territorialisées et précises constitue un frein majeur à l'efficacité des politiques climatiques en République Démocratique du Congo, entravant l'optimisation concrète des mécanismes REDD+. L'intégration de ces dimensions est désormais indispensable pour passer d'une gestion forestière uniforme à des stratégies de conservation adaptées aux réalités biophysiques et anthropiques de la Cuvette centrale.

1.2 Objectif de la recherche

Cette étude vise à démontrer que la biodiversité taxonomique agit comme un amplificateur d'efficacité pour la séquestration du carbone via une synergie fonctionnelle avec l'architecture des peuplements. Elle s'articule autour de trois axes : (i) évaluer l'impact du filtrage environnemental sur le renouvellement des espèces, (ii) quantifier la performance des modèles de biomasse intégrant richesse et structure, et (iii) analyser les trajectoires de succession pour définir la résilience des stocks.

L'objectif final est de fournir des bases scientifiques pour la territorialisation de la REDD+ en RDC, en s'appuyant sur des taxons signatures pour guider la gestion des « forêts modèles » et la restauration des connectivités écologiques

III. MÉTHODOLOGIE

2.1 Cadre environnemental et sites d'étude

L'étude a été menée au sein de trois massifs forestiers représentatifs de la Cuvette centrale congolaise, en République Démocratique du Congo : Isangi (0°46' N, 24°16' E), Uma (0°34' N, 25°52' E) et Mambasa (1°22' N, 29°03' E). Le choix de ces sites procède d'une volonté de couvrir les principaux gradients écologiques régionaux, en particulier les contrastes liés aux conditions édaphiques et topographiques. Isangi correspond à des formations de bas-fonds hydromorphes situées autour de 400 m d'altitude, Uma se caractérise par des plateaux ferrallitiques bien drainés avoisinant 560 m, tandis que Mambasa s'inscrit dans une zone de transition submontagnarde culminant à environ 900 m [22,23]. L'ensemble de ces massifs est soumis à un climat équatorial humide, marqué par une pluviométrie annuelle comprise entre 1600 et 2000 mm, distribuée selon un régime bimodal avec deux saisons pluvieuses dominantes. Ces conditions climatiques, relativement stables à l'échelle interannuelle, jouent un rôle déterminant dans la dynamique de croissance et de renouvellement des essences ombrophiles caractéristiques de ces forêts [1,2].

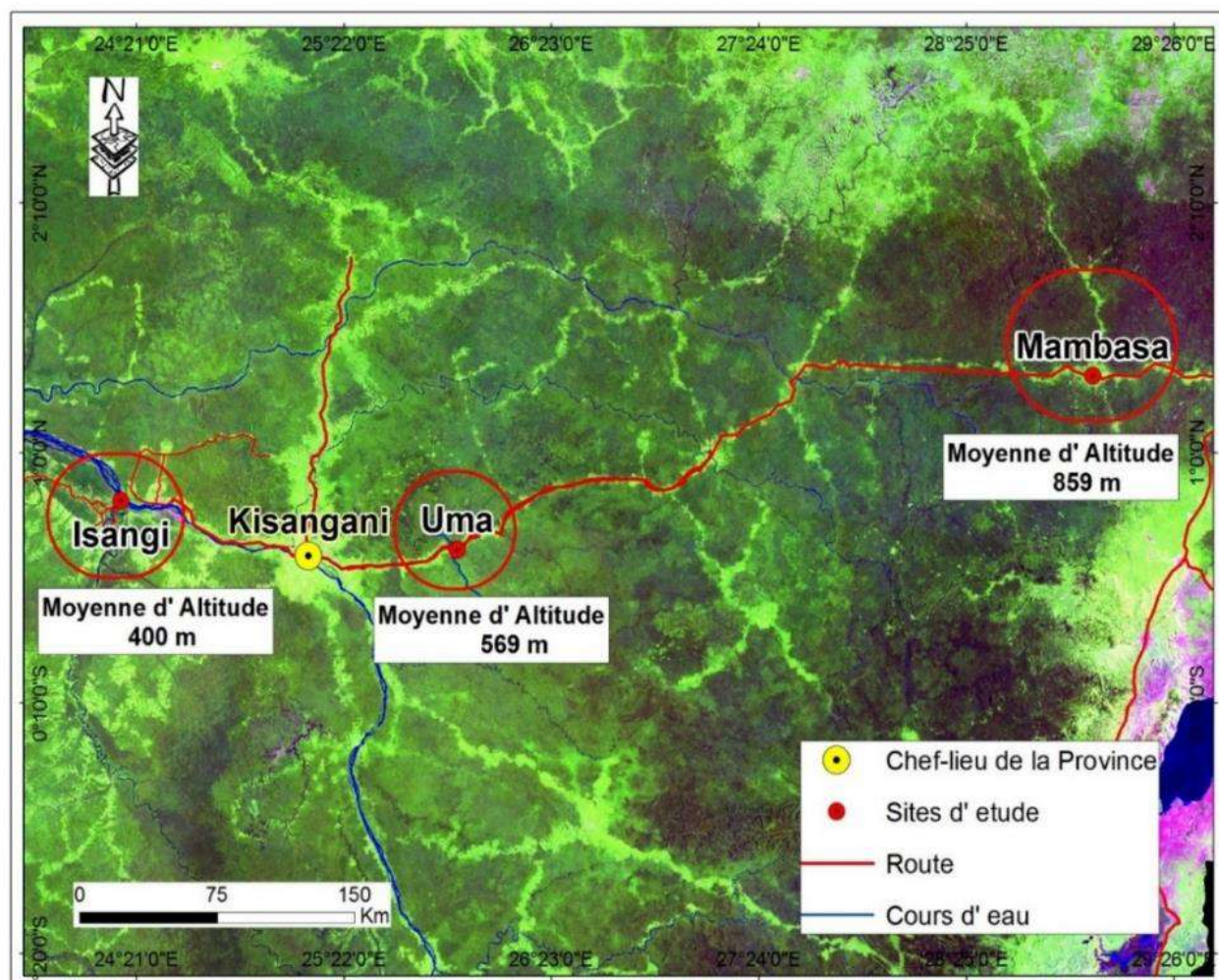


Figure 1
Carte de la localisation des sites d'étude

3.2 Dispositif expérimental et justification de l'échantillonnage

Le dispositif expérimental repose sur un réseau de 60 placettes permanentes de 0,25 ha (50 m × 50 m), réparties de manière équilibrée entre les trois sites, à raison de 20 unités par massif, soit une superficie totale échantillonnée de 15 ha. Cette configuration résulte d'un processus d'harmonisation d'une base initiale de 119 parcelles, visant à garantir une représentativité équitable des contextes écologiques tout en limitant les biais liés à une surreprésentation spatiale [7,8].

Une analyse de puissance statistique conduite en amont a permis de vérifier que ce dispositif offrait une probabilité d'environ 80 % de détecter des différences écologiques de magnitude intermédiaire, avec une incertitude de mesure maintenue en deçà de 5 %. Les placettes ont été implantées de façon à capturer la variabilité environnementale locale, en intégrant notamment des corrections systématiques liées à la pente et à la microtopographie, conformément aux recommandations méthodologiques en écologie forestière [26,27].

3.3 Collecte des données et identification taxonomique

Les inventaires botaniques ont été réalisés de manière exhaustive entre 2012 et 2015. Dans chaque placette, l'ensemble des individus ligneux présentant un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) supérieur ou égal à 10 cm a été recensé, numéroté et mesuré à 1,30 m du sol. Les hauteurs totales ont été estimées à l'aide d'un hypsomètre de type Vertex IV, permettant une précision satisfaisante dans des contextes forestiers denses [7].

L'identification taxonomique s'est appuyée sur une double approche. Une première détermination a été effectuée in situ sur la base de caractères morphologiques observables, complétée par une validation en herbarium, notamment à l'Université de Kisangani, pour les spécimens présentant des ambiguïtés (feuilles, organes reproducteurs). La nomenclature adoptée suit le système APG III [APG, 2009], ainsi que les référentiels régionaux disponibles pour l'Afrique centrale [22,23]. L'estimation de la biomasse a mobilisé les densités spécifiques du bois issues de la base de données globale compilée par Zanne et al., complétée, en cas d'absence d'information spécifique, par une valeur moyenne pantropicale de 0,58 g/cm³, couramment utilisée dans les études de biomasse en forêt tropicale [7,9].

3.4 Analyse des données et rigueur statistique

L'analyse des données a été conçue de manière à intégrer simultanément les dimensions floristiques et structurales dans l'explication de la biomasse aérienne (AGB), estimée à partir de l'équation pantropicale proposée par Chave et al. [7].

3.5 Gestion des biais et colinéarité

Afin de limiter les effets de redondance entre les indicateurs de diversité (indices de Shannon, de Simpson et richesse spécifique), une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été mise en œuvre. Le premier axe factoriel (PC1), expliquant 88,29 % de la variance floristique, a été retenu comme variable synthétique, permettant de réduire significativement les facteurs d'inflation de variance (VIF < 5), conformément aux bonnes pratiques en analyse multivariée [26,27].

3.6 Modélisation intégrée

La modélisation de la biomasse a été réalisée à l'aide de Modèles Linéaires Mixtes Généralisés (GLMM), intégrant le facteur « site » comme effet aléatoire afin de prendre en compte l'autocorrélation spatiale et l'hétérogénéité environnementale (altitude, hydromorphie). La sélection des modèles optimaux a reposé sur les critères d'information d'Akaike (AIC) et bayésien (BIC), via une procédure automatisée de sélection multimodèle [27].

3.7 Outils et reproductibilité

L'ensemble des analyses a été conduit sous l'environnement R (version 4.2.3). Les traitements ont mobilisé des packages spécialisés, notamment *vegan* et *indicspecies* pour l'analyse des communautés (y compris l'indice IndVal), *FactoMineR* pour les analyses multivariées (ACP, RDA, NMDS) et *nlme* pour les modèles mixtes. La robustesse des résultats a été évaluée par validation croisée en dix plis, en s'appuyant sur des indicateurs de performance prédictive tels que le RMSE et le coefficient de détermination prédictif (R²) [26,27].

IV. RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 Résultats

4.1.1 Composition floristique et mécanismes de dominance écologique

L'inventaire de 15 hectares a révélé une richesse de 340 espèces arborescentes (334 genres, 55 familles), caractérisée par une faible redondance taxonomique, signe d'écosystèmes anciens. La dominance écologique, quantifiée par l'Indice de Valeur d'Importance (IVI), varie radicalement selon les sites : Isangi est dominé par *Entandrophragma palustre* (IVI = 27,65), Uma par *Petersianthus macrocarpus* (IVI = 16,46) et Mambasa par l'ultra-dominance de *Cynometra alexandri* (IVI = 69,73).

Au-delà de la description, ces schémas révèlent des trajectoires successioneilles divergentes. À Isangi, un mécanisme de facilitation prévaut en milieu hydromorphe, où les essences pionnières modifient le substrat pour permettre l'installation de taxons sciaphiles tardifs. À l'inverse, Mambasa illustre un modèle d'inhibition où la canopée dense de *C. alexandri* limite activement le recrutement de nouvelles cohortes, créant une structure élancée mais à faible renouvellement. Le site d'Uma répond au modèle de tolérance, où la coexistence d'essences aux tempéraments variés sous un régime de perturbations modérées maximise la richesse locale.

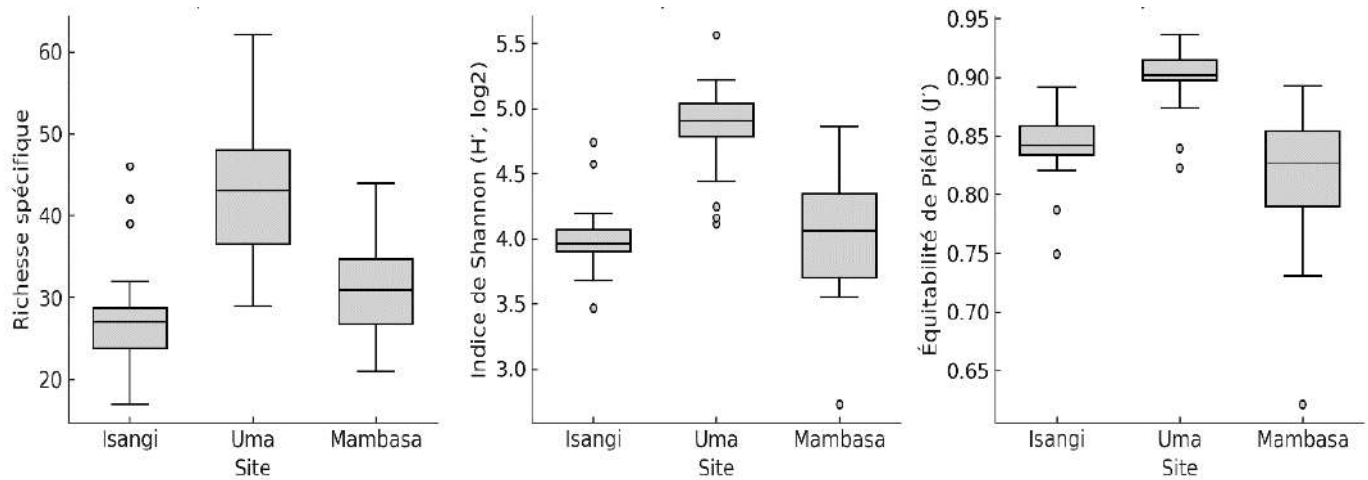
Tableau 1

Top-5 des espèces dominantes par site

Sites	Familles	Espèces	Tempérament	IVI
Isangi	Meliaceae	<i>Entandrophragma palustre</i>	Héliophile	27,65
	Meliaceae	<i>Carapa procera</i>	Sciaphile	21,69
	Myristicaceae	<i>Coelocaryon botryoides</i>	Sciaphile	19,55
	Santalaceae	<i>Symphonia globulifera</i>	Hémi-sciaphile	17,19
	Violaceae	<i>Rinorea oblongifolia</i>	Sciaphile	7,55
Uma	Lecythidaceae	<i>Petersianthus macrocarpus</i>	Héliophile	16,46
	Pandaceae	<i>Panda oleosa</i>	Sciaphile	7,99
	Annonaceae	<i>Polyalthia suaveolens</i>	Hémi-sciaphile	7,00
	Myristicaceae	<i>Staudtia kamerunensis</i>	Sciaphile	5,12
	Annonaceae	<i>Anonidium manni</i>	Sciaphile	4,08
Mambasa	Fabaceae	<i>Cynometra alexandri</i>	Héliophile	69,73
	Cannabaceae	<i>Celtis mildbraedii</i>	Héliophile	10,34
	Sapindaceae	<i>Pancovia harmsiana</i>	Sciaphile	7,57
	Flacourtiaceae	<i>Dasylepis seretii</i>	Hémi-sciaphile	7,16
	Putranjivaceae	<i>Drypetes bipindensis</i>	Hémi-sciaphile	4,24

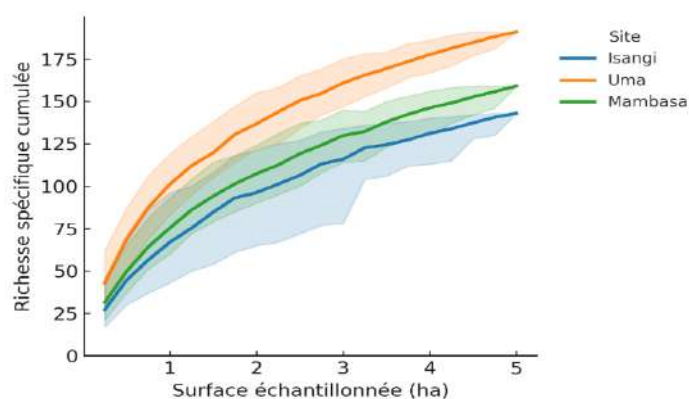
4.1.2 Patrons de diversité alpha (α) et rôles des traits fonctionnels

La diversité locale culmine à Uma ($42,7 \pm 8,6$ espèces par placette), surpassant significativement Mambasa et Isangi. Cette richesse élevée, couplée à une forte équitabilité ($J' = 0,90$), valide l'hypothèse de la perturbation intermédiaire, favorisant un équilibre dynamique entre espèces pionnières, opportunistes et climaciques. L'analyse des traits fonctionnels clarifie ces processus d'assemblage : l'importance de l'anémochorie à Uma (ex : *P. macrocarpus*) favorise une résilience rapide après perturbation. En revanche, la dominance de la zoochorie à Isangi et Mambasa (ex : *Carapa procera*, *C. alexandri*) signale une vulnérabilité accrue à la défaunisation, laquelle pourrait compromettre la régénération à long terme de ces peuplements. Ces traits agissent comme des amplificateurs d'efficacité, la diversité des tempéraments optimisant l'occupation de l'espace vertical.

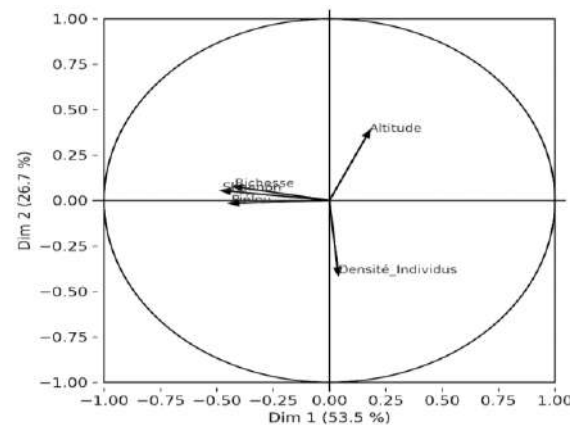
**Figure. 2**

Distribution des indicateurs de diversité α (a) richesse spécifique, (b) indice de Shannon H' et (c) équitabilité de Pielou (J')

Les courbes de raréfaction indiquent qu'Uma atteint les niveaux de richesse les plus élevés sur l'ensemble de la gamme de surface, reflétant une hétérogénéité écologique interne marquée. L'Analyse en Composantes Principales (ACP) confirme que la diversité floristique (Dim 1 : 53 %) est le premier facteur de structuration, tandis que l'altitude (Dim 2 : 27 %) module secondairement la densité des individus.

**Figure 3**

Courbe d'accumulation de la richesse spécifique en fonction de la surface d'inventaire pour les sites

**Figure 4**

Analyse en Composante Principales avec les variables de la diversité en relation avec l'altitude

4.1.3 Diversité bêta (β), partition de la richesse régionale (γ) et quantification du filtrage environnemental

L'analyse de la biodiversité à l'échelle du paysage révèle une structuration floristique profonde, pilotée par un renouvellement taxonomique majeur entre les massifs. La richesse régionale totale (γ) s'élève à 340 espèces arborescentes (réparties en 334 genres et 55 familles). La décomposition canonique de la diversité ($\gamma = \alpha \times \beta$) établit l'indice de diversité bêta de Whittaker à environ 2,1. Ce résultat démontre que la richesse globale est le double de la richesse moyenne locale ($\alpha \approx 164$ espèces par site), confirmant que la biodiversité régionale de la Cuvette centrale repose sur un taux de renouvellement floristique (*turnover*) particulièrement élevé.

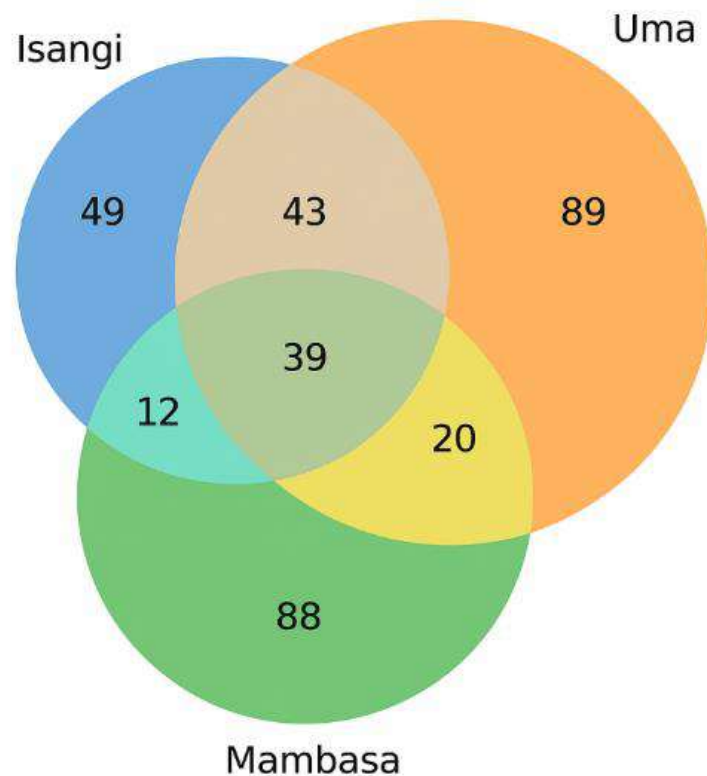


Figure 5

Diagramme de Venn illustrant le partage floristique des espèces arborescentes entre les sites (Les intersections représentent les espèces communes à deux ou trois sites, tandis que chaque zone non superposée indique les espèces exclusives à un site donné)

Cette compartimentation taxonomique se traduit par un partage floristique inter-sites extrêmement réduit : seules 39 espèces (11,5 %) sont communes aux trois massifs étudiés. La singularité botanique est particulièrement marquée à Uma et Mambasa, qui abritent respectivement 26,2 % et 25,9 % d'espèces uniques. La matrice de similarité de Sørensen confirme cette ségrégation, avec des valeurs minimales entre Mambasa et les deux autres pôles ($S = 0,34$), soulignant l'influence de la position orientale et de la transition submontagnarde sur la composition des peuplements.

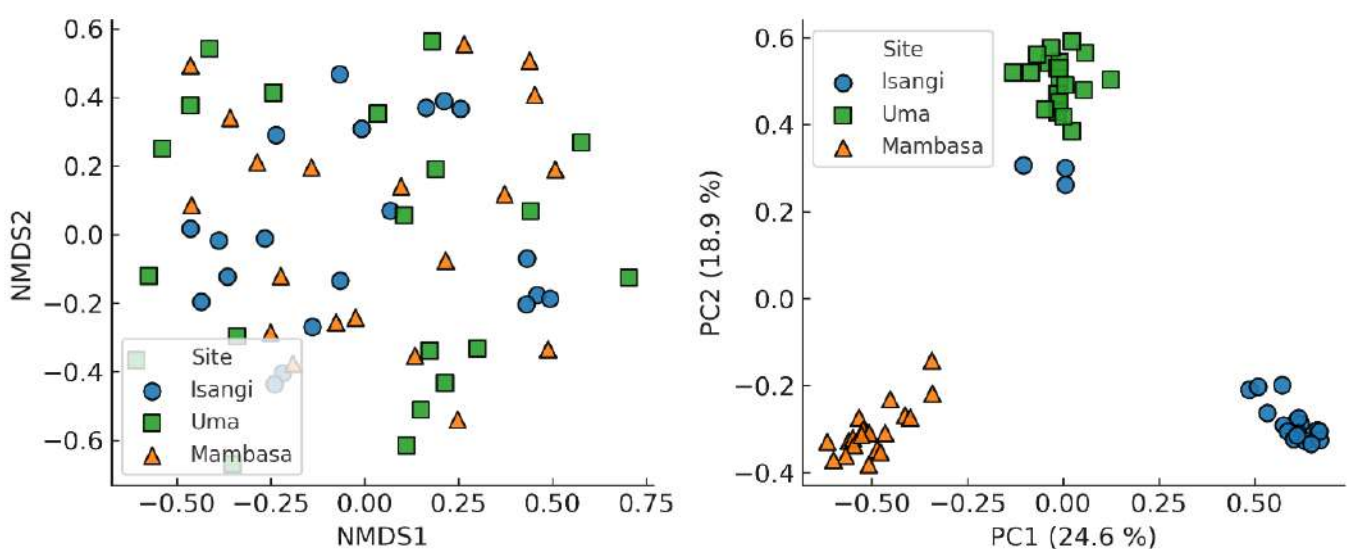


Figure. 5

Représentation comparative des dissimilarités floristiques entre placettes par NMDS (gauche) et ACP (droite), distinguant les trois sites étudiés

La similarité de Sørensen est modérée entre Isangi et Uma (0,49) et minimale avec Mambasa (0,34), confirmant l'influence de la position orientale et montagnarde de ce dernier massif sur le renouvellement spécifique.

Tableau 2*Matrice de similarité floristique (Sørensen)*

Sites	Isangi	Uma	Mambasa
Isangi	—	0,49	0,34
Uma	0,49	—	0,34
Mambasa	0,34	0,34	—

Le mécanisme de filtrage environnemental à l'origine de cette structuration a été testé quantitativement par une Analyse de Redondance (RDA). Les résultats démontrent que les variables abiotiques expliquent 86 % de la variance structurale des massifs. L'altitude émerge comme le moteur principal de cette variabilité régionale : elle est positivement corrélée à la biomasse aérienne (AGB) et à la surface terrière (vecteurs alignés sur l'axe RDA1), tandis que la densité de tiges diminue avec l'élévation. Ce phénomène traduit un relâchement de la compétition intraspécifique en altitude, contrastant avec les forêts de basse altitude d'Isangi où l'hydromorphie comprime le développement vertical au profit d'une densification des petits diamètres.

En définitive, la prédominance de la composante bêta dans la structuration de la diversité paysagère prouve que chaque massif constitue un réservoir irremplaçable de biodiversité. Cette hétérogénéité validée par le filtrage environnemental impose d'abandonner les approches de conservation uniformes au profit de stratégies multi-blocs territorialisées, indispensables pour préserver l'intégrité botanique et la résilience des puits de carbone de la Cuvette centrale.

4.1.4 Performances du modèle intégré diversité-structure (AGB)

La supériorité des modèles intégrés pour prédire la biomasse aérienne (AGB) a été validée par des Modèles Linéaires Mixtes Généralisés (GLMM). En neutralisant la colinéarité des indices de diversité via l'axe composite PC1 (capturant 88,29 % de la variance floristique), le modèle le plus performant explique 91 % de la variance (R^2 conditionnel = 0,91). Si la surface terrière demeure le déterminant volumétrique primaire (expliquant 52 % de la variance en univarié), l'intégration de la diversité (PC1) et de l'effet aléatoire « site » réduit le RMSE de 20 %. Ce résultat prouve que la biodiversité agit comme un amplificateur d'efficacité dans le stockage du carbone. La validation croisée en 10 plis garantit la robustesse et la transférabilité de ce modèle à d'autres zones de la Cuvette centrale.

4.1.5 Analyse spatio-temporelle et chaîne causale historique

L'analyse par télédétection (2000-2012) établit que l'intégrité forestière dépend de l'accessibilité plutôt que des contraintes biophysiques. Les pertes de couvert s'élèvent à 7,6 % à Isangi (pression fluviale et bois-énergie) et 4,7 % à Mambasa (axe RN4), tandis que Uma demeure un refuge forestier (1,9 % de perte) grâce à son enclavement.

Cette dynamique temporelle explique l'état actuel des massifs : la fragmentation historique a provoqué une augmentation de 20 m de la distance moyenne aux lisières, induisant un déficit de recrutement naturel de 30 % chez les essences dominantes dans les zones périphériques. Ce diagnostic rétrospectif transforme l'instantané de l'inventaire en un indicateur dynamique de la trajectoire de résilience des massifs congolais.

4.2 Discussion

4.2.1 Signatures écologiques et mécanismes de succession

L'analyse des assemblages forestiers met en évidence que la structuration des forêts de la Cuvette centrale congolaise ne relève pas d'une organisation aléatoire, mais s'inscrit dans des trajectoires successionales différenciées, déjà décrites dans les travaux fondateurs sur la dynamique des communautés végétales [20,21]. À Isangi, la dynamique observée correspond à un modèle de facilitation, dans lequel les conditions hydromorphes favorisent l'installation initiale d'espèces pionnières hygrophiles, lesquelles modifient progressivement le microenvironnement et permettent l'établissement ultérieur d'essences sciaphiles tardives telles que *Carapa procera*.

À l'inverse, le massif de Mambasa illustre un schéma d'inhibition, marqué par l'ultra-dominance de *Cynometra alexandri*, dont le couvert dense limite activement le recrutement d'espèces concurrentes, conduisant à une stabilisation de la biomasse au détriment du renouvellement floristique [29]. Le site d'Uma, quant à lui, s'inscrit dans un modèle de tolérance, caractérisé par la coexistence d'espèces héliophiles telles que *Petersianthus macrocarpus* et de taxons tardifs, ce qui corrobore l'hypothèse de la perturbation intermédiaire et favorise un niveau élevé de diversité spécifique [21].

4.2.2 Filtrage environnemental et traits fonctionnels

L'analyse des gradients abiotiques, conduite à travers une Analyse de Redondance (RDA), montre que l'altitude et la topographie constituent des déterminants majeurs de la structuration des peuplements, expliquant une part substantielle de la variance observée, en accord avec les modèles d'assemblage communautaire fondés sur le

filtrage environnemental [16,17]. L'altitude apparaît notamment comme un facteur structurant de premier ordre, positivement corrélé à la biomasse aérienne, tandis que la densité de tiges tend à décroître avec l'élévation, traduisant un relâchement de la compétition intraspécifique.

L'intégration des traits fonctionnels permet d'affiner cette lecture. La prédominance de la zoochorie dans les sites d'Isangi et de Mambasa, illustrée par des espèces telles que *Coelocaryon botryoides* et *Cynometra alexandri*, suggère une forte dépendance vis-à-vis de la faune dispersante, rendant ces systèmes particulièrement sensibles aux processus de défaunation [29]. À l'opposé, la dominance de l'anémochorie à Uma, notamment chez *Petersianthus macrocarpus*, confère une capacité accrue de recolonisation des trouées forestières. Ainsi, la combinaison entre diversité taxonomique et diversité fonctionnelle apparaît comme un levier déterminant dans l'optimisation de l'occupation de l'espace et de la séquestration du carbone, confirmant les résultats obtenus à l'échelle pantropicale [9,10].

4.2.3 Modélisation intégrée et chaîne causale historique

Les résultats issus de la modélisation confirment la pertinence des approches intégrées, les Modèles Linéaires Mixtes Généralisés (GLMM) expliquant une proportion élevée de la variance de la biomasse aérienne (R^2 conditionnel = 0,91), en cohérence avec les recommandations méthodologiques en écologie quantitative [26,27]. Cette performance souligne que si les paramètres structuraux déterminent le volume du stock de biomasse, la diversité floristique en module l'efficacité d'accumulation, validant ainsi les relations biodiversité–fonctionnement mises en évidence dans la littérature [9,10].

Ces résultats s'inscrivent par ailleurs dans une perspective diachronique, où les dynamiques actuelles apparaissent étroitement liées à l'histoire récente des perturbations. L'analyse des données de télédétection indique que l'accessibilité, notamment via les réseaux routiers et fluviaux entre 2000 et 2012, a fortement conditionné les processus de fragmentation, réduisant de manière significative le recrutement naturel des espèces dominantes dans les zones les plus exposées [5,6]. Cette lecture rétrospective confère ainsi aux inventaires forestiers une portée dynamique, en les positionnant comme des indicateurs de résilience des écosystèmes.

4.2.4 Territorialisation de la conservation et limites

La variabilité écologique observée entre les massifs étudiés souligne la nécessité d'abandonner les approches uniformes au profit de stratégies de gestion différenciées et territorialisées, en adéquation avec les principes des politiques REDD+ [13,14]. Dans cette optique, plusieurs orientations peuvent être proposées. À Isangi, la pression liée au bois-énergie appelle à la mise en place de ceintures de reboisement et de systèmes agroforestiers contrôlés. À Mambasa, les enjeux portent davantage sur la sécurisation foncière et la régulation des dynamiques migratoires, notamment dans les anciennes concessions forestières. À Uma, enfin, le maintien de l'intégrité écologique de ce massif peu fragmenté pourrait être assuré par des mécanismes incitatifs tels que les Paiements pour Services Environnementaux.

Malgré la robustesse des analyses, certaines limites subsistent. L'absence de données pédologiques fines, notamment en termes de fertilité et de pH des sols, restreint la compréhension de certaines configurations écologiques, en particulier le cas d'Uma, où une diversité élevée coexiste avec une biomasse relativement modérée. Les perspectives de recherche devraient ainsi intégrer des approches plus fines, notamment par le recours à la télédétection tridimensionnelle (LiDAR) pour caractériser la structure verticale des peuplements, ainsi qu'un suivi diachronique renforcé à l'aide des séries temporelles issues de Sentinel-2.

V. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

5.1 Conclusion

La présente investigation démontre que la structuration des écosystèmes forestiers d'Isangi, Uma et Mambasa procède d'un filtrage environnemental rigoureux dicté par les gradients d'hydromorphie et d'altitude. L'apport pivot de ce travail réside dans la validation d'une modélisation statistique intégrée où la synergie entre la richesse spécifique et la structure physique explique 91 % de la variance de la biomasse aérienne (R^2 conditionnel = 0,91). Ce résultat, consolidé par une validation croisée en dix plis, confirme que la biodiversité taxonomique n'est pas un attribut passif, mais un véritable amplificateur d'efficacité dans la séquestration du carbone.

Malgré la robustesse de ces performances, l'étude se heurte à des limites méthodologiques qui nuancent la portée des conclusions. L'absence de données pédologiques fines (nutriments, pH) restreint notamment l'explication du « paradoxe d'Uma », site où une diversité maximale coexiste avec une biomasse modeste. Par ailleurs, l'utilisation de capteurs Landsat à 30 mètres de résolution et la nature ponctuelle des inventaires (2012 – 2015) limitent la détection des dégradations anthropiques diffuses et ne capturent qu'un état de référence historique qu'il convient d'actualiser.

Face à l'intensification des pressions anthropiques et à une fragmentation réduisant de 30 % le recrutement naturel en périphérie, des recommandations stratégiques territorialisées s'imposent pour le mécanisme REDD+. Il est impératif d'abandonner les approches de conservation uniformes au profit d'une gestion différenciée : (i) régulation urgente de la filière bois-énergie à Isangi, (ii) sanctuarisation du massif d'Uma par des paiements pour services environnementaux, et (iii) sécurisation foncière participative à Mambasa. Sur le plan pratique, la création de corridors biologiques est indispensable pour maintenir la connectivité entre les massifs, tandis que l'utilisation de taxons signatures identifiés (*Entandrophragma palustre*, *Cynometra alexandri*) doit être généralisée dans les protocoles nationaux comme bio-indicateurs de résilience. À l'horizon 2026, l'élargissement scientifique devra impérativement intégrer la télédétection 3D (LiDAR) pour affiner la stratification verticale et l'imagerie Sentinel-2 à haute résolution pour actualiser le diagnostic de fragmentation. Ce couplage technologique, articulé à une modélisation socio-écologique, permettra de piloter des politiques de conservation fondées sur l'intégrité biophysique réelle des massifs de la Cuvette centrale.

5.2 Recommendations

Sur la base des conclusions de l'étude, les recommandations pour la gestion et la recherche dans la Cuvette centrale congolaise s'articulent autour de trois axes majeurs :

1. Territorialisation des stratégies REDD+

Il est impératif d'abandonner les approches de conservation uniformes au profit d'une gestion différenciée, adaptée aux pressions spécifiques de chaque massif :

- Isangi : Mettre en place une régulation urgente de la filière bois-énergie, accompagnée de ceintures de reboisement et de systèmes agroforestiers contrôlés pour réduire la pression sur la forêt primaire.
- Uma : Sanctuariser ce massif, qui sert de refuge forestier peu fragmenté, via des mécanismes de Paiements pour Services Environnementaux (PSE).
- Mambasa : Prioriser la sécurisation foncière participative et la régulation des flux migratoires dans les anciennes concessions forestières.

2. Connectivité écologique et suivi de la résilience

- Corridors biologiques : Créer des zones de connectivité entre les massifs pour contrer les effets de la fragmentation qui réduit actuellement de 30 % le recrutement naturel en périphérie.
- Bio-indicateurs : Généraliser l'usage des taxons signatures identifiés, tels que *Entandrophragma palustre* et *Cynometra alexandri*, comme indicateurs de résilience dans les protocoles nationaux de suivi écologique.

3. Évolutions méthodologiques et technologiques (Horizon 2026)

- Télédétection avancée : Intégrer le LiDAR pour une caractérisation précise de la structure verticale (3D) des peuplements et l'imagerie Sentinel-2 à haute résolution pour actualiser le diagnostic de fragmentation.
- Analyses pédologiques : Réaliser des inventaires incluant les propriétés chimiques des sols (pH, nutriments) afin de lever les incertitudes sur le lien entre fertilité édaphique,

REFERENCES

- [1] Y. Pan, R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, et al., « A large and persistent carbon sink in the world's forests, » *Science*, vol. 333, no. 6045, pp. 988-993, 2011.
- [2] S. L. Lewis, B. Sonké, T. Sunderland, K. S. Begne, G. Lopez-Gonzalez, et al., « Above-ground biomass and structure of 260 African tropical forests, » *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, vol. 368, no. 1625, 2013.
- [3] D. Tilman, P. B. Reich, J. M. H. Knops, « Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment, » *Nature*, vol. 441, pp. 629-632, 2006.
- [4] T. Elmquist, C. Folke, M. Nyström, G. Peterson, J. Bengtsson, et al., « Response diversity, ecosystem change and resilience, » *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 1, no. 9, pp. 488-494, 2003.
- [5] J. M. Chase, M. A. Leibold, *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*, University of Chicago Press, Chicago, 2003.
- [6] S. P. Hubbell, *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*, Princeton University Press, Princeton, 2001.
- [7] B. J. McGill, B. J. Enquist, E. Weiher, M. Westoby, « Rebuilding community ecology from functional traits, » *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 21, pp. 178-185, 2006.
- [8] E. Magurran, *Measuring Biological Diversity*, Blackwell Publishing, Oxford, 2004.
- [9] M. Dufrene, P. Legendre, « Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach, » *Ecological Monographs*, vol. 67, no. 3, pp. 345-366, 1997.

- [10] F. White, *The Vegetation of Africa*, UNESCO, Paris, 1983.
- [11] K. A. Abernethy, F. Maisels, L. J. T. White, « Environmental issues in Central Africa, » *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 41, pp. 1-33, 2016.
- [12] P. W. Richards, *The Tropical Rain Forest: An Ecological Study*, Cambridge University Press, Cambridge, 1996.
- [13] R. H. Whittaker, « Evolution and measurement of species diversity, » *Taxon*, vol. 21, no. 2–3, pp. 213-251, 1972.
- [14] J. H. Connell, « Diversity in tropical rain forests and coral reefs, » *Science*, vol. 199, pp. 1302-1310, 1978.
- [15] L. White, A. Edwards, *Conservation en forêt pluviale africaine : méthodes de recherche*, Wildlife Conservation Society, New York, 2001.
- [16] J. M. Reitsma, *Végétation forestière du Gabon*, Tropenbos Foundation, Wageningen, 1988.
- [17] Angiosperm Phylogeny Group, « An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III, » *Botanical Journal of the Linnean Society*, vol. 161, no. 2, pp. 105–121, 2009.
- [18] E. Zanne, G. Lopez-Gonzalez, D. A. Coomes, J. Ilic, S. Jansen, et al., « Global wood density database, » *Dryad Digital Repository*, 2009.
- [19] E. Shannon, W. Weaver, *The Mathematical Theory of Communication*, University of Illinois Press, Urbana, 1949.
- [20] E. C. Pielou, « The measurement of diversity in different types of biological collections, » *Journal of Theoretical Biology*, vol. 13, pp. 131–144, 1966.
- [21] R Core Team, « R: A language and environment for statistical computing, » *R Foundation for Statistical Computing*, Vienne, Autriche, 2023.
- [22] R. Cazzolla Gatti, S. Castaldi, J. A. Lindsell, D. A. Coomes, M. Marchetti, M. Maesano, et al., « The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests, » *Ecological Research*, vol. 30, no. 1, pp. 119–132, 2015.
- [23] J. Eggers, J. Lundström, T. Snäll, and K. Öhman, « Balancing wood production and biodiversity in intensively managed boreal forest, » *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 37, no. 3, pp. 213–225, 2022.
- [24] F. Bongers, L. Poorter, W. D. Hawthorne, D. Sheil, « The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity, » *Ecology Letters*, vol. 12, no. 8, pp. 798-805, 2009.
- [25] E. O. Effiom, G. Nunez-Iturri, H. G. Smith, U. Ottosson, O. Olsson, « Bushmeat hunting changes regeneration of African rainforests, » *Proceedings of the Royal Society B*, vol. 280, no. 1759, 2013.
- [26] M. A. Huston, « Disturbance, productivity, and species diversity: empiricism vs. logic in ecological theory, » *Ecology*, vol. 95, no. 9, pp. 2382–2396, 2014.
- [27] W. L. Lisingo, *Organisation spatiale de la diversité spécifique d'arbres en forêt tropicale de la Cuvette centrale congolaise*, Thèse de doctorat, Université de Kisangani, 2016.
- [28] A. Fayolle, M. D. Swaine, J.-F. Bastin, N. Bourland, J. A. Comiskey, et al., « Patterns of tree species composition across tropical African forests, » *Journal of Biogeography*, vol. 41, pp. 2320–2331, 2014.
- [29] A. Baselga, « Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity, » *Global Ecology and Biogeography*, vol. 19, no. 1, pp. 134–143, 2010.
- [30] C. de Wasseige, M. Tadoum, R. Eba'a Atyi, and C. Doumenge, eds., *Les forêts du bassin du Congo – Forêts et changements climatiques*, Neufchâteau, Belgium: Weyrich Ed., 2015.

Annexe I

Espèces indicatrices significatives par site (p < 0,05)

Espèce	IndVal	Site associé	Stratégie de dispersion	Interprétation écologique
<i>Carapa procera</i>	11,07	Isangi	Zoochore (primates, éléphants et rongeurs frugivores)	Forêts primaires de basse altitude
<i>Coelocaryon botryoides</i>	10	Isangi	Zoochore (primates et grands frugivores)	Espèce climax à large dominance
<i>Petersianthus macrocarpus</i>	6,1	Uma	Anémochore (dispersion par le vent via des graines ailées)	Peuplements secondaires à mi-ombre
<i>Polyalthia suaveolens</i>	3,5	Uma	Zoochore (oiseaux et petits mammifères frugivores)	Forêts en transition écologique
<i>Cynometra alexandri</i>	16	Mambasa	Barochore (chute directe par gravitation)	Forêts d'altitude et zones perturbées
<i>Pancovia harmsiana</i>	6,4	Mambasa	Zoochore (frugivores arboricoles)	Espèce tolérante à la lumière, altitude moyenne
p-value	< 0,05			