



© Simon LHOËST & Davy FONTEYN

# **Impacts comparés de trois régimes fonciers sur la biodiversité et la biomasse forestière au sud-est du Cameroun**

DAVY FONTEYN

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE MASTER

BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS

ANNÉE ACADÉMIQUE 2016-2017

CO-PROMOTEURS: ADELINE FAYOLLE, SIMON LHOEST

© 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 de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

***Impacts comparés de trois régimes fonciers sur la  
biodiversité et la biomasse forestière au sud-est du  
Cameroun***

DAVY FONTEYN

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2016-2017

CO-PROMOTEURS: ADELINE FAYOLLE, SIMON LHOEST

## Remerciements

Ce travail de fin d'études est l'aboutissement de cinq années d'études et de six mois de travail acharné qui n'aurait pas été possible sans l'aide de toute une série de personnes que je tiens à remercier dans ces paragraphes.

Avant toute chose, l'encadrement que j'ai reçu de mes de co-promoteurs, autant sur le terrain que de retour à Gembloux, m'a permis de structurer ma réflexion et d'avancer dans la réalisation de ce travail et ce toujours dans une dynamique positive. Je souhaite donc remercier chaleureusement Adeline FAYOLLE et Simon LHOEST pour ce soutien sans faille et la confiance qu'ils ont portée en moi. Merci Adeline pour les relectures régulières et ton encouragement dans les phases les plus difficiles. Merci Simon pour ton soutien journalier (surtout dans les moments de blues) et ces nombreuses situations, parfois folkloriques, vécues sur le terrain. Une belle amitié en perspective...

Je souhaite également remercier la société Pallisco-CIFM. Plus particulièrement, je pense au directeur de site, Mr. Paul LAGOUTE, pour l'intérêt qu'il a porté aux travaux de recherche et au bon déroulement du séjour. Un grand merci aussi au directeur de scierie pour ces après-midis et soirées où la bonne humeur et la rigolade étaient toujours de mise. Je tiens à remercier aussi Julie LAURENT, assistante de direction, qui nous a toujours permis de trouver des solutions aux problèmes logistiques et administratifs. Les aides logistiques et humaines fournies par le chef de l'équipe « Recherches et Reboisement » de la société, Mr. Yannick NKOULOU doivent aussi être relevées. Pour finir, je souhaite remercier l'ensemble des responsables des différents services, expatriés ou non, et tous les stagiaires qui ont partagé quelques jours (ou parfois des mois) avec nous. Grâce à ces derniers, le travail a pu se dérouler dans les conditions les plus favorables possibles.

Je souhaite également remercier l'Université de Liège pour le financement reçu dans le cadre du programme de « Mobilité pour un stage étudiant HUE » sans lequel ce voyage n'aurait pas été possible.

Merci à nos quatre manœuvres, Yannick, Patrick, Alain et Jackson, pour toutes les journées de terrain passées ensemble durant lesquelles un travail de qualité a su être effectué. Un grand merci aussi à Théophile AYOLLE pour son aide précieuse lors de l'installation des parcelles de végétation et l'identification des pieds. Je tiens à remercier également les chefs cuisiniers, Ismaël et Edouard, qui nous concoctaient des plats toujours délicieux et notre chauffeur Ismaël d'un dévouement sans limites.

Merci également au Ministère des Forêts et de la Faune du Cameroun, et plus particulièrement aux agents en charge de la gestion de la Réserve de Faune du Dja dont le conservateur, Mr Hilaire NDINGA, pour leur accueil et leur aide dans le processus d'installation des pièges photographiques au sein de la Réserve. Je remercie également les chefs des villages de Medjoh, Mintoum et Eschiambor et les villageois qui nous ont accueillis pour le logement et l'intégration dans la vie villageoise.

Un grand merci à Henri ROBERT, René-Marie LAFONTAINE et Roseline C. BEUDELS-JAMAR DE BOLSEE pour leurs conseils avisés sur le protocole d'installation des pièges photographiques avant le départ et leur aide à l'identification au retour du terrain.

Je remercie également les différents membres de mon jury d'avoir pris le temps de relire ce document et de m'avoir aidé dans les analyses diverses et variées qui ont été réalisées. Je pense plus particulièrement au Professeur Jean-Louis DOUCET pour ses encouragements et son aide dans la gestion des données de végétation, au Professeur Marc DUFRENE pour son aide concernant les analyses multivariées et à Nicolas BARBIER pour son aide et son accueil dans les locaux de l'université de Yaoundé I.

Un grand merci aussi à l'ensemble des personnes présentes au Laboratoire de Foresterie des régions tropicales et subtropicales pour l'accueil reçu, les encouragements et la bonne humeur de tous les jours. Je pense plus spécifiquement à l'ensemble de l'équipe de Nature +, des doctorants et post-doctorants et à Jean-Yves DE VLEESCHOUWER avec qui j'ai partagé ces quelques semaines et de très bons souvenirs. Je voudrais plus particulièrement remercier le post-doctorant Gauthier LIGOT pour ses nombreuses aides dans les analyses des résultats et les quelques journées vécues ensemble sur le terrain. Un tout grand merci aussi au doctorant Fructueux HOUNGBEGNON pour son aide dans la gestion des données issues des pièges photographiques et ses conseils avisés sur le terrain. Merci aussi au Professeur Cédric VERMEULEN pour les informations concernant la faune et les pratiques de chasse retrouvées au Cameroun.

Merci à toute la bande des TFistes pour les rendez-vous journaliers qui permettaient de relâcher la pression, pour ces deux belles années de Master partagées ensemble et pour toutes les aventures encore à venir.

Tout ce qu'on a vécu ne pourrait pas se résumer en quelques lignes mais je tenais tout de même à te remercier énormément ma petite Momo pour tous ces moments de partage, d'amitié et de rigolade qui ont égayé ces 5 années. Une page se tourne mais le livre reste à écrire.

Merci au Kot 29 pour avoir su supporter un cokotteur chiant mais toujours bienveillant et à nos deux compagnons à deux pattes, Ninja et Son Goku, pour leur caquetage continu mais apaisant.

Merci à toute ma famille, proche ou non, pour son soutien indéfectible durant ces cinq années. *Via* leurs encouragements et soutiens, je me suis toujours retrouvé dans une dynamique positive et je les remercie tous énormément pour cela. Plus spécifiquement, je remercie mes parents qui ont toujours cru en moi et qui m'auront soutenu jusqu'au bout.

Pour finir, merci à tous ces animaux qui ont accepté de se laisser photographier pour le bien de la science.





## Résumé

Les écosystèmes terrestres subissent une crise sans précédent de leur biodiversité. À l'avenir, et dans les régions tropicales, la modification de l'utilisation des terres induirait les impacts les plus importants sur la biodiversité. L'objectif de ce travail vise à évaluer la biodiversité floristique (structure forestière et composition) et faunistique (composition) dans trois régimes fonciers, dans les forêts semi-décidues du sud-est du Cameroun. La Réserve de Faune du Dja représente le témoin jamais exploité pour le bois d'œuvre, et, à l'opposé, les forêts communautaires, sont considérées comme le niveau de perturbation maximal. Au sein de la concession forestière certifiée FSC, les sites se situent à des positions intermédiaires sur le gradient de perturbation selon le temps écoulé depuis le passage de l'exploitation. Dans les 36 parcelles d'inventaires forestiers, plus de 17 000 arbres ont été mesurés et identifiés jusqu'à l'espèce pour évaluer la biodiversité floristique. Dans les 44 pièges photographiques installés pour une durée de 3 mois, un total de 4 329 événements de détection ont permis d'évaluer la biodiversité faunistique. Concernant la biodiversité floristique, les forêts communautaires sont relativement riches en espèces (contrairement à ce qui peut être attendu), particulièrement en espèces pionnières. Si la concession forestière retient une diversité animale importante, la Réserve de Faune du Dja présente les communautés animales les plus riches et abondantes. Les zones sous exploitation sélective peuvent donc retenir une part substantielle de la biodiversité en comparaison de zones entièrement dédiées à la protection. Enfin, les forêts communautaires, bien que défaunées et structurellement perturbées, répondent encore aux besoins sociaux et économiques des communautés locales.

**Mots-clés :** évaluation de la biodiversité, régime foncier, forêts tropicales, structure forestière, biomasse aérienne, pièges photographiques.

## Abstract

Terrestrial ecosystems are currently facing an unprecedented biodiversity crisis. In the future, and specifically in the tropics, land use changes will have the greatest impacts on biodiversity. The aim of this master thesis was to assess biodiversity for trees (forest structure and composition) and animals (composition) in three different land tenures in the semi-deciduous forests of South-East Cameroon. The Dja Reserve represents the control never logged, while the community forests are considered as the highest disturbance level. The sites sampled inside the certified FSC logging concession were at an intermediate location along the disturbance gradient depending on time since logging. In the 36 forest plots, more than 17 000 trees were measured and identified at the species level to assess the tree biodiversity. In the 44 camera traps installed for 3 months, the 4 329 detection events allowed assessing animal biodiversity. Regarding tree biodiversity, the community forests hold relatively high species richness (in contrasts to our expectations) specifically for pioneer species. Though a great part of the animal diversity is retained inside the logging concession, the Dja Reserve holds the richest and most abundant animal communities. Selective logging can thus retain a substantial part of biodiversity compared to areas entirely dedicated to protection. Finally, community forests, although defaunated and structurally disturbed, still answer the social and economical demands of the local communities.

**Keywords:** biodiversity assessment, land tenure, tropical forests, forest structure, above-ground biomass, camera trapping.

# Table des matières

---

Remerciements .....	i
Résumé .....	iv
Abstract .....	iv
1. <i>Introduction</i> .....	1
1.1. La crise de la biodiversité ? .....	1
1.2. La biodiversité dans les forêts tropicales .....	2
1.3. Déforestation ou conversion en zones non forestières .....	2
1.4. Dégradation des forêts tropicales .....	3
1.4.1. Exploitation forestière .....	3
1.4.2. Chasse .....	4
1.4.3. Feux .....	5
1.5. Fragmentation de la forêt .....	5
1.6. Les affectations des terres forestières et leurs impacts sur la biodiversité tropicale ...	7
1.6.1. Concepts .....	7
1.6.2. Protège-t-on réellement la biodiversité dans les aires protégées ? .....	7
1.6.3. Les concessions et leurs rôles de conservation de la biodiversité .....	9
1.7. Contexte forestier camerounais .....	10
2. <i>Objectifs</i> .....	14
2.1. Objectif général .....	14
2.2. Objectifs spécifiques .....	14
3. <i>Matériel et méthodes</i> .....	16
3.1. Sites d'étude .....	16
3.2. Régimes fonciers .....	20
3.2.1. Réserve de Faune du Dja .....	20
3.2.2. Concession forestière Pallisco, certifiées FSC .....	20
3.2.3. Forêts communautaires .....	21
3.3. Inventaires forestiers .....	21
3.3.1. Stratégie d'échantillonnage .....	21
3.3.2. Parcelles de végétation .....	22
3.4. Diversité faunistique .....	24
3.4.1. Stratégie d'échantillonnage .....	24



3.4.2.	Appareils utilisés et réglages associés.....	25
3.4.3.	Préparation du matériel, installation des pièges sur le terrain et récupération ...	25
3.5.	Analyses des données .....	26
3.5.1.	Structure forestière .....	27
3.5.2.	Biodiversité floristique .....	28
3.5.3.	Biodiversité faunistique.....	28
4.	<i>Résultats</i> .....	29
4.1.	Retour sur les données d’inventaire.....	29
4.1.1.	Inventaires forestiers .....	29
4.1.2.	Pièges photographiques.....	29
4.2.	Structure forestière .....	30
4.2.1.	Structure spatiale .....	30
4.2.2.	Structure verticale .....	34
4.2.3.	Biomasse aérienne.....	37
4.3.	Biodiversité floristique .....	38
4.3.1.	Richesse et courbes d’accumulation .....	38
4.3.2.	Analyse de la composition spécifique.....	40
4.3.3.	Analyse de la composition fonctionnelle .....	42
4.4.	Biodiversité faunistique.....	45
4.4.1.	Richesse et courbes d’accumulation .....	45
4.4.2.	Analyse de la composition spécifique.....	47
4.4.3.	Analyse de la composition fonctionnelle .....	48
5.	<i>Discussion</i> .....	51
5.1.	La durée post-exploitation comme indicateur de la perturbation ? .....	51
5.2.	Structure forestière .....	52
5.2.1.	Des paramètres structuraux répondant au gradient de perturbation.....	52
5.2.2.	Une structuration verticale impactée par la perturbation .....	55
5.2.3.	Un stockage de carbone possible dans les zones exploitées sélectivement .....	56
5.3.	Biodiversité floristique .....	59
5.3.1.	Richesse et composition le long du gradient de perturbation.....	59
5.3.2.	Une biodiversité floristique abordée partiellement .....	61
5.4.	Biodiversité faunistique.....	62
5.4.1.	Une richesse plus élevée dans la Réserve de Faune du Dja .....	63
5.4.2.	Une approche fonctionnelle pour comprendre les différences entre les sites ....	63

5.4.3. Les pièges photographiques, un outil performant ? .....	66
6. Perspectives et recommandations .....	67
6.1. Une évaluation de la biodiversité et de la perturbation plus exhaustive .....	67
6.2. Analyses et recherches futures .....	68
6.3. Implications pour les gestionnaires forestiers .....	69
a) Réserve de Faune du Dja.....	69
b) Concession forestière Pallisco certifiée FSC .....	70
c) Forêts communautaires .....	71
7. Conclusion .....	72
Références bibliographiques .....	73
Annexes .....	84
Annexe 1 : Protocole d'installation de parcelles de végétation du projet KIC-FOREST ....	84
Annexe 2 : Tableau des paramètres des pièges photographiques.....	88
Annexe 3 : Etapes liées à la préparation des pièges photographiques avant la phase d'installation sur le terrain.....	90
Annexe 4 : Protocole d'installation des pièges photographiques .....	91
Annexe 5 : Fiche Camera Setup / Recovery habitat sheet.....	95
Annexe 6 : Fiche Camera Setup / Recovery photo sheet .....	96
Annexe 7 : Analyse en coordonnées principales (PCoA en anglais) sur le logarithme de la matrice d'abondance (parcelles x espèces).....	97
Annexe 8 : Liste des espèces rencontrées sur les pièges photographiques et espèces considérées dans les analyses de richesse et de composition (en grisé). ....	97

## **1. Introduction**

### **1.1. La crise de la biodiversité ?**

Les écosystèmes mondiaux subissent actuellement une sixième crise d'extinction massive (Chapin et al., 2000; Pellens and Grandcolas, 2016). Processus naturel à l'origine, les taux associés à cette extinction surpassent de 100 à 1 000 fois les taux traditionnels des périodes non dominées par les activités humaines (Lawton and May, 1995; Pereira et al., 2010; Pimm et al., 2014, 1995). Plus récemment dans une analyse sur 177 espèces de mammifères, Ceballos et al. (2017) tirent à nouveau la sonnette d'alarme en affirmant que sur 40 % de ces dernières ont subis des déclin de population sévères entre 1990 et 2015. La modification de la composition biotique qui en découle (Chapin et al., 2000) représente un des quatre facteurs de forçage (ou *drivers* en anglais) attribués au phénomène du changement planétaire (ou *Global Change* en anglais) auquel l'Humanité fait actuellement face (Sala et al., 2000; Vitousek et al., 1997). La modification de l'affectation des terres, le changement climatique et l'altération des cycles biogéochimiques forment, quant à eux, les trois autres *drivers*. S'influençant réciproquement, ces quatre *drivers* ont amené et amènent toujours à une altération de la composition biotique et du fonctionnement des écosystèmes (Chapin et al., 2000). Cependant, selon les prévisions à l'horizon 2100, la modification de l'affectation des terres induirait les impacts les plus importants sur la biodiversité (Alkemade et al., 2009; Dirzo and Raven, 2003; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Pereira et al., 2010; Sala et al., 2000) et c'est d'autant plus vrai pour les écosystèmes tropicaux (Chapin et al., 2000).

Une biodiversité altérée est une menace pour les écosystèmes actuels, pouvant entraîner le passage d'un état stable à un autre (Beisner et al., 2003; Scheffer and Jeppesen, 1998), mais elle constitue aussi une faille dans le potentiel de résistance et de résilience des futurs écosystèmes (Chapin et al., 2000). Les causes principales amenant à l'altération de la biodiversité sont régulables par le développement de stratégies politiques permettant de limiter les émissions de gaz à effet de serre, de contrôler les changements d'utilisation des terres et les introductions d'espèces exotiques (Chapin et al., 2000). Ces stratégies politiques doivent donc rapidement se mettre en place pour permettre la mitigation des impacts environnementaux et sociétaux liés à l'altération de la biodiversité qui seront sans doute exacerbés à l'avenir.

Les conséquences associées à leurs modifications dans les scénarii prévisionnels montrent l'importance jouée par certaines utilisations des terres dans la conservation de la diversité biologique. Dans cette optique, le présent travail tente d'apporter une évaluation des impacts de différents régimes fonciers sur la biodiversité animale et végétale dans le cas concret des forêts du sud-est camerounais, ces derniers étant représentatifs d'utilisation des terres forestières affectées soit à la protection soit à la production. Cependant, il convient au préalable de dresser un état des lieux de la biodiversité dans les zones tropicales et des impacts associés aux différentes affectations des terres sur cette dernière.

## **1.2. La biodiversité dans les forêts tropicales**

Siège d'un tiers de la productivité et de l'évapotranspiration des écosystèmes de terre ferme (Malhi, 2012), les forêts tropicales abritent plus de la moitié de la biodiversité terrestre (Lewis et al., 2015; Pianka, 1966; Pimm and Raven, 2000) en couvrant seulement 7-10 % des terres émergées (Lewis et al., 2009). Selon Slik et al. (2015), entre 40 000 et 50 000 espèces d'arbres seraient présentes dans la région pantropicale contre un peu plus d'une centaine à travers l'Europe tempérée, les forêts indo-pacifiques et amazoniennes étant cependant cinq fois plus riches que leur équivalent africain. Une forte histoire des perturbations depuis le dernier maximum glaciaire (Anhufer et al., 2006) et un climat plus sec et saisonnier (Parmentier et al., 2007) peut expliquer cette moindre richesse dans les forêts tropicales africaines. Soumises à l'influence humaine depuis des dizaines de milliers d'année, les forêts tropicales ont subi au cours de l'Anthropocène une intensification des activités impactant leur diversité, leur fonctionnement et leur capacité à produire des services bénéfiques aux sociétés humaines (Lewis et al., 2015; Malhi et al., 2014). Trois processus peuvent résumer les impacts anthropiques sur les forêts tropicales : (i) la déforestation ou conversion en zones non forestières, (ii) la dégradation des forêts persistantes *via* la chasse, l'exploitation sélective et les feux et (iii) la fragmentation des massifs forestiers (Lewis et al., 2015; Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2002). Pouvant se dérouler en parallèle ou de manière séquentielle, ces processus amènent à l'altération des écosystèmes tropicaux par la perte sèche de biodiversité et la modification des processus écologiques fondamentaux (stockage de carbone, capacité de résilience des écosystèmes face aux perturbations, etc.), le tout accompagné de nombreux effets indirects (Malhi et al., 2014).

## **1.3. Déforestation ou conversion en zones non forestières**

Définie comme le déboisement d'une forêt pour la mise en place de zones agricoles, de zones d'habitation ou d'autres infrastructures humaines (Edwards et al., 2014), la conversion forestière dans les écosystèmes tropicaux est majoritairement destinée au développement de zones à vocation agricole (Gibbs et al., 2010; Hansen et al., 2013) avec, par exemple, plus de 80 % de la conversion en Afrique liée à la progression de l'agriculture (UN Food Agric. Organ. (FAO), 2001). Cette conversion de la forêt aux champs peut s'effectuer à deux grandes échelles. D'une part, une conversion vers de l'agriculture à petite échelle en vue de la production de cultures vivrières ou de rente et d'autre part, le développement d'une agriculture industrielle à large échelle ou du pastoralisme par la mise à blanc d'importantes surfaces forestières (Malhi et al., 2014). À côté de l'agriculture et de manière plus marginale, on retrouve d'autres sources de modification des terres forestières. La construction de routes et barrages, l'extraction minière ou le prélèvement d'énergies fossiles entrent, par exemple, dans cette catégorie (Malhi et al., 2014). L'analyse à haute résolution fournie par Hansen et al. (2013) montrent que sur la période 2000-2012, le taux annuel moyen de conversion des forêts denses tropicales forestières, définies comme plus de 50 % de couvert forestier, vers d'autres affectations des terres atteignait 74 400 km<sup>2</sup> par an, soit une diminution relative 0,45 % des surfaces couvertes par ces forêts chaque année (Malhi et al., 2014). Si l'analyse est effectuée

selon les trois grandes régions tropicales, les taux relatifs annuels atteignent respectivement 0,62 %, 0,45 % et 0,28 % pour les zones tropicales asiatiques, américaines et africaines (Hansen et al., 2013). La conversion à large échelle domine en Asie du sud-est et en Amérique alors qu'elle est majoritairement entreprise en Afrique par des petits propriétaires fonciers (Kissinger et al., 2012). Ce constat associé à l'exode rural, la croissance des secteurs minier et pétrolier (Rudel, 2013) et l'instabilité politique de certains pays d'Afrique centrale explique le déclin des taux de déforestation observés entre 1990 et 2010 par Mayaux et al. (2013) dans une grande partie de l'Afrique. Si ces obstacles étaient retirés, l'Afrique tropicale serait sans doute confrontée à une phase d'expansion de l'agriculture industrielle (Malhi et al., 2013). En Amérique du sud, la réduction de la déforestation au sein des forêts tropicales brésiliennes entre 2004 et 2012 (OBT, 2013) coïncide avec son augmentation dans les pays voisins et surtout dans les régions subtropicales plus sèches (Hansen et al., 2013), processus typique décrit sous le terme de fuites (ou *leakage* en anglais) (Meyfroidt et al., 2010).

#### **1.4. Dégradation des forêts tropicales**

Trois sources de dégradation forestière : l'exploitation forestière, la chasse, et les feux sont généralement reconnues (Bennett and Robinson, 2000; Cochrane, 2003; Edwards et al., 2014; Lewis et al., 2015).

##### **1.4.1. Exploitation forestière**

Avec seulement 18 % de pays tropicaux affirmant posséder des surfaces forestières préservées plus grandes que les zones forestières exploitées (UN Food Agric. Organ. (FAO), 2010), la majeure partie des forêts tropicales a au minimum subi le passage d'un cycle d'exploitation (Malhi et al., 2014). Entre 2000 et 2005, l'empreinte géographique de l'exploitation forestière atteignait 15 à 20 fois celle de la déforestation (Asner et al., 2009). Une telle empreinte montre l'importance d'étudier les impacts de ce type d'activité sur la biodiversité. Ceci sera développé plus en détails dans le point 1.6.3. Cependant, la répartition des essences commerciales tout comme les dégâts subis par les arbres non prélevés lors de l'exploitation étant très hétérogène, il est difficile de catégoriser les zones perturbées directement par l'exploitation et les zones épargnées sans une analyse à une échelle plus fine (Malhi et al., 2014). Le concept des *Intacts Forest Landscapes*, IFL, développé par *Greenpeace* et le *World Resource Institute* (WRI), tente quant à lui d'appréhender la perturbation par le haut via une approche à plus large échelle basée sur la télédétection entraînant aussi l'omission de toutes les perturbations non visibles depuis un satellite (Haurez et al., 2017).

Qui plus est, « l'étendue de la dégradation entraînée par l'exploitation sélective, au-delà de la modification de la composition biotique, de la structure et du fonctionnement de la forêt, est surtout dictée par le nombre, le délai, l'intensité et l'étendue des derniers événements d'exploitation associés aux autres perturbations comme la fragmentation ou bien la chasse » (Malhi et al., 2014). Parmi ces quatre variables descriptives de l'exploitation, les trois autres étant purement liées au contexte local, c'est surtout l'intensité d'exploitation qui varie entre les trois régions tropicales avec des prélèvements surpassant les 10 arbres à l'hectare en Asie

du sud-est (Sist et al., 2003) alors qu'ils sont en moyenne compris entre 1 et 2 pour les forêts du bassin congolais et amazonien (Putz et al., 2012). En effet, dans le bassin du Congo, l'exploitation est connue pour être extrêmement sélective (Ruiz Pérez et al., 2005).

À côté de l'exploitation sélective, la production de bois énergie, localisée autour des zones plus densément peuplées, comme par exemple le bassin d'approvisionnement de la ville de Kinshasa (Schure et al., 2014), entraîne également une dégradation des formations forestières situées à proximité (Gond et al., 2016), généralement initiée par une phase d'extraction des essences commerciales les plus intéressantes (Ahrends et al., 2010).

#### **1.4.2. Chasse**

La seconde source de dégradation des forêts tropicales, la chasse, constitue sans doute l'une des premières à laquelle elles ont été confrontées au cours de l'Anthropocène, ayant entraîné l'extinction d'une grande partie de la mégafaune (Lewis et al., 2015). En Amérique du sud, 83 % d'entre elle a par exemple disparu (Lewis & Maslin, 2015), induisant sans doute par des effets en cascade la moindre biomasse aérienne retrouvée sur ce continent en comparaison des deux autres régions tropicales (Lewis et al., 2013). Généralisée à l'échelle des écosystèmes tropicaux, même dans les zones sous statut de protection (Laurance et al., 2012), la chasse peut être durablement pratiquée sous le seuil d'un habitant au km<sup>2</sup> en ciblant des espèces avec des dynamiques populationnelles rapides (Bennett and Robinson, 2000). Au-dessus de ce seuil, la chasse entraîne rapidement une défaunation massive des massifs forestiers caractérisés dès lors par des modifications de structure et de dynamique traditionnellement décrit sous le terme du syndrome des forêts vides (ou *empty forest* en anglais) (Redford, 1992). Chassés préférentiellement (Fa et al., 2005), les grands vertébrés ont souvent disparu de ces *empty forests*. Dans plusieurs études couvrant les trois régions tropicales, la disparition progressive de ces espèces clés pour les processus d'herbivorie, de dispersion et de prédation des graines a entraîné une réduction de la dispersion des grosses graines et de la survie de leurs plantules (à Borneo (Harrison et al., 2013), au Congo (Poulsen et al., 2013) et en Amazonie (Terborgh et al., 2008)). En termes de structure forestière, une chute de 34 % de la biomasse forestière a par exemple été observée dans des forêts défaunées du continent africain (Poulsen et al., 2013).

Dans chaque région tropicale, la chasse est spatialement très hétérogène selon la disponibilité et l'accès en faune, la variation de densité de population et les normes culturelles associées à la consommation de viande de brousse (Malhi et al., 2014). Cependant, le taux d'extraction de la biomasse animale totale est plus important en Afrique et dans le sud-est asiatique qu'en Amazonie. Il atteint, par exemple, 4 900 tonnes par an dans les forêts d'Afrique centrale (Fa et al., 2002), 90 fois plus élevé que le taux d'extraction par km<sup>2</sup> associé à l'Amazonie. Malgré cette tendance, localement certaines zones forestières d'Amérique du sud ont atteint des réductions de taille de population de 100 % pour les taxons ciblés par la chasse (Laurance et al., 2007).

La chasse et la défaunation du milieu qui en découle sont considérées par certains comme « la cause d'une nouvelle ère d'appauvrissement spécifique des plantes de forêt tropicale » (Beaune et al., 2013).

### **1.4.3. Feux**

La plupart des feux au sein des écosystèmes tropicaux sont d'origine anthropique, le régime naturel des feux ayant été modifié sur deux tiers des zones terrestres tropicales (Shlisky et al., 2009). Avec un effet moins dispersé spatialement que les deux autres sources de dégradation précédemment décrites, le feu n'en est pas moins un facteur perturbateur important des forêts tropicales, surtout au sein des formations humides non adaptées à des feux même de faible intensité (Malhi et al., 2014). Diverses expérimentations et observations en Amazonie (Barlow et al., 2003; Gerwing, 2002) et dans le sud-est asiatique (Van Nieuwstadt and Sheil, 2005) ont montré les effets dévastateurs des feux au sein des forêts tropicales humides. La structure forestière tout comme la composition biotique sont impactées localement de manière plus importante que lors de l'exploitation ou la fragmentation de ces mêmes milieux. La structure subit par exemple une plus grande ouverture de la canopée et une diminution de la biomasse aérienne. Des taux de mortalité accentués et une modification des communautés animales ont aussi été observés (Barlow et al., 2006). Augmentant les événements de sécheresse et la température moyenne, le changement climatique accroît la sensibilité des milieux tropicaux aux feux. Des feux répétés sur des formations forestières déjà dégradées peuvent aboutir au phénomène de secondarisation du milieu avec la dominance d'espèces pionnières à cycle de vie court (Barlow and Peres, 2008; Xaud et al., 2013) et à termes une « savanisation » généralisée des milieux précédemment forestiers (Brando et al., 2014; Cochrane, 2003).

Souvent identifié dans la littérature comme un des éléments perturbateurs face à la reconstitution forestière après dégradation (Lewis et al., 2015; Poulsen and Clark, 2010), les feux anthropogéniques doivent être régulés et intégrés dans la gestion des milieux forestiers tropicaux avec une attention particulière pour les forêts humides où leurs impacts sont d'autant plus conséquents.

### **1.5. Fragmentation de la forêt**

Définie comme le passage d'un massif forestier continu à des patchs isolés par des zones non forestières (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2002), la fragmentation forestière touche toute la région pantropicale (Lewis et al., 2015). Intense dans certaines régions, les vastes bassins congolais et amazonien semblent quant à eux relativement épargnés par le processus de fragmentation (Lewis et al., 2015). À l'inverse, la forêt atlantique brésilienne dont 91 % de la surface est située à moins d'1 km d'une lisière (Haddad et al., 2015) et 80 % des patchs forestiers persistants sont inférieurs à 50 ha (Ribeiro et al., 2009) subit une fragmentation de son territoire extrêmement importante.



Agissant de manière moins visible que les deux autres processus d'altération précédemment décrits, la fragmentation impacte l'écosystème forestier sous deux formes majeures (Lewis et al., 2015; Malhi et al., 2014).

La première, liée à la réduction de la connectivité du paysage forestier, entraîne des perturbations dans la dynamique méta-populationnelle et une perte de biodiversité (Ferraz et al., 2003). Selon la théorie de la biogéographie insulaire (MacArthur and Wilson, 1967), l'intensité de cet impact est déterminée en grande partie par la taille et le degré d'isolement des patchs forestiers persistants (Ferraz et al., 2007) *via* la présence ou non de corridors permettant une continuité du flux de gènes et la migration d'individus (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2002). De plus, la perte de biodiversité peut suivre immédiatement la fragmentation ou bien s'étaler dans le temps amenant à la notion de « dette d'extinction » (Hanski, 2000). Cette dette découle de la vulnérabilité accrue des populations persistantes à la stochasticité environnementale et démographique suite à une réduction de l'habitat et/ou de l'effectif des populations, augmentant ainsi le risque d'extinction (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2002; Wearn et al., 2012).

Le second impact est l'augmentation de l'effet de lisière, *edge effect* en anglais, dont l'intensité dépend plutôt de la forme et de la taille des patchs forestiers persistants (Laurance and Yensen, 1991). Les modifications internes liées à cet effet de lisière, en plus du microclimat, se traduisent par une altération de la composition *via* l'apparition d'espèces généralistes adaptées aux milieux perturbés aux dépens des espèces spécialistes et une augmentation de la mortalité des individus situés en lisière (Andren, 1994; Broadbent et al., 2008; Laurance et al., 2011; Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2002). Une diminution de la capacité de stockage de carbone est également observée dans le patch forestier (Berenguer et al., 2014) et plus encore à sa lisière (Laurance et al., 2002) suite au remplacement des espèces adaptées aux forêts matures par les espèces de début de succession de plus faible densité de bois et biomasse (Laurance et al., 1997). Ce processus entrainerait même le relargage d'importantes quantités de dioxyde carbone dans l'atmosphère (Laurance et al., 1998).

Une étude effectuée au Brésil montre que le pattern de fragmentation des forêts suit majoritairement le réseau routier (Dale and Pearson, 1997). Souvent liée à l'exploitation forestière, l'exemple des routes permet de bien comprendre la synergie existante entre les différents processus d'altération de la biodiversité rendant difficile la compréhension des conséquences liées à chacun. En effet, l'ouverture des routes amènent à fragmenter le milieu avec toutes les conséquences décrites ci-dessus mais augmentent aussi la pression de chasse en fournissant un accès au massif (Laurance et al., 2009; Lewis et al., 2015), le risque d'introduction de pathogènes et d'espèces invasives (Schulze et al., 1996), le risque de feux suite à l'assèchement du milieu (Edwards et al., 2014) et la possibilité pour des populations de s'installer et d'effectuer une conversion agricole du milieu forestier (Laurance and Useche, 2009).

## **1.6. Les affectations des terres forestières et leurs impacts sur la biodiversité tropicale**

### **1.6.1. Concepts**

Après avoir décrit la biodiversité sous les tropiques et les principaux processus d'altération auxquels elle est soumise, les impacts des affectations des terres sur cette même biodiversité vont maintenant être abordés.

Avant toute chose, il convient de définir et différencier les termes d'« affectation des terres » et d'« utilisation des terres », décrits en anglais respectivement par *land allocation* et *land use*. La littérature scientifique propose des définitions multiples pour ces termes et parfois difficilement distinguables. Dans la suite du travail, les définitions proposées ci-après seront utilisées.

L'utilisation des terres est définie par les « pratiques d'utilisation des terres (développées) par les sociétés humaines pour diverses activités socio-économiques » (Oyono et al., 2013). Selon les lignes directrices proposées par le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) en 2006, cette catégorie regroupe les « terres forestières; terres cultivées, prairies, zones humides, établissements et autres terres (par ex., sols dénudés, roches, glace, etc.) » (IPCC, 2006). Chaque utilisation des terres est ensuite affectée à un but précis et cette « affectation résulte d'un processus de planification impliquant toutes les parties prenantes: administration, populations locales, secteur privé, société civile, institutions de recherche, etc. » (Oyono et al., 2013).

Quand les écosystèmes forestiers sont convertis massivement en d'autres utilisations des terres, deux grands types de stratégies de protection peuvent être développés (Bruggeman et al., 2015). D'une part, une politique d'intensification agricole est mise en place sur les zones déjà converties pour réduire la pression sur les formations naturelles et d'autre part, un zonage est développé permettant d'aménager le territoire forestier persistant en espaces à usages particuliers dont la protection (Bruggeman et al., 2015; Oyono et al., 2013). Le Cameroun a par exemple développé son propre Plan de Zonage forestier (PZF) en 1993 et redéfini le cadre légal autour des utilisations des terres forestières *via* la loi forestière nationale de 1994 (Côté et al., 1993; République du Cameroun, 1994) permettant une gestion plus claire des espaces forestiers nationaux. Une description plus précise du contexte forestier camerounais sera présentée au point 1.7.

### **1.6.2. Protège-t-on réellement la biodiversité dans les aires protégées ?**

L'affectation des terres forestières dite de protection est principalement représentée par les aires protégées. Ces dernières peuvent être catégorisées selon une typologie proposée par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) (IUCN, 1994) et recevoir des classements internationaux comme les réserves de biosphère du programme *Man and Biosphere* de l'UNESCO ou les zones humides à statut RAMSAR.

Certaines études ont remis en cause l'efficacité du rôle protecteur associé à ces aires protégées. Ce problème bien connu dans le monde de la conservation est parfois abordé par le concept de *paper parks* en anglais, illustrant une protection de la nature/biodiversité qui n'existe que sur papier. Une étude pantropicale réalisée en 2012 sur 60 aires protégées et 31 groupes d'espèces et basée sur des interviews d'experts a par exemple montré que près de la moitié des zones échantillonnées ont subi au cours des 20 à 30 ans passés une perte de biodiversité (Laurance et al., 2012). Cependant, parmi les facteurs prédictifs les plus importants, on retrouve des changements écologiques se déroulant à l'extérieur des zones sous statut de protection comme les feux ou une exploitation forestière croissante (Laurance et al., 2012). Ce dernier point montre que les efforts de protection doivent intervenir autant à l'intérieur des aires protégées qu'au niveau du paysage environnant. Une étude produite par le WWF en 2014 montre également une chute de 18 % entre 1970 et 2010 d'un indicateur de biodiversité, le *Live Planet Index*, au sein des aires protégées terrestres (WWF, 2014).

À *contrario*, certaines études soulignent l'efficacité des aires protégées (Bruner et al., 2001) et ont par exemple montré l'efficacité de nombreux parcs, même les moins financés, pour stopper le front de défrichement et ainsi réduire une des menaces les plus importantes pour les écosystèmes et les espèces s'y retrouvant. Une étude plus récente couvrant 15 sites pantropicaux et près de 250 espèces de mammifères et d'oiseaux ne montre pas de déclin systématique de la biodiversité animale dans les aires protégées étudiées (Beaudrot et al., 2016). Cependant, ils réaffirment que l'atténuation de la crise de la biodiversité ne peut pas être menée seulement au sein des aires protégées, de nombreuses espèces se retrouvant partiellement ou totalement en dehors de leurs limites (Beaudrot et al., 2016; Jenkins et al., 2013). Une richesse spécifique et une abondance des espèces supérieures sont également constatées par Gray et al. (2016) au sein des aires protégées par rapport au milieu environnant.

Le débat sur l'efficacité des aires protégées reste donc entier avec une conservation efficace de la biodiversité pour certains (Beaudrot et al., 2016; Bruner et al., 2001; Gray et al., 2016) et une efficacité discutée pour d'autres (Laurance et al., 2012; WWF, 2014). En 2010, le Plan Stratégique pour la Biodiversité 2010-2020 a engagé les pays signataires à développer leur réseau d'aires protégées pour atteindre une couverture de 17 % des territoires terrestres selon le 11<sup>ème</sup> objectif d'Aichi. Cependant, les aires protégées recouvrent aujourd'hui un peu moins de 15 % des milieux terrestres (UNEP-WCM and IUCN, 2016). De nouvelles zones dédiées à une affectation de protection devront donc être mises en place d'ici 2020. Leur localisation devrait être décidée sur base d'une collaboration internationale pour établir un réseau de protection cohérent à l'échelle planétaire sachant que 78 % des sites importants pour la biodiversité ne sont toujours pas protégés adéquatement (Butchart et al., 2015; Di Minin and Toivonen, 2015). Les moyens financiers alloués à ces nouvelles aires protégées devront être débloqués facilement pour éviter la création de *paper parks* (Di Minin and Toivonen, 2015).

### **1.6.3. Les concessions et leurs rôles de conservation de la biodiversité**

Sous les tropiques, l'affectation de production associée aux territoires forestiers est majoritairement représentée par l'exploitation sélective (Edwards et al., 2014), avec près de 400 millions d'hectares assignés au domaine forestier permanent (Blaser et al., 2011). Avec une telle emprise géographique toujours croissante (Asner et al., 2009), il est nécessaire d'améliorer la compréhension des impacts à long terme de l'exploitation sélective sur la biodiversité. Cependant, l'avis de la communauté scientifique diverge sur le potentiel conservatoire associé aux concessions forestières et la synergie entre les processus de dégradation, illustrée précédemment avec l'exemple des routes forestières, ne permet pas toujours une distinction précise des effets purement liés à l'exploitation.

Une modification de la composition spécifique est inévitablement induite par l'exploitation (Edwards et al., 2011; Gourlet-Fleury et al., 2013a). Les espèces à haute valeur commerciale sont prélevées et un déclin des espèces sensibles aux perturbations est observé autant du point de vue végétal qu'animal (Edwards et al., 2011). Les essences longévives associées aux forêts matures non perturbées font partie de ces espèces sensibles (Baraloto et al., 2012) tout comme les animaux avec de faibles niches écologiques tels que certains amphibiens (Ernst et al., 2006). Chassées préférentiellement (Fa et al., 2005), un déclin des espèces de grande taille est aussi à redouter au sein des exploitations. À l'opposé, certaines espèces comme le gorille (*Gorilla gorilla gorilla* Savage & Wyman, 1847) profitent des perturbations générées par l'exploitation pour trouver des zones à canopée plus ouverte avec une concentration en herbacées plus importante, base de leur alimentation (Haurez et al., 2013).

Malgré ces possibles perturbations de la chaîne alimentaire, deux méta-analyses pantropicales révèlent que les forêts exploitées possèdent une richesse spécifique animale et végétale similaires aux zones matures non perturbées adjacentes (Gibson et al., 2011; Putz et al., 2012). La plupart des fonctions et services associés aux forêts tropicales sont également maintenus par l'exploitation (Edwards et al., 2011; Putz et al., 2012). Concernant le stockage de carbone, les émissions par unité de surface liées à l'exploitation sont bien plus faibles que celles issues de la conversion en zones agricoles ou en plantation (Asner et al., 2010). Malgré une chute initiale suite au prélèvement des essences commerciales, 76 % du stock de carbone persiste peu de temps après le premier passage de l'exploitation (Putz et al., 2012). Une reconstitution complète du stock peut prendre plusieurs décennies dépendant de l'intensité de l'exploitation pour certains (Bonnell et al., 2011; Rutishauser et al., 2015) ou des conditions climatiques et pédologiques pour d'autres (Poorter et al., 2016) mais 24 ans après le passage de l'exploitation, les forêts du site de M'Baïki en République centrafricaine montrent un taux moyen de reconstitution de la biomasse égal à 144 % (Gourlet-Fleury et al., 2013b). Une reconstitution totale est même observée après 16 années pour les exploitations forestières à impact réduit en Amazonie (West et al., 2014). Pour finir, le rôle des forêts de production pour la conservation de la biodiversité, mais aussi pour le stockage du carbone, est largement admis pour un certain nombre d'auteurs et d'acteurs (Nasi et al., 2012).

Par ailleurs, la stratégie de mise sous cloche des aires protégées tend à isoler ces dernières dans une matrice paysagère perturbée (DeFries et al., 2005) rendant difficile la conservation des espèces à large domaine vital (Peres, 2005). Les concessions forestières effectuant une exploitation sélective peuvent dès lors constituer une opportunité mêlant production et protection, permettant d'améliorer la connectivité entre le réseau d'aires protégées existant et maintenant les dynamiques méta-populationnelles par le flux de gènes ou les migrations (Edwards et al., 2014; Elkin and Possingham, 2008). Si un rôle de protection est alloué aux concessions forestières, il est dès lors primordial de s'assurer de leur maintien au cours du temps (Edwards et al., 2014), la plus grande menace pour ces forêts restant la conversion vers d'autres utilisations des terres plus lucratives suite à l'appauvrissement de la forêt (Robinson et al., 2014).

### **1.7. Contexte forestier camerounais**

Les forêts tropicales humides du Cameroun, majoritairement situées au sud du pays, représentent 10 % des 2 millions de km<sup>2</sup> couverts par le vaste bassin forestier congolais et 37 % du territoire national (De Wasseige et al., 2015; WRI, 2007). Pionnier dans cette démarche en Afrique centrale et sous la pression de la Banque Mondiale, l'état camerounais amorce à la fin des années 1980 une transition dans sa gestion de la ressource forestière nationale afin d'augmenter les revenus liés au secteur. Appartenant initialement au domaine national avec des droits coutumiers, les terres forestières sont maintenant gérées par différents acteurs et affectées à des usages spécifiques principalement la protection et la production (Bruggeman et al., 2015). Ce nouveau zonage de la forêt et des affectations associées est décrit précisément au sein du Plan de Zonage Forestier (PZF) de 1993 et dans la loi forestière de 1994 (Côté et al., 1993; République du Cameroun, 1994). Ce PZF affecte les forêts camerounaises à des « usages particuliers (production, protection, récréation, enseignement, recherche, etc.) » et les assigne au domaine forestier permanent ou non permanent (Bruggeman et al., 2015; Oyono et al., 2013). Ces deux catégories forment le domaine forestier national et représentent respectivement 94 % et 6 % de ce dernier (WRI, 2007).

Le domaine forestier permanent (DFP) couvre des zones d'habitats forestiers ou fauniques dont le statut ne pourra pas être modifié au cours du temps, donnant un caractère permanent à ces utilisations des terres. La loi forestière de 1994 dans l'article 22 impose qu'au minimum 30 % du territoire national soit en tout temps assimilé au DFP, la gestion de ces terres devant être en accord avec un plan d'aménagement précédemment approuvé par l'état (République du Cameroun, 1994). Ce seuil est actuellement dépassé avec 35 % du territoire national, 16,3 millions d'ha, recouvert par le DFP (WRI, 2007). Plus précisément, les forêts du DFP sont subdivisées en deux catégories selon qu'elles relèvent du domaine privé de l'état, appelées forêts domaniales, ou du domaine privé de la commune. Les forêts domaniales englobent les concessions forestières et les aires protégées. En 2011, 55 % du DFP était composé de forêts de production, concessions forestières et forêts communales, les aires protégées représentant les derniers 45 % (WRI, 2007) (Figure 1). Le domaine forestier non permanent (DFNP) contient quant à lui des terres forestières susceptibles d'être assignées

à des utilisations autres que forestières dans le futur (République du Cameroun, 1994). Le DFNP est majoritairement constitué par les forêts du domaine national, les forêts communautaires et les forêts des particuliers. Toute forêt non classifiée dans le DFP ou DFNP et non détenue par un propriétaire privé est considérée par défaut comme appartenant au DFNP sous le nom de forêts du domaine national (WRI, 2007). Sans les forêts du domaine national, le DFNP couvre 1,1 millions d'ha dont 90 % est formé par les 301 forêts communautaires dénombrées en 2011 (WRI, 2007) (Figure 1).

Trois types de régimes fonciers retrouvés dans les forêts tropicales du sud-est du Cameroun ont été étudiés dans le cadre de ce travail de fin d'études.

**Les aires protégées** recouvraient en 2011 presque 7,4 millions d'ha, soit 16 % du territoire national (WRI, 2007). Entre 2006 et 2011, une augmentation de la superficie couverte par les aires protégées de 8 % a été observée. Cette augmentation est due à la création de 10 nouveaux parcs nationaux dont 6 précédemment considérés comme réserve forestières (WRI, 2007). Les aires protégées, surtout au nord du pays, comprennent en leurs limites des territoires non forestiers expliquant que 22 % du DFP n'est en réalité pas constitué de formations forestières (WRI, 2007). La loi de 1994 assigne à la catégorie « aire protégée », des zones à vocation parfois très différentes dans lesquelles on retrouve par exemple les Zones d'Intérêt Cynégétique (République du Cameroun, 1994) (Figure 1).

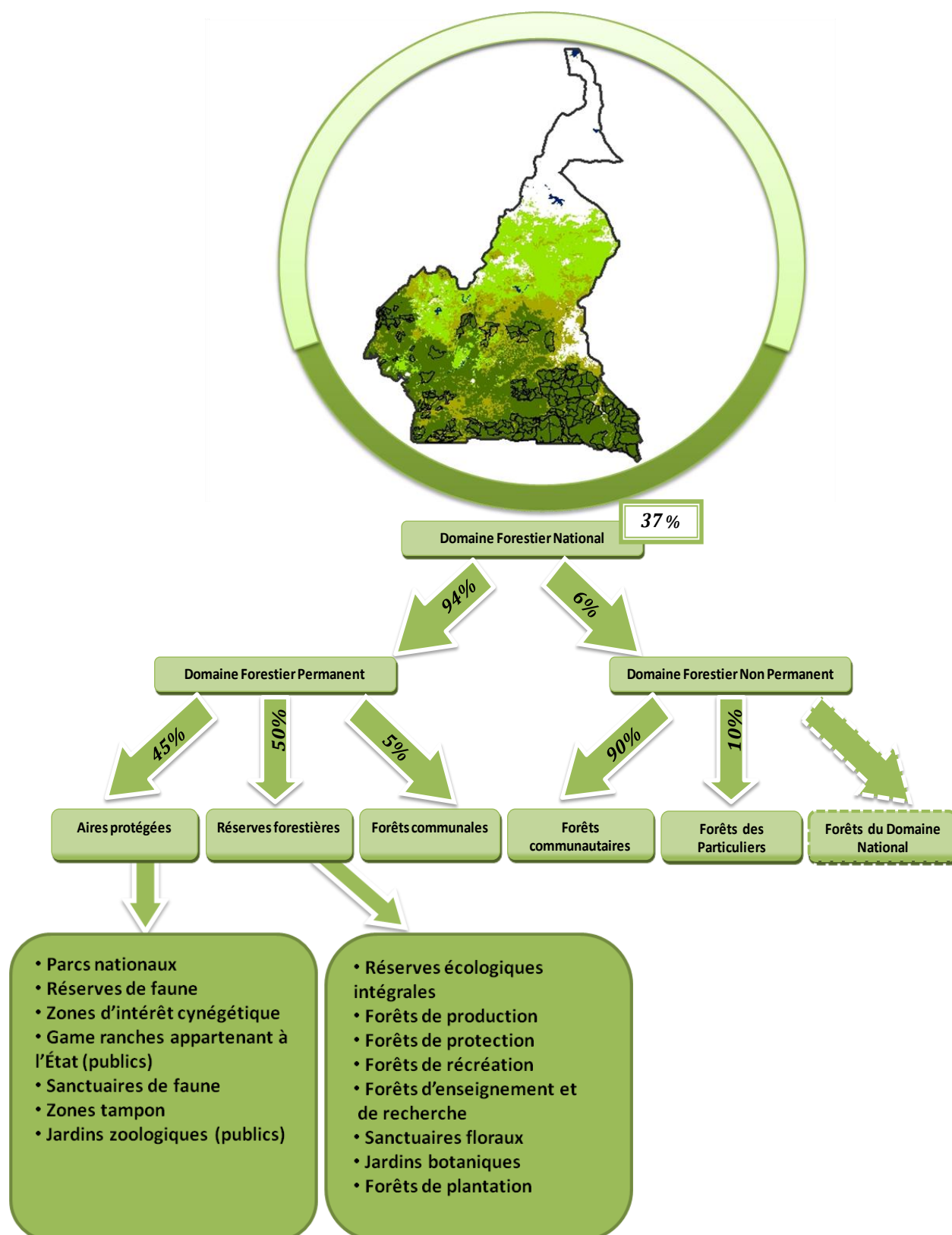
**Les forêts de production** allouées aux concessions forestières atteignent au maximum 200 000 ha et sont constituées d'Unités Forestières d'Aménagement (UFA) obtenues pendant 15 ans sur base d'un appel d'offre, période renouvelable pour atteindre la rotation minimum de 30 ans (Bruggeman et al., 2015; Eba'a Atyi et al., 2013; Mathot, 2003; WRI, 2007). Le plan d'aménagement développé par les concessions forestières doit contenir « les objectifs et règles de gestion de cette forêt, les moyens à mettre en œuvre pour atteindre les objectifs, ainsi que les conditions d'exercice des droits d'usage par les populations locales » (République du Cameroun, 1994). Les zones envisagées pour l'exploitation sont matérialisées sur carte sous la forme de blocs quinquennaux d'exploitation plus ou moins équivalumes comprenant chacun 5 Assiettes Annuelles de Coupe équisurfaces. Des données plus précises sur le volume, les essences et la zone à exploiter sont fournies avant l'exploitation dans le Plan Annuel des Opérations au Ministère des Forêts et de la Faune, MinFoF, l'exploitation démarrant sous réserve de leur accord. On dénombre 111 UFA dans les forêts camerounaises couvrant presque 7,1 millions d'ha correspondant à 40 % du domaine forestier national (WRI, 2007) (Figure 1). Parmi celles-ci, 87 sont allouées aux concessions forestières. Un total de 72 concessions, représentant 72 % de la surface couverte par toutes les UFA, opèrent sous un plan d'aménagement validé par le MinFoF (Marquant et al., 2015; WRI, 2007). Plus de 3 millions d'ha sont certifiés « production légale » sous les labels OLB et TLTV au sein des UFA (WRI, 2007). Si on considère l'unique certification FSC, 14 UFA étaient certifiées en 2011 représentant une surface légèrement supérieure au million d'ha et près de 13 % des zones certifiées FSC en Afrique (WRI, 2007).

Concept unique dans le contexte régional bien que des catégories similaires tendent à apparaître dans les législations forestières des pays voisins (Nasi et al., 2012), **les forêts communautaires** du Cameroun attribuent une gestion totale de la ressource forestière aux communautés villageoises. Cette gestion est basée sur un Plan Simple de Gestion (PSG) couvrant une surface maximale de 5 000 ha et approuvé par l'administration pour 25 ans avec une révision tous les 5 ans (Lescuyer, 2012; Nasi et al., 2012; République du Cameroun, 1994; WRI, 2007). Les droits coutumiers restant souvent informels, ce PSG permet d'asseoir les droits des communautés locales et autorisent la vente des produits forestiers par ces dernières (Lescuyer, 2012). Malgré la lourde procédure associée au PSG (inventaire des ressources, plan d'activités forestières et de gestion de la faune et bénéfices attendus), 262 communautés villageoises sont arrivées au bout du parcours administratif cumulant une superficie totale de 894 871,9 ha (Vermeulen, 2014).

La problématique du foncier reste importante pour la compréhension de la gestion de l'espace en Afrique centrale. Les statuts juridiques découlant des lois forestières se confrontent souvent aux droits d'usage coutumiers s'exerçant sur certaines terres forestières amenant à des tensions entre le gouvernement et les communautés villageoises (Lescuyer, 2012). Malgré une reconnaissance antérieure de ces droits, l'état camerounais « retient la propriété de toutes les terres forestières et peut y imposer des modes de gestion formels » selon la loi forestière de 1994, surpassant ainsi les droits coutumiers (Lescuyer, 2012). Ces modes de gestion ont considérablement modifié les maîtrises foncières associées aux anciennes forêts domestiques, partie du terroir villageois couverte de forêts (Karsenty et al., 1997; Lescuyer, 2012; Michon et al., 2007). Typiquement, les droits coutumiers associés à l'accès et à la collecte du bois dans les forêts domestiques ne sont plus reconnus comme tels lorsque la zone est assignée en concession forestière, aire protégée ou forêt communautaire (Lescuyer, 2012).

Qui plus est, les notions de régime foncier et de droit de la propriété sont souvent confondues dans la littérature (Robinson et al., 2014). Selon la définition proposée par l' *U.S. Agency for International Development* (USAID), le régime foncier correspond à un ensemble d'institutions, de politiques ou de règles qui définissent la manière dont les droits de propriété de la terre et de ses ressources sont alloués, transférés, utilisés et protégés, à qui ils le sont et pour combien de temps (Robinson et al., 2014; USAID, 2013). Le régime foncier tout comme les droits de propriété qu'il confère forment des ensembles de droits. Sur le terrain, le droit de propriété privée individuelle conférée à une entité précise telle qu'un individu, un organisme public (par exemple le service des parcs nationaux) ou une entreprise privée (par exemple les concessions forestières) sur une terre correspond à la « forme de régime foncier », *land tenure form* en anglais (Robinson et al., 2014). Les aires protégées, les concessions forestières et les forêts communautaires sont donc plus précisément des « formes de régime foncier » mais elles seront décrites dans la suite de ce document sous le terme plus simple de « régime foncier » permettant de faciliter la lecture.





**Figure 1** : Classification des terres forestières selon la Loi des Forêts 94/01 du 20 janvier 1994. Les proportions de chacune des catégories proviennent de la 3ème version de l'Atlas Forestier Interactif du Cameroun (WRI, 2012). La carte présente les formations végétales retrouvées au Cameroun selon la classification définie par Mayaux et al.(2004) (en vert foncé :forêts denses humides , forêts montagnardes et submontagnardes et forêts marécageuses, en vert clair : forêts sèches décidues et en brun : mosaïques forêts/cultures et forêts/savanes). Les polygones noirs correspondent aux UFA attribuées aux concessions forestières.

## **2. Objectifs**

### **2.1. Objectif général**

L'objectif général de ce travail de fin d'études est d'évaluer la biodiversité animale et végétale retrouvée dans trois régimes fonciers du sud-est du Cameroun et de quantifier les impacts d'une gestion forestière différenciée sur cette dernière. La biodiversité a été analysée selon trois composantes : la structure forestière, la biodiversité floristique et la biodiversité faunistique. La biomasse végétale aérienne, partie intégrante de la structure forestière, a également été comparée entre les régimes étudiés. Les régimes fonciers étudiés sont :

- Une aire protégée : la Réserve de Faune du Dja ;
- Une concession forestière soumise à une exploitation sélective du bois d'œuvre, gérée par la société Pallisco, certifiée FSC. Plusieurs modalités de durées depuis le passage de l'exploitation ont été considérées au sein de cette concession : 2 modalités pour les données faunistiques (exploité il y a 17 ans et 27 ans) et 6 modalités pour les données floristiques (jamais exploité, exploité il y a 3 ans, 5 ans, 12 ans, 15 ans et 27 ans) ;
- Trois forêts communautaires (Medjoh, Avilso et Eschiambor), gérées par les populations locales.

Cette étude se base sur trois hypothèses de travail :

- Les conditions pédologiques et topographiques tout comme les formations forestières sont considérées similaires à l'origine entre tous les sites échantillonnés.
- Les trois régimes fonciers, suite à un passé contrasté dans la gestion des ressources forestières, forment un gradient théorique de perturbation. Sur ce gradient, la Réserve de Faune du Dja est considérée comme un témoin de site jamais exploité pour le bois d'œuvre. Les forêts communautaires, à l'opposé, sont considérées comme le niveau de perturbation maximal. Les sites situés au sein de la concession sont ordonnés sur le gradient de perturbation sur base de la durée post-exploitation, correspondant à la différence entre l'année de collecte des données et l'année d'exploitation.
- Ces trois régimes fonciers ont induit des évolutions différentes de la biodiversité animale et végétale. Cette évolution peut être mise en relation avec le gradient théorique de perturbation.

### **2.2. Objectifs spécifiques**

Plusieurs questions de recherche spécifiques sont posées sur base de l'objectif général et orientées selon les trois composantes de la biodiversité identifiées :

#### **1. Structure forestière**

- 1.1. La structure spatiale des peuplements (densité de pieds, surface terrière, diamètre quadratique moyen, densité du bois, structure diamétrique) diffère-t-elle entre les régimes fonciers étudiés ? Le gradient de perturbation est-il un facteur explicatif ?

- 1.2. La structure verticale des peuplements (relations allométriques hauteur-diamètre et hauteur dominante) diffère-t-elle entre les régimes fonciers étudiés ? Le gradient de perturbation est-il un facteur explicatif ?
- 1.3. Existe-t-il une différence de biomasse aérienne entre les régimes fonciers étudiés ?

## **2. Biodiversité floristique**

### **2.1. Composition spécifique**

- 2.1.1. Dans le contexte des forêts du sud-est du Cameroun, la richesse en espèces végétales diffère-t-elle significativement entre les régimes fonciers étudiés ?  
L'exploitation impacte-t-elle significativement la richesse en espèces végétales ?
  - Si oui, la Réserve de Faune du Dja possède-t-elle une richesse significativement supérieure aux autres régimes fonciers permettant de la considérer comme « témoin » de site jamais exploité pour le bois d'œuvre ?
- 2.1.2. Existe-t-il une différenciation de la composition floristique entre les régimes fonciers étudiés ? Le gradient de perturbation est-il un facteur explicatif ?

### **2.2. Composition fonctionnelle**

- 2.2.1. Si la richesse spécifique est appréhendée par guildes de régénération (Pionnières (P), Héliophiles non pionnières (NPLD), Essences d'ombre (SB)), des différences significatives sont-elles observables entre les régimes fonciers étudiés pour chacune des guildes ?
- 2.2.2. Les pourcentages associés aux guildes de régénération varient-ils entre les régimes fonciers étudiés ? Le pourcentage d'espèces pionnières est-il explicatif du gradient de perturbation ?

## **3. Biodiversité faunistique**

### **3.1. Composition**

- 3.1.1. Dans le contexte des forêts du sud-est du Cameroun, la richesse spécifique en vertébrés terrestres diffère-t-elle significativement entre les régimes fonciers étudiés ? L'exploitation impacte-t-elle significativement la richesse en vertébrés terrestres ?
  - Si oui, la Réserve de Faune du Dja possède-t-elle une richesse significativement supérieure aux autres régimes fonciers permettant de la considérer comme « témoin » ?
- 3.1.2. Existe-t-il une différenciation de la composition faunistique entre les régimes fonciers étudiés ? Le gradient de perturbation est-il un facteur explicatif ?

### **3.2. Composition fonctionnelle**

- 3.2.1. Si la communauté animale est appréhendée par niveau trophique (consommateurs primaires, prédateurs primaires et prédateurs secondaires), des différences d'abondance sont-elles observables entre les régimes fonciers étudiés pour chaque niveau trophique ? Certaines espèces dominant-elles et si oui sont-elles différentes entre les régimes fonciers étudiés ?

### 3. Matériel et méthodes

#### 3.1. Sites d'étude

Les 3 régimes fonciers étudiés sont localisés en Afrique centrale dans la province de l'Est du Cameroun. Répartis entre 3° 09'-3° 35' N et 12° 45'-14° 21' E, les sites échantillonnés sont distants de maximum 180 km (Figure 2). La zone d'étude est caractérisée par un climat équatorial Aw selon la classification de Köppen-Geiger (Köppen and Geiger, 1954). La température moyenne annuelle et les précipitations annuelles atteignent respectivement 23,1°C et 1 650 mm. Le climat est caractérisé par deux saisons des pluies (d'août à novembre et de mars à juin) entrecoupées par deux saisons sèches (Hijmans et al., 2005). Moins de 100 mm tombent lors des trois mois de la grande saison sèche, de décembre à février (Djuikouo et al., 2010). Les relevés pluviométriques réalisés sur un des sites d'étude sur les sept dernières années indiquent des précipitations comprises entre 510 et 806 mm pour la période de février à mai, alors que le total pour la même période en 2017 atteint seulement 359 mm. Un léger gradient altitudinal est également présent entre les sites d'étude allant d'une altitude moyenne de 627 à 732 m.

Couvrant un socle de roches métamorphiques datant du Précambrien (McGinley, 2008), les sols ferralitiques classiques de la région riches en sesquioxydes de fer et d'aluminium couvrent la zone d'étude (IUSS Working Group WRB, 2015; Jones et al., 2013). Lorsque la nappe phréatique est moins profonde, ces sols peuvent évoluer vers des sols hydromorphes à gley (Gartlan, 1989). Le système hydrographique de la région est dominé par la rivière Dja et ses affluents. Une maille régulière de vallées peu profondes terminées par des zones marécageuses se dessine sur la zone d'étude, surtout sur sa partie ouest dans la Réserve de Faune du Dja (Doucet et al., 2009; Sonké, 1998).

Les formations forestières du sud-est du Cameroun évoluent sur un gradient NE-SO allant du type semi-décidu à sempervirent (Letouzey, 1985). Elles sont assignées dans la catégorie *Moist Central Africa* (Fayolle et al., 2014b). Les forêts de la RFD sont traditionnellement associées quant à elles au type sempervirent (Letouzey, 1985). Cependant, Sonké (1998) décrit les formations forestières de la Réserve comme «une mosaïque d'espèces de forêts semi-caducifoliées et de noyaux d'espèces de forêts sempervirentes». Les forêts de la Réserve subissent en effet l'influence des forêts denses atlantiques depuis l'ouest, des formations forestières congolaises hétérogènes par le sud et des formations forestières semi-décidues riches en Sterculiacées et Ulmacées depuis le nord (Kouob, 2009; Mathot, 2003; Sonké, 1998). La présence de peuplements monodominants de *Gilbertiodendron dewevrei* (De Wild.) J.L Léonard au sein de la forêt *terra firme* (Djuikouo et al., 2010; Kouob, 2009; Sonké, 1998) constitue aussi une particularité associée aux forêts de la Réserve. L'abondance des Sterculiacées et Ulmacées comme le Bété *Mansonia altissima* A.Chev., l'Ayous *Triplochiton scleroxylon* K.Schum. ou encore certains *Celtis spp.* retrouvées dans les forêts de la concession forestière de Pallisco rapprochent plus ces dernières du type semi-décidu

classique<sup>1</sup> (Doucet, 2003) et les amènent à être classifiées comme forêts à *Celtis* (Fayolle et al., 2014). La RFD n'a jamais subi d'exploitation forestière légale depuis sa création (Djuikouo et al., 2010). Cependant, des traces de perturbations anthropiques depuis la fin de l'Holocène ont été identifiées dans bon nombre de forêts tropicales (Barton et al., 2012; Willis et al., 2004) dont celles d'Afrique centrale (Morin-Rivat et al., 2016, 2014). Cette influence de l'activité humaine a également été relevée dans les massifs forestiers du Cameroun (Vleminckx, 2015). Le faciès actuel des forêts du sud-est du Cameroun et plus généralement du bassin du Congo, même protégées, est donc loin de l'intacte forêt primaire.

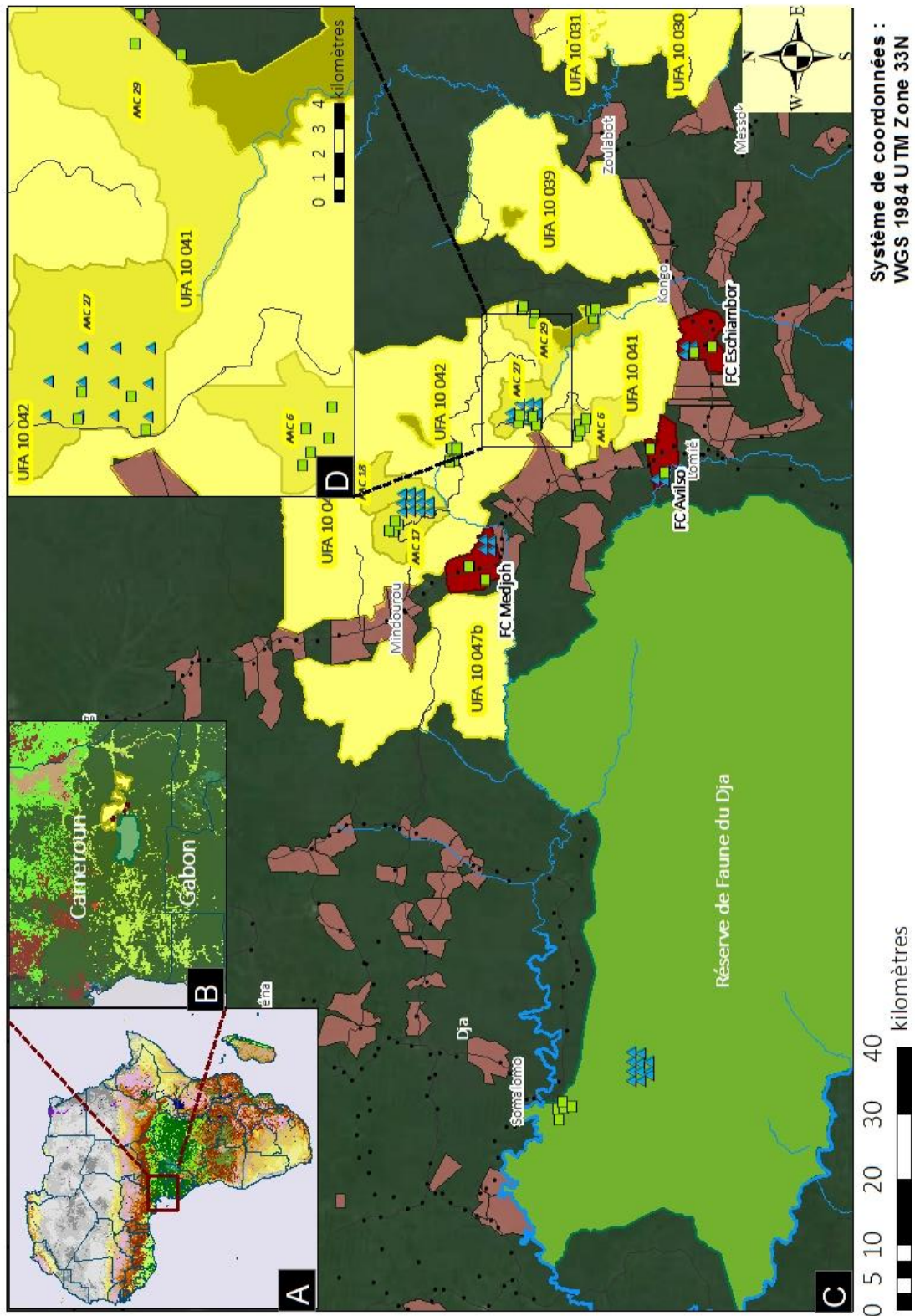
Initialement riche en grands mammifères avec des espèces emblématiques comme l'éléphant de forêt *Loxodonta cyclotis* (Matschie, 1900) ou le gorille (*Gorilla gorilla gorilla* Savage & Wyman, 1847), la région subit une pression cynégétique croissante avec l'avancée du front d'exploitation forestière (Mathot, 2003). Sous statut de protection, la Réserve procure un habitat pour 109 espèces de mammifères et 360 espèces d'oiseaux (Christy, 1994; Colyn and Perpete, 1995; Williamson and Usongo, 1995). D'après le plan d'aménagement actualisé en 2006, les densités en éléphants, chimpanzés et gorilles atteignent respectivement 0,56, 0,79 et 1,71 individus/km<sup>2</sup> (MinFoF, 2006). La densité en gorille est confirmée par Poulsen et al. (2009). D'autres espèces ayant un statut de protection absolue (Classe A) sont également présentes dans la Réserve comme la panthère *Panthera pardus* (Linnaeus, 1758) et le magistrat *Colobus guereza* (Rüppell, 1835) (MinFoF, 2006). Subissant de nombreuses critiques sur l'état de conservation de la Réserve et la protection de ses animaux, les autorités ont récemment lancés avec l'ONG *Zoological Society of London* (ZSL) des campagnes d'inventaire de la ressource faunique via l'utilisation de pièges photographiques. Les premières analyses ont par exemple montré la présence d'une espèce très sensible, le pangolin géant *Smutsia gigantea* (Illiger, 1815). Pour la concession forestière Pallisco, les densités relatives en faune sont très disparates entre les UFA aménagées selon les différents plans d'aménagement. Cependant, la méthodologie et certains résultats de l'évaluation des potentialités fauniques effectuées par le bureau d'études, *Planning Network and Consulting*, P.N.C, sur les UFA 10 039, 10 041, 10 042 et 10 044 ont été remis en question. Malgré tout, l'étude de Mathot (2003) montre que « la valeur faunistique de l'UFA 10 030 est largement supérieure à celle de l'UFA 10 039 ». Il est à noter que les inventaires effectués dans les concessions forestières ont pour objectif d'identifier des zones éligibles en secteur de conservation (Mathot and Doucet, 2006), ce qui n'est pas le cas des études effectuées dans la Réserve.

Deux communautés humaines, les Bantous et les Bakas, sont dominantes dans la région. Les Ndjem, Nzimé, Badjoué et Baka représentent les quatre groupes ethniques majoritaires de la région (Gillet, 2016; JMN consultant, 2014). Les pygmées Baka, considérés comme les populations natives de la région, sont des chasseurs-cueilleurs (Hewlett, 2014) et dépendent donc fortement du milieu forestier. Les Bantous pratiquent quant à eux une activité agricole basée sur le défrichage et l'agriculture sur brûlis (abattis-brûlis). L'organisation villageoise est

---

<sup>1</sup> appelées pour White (1983) « forêts ombrophiles semi-sempervirentes humides mélangées » et pour De Namur (1990) « forêts denses humides semi-sempervirentes à la limite avec la forêt de transition sempervirente »

de type acéphale, la gestion de la terre étant laissée au chef de lignage. Les maitrises foncières sont détaillées sur la terre mais plus floues pour les zones dédiées à la chasse et la cueillette (Vermeulen, 2014). À l'inverse des populations proches des UFA, les populations en périphérie de la Réserve du Dja se sont installées à l'écart des axes de communication (ECOFAC, 2002). Bahuchet et al. (2000) annonce une densité de 3 à 6 habitants/km<sup>2</sup> au nord-est de la Réserve alors qu'elle atteint une densité de 6 à 12 habitants/km<sup>2</sup> le long des UFA échantillonnées pour ce travail de fin d'études.



**Figure 2 :** Localisation de la zone d'étude. Les zones colorées en vert, jaune et rouge représentent respectivement la Réserve de Faune du Dja, la concession forestière Pallisco certifiée FSC et les forêts communautaires étudiées. Les zones à teinte verte dans la concession constituent les séries de protection. La position des parcelles de végétation et des pièges photographiques est représentée respectivement par les carrés verts et les triangles bleus. Les lignes et points noirs indiquent les routes et villages situés dans la zone d'étude. Les rivières principales sont représentées par des lignes bleues. Le fond de la carte principale (C) et du zoom sur l'AAC 27 et 29 (UFA 10 041) (D) est une image *Google Earth* de la région datant d'avril 2013. Le fond associé au continent africain (A) et au zoom sur l'Afrique centrale (B) est constitué des classes de végétation définies par Mayaux et al. (2004).



### **3.2. Régimes fonciers**

#### **3.2.1. Réserve de Faune du Dja**

Située en bordure ouest de la zone d'étude, l'actuelle RFD a d'abord reçu le titre de Réserve de Faune et de Chasse en 1950. En raison de la diversité animale qu'elle abritait, la Réserve a obtenu le statut de *Man and Biosphere Reserve* (MAB) en 1981 et a été intégrée en 1987 au Patrimoine de l'Humanité par l'UNESCO (Djuikouo et al., 2010; ECOFAC, 2002; Ompene et al., 2011). Au sein des 1 500 000 ha de la MAB, la zone centrale appelée RFD couvre 526 000 ha (Ompene et al., 2011). La chasse, l'exploitation forestière et les activités agricoles sont strictement interdites au sein de cette zone centrale. Le droit d'usage des populations riveraines reste malgré tout entier dans la zone tampon de la MAB. Les limites de la zone tampon récemment clarifiées législativement (décret n°1029 du 9 juillet 2007) ne sont pas encore matérialisées et connues précisément par les différentes parties prenantes. Malgré ces reconnaissances internationales, l'effectif limité d'une soixantaine d'écogardes dédiés à l'ensemble de la Réserve rend difficile la lutte contre le braconnage et les autres activités illégales.

#### **3.2.2. Concession forestière Pallisco, certifiées FSC**

La société Pallisco, filiale du groupe français Pasquet, était présente dès 1972 dans le département du Haut-Nyong à Eboumetoum. Après la fermeture et la restructuration du premier site en 2005, le centre d'activité principale s'est exporté vers le site de Mindourou créé en 1996. La société a pris le pari de se lancer en 2002 avec l'aide de l'ASBL Nature+ dans l'élaboration de plans d'aménagement voués à une gestion durable de la ressource forestière. Elaborés par une cellule d'aménagement interne à la société, les plans, obligatoires pour une affectation relevant du domaine forestier permanent, sont ensuite validés par l'administration forestière camerounaise. La société s'étend aujourd'hui sur les communes de Mindourou, Lomié et Messok et, avec 7 Unités Forestières d'Aménagement (UFA), comptabilise près de 390 000 ha qu'elle gère avec ses partenaires Sodetran-Cam et Ets Assene Nkou. La société s'est également engagée dans une démarche de certification qui s'est conclue par l'obtention du certificat OLB (Origine et Légalité des Bois) en 2005 et FSC (*Forest Stewardship Council*) en 2008, ce dernier pour 6 des 7 UFA aménagées par la Pallisco représentant au total 341 708 ha. Les exigences associées à la certification FSC amènent la société à assurer l'efficacité et la viabilité économique de l'entreprise mais aussi à maintenir l'intégrité écologique et l'équité sociale (Pallisco, 2015). En conséquence, certaines essences ont par exemple vu leur diamètre minimal d'aménagement (DMA) augmenter pour répondre aux exigences FSC. La faune de la zone subit de multiples menaces avec la pression cynégétique qui augmente et l'ouverture des routes qui facilite l'entrée de chasseurs dans les zones moins accessibles. Des campagnes de lutte anti-braconnage ont lieu annuellement dans les UFA aménagées par la société et des postes de contrôle sont présents à leurs entrées.

### **3.2.3. Forêts communautaires**

Le concept de Forêt Communautaire (FC), apparaissant pour la première fois dans la loi forestière camerounaise de 1994 (République du Cameroun, 1994), propose un cadre légal pour la gestion des ressources forestières par les populations locales. Initiateur de ce type de gestion en Afrique centrale, le Cameroun va pourtant créer une « distorsion législative » autour du concept de forêt communautaire (Vermeulen, 2014, 1997). En effet, une portée à long terme de gestion et d'aménagement typiquement forestiers est attribuée aux forêts communautaires alors que la loi les inscrit au sein du Plan de Zonage (ONADEF, 1994) dans les zones d'influence de l'occupation humaine associées au Domaine Forestier Non Permanent. L'obtention du statut et la mise en place de la foresterie communautaire sont aussi rendues difficiles par l'ensemble des contraintes législatives de cette même loi. Avant une potentielle exploitation des 5 000 ha, surface légale maximale d'une FC au Cameroun, un Plan Simple de Gestion (PSG) doit être développé, accepté par l'administration forestière et suivi d'une signature d'une convention de gestion entre la communauté et l'administration (Julve et al., 2007; Vermeulen, 2014). Contenant une étude socio-économique et un inventaire d'aménagement multi-ressources (Julve et al., 2007), les moyens alloués par les populations locales à l'élaboration de ce plan de gestion atteignent souvent des sommes importantes. La forêt communautaire de Medjoh a par exemple investi plus de 12 000 euros en 6 ans avant le début de la phase d'exploitation (Julve et al., 2007). Un des objectifs initiaux associés à la création des FC consistait à améliorer le niveau de vie des villageois par le développement d'infrastructures et d'emplois dans les villages, tout en permettant la conservation des forêts (Julve et al., 2007; Logo, 2003; Vermeulen et al., 2006). Débourser une telle somme avant toutes rentrées d'argent est difficilement concevable et réalisable pour les communautés villageoises sans financements extérieurs. Malgré ces nombreuses difficultés, les demandes ne faiblissent pas et selon les chiffres du MinFoF de 2013, 262 conventions définitives de gestion ont été attribuées amenant à une superficie totale de 894 871,9 ha (Vermeulen, 2014).

Situées entre la RFD et la concession certifiée FSC Pallisco, les forêts communautaires choisies pour ce travail sont celles de Medjoh, Avilso et Eschiambor (Figure 2). Les opérations d'exploitation ont débuté respectivement en 2001 pour Eschiambor et en 2006 pour Medjoh et Avilso. Suite à des difficultés administratives, l'activité des trois FC était en suspend durant ce travail de fin d'études depuis 2012 pour les forêts d'Avilso et Medjoh et 2014 pour Eschiambor. La situation tend cependant à se débloquer pour les FC de Medjoh et Eschiambor.

## **3.3. Inventaires forestiers**

### **3.3.1. Stratégie d'échantillonnage**

Trente-six parcelles de végétation d'1 hectare ont été matérialisées et inventoriées afin d'évaluer la diversité végétale. Ce travail est l'œuvre conjointe de plusieurs institutions : l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) dont Nicolas BARBIER, l'Université de Yaoundé I – École Normale Supérieure (ENS) dont les doctorants Donatien ZEBAZE et Moses LIBALAH, et le Professeur Bonaventure SONKÉ, et Gembloux Agro-Bio Tech

(Université de Liège) dont le doctorant Simon LHOEST et l'étudiant Davy FONTEYN. Chacune des parcelles a été installée dans des formations végétales et des conditions topographiques aussi homogènes que possible.

L'effort d'échantillonnage tout comme les durées post-exploitation pour les parcelles implantées dans la concession forestière sont présentés dans le Tableau 1. Il est à noter que les 4 parcelles situées dans l'AAC 17 ont subi une exploitation datant de 23 à 27 ans. Cependant les données historiques d'exploitation ne permettent pas de connaître la durée post-exploitation précise associée au site échantillonné. Dans la suite de ce travail, ces parcelles seront toujours considérées comme exploitées il y a 27 ans. La localisation des différentes parcelles est visible dans la Figure 2.

**Tableau 1 :** Répartition des parcelles de végétation au sein des régimes fonciers étudiés, la durée post-exploitation étant présente pour les parcelles situées dans la société forestière Pallisco.

Inventaire	Institution	Nombre de parcelles	Régime foncier				Durée post-exploitation (ans)
			RFD	Pallisco	FC	AAC – (UFA)	
déc.15	ENS	5	●				
		<b>Total = 5</b>					
nov.-11	IRD	3		●		Série prot. (10 041)	Jamais exploité
mai.15	IRD	3		●		29 (10 041)	Jamais exploité
mai.17	Gbx-ABT	4		●		17 (10 044)	23-27
mai.15	IRD	2		●		29 (10 041)	15
nov.12	IRD	4		●		27 (10 041)	12
janv.15	IRD	5		●		6 (10 041)	5
déc.16	IRD	4		●		9 (10 042)	3 (2 <sup>ème</sup> rotation)
		<b>Total = 25</b>					
fév.17	ENS	6			●		
		<b>Total = 6</b>					

### 3.3.2. Parcelles de végétation

La mise en place d'une parcelle s'effectue en deux étapes, la première étant l'ouverture des layons et la matérialisation des quadras et la seconde étant l'inventaire. Le protocole décrit ci-dessous est largement inspiré de celui développé pour le projet KIC-FOREST (Annexe 1).

#### a) Ouverture des layons et matérialisation des quadras

L'ouverture des layons débute systématiquement au niveau du point origine déterminé à partir d'un Système d'Information Géographique sans connaissance préalable de la pression d'exploitation et accessible en moins d'une journée de marche. Les parcelles installées par l'IRD suivaient également un objectif de calibration de modèles de texture liés à la structure de la canopée obtenus sur base d'images satellites (résultats non publiés mais une méthodologie comparable à Bastin et al. (2014)). Pour éviter le biais potentiel de la « *majestic forest* », le point origine est modifié sur le terrain seulement si ce dernier se trouve dans un milieu de type marécageux. Conventionnellement, il est admis que les coordonnées de ce





**Photo 1 :** A. Layonnage B. Arbre mesuré et numéroté avec une étiquette métallique. C. Collecte d'échantillon d'herbier.

### 3.4. Diversité faunistique

La diversité animale a été évaluée *via* l'utilisation de pièges photographiques. La campagne de terrain pour la collecte des données s'est étalée du 23 février au 8 juin 2017 en collaboration avec le doctorant Simon LHOEST.

#### 3.4.1. Stratégie d'échantillonnage

Les modalités associées au plan d'échantillonnage ont suivi les recommandations du réseau TEAM (*Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network*) (TEAM Network, 2011).

Quatre grilles composées de 11 pièges photographiques, générées aléatoirement sur le logiciel ArcGIS 10.3.1 avec la fonction *Create Fishnet*, ont été installées dans les régimes fonciers étudiés. Dans le cas des forêts communautaires, deux sous-grilles de 4 pièges et une sous-grille de 3 pièges ont été installées dans les trois forêts précédemment décrites. L'espacement théorique entre les pièges au sein d'une grille, correspondant à une densité d'un piège par 2 km<sup>2</sup>, atteignait 1,414 km. Cet espacement est considéré par TEAM comme un bon compromis entre le niveau d'effort nécessaire pour détecter les espèces de vertébrés possédant des domaines vitaux dépassant les 100 km<sup>2</sup> tels que les éléphants de forêt (Blake et al., 2001) et ceux possédant des plus petits comme le céphalophe bleu de l'ordre de 0,05 km<sup>2</sup> (Mockrin, 2010). La période d'échantillonnage devrait s'étaler idéalement sur une unique saison, la saison sèche. Dans le cas de cette étude, en raison de la période consacrée à la réalisation des travaux de fin d'études, les pièges ont été placés durant la transition entre la grande saison sèche et la petite saison des pluies. Les pièges photographiques ont été laissés sur le terrain durant une période minimale de 90 jours, permettant d'acquérir un seuil théorique de 1000 caméras.jours pour chaque grille de 11 caméras, 1 caméra.jour correspondant à 24h d'activité du piège. Ce seuil est considéré comme acceptable pour la détection de la grande majorité des espèces de vertébrés terrestres, seules les espèces rares ou à domaine vital de faibles dimensions nécessitent un effort d'échantillonnage plus important (O'Brien et al., 2010; Tobler et al., 2008).

Les informations sur la répartition des pièges photographiques dans les différents régimes fonciers étudiés ainsi que les durées post-exploitation des sites échantillonnés dans la concession forestière sont synthétisées dans le Tableau 2.

**Tableau 2 :** Répartition des pièges photographiques au sein des régimes fonciers étudiés, la durée post-exploitation étant présente pour les parcelles situées dans la société forestière Pallisco (\* grille de 11 pièges divisée en deux sous grilles de 4 pièges (FC Medjoh et FC Eschiambor) et de 3 pièges (FC Avilso)).

Auteur	Nombre de pièges installés	Régime foncier				Durée post-exploitation (ans)
		RFD	Pallisco	FC	AAC - (UFA)	
LHOEST& FONTEYN	11	●				jamais exploité
LHOEST & FONTEYN	11		●		17 et 18 (10 044)	23 - 27
FONTEYN	11		●		27 (10 041)	17
LHOEST	11*			●		

### 3.4.2. Appareils utilisés et réglages associés

Deux marques de pièges photographiques (*camera trap* en anglais) ont été utilisées, en raison des disponibilités du matériel existant et de nouveaux projets et financements. Le modèle Trophy Cam HD Aggressor (Bushnell Outdoor Products, Kansas, USA) a été représenté sur le terrain par 35 appareils. Neuf autres appareils de type Moultrie de trois modèles différents (MCG-12635 (n=4), MCG-12694 (n=3) et MCG-12634 (n=2)) ont également été utilisés et répartis équitablement entre les sites étudiés durant cette mission (Tableau 3).

**Tableau 3 :** Répartition des modèles de pièges photographiques par modalité de gestion étudiée.

Réserve de Faune du Dja		Pallisco (exploité il y a 27 ans)		Pallisco (exploité il y a 17 ans)		Forêts Communautaires	
n	Modèle	n	Modèle	n	Modèle	n	Modèle
9	Bushnell Aggressor	9	Bushnell Aggressor	9	Bushnell Aggressor	8	Bushnell Aggressor
1	Moultrie MCG-12635	1	Moultrie MCG-12635	1	Moultrie MCG-12635	1	Moultrie MCG-12635
1	Moultrie MCG-12634	1	Moultrie MCG-12634	1	Moultrie MCG-12694	2	Moultrie MCG-12694

Chacun des modèles utilisés présentent des réglages spécifiques et ceux utilisés pour le présent travail sont décrits en Annexe (Annexe 2).

### 3.4.3. Préparation du matériel, installation des pièges sur le terrain et récupération

La préparation des pièges photographiques s'est effectuée la semaine précédant le départ sur le terrain et suivait une série d'étapes bien précises décrites en Annexe 3. L'installation des 4 grilles de 11 pièges s'est déroulée sur trois semaines entre le 23 février et le 10 mars 2017.

Dans un rayon de 100 mètres (max. 200 m) autour du point théorique, un « *wildlife-friendly* » site est recherché correspondant le plus souvent à une piste animale ou à d'autres



traces animales (comme des crottes ou des empreintes). Le piège est ensuite installé, à une hauteur de 30-50 cm, sur un arbre orienté vers ce site et, si possible, de diamètre à hauteur de poitrine supérieur à 20 cm. Une fois la végétation herbacée et/ou lianescente dégagée dans un rayon de 3-4 mètres au sein du champ de détection (Photo 2b), le piège est soumis à des tests de fonctionnement et d'orientation. Avant de cadenasser définitivement le piège, un sachet de silicagel et une pâte à joint silicone sont utilisés pour limiter les dégâts liés à l'humidité. En parallèle du processus d'installation, deux fiches standardisées, reprises en Annexes 5 et 6, sont complétées pour décrire le milieu d'installation et fixer le début de la période d'échantillonnage. Cette dernière est ensuite présentée au piège photographique (Photo 2a).

Lors de la récupération des pièges, la première étape consiste à s'assurer de la présence du piège et de son état. Une fiche standardisée est ensuite placée devant le champ de détection afin de fixer la date et l'heure de fin de la période d'échantillonnage. Le piège est ensuite arrêté et la carte SD laissée dans la caméra jusqu'au retour du terrain.

Une description plus précise du protocole d'installation et de récupération est disponible en Annexe 4.



**Photo 2 :** **A.** Fiche standardisée présentée face au capteur du piège lors de son installation. **B.** Piège photographique installé définitivement.

### 3.5. Analyses des données

La gestion et l'identification des données issues des pièges photographiques ont été effectuées via le logiciel gratuit *Camera Base* lié à *Microsoft Access*, le temps minimum permettant de considérer deux photos comme des événements de détection différents étant de 10 minutes. Chaque événement de détection a également été associé à une classe d'abondance (1: 1 individu, 2: 2 individus, 3: 3 individus, 4: 4-10 individus et 5: > 10 individus).

L'analyse des données récoltées lors des inventaires forestiers et faunistiques a été entreprise sur le logiciel statistique en libre accès R. Les différents *packages* utilisés ont été : *stats* pour les régressions linéaires et non linéaires et les analyses de la variance, *ade4* et *vegan* pour les analyses multivariées et les analyses de richesse, *graphics* pour la création des *boxplots*, histogrammes et autres résultats graphiques.



Les différentes analyses effectuées, permettant de répondre à chaque objectif spécifique, sont présentées dans les paragraphes qui suivent pour chaque composante de la biodiversité.

### 3.5.1. Structure forestière

La structure forestière a été analysée sur base de la structure spatiale et verticale retrouvée au sein des parcelles de végétation. Le calcul de la biomasse aérienne retrouvée dans les parcelles a également été entrepris.

Pour la structure spatiale, la densité en tiges a été calculée pour les 36 parcelles inventoriées en excluant les arbres possédant un diamètre aberrant. Sur base du diamètre, une surface terrière a pu être calculée pour chaque arbre et sommée ensuite à l'échelle de la parcelle pour obtenir la surface terrière à l'hectare. Le diamètre quadratique moyen découlant de la surface terrière a ensuite été calculé. Les formules associées à ces deux mesures se trouvent dans l'encadré ci-après.

$$G = \frac{\pi}{4} \sum_{i=1}^N (d_i)^2 \text{ et } d_g = \sqrt{\frac{\sum (d_i)^2}{N}}$$

, où G est la surface terrière totale de la parcelle (m<sup>2</sup>), N le nombre d'arbre retrouvé dans la parcelle, d<sub>g</sub> le diamètre quadratique moyen pour la parcelle (m) et d le diamètre à hauteur de poitrine de l'arbre (m).

La structure diamétrique des parcelles a été étudiée sur base de l'analyse factorielle des correspondances après un regroupement en dix classes de diamètre d'intervalle égal à 10 cm, la dernière classe regroupant les arbres de diamètre à hauteur de poitrine supérieur à 100 cm. La déviation par rapport à la structure diamétrique moyenne a également été calculée.

Pour la structure verticale, des modèles allométriques hauteur-diamètre non linéaires de type puissance,  $H = \alpha D^\beta$ , ont été générés sur base des mesures de hauteur totale recensées dans la base de données après un nettoyage des données aberrantes. Ces modèles allométriques hauteur-diamètre ont permis d'assigner une hauteur prédite à chaque arbre. La hauteur dominante, correspondant à la moyenne des 10 hauteurs totales prédites les plus importantes, a ensuite été calculée pour chaque parcelle de végétation.

La biomasse aérienne (kg) de chaque arbre a ensuite été estimée avec le modèle pantropical proposé par Chave et al. (2014) :

$$AGB_{est} = 0,0673 * (\rho D^2 H)^{0,976}$$

où  $\rho$  est la densité du bois (g.cm<sup>-3</sup>), D est le diamètre à hauteur de poitrine (cm) et H est la hauteur totale estimée de l'arbre par le modèle allométrique hauteur-diamètre associé à sa parcelle.

La densité du bois,  $\rho$ , correspond à la masse sèche du bois rapportée au volume vert. Les valeurs moyennes de densité pour l'Afrique tropicale renseignées dans la base de données

mondiale ont été utilisées (Chave et al., 2009; Zanne et al., 2009). Selon la disponibilité des données, la densité du bois associée à chaque arbre correspond, par ordre de préférence, à la densité moyenne de l'espèce, du genre, de la famille ou, en dernier recours, à la densité moyenne de la parcelle. La biomasse aérienne de la parcelle est ensuite obtenue en sommant les biomasses individuelles de tous les arbres composant cette parcelle.

### 3.5.2. Biodiversité floristique

Avant toute analyse spécifique, une harmonisation de la base de données a dû être effectuée. La taxonomie a été revue et homogénéisée selon la base de données des plantes d'Afrique (<http://www.ville-ge.ch/musinfo/bd/cjb/africa/recherche.php>, (15/07/2017)). Chaque espèce a ensuite été assignée à une certaine guildes de régénération selon la classification proposée par Hawthorne (1995). La guildes de régénération d'un grand nombre d'essences a été retrouvée dans la base de données CoForTraits ([http://coforchange.cirad.fr/african\\_plant\\_trait](http://coforchange.cirad.fr/african_plant_trait), (03/08/2017)). Des communications personnelles fournies par le Professeur Jean-Louis DOUCET ont également été utilisées pour caractériser certaines espèces dont le tempérament n'était pas recensé dans la base de données CoForTraits.

La richesse en espèces a ensuite été évaluée sur base d'indices non-paramétriques et de courbes de raréfaction grâce aux fonctions *estimateR*, *rarecurve* et *specaccum* du *package vegan* retrouvées dans le logiciel R. La richesse a aussi été appréhendée selon le tempérament des espèces. L'étude de la composition des différentes parcelles de végétation a été effectuée *via* des analyses factorielles des correspondances et des analyses en coordonnées principales.

### 3.5.3. Biodiversité faunistique

Avant toute analyse, un tri des données photographiques a d'abord été effectué afin de ne retenir qu'une à trois photos par événement de détection indépendant, le logiciel *Camera Base* présentant des anomalies de fonctionnement lorsque des quantités trop importantes de photos y sont stockées. La taxonomie exacte associée aux espèces animales recensées par les inventaires provient de Kingdon et al. (2013) pour les mammifères et du site internet de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature, UICN, pour les oiseaux (<http://www.iucnredlist.org/search>, (13/08/2017)). Afin d'associer chaque espèce animale à un niveau trophique précis (consommateurs primaires, prédateurs primaires et prédateurs secondaires), une analyse du régime alimentaire a été menée sur base des informations retrouvées dans plusieurs ouvrages et sources de données (Kingdon et al., 2013; <http://www.oiseaux.net/oiseaux/cameroun.html>, (13/08/2017))

La richesse en espèces a ensuite été évaluée sur base d'indices non-paramétriques et de courbes de raréfaction grâce aux fonctions *estimateR*, *rarecurve* et *specaccum* du *package vegan* retrouvées dans le logiciel R. L'étude de la composition faunistique des différents sites a été effectuée *via* une analyse factorielle des correspondances. Les régimes fonciers ont également été comparés sur base de *proxy* d'abondance de chaque espèce.

## **4. Résultats**

### **4.1. Retour sur les données d'inventaire**

#### **4.1.1. Inventaires forestiers**

La collaboration entre les trois institutions (IRD, Université de Yaoundé I –ENS et Gembloux Agro-Bio Tech) a permis de compiler 17 357 mesures de diamètre pour l'ensemble des sites d'étude. La répartition de ces diamètres s'étale de 10,0 cm, seuil minimal de l'inventaire, à 239,0 cm correspondant à un *Greenwayodendron suaveolens* (Engl. & Diels) Verdc. retrouvé dans l'AAC 9 (UFA 10 042). Les mesures de hauteur totale ont été effectuées sur 2 274 arbres. La gamme des hauteurs mesurées est comprise entre 3,15 m et 51,60 m, maximum atteint par un *Celtis mildbraedii* Engl. dans une parcelle située dans l'AAC 17 (UFA 10 044) exploitée il y a 27 ans. De 18 à 153 arbres ont été mesurés en hauteur au sein de chacune des parcelles d'1 ha, à l'exception d'une parcelle située dans la forêt communautaire de Medjoh.

Les analyses sur la composition végétale des parcelles ont été effectuées sur les arbres ayant reçu une identification taxonomique jusqu'à l'espèce (N = 15776). Un total de 329 espèces a été recensé pour l'ensemble des 36 parcelles. On retrouve également 217 genres différents appartenant à 62 familles botaniques renseignées sur la base de données des plantes d'Afrique (<http://www.ville-ge.ch/musinfo/bd/cjb/africa/recherche.php>, (15/07/2017)). Sur les 17 373 arbres inventoriés, 42 arbres ont été identifiés seulement jusqu'à la famille (0,2 %). On dénombre également 424 arbres dont l'identification n'a pas été possible (2,44 %).

#### **4.1.2. Pièges photographiques**

Sur les 44 pièges photographiques installés en forêts, 13 vols ou dysfonctionnements ont été recensés suite à la récupération du matériel. Sur les 31 pièges fonctionnels, 2 701 journées de piégeage ont été comptabilisées et ont produit 41,1 Go de photos. Au total, 4 329 événements de détection ont été identifiés et associés à un taxon et un nombre d'individus. Seul 3,2 % des événements de détection n'a pas été associé à un taxon.

## 4.2. Structure forestière

Afin d'examiner l'effet de la gestion forestière sur la structure des peuplements, différents paramètres et relations traditionnellement utilisés ont été calculés et mis en regard des modalités de gestion. La quantification de la structure spatiale a d'abord été entreprise sur base des données diamétriques. La structure verticale a ensuite été quantifiée et comparée aux modalités. Pour finir, la biomasse aérienne, paramètre intégratif de la structure forestière, a été évaluée le long du gradient de perturbation.

### 4.2.1. Structure spatiale

Afin de quantifier la structure spatiale; différents descripteurs ont été calculés.

#### *a) Densité en tiges*

En moyenne, une densité de 482 tiges à l'ha est retrouvée au sein des 36 parcelles inventoriées, la gamme de densité variant de 383 à 619 tiges/ha (Figure 4a). Une différence significative ( $P = 0,014$ ) entre les différentes modalités existe suite à l'analyse de la variance. La structuration de la moyenne effectuée selon la méthode de Tukey indique que seule la densité en tiges associée au site jamais exploité au sein de la concession forestière diffère du site exploité il y a moins de 10 ans. Les autres sites ne diffèrent pas de manière significative entre eux ni avec les deux autres sites. Malgré cela, une tendance à l'augmentation du nombre de tiges à l'ha est tout de même constatée le long du gradient de perturbation, les sites les moins perturbés possédant la densité la plus faible.

#### *b) Surface terrière*

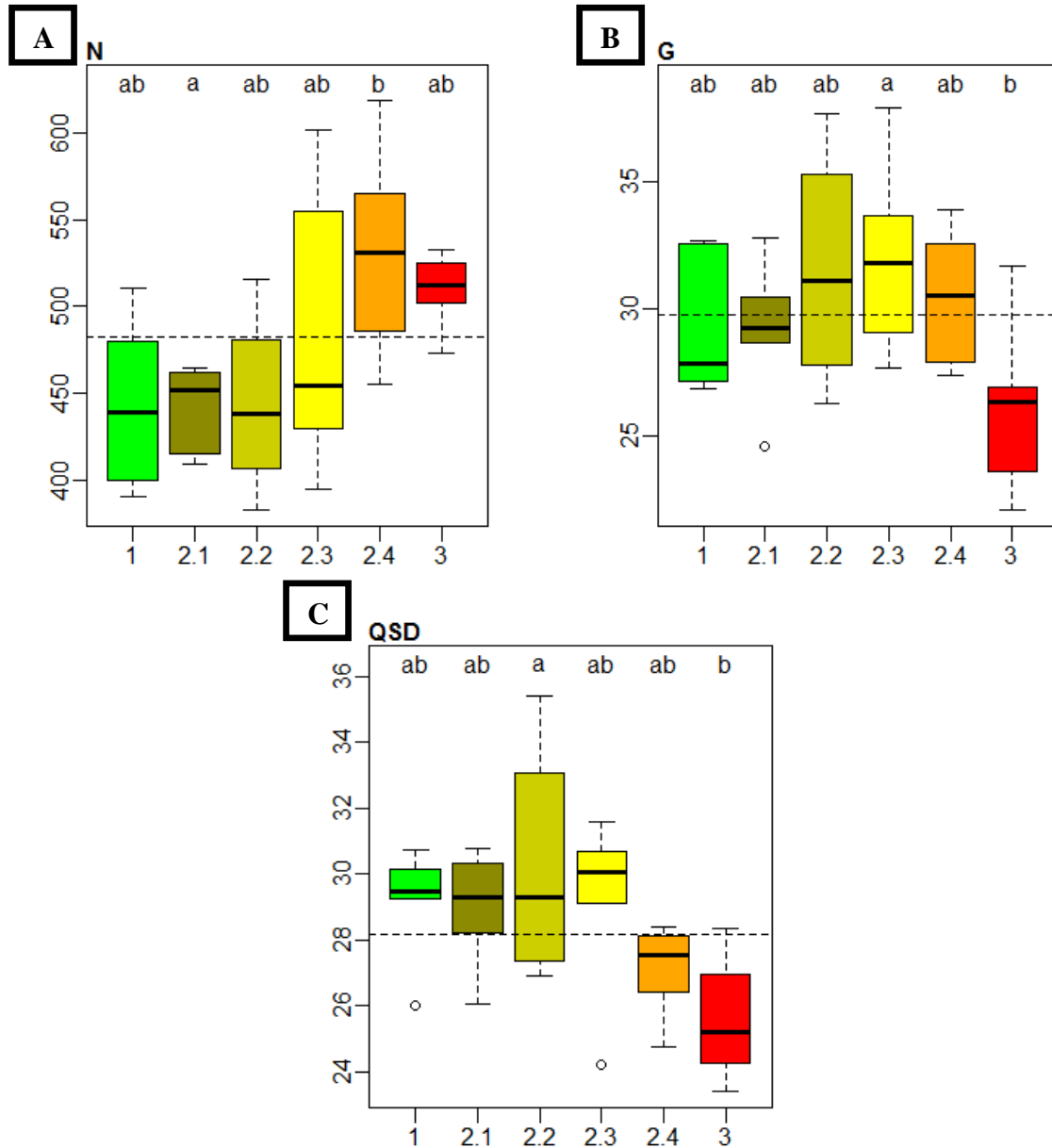
Une surface terrière moyenne de 29,8 m<sup>2</sup>/ha est obtenue, celle-ci variant de 22,1 à 37,9 m<sup>2</sup>/ha sur l'ensemble du jeu de données (Figure 4b). Une différence ( $P = 0,058$ ) entre les différentes modalités existe suite à l'analyse de la variance. La structuration de la moyenne effectuée selon la méthode de Tukey indique que seule la surface terrière associée aux forêts communautaires diffère du site exploité il y a entre 10 et 20 ans. Les autres sites situés dans la concession et la Réserve ne diffèrent pas de manière significative entre eux ni avec les deux autres sites.

#### *c) Diamètre quadratique moyen*

Le diamètre quadratique moyen vaut en moyenne 28,2 cm, évoluant entre les parcelles de 23,4 à 35,4 cm (Figure 4c). Une différence significative est observée entre les différentes modalités du gradient de perturbation ( $P = 0,010$ ). La structuration des moyennes distingue sur base de ce paramètre les forêts communautaires du site exploité il y a entre 20 et 30 ans, les autres modalités ne différant ni entre elles ni avec ces deux modalités.

*d) Densité du bois*

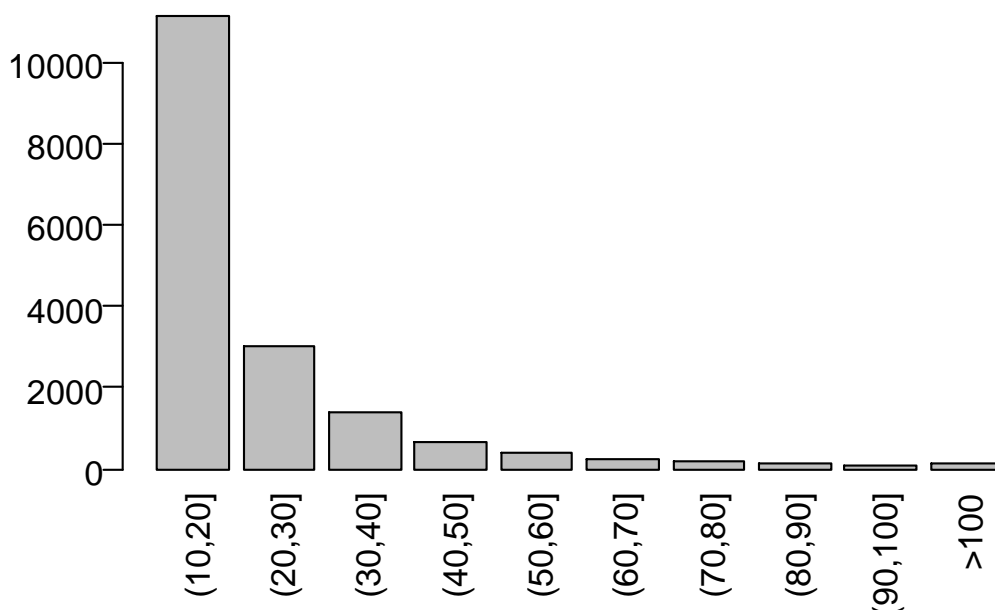
La densité du bois atteint en moyenne  $0,6273 \text{ g cm}^{-3}$ , variant entre les parcelles de  $0,4775$  à  $0,7121 \text{ g cm}^{-3}$  (résultats non montrés). Aucune différence significative n'est observée entre les modalités du gradient de perturbation.



**Figure 4 :** **A.** Variation de la densité en tiges (tiges  $\text{ha}^{-1}$ ) en fonction du gradient de perturbation ; **B.** Variation de la surface terrière ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) en fonction du gradient de perturbation ; **C.** Variation du diamètre quadratique moyen (cm) en fonction du gradient de perturbation. Les ronds vides, le trait plein noir et le trait pointillé noir représentent respectivement les points extrêmes et la médiane de chaque modalité et la valeur moyenne sur l'ensemble des données des différents paramètres structuraux étudiés. Les lettres différentes indiquent des moyennes différentes d'après les comparaisons par paire effectuées selon la méthode de Tukey.

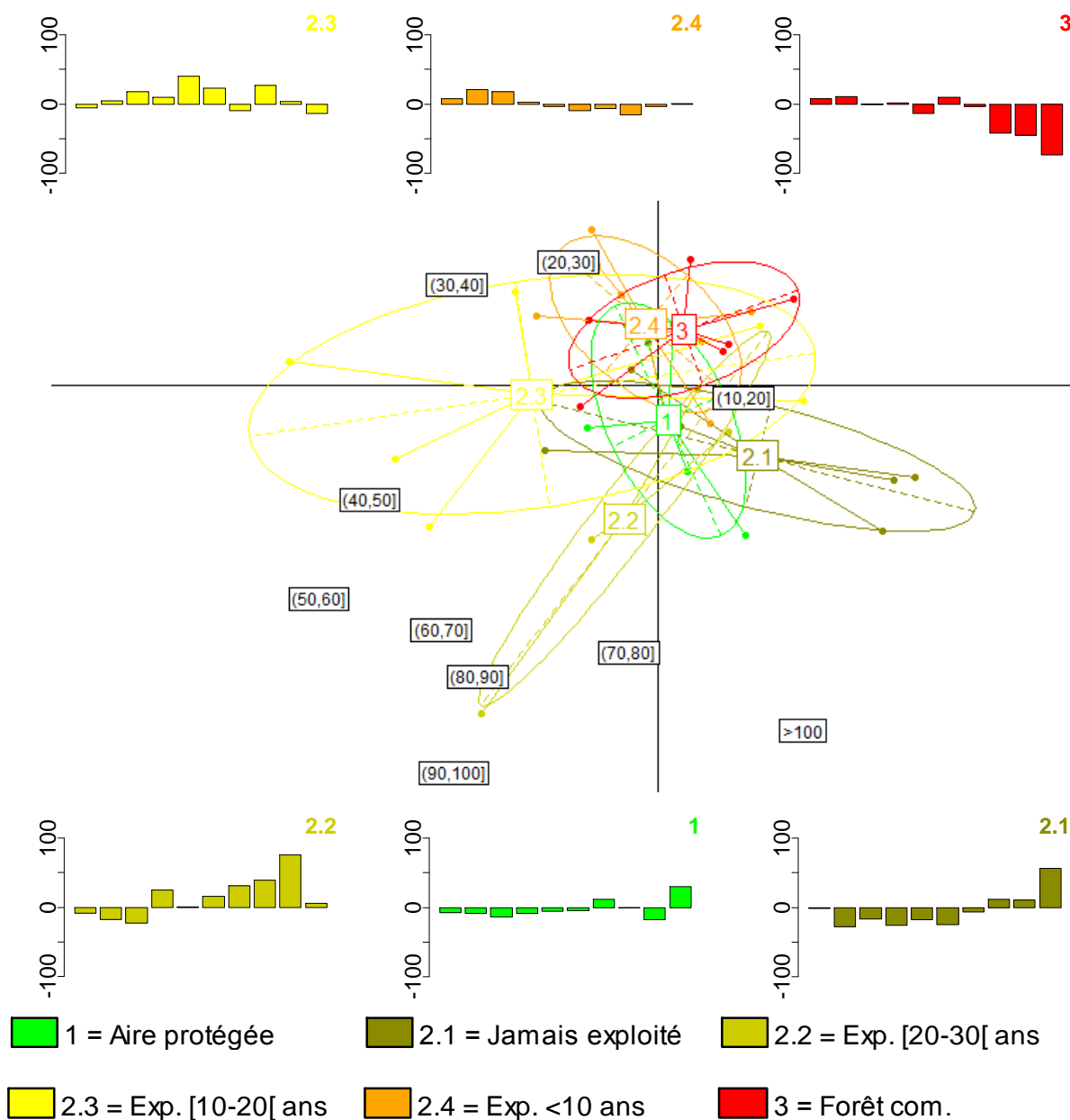
*e) Structure diamétrique des peuplements*

La structure diamétrique totale des 36 parcelles présente une distribution en j inversé obtenue suite au regroupement en classes de diamètre d'intervalle égal à 10 cm. Une prédominance de la classe de diamètre (10,20] est observée avec 11 141 arbres, montrant une régénération importante au sein des peuplements inventoriés (Figure 5). Au total, 111 arbres ont également été assignés à la classe de diamètre >100 cm.



**Figure 5** : Histogramme de la structure diamétrique des parcelles inventoriées.

L'analyse factorielle des correspondances simples, AFC, a été effectuée sur base d'un tableau de contingence entre les parcelles inventoriées et les classes de diamètre. Cette analyse montre les originalités de certaines parcelles sur base de l'intensité de la relation entre les lignes et les colonnes du tableau de contingence initial, la matrice d'abondance des 36 parcelles  $\times$  10 classes de diamètre. Cette analyse hiérarchise l'information sous la forme de quatre groupes (Figure 6). On retrouve les petits diamètres représentés par la classe de diamètre (10,20[, les diamètres moyens correspondant aux classes de (20,30[ et (30,40[, un groupe contenant les diamètres compris entre 40 cm et 100 cm et un dernier groupe formé par la classe diamétrique « >100 cm ». La valeur propre associée au premier et second axe d'inertie de l'AFC vaut 36,6 % et 19,9 %. Ce premier axe explique donc plus d'un tiers de la variance des données diamétriques.



**Figure 6 :** Analyse factorielle des correspondances simples sur le tableau de contingence (parcelles x classes de diamètre) regroupé selon les modalités associées au gradient de perturbation. Les six distributions situées en haut et en bas de l'AFC représentent la déviation par rapport à la structure diamétrique « moyenne » de chaque modalité du gradient de perturbation.

Lorsque les parcelles sont regroupées selon la modalité du gradient de perturbation à laquelle elles sont associées (Figure 6), certaines tendances apparaissent. Ces dernières peuvent être mises en parallèle avec la déviation par rapport à la structure diamétrique « moyenne » examinée individuellement pour chaque modalité de gestion (en haut et en dessous de l'AFC (Figure 6)).

Les forêts de la Réserve sont légèrement décentrées vers la partie inférieure du graphique, possédant plus d'arbres dans la classe de diamètre >100 cm que la parcelle de végétation moyenne (Figure 6). Une tendance similaire s'observe pour les parcelles situées dans les sites jamais exploité et exploité il y a 20 à 30 ans. Les différences relatives des

classes supérieures à 40 cm par rapport à la structure diamétrique « moyenne » pour le site exploité il y a 20 à 30 ans sont toutes positives avec une différence très marquée pour la classe de diamètre (90,100[ expliquant l'étirement de l'ellipse vers cette classe de diamètre. Dans le site jamais exploité, c'est la classe de diamètre >100 cm qui dévie positivement expliquant sa position décentrée vers la droite du graphique. Les parcelles exploitées il y a entre 10 et 20 ans présentent quant à elles une forte variabilité. Cependant, suite à la déviation positive pour les classes de diamètre allant de 30 cm à 70 cm, elles se retrouvent décentrées vers la gauche au sein du graphique de l'AFC. Les parcelles de végétation associées aux forêts communautaires tout comme celles exploitées il y a moins de 10 ans se retrouvent dans la partie supérieure du graphique suite à une part plus importante d'arbres situés dans les classes de diamètre petite à moyenne. Les parcelles des forêts communautaires se marquent aussi par un déficit important des arbres de diamètre >80 cm par rapport à la distribution moyenne et s'opposent donc à ces classes dans l'AFC.

Au-delà de l'interprétation visuelle, une ordination contrainte de type CCA a été effectuée pour s'assurer de la significativité de la différence de structure diamétrique entre les modalités de gestion. L'ordination sous cette contrainte explique 7,06 % de la variabilité des données et la différence de structure diamétrique entre les modalités de gestion est considérée comme significative ( $P = 0,019$ ).

#### 4.2.2. Structure verticale

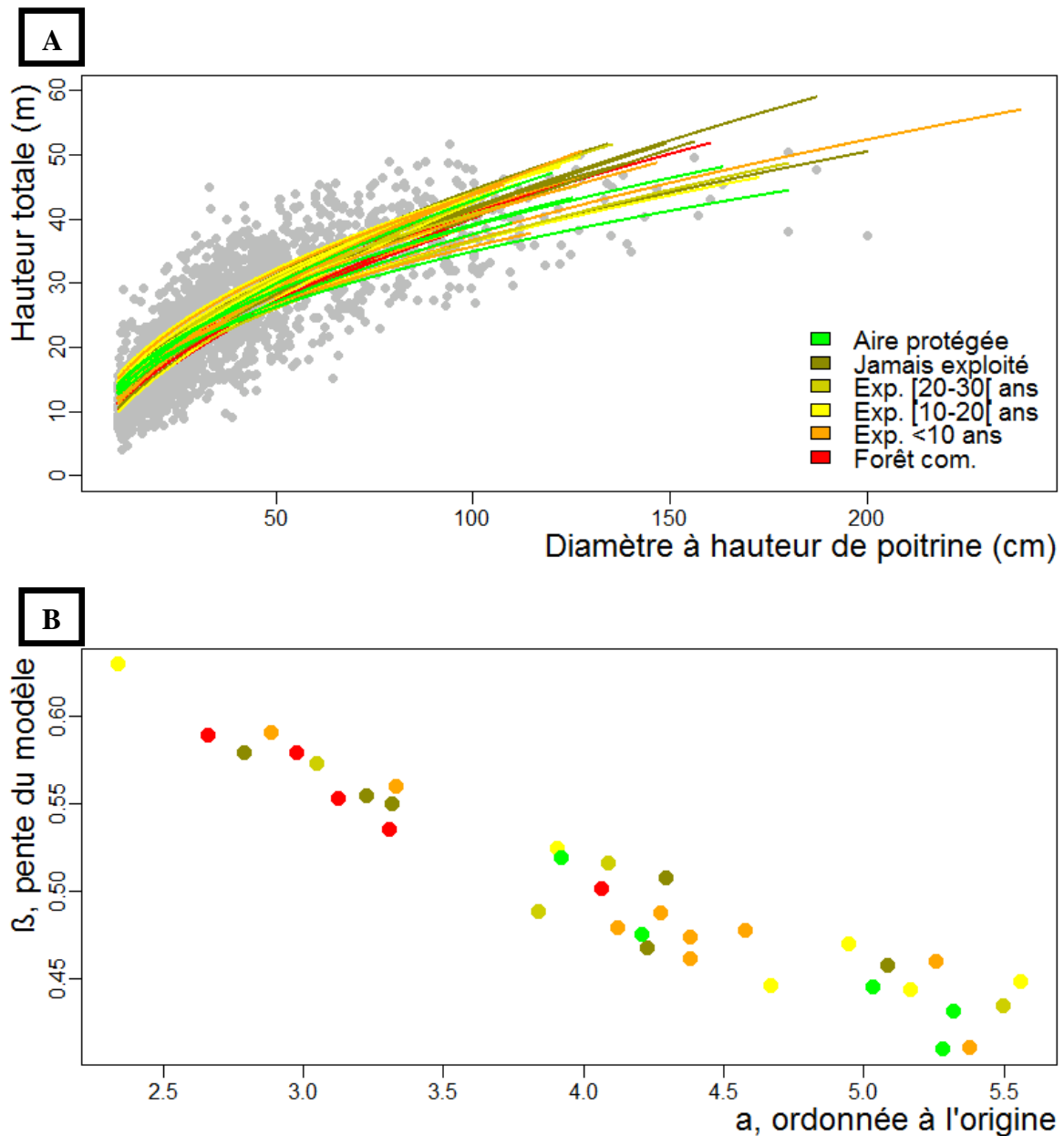
Les recommandations du protocole RAINFOR concernant les mesures de hauteur ont été respectées dans la majorité des parcelles. Seules deux parcelles situées dans la Réserve de Faune du Dja n'ont pas atteint le seuil de 40 arbres mesurés, comptabilisant respectivement 18 et 39 mesures de hauteur totale.

Après identification et suppression de données aberrantes, un modèle non linéaire de type puissance,  $H = \alpha D^\beta$ , a été ajusté aux données de chacune des parcelles pour déterminer les relations allométriques liant la hauteur totale au diamètre à hauteur de poitrine. L'ajustement des différents modèles a été effectué sur 2 244 arbres présentant une gamme de variation diamétrique allant de 10,0 à 200,0 cm, correspondant donc aux limites de validité des modèles. Les hauteurs retenues suite à la suppression des données aberrantes se situent entre 4,1 m et 51,6 m de hauteur.

Les différents modèles H-D illustrent bien la variabilité de l'allométrie des arbres entre les parcelles et modalités de gestion (Figure 7a). Une analyse de la variance montre qu'il existe un effet parcelle très hautement significatif entre les deux variables,  $\alpha$  et  $\beta$ , du modèle non linéaire. Le coefficient  $\alpha$  possède une moyenne de 4,127 et varie de 2,339 à 5,560. Ce coefficient représente une variable biologique descriptive des peuplements car il correspond à la hauteur totale d'un arbre de 1 cm de diamètre à hauteur de poitrine (1 dm dans l'étude de Feldpausch et al. (2010)). La hauteur moyenne au seuil d'inventaire atteint 12,6 m. Le coefficient  $\beta$ , représentant la pente du modèle et donc le taux de croissance en hauteur, possède une moyenne de 0,501 et varie de 0,410 à 0,629. La relation entre ces deux paramètres dévoile une tendance lorsqu'elle est mise en regard du gradient de perturbation



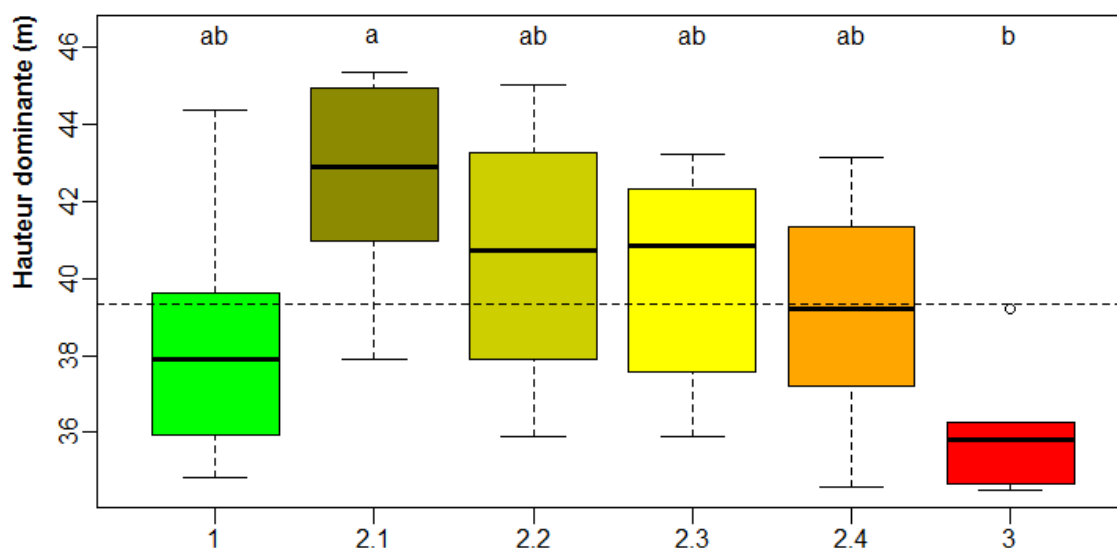
(Figure 7b). On constate que les parcelles inventoriées dans les forêts communautaires ( $\alpha_{\text{moyFC}} = 3,226$  et  $\beta_{\text{moyFC}} = 0,552$ ) s'opposent à celles de la Réserve de Faune du Dja ( $\alpha_{\text{moyRFD}} = 4,752$  et  $\beta_{\text{moyRFD}} = 0,457$ ). Les arbres de la Réserve sont donc en moyenne plus hauts de 1,526 m pour un dhp de 1 cm que les arbres retrouvés au sein des forêts communautaires. Cependant, le taux de croissance de ces derniers est plus important que celui associé aux arbres de la Réserve. Entre ces deux extrêmes, les variations de  $\alpha$  et  $\beta$  pour les parcelles situées dans la concession forestière sont importantes et ne permettent pas de tirer une tendance claire.



**Figure 7 :** A. Relations allométriques basées sur un modèle non linéaire de type puissance entre la hauteur totale et le diamètre à hauteur de poitrine pour 35 parcelles de végétation d'1 ha. B. Relation entre les coefficients  $\alpha$  et  $\beta$  de chaque modèle H-D local.

Au total, 35 modèles allométriques H-D ont pu être développés sur base des mesures de hauteur effectuées sur le terrain. En l'absence de mesures pour une parcelle située dans la forêt communautaire de Medjoh, le modèle H-D développé pour la parcelle la plus proche spatialement a été utilisé. Ces modèles spécifiques à chaque parcelle ont permis de prédire une hauteur totale pour chacun des arbres situés dans les 36 parcelles. La validation de ces modèles *via* l'étude des résidus a été effectuée *a posteriori* (résultats non montrés). Les conditions de validation sont respectées pour la majeure partie des modèles, la distribution des résidus présentant pour quelques parcelles une certaine structuration.

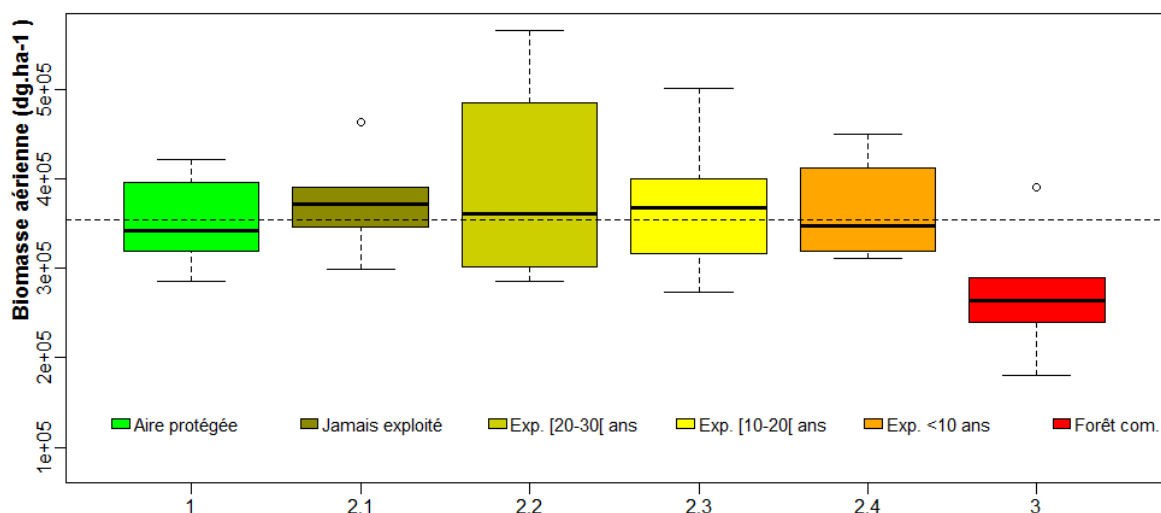
Grâce aux prédictions des modèles H-D, la hauteur dominante a pu être calculée pour chacune des parcelles et comparée entre les modalités (Figure 8). En moyenne, la hauteur dominante atteint 39,4 m, avec une gamme de variation allant de 34,5 à 45,3 m de haut. Les modalités associées au gradient de perturbation diffèrent significativement ( $P = 0,020$ ) en termes de hauteur dominante. Les forêts communautaires, avec une Hdom plus faible, se distinguent du site jamais exploité au sein de la concession forestière suite à la structuration des moyennes. Les autres sites ne diffèrent ni entre eux ni avec les deux modalités précédentes. Si la différence n'est pas significative pour les parcelles situées dans la Réserve du Dja, elles ont néanmoins tendance à présenter une hauteur intermédiaire, les parcelles de Pallisco présentant une Hdom plus importante.



**Figure 8 :** Variation de la hauteur dominante (m) en fonction du gradient de perturbation. Les ronds vides, le trait plein noir et le trait pointillé noir représentent respectivement les points extrêmes et la médiane de chaque modalité et la valeur moyenne sur l'ensemble des données. Les lettres différentes indiquent des moyennes différentes d'après les comparaisons par paire effectuées selon la méthode de Tukey.

#### 4.2.3. Biomasse aérienne

En moyenne, une biomasse de  $354,2 \text{ Mg ha}^{-1}$  est obtenue avec des variations locales allant de  $179,7 \text{ Mg ha}^{-1}$  pour une parcelle située dans la forêt communautaire de Medjoh à  $565,6 \text{ Mg ha}^{-1}$  pour une parcelle exploitée il y a entre 20 et 30 ans. Une différence non significative est observée entre les différentes modalités du gradient de perturbation ( $P = 0,092$ ) sans doute dû à une valeur extrême pour une parcelle située dans les forêts communautaires. Une tendance se marque opposant la Réserve et les sites situés dans la concession forestière certifiée avec les forêts communautaires. En effet, ces dernières possèdent une biomasse aérienne moyenne de  $271,3 \text{ Mg ha}^{-1}$  alors qu'elle vaut  $353,0 \text{ Mg ha}^{-1}$  pour la Réserve et  $376,8 \text{ Mg ha}^{-1}$  pour les sites situés au sein de la concession (Figure 9). Notons qu'il existe une forte relation linéaire entre la surface terrière d'une parcelle et la biomasse ( $R^2 = 80,24 \%$ ) comme identifié à l'échelle de l'Afrique centrale par Lewis et al. (2013).



**Figure 9 :** Variation de la biomasse aérienne totale ( $\text{dg ha}^{-1}$ ) en fonction du gradient de perturbation. Les ronds vides, le trait plein noir et le trait pointillé noir représentent respectivement les points extrêmes et la médiane de chaque modalité et la biomasse aérienne totale moyenne.

- ✓ Les sites les plus perturbés possèdent une densité en tiges plus importante et une surface terrière plus faible. La structure diamétrique suit également le patron de perturbation avec de gros arbres conservés dans les sites protégés ou non exploités et un déficit de ceux-ci dans les sites fortement perturbés.
- ✓ Initialement plus hauts, les arbres de la Réserve présentent ensuite un taux de croissance inférieur à celui associé aux forêts communautaires. La hauteur dominante est quant à elle plus faible dans les sites fortement perturbés.
- ✓ La biomasse aérienne moyenne est plus faible dans les sites fortement perturbés.

### 4.3. Biodiversité floristique

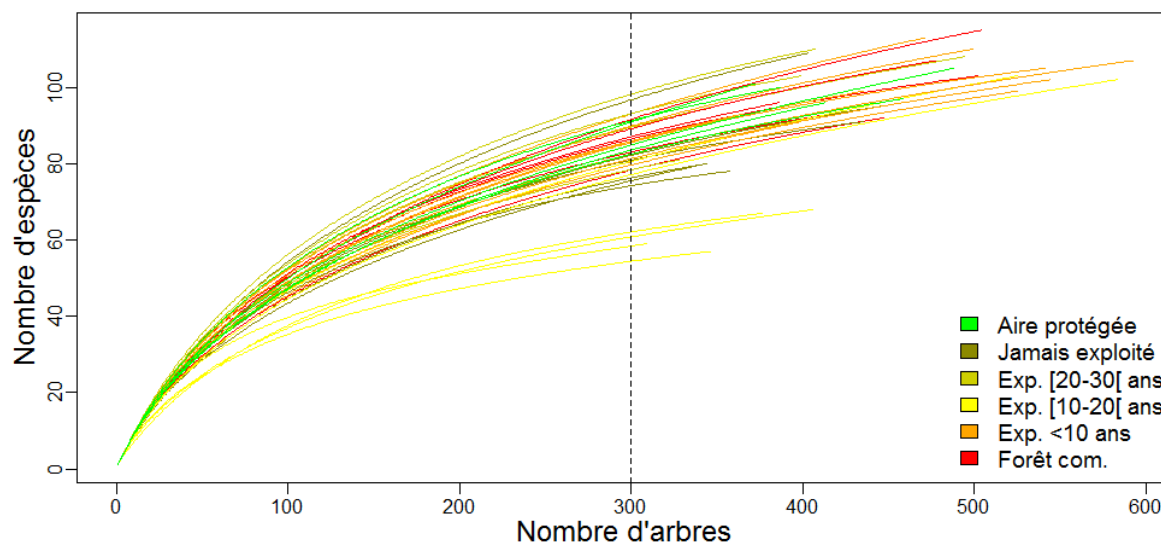
Afin d'examiner l'effet de la gestion forestière sur la biodiversité végétale (et plus spécifiquement des arbres), différentes approches (indices non-paramétriques et courbes de raréfaction) ont été utilisées pour quantifier les variations de la richesse spécifique entre les modalités de gestion. Des analyses de la composition, mises en parallèle avec les tempéraments ou guildes de régénération, ont été ensuite effectuées pour comparer les modalités.

#### 4.3.1. Richesse et courbes d'accumulation

Il est admis que le nombre réel d'espèces retrouvé dans une zone n'est jamais connu car certaines espèces trop rares sont manquées lors de l'échantillonnage. Par ailleurs, 2,44 % des arbres inventoriés n'ont pu être identifiés. Seul les arbres dont le statut d'espèce a été confirmé ont été utilisés dans les analyses de richesse et de composition, bien que le nom de l'espèce n'a pas toujours pu être déterminé totalement (par exemple : *Xylopia sp1* a été considérée comme une espèce à part entière).

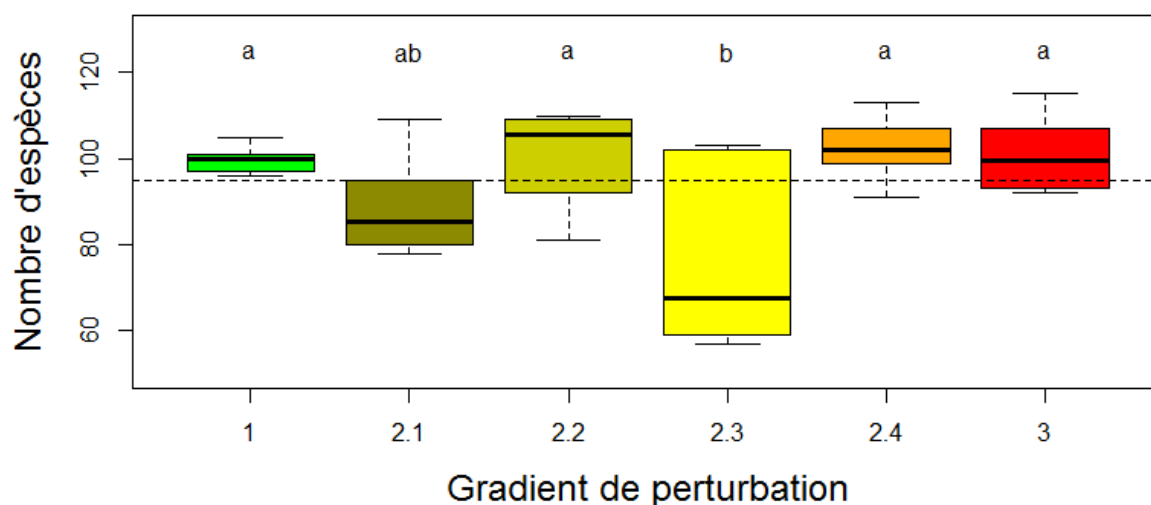
Pour rappel, un total de 329 espèces a été recensé pour l'ensemble des 36 parcelles. Les estimateurs de richesse non-paramétriques traditionnellement utilisés suggèrent une richesse allant de 359 pour la méthode d'estimation par *bootstrap* à 421 pour l'indice *Jack2*. L'erreur standard étant la moins élevée pour la méthode *bootstrap* (erreur standard = 7,2), la richesse totale estimée atteint 359 espèces. Les courbes de raréfaction associées à chacune des parcelles (Figure 10) montrent que la richesse minimale et maximale observée au sein d'une parcelle de 1ha correspond respectivement à 57 espèces à 115 espèces, la moyenne atteignant 95 espèces. Ce maximum est obtenu au sein d'une parcelle située en forêt communautaire alors que le minimum provient d'une parcelle exploitée il y a entre 10 et 20 ans. Si on considère un seuil de 300 arbres permettant de standardiser l'effort d'échantillonnage, les tendances restent fort similaires avec une richesse moyenne de 65 espèces pour le site exploité il y a entre 10 et 20 ans. En considérant ce seuil, le site exploité il y a entre 20 et 30 ans présente la richesse moyenne la plus élevée avec 90 espèces, suivi de près par la Réserve (87 espèces en moyenne) et les forêts communautaires (86 espèces en moyenne).

Une différence de richesse observée hautement significative ( $P = 0,003$ ) existe au sein du gradient de perturbation (Figure 11). Selon la structuration des moyennes, le nombre d'espèce en moyenne au sein des parcelles exploitées il y a entre 10 et 20 ans est différent et inférieur au nombre d'espèces observé dans la Réserve, les forêts communautaires et dans les parcelles exploitées il y a moins de 10 ans et il y a entre 20 et 30 ans. Le site de la concession jamais exploité ne diffère pas avec les autres sites concernant le nombre d'espèces d'arbres observées (Figure 11).

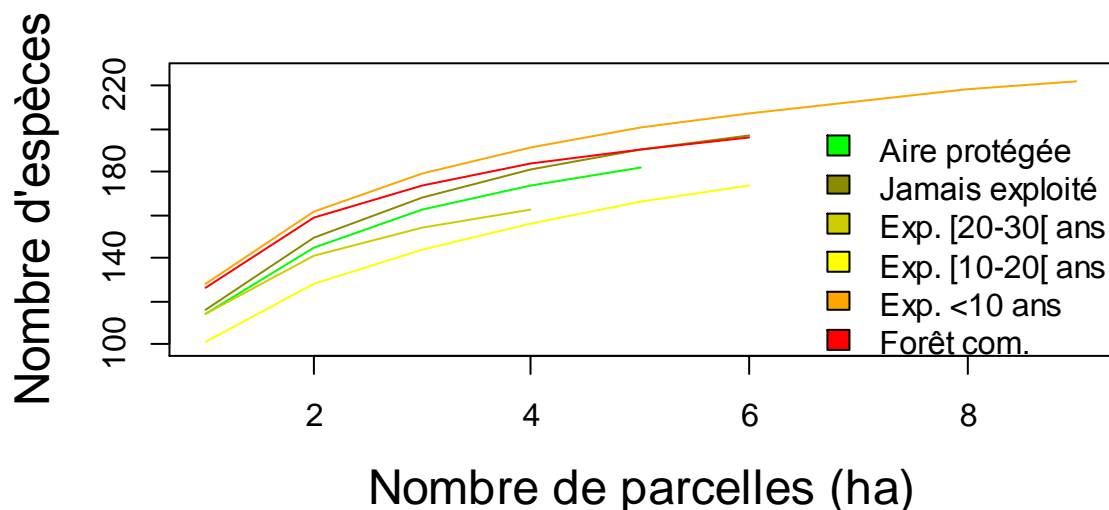


**Figure 10 :** Courbes de raréfaction en fonction du nombre d'arbres échantillonnés pour les 36 parcelles de végétation.

Si on cumule le nombre d'espèces retrouvées dans chacune des modalités de gestion (Figure 12), on observe que c'est le site exploité il y a moins de 10 ans qui sont le plus riches avec 222 espèces dans les 9 parcelles inventoriées. En deuxième et troisième position, on retrouve le site jamais exploité et les forêts communautaires au sein de la concession avec respectivement 197 et 196 espèces différentes. Les forêts communautaires ne correspondent donc pas aux forêts les moins riches. La Réserve est quant à elle située en quatrième place avec 182 espèces recensées. Les sites les moins riches sont les sites exploités il y a entre 10 et 20 ans et entre 20 et 30 ans avec respectivement 174 et 162 espèces recensées. Cette tendance est quasi similaire si on considère comme seuil le nombre minimal de parcelles associé aux différentes modalités correspondant à 4 parcelles, les modalités les moins riches restant les sites exploités il y a entre 10 et 20 ans et entre 20 et 30 ans. L'effort d'échantillonnage semble également être suffisant car les courbes d'accumulation tendent à former une asymptote à partir de 4 ha sauf pour le site exploité il y a entre 10 et 20 ans (Figure 12).



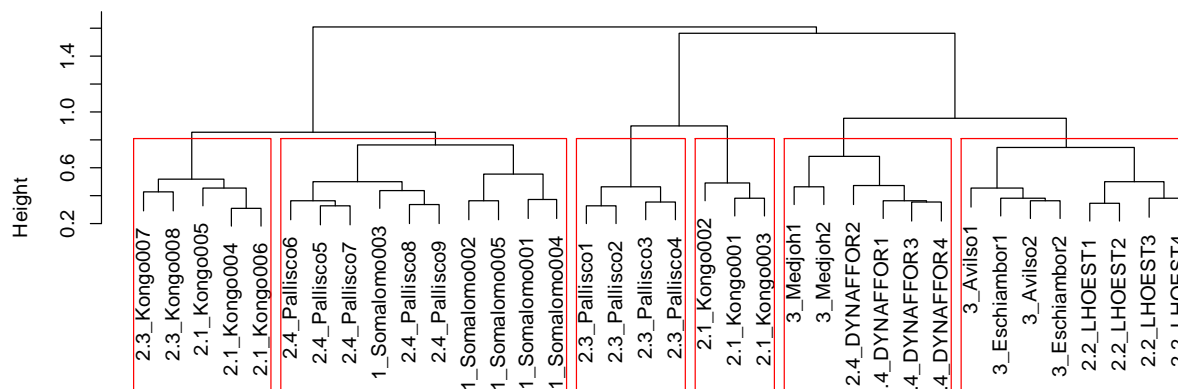
**Figure 11 :** Variation de la richesse en espèces d'arbres observée par parcelles de végétation de 1 ha en fonction du gradient de perturbation. Le trait plein noir et le trait pointillé noir représentent respectivement la médiane de chaque modalité et la valeur moyenne sur l'ensemble des données. Les lettres différentes indiquent des moyennes différentes d'après les comparaisons par paire effectuées selon la méthode de Tukey.



**Figure 12 :** Courbes d'accumulation en fonction du nombre de parcelles inventoriées mis en regard du gradient de perturbation.

#### 4.3.2. Analyse de la composition spécifique

Dans un premier temps, une analyse de la composition par groupement/classification a d'abord été effectuée sur la matrice d'abondance des 36 parcelles  $\times$  329 espèces d'arbres. La matrice de dissimilarité utilisée pour la classification est construite sur base de l'indice de Bray-Curtis adapté aux données d'abondance (nombre d'arbres) disponibles dans les différents sites étudiés. Cette dernière est soumise ensuite à une transformation logarithmique permettant de donner plus de poids aux espèces rares et de diminuer l'influence des espèces dominantes. Le dendrogramme généré par l'algorithme des distances de Ward (Figure 13) a été scindé de manière à former les 6 groupes les plus similaires en termes de composition floristique. Les parcelles situées dans les Réserve du Dja (Somalomo) sont regroupées avec un certain nombre de parcelles situées dans la société forestière Pallisco, confirmant la relative homogénéité floristique au sein de la zone d'étude. Les parcelles situées dans les forêts communautaires se retrouvent dans deux associations distinctes. Les parcelles situées dans les forêts communautaires d'Avilso et d'Eschiambor forment un premier groupe avec le site exploité il y a entre 20 et 30 ans. Le second groupe est formé des parcelles de la forêt communautaire de Medjoh et de certaines exploitées il y a moins de 10 ans.

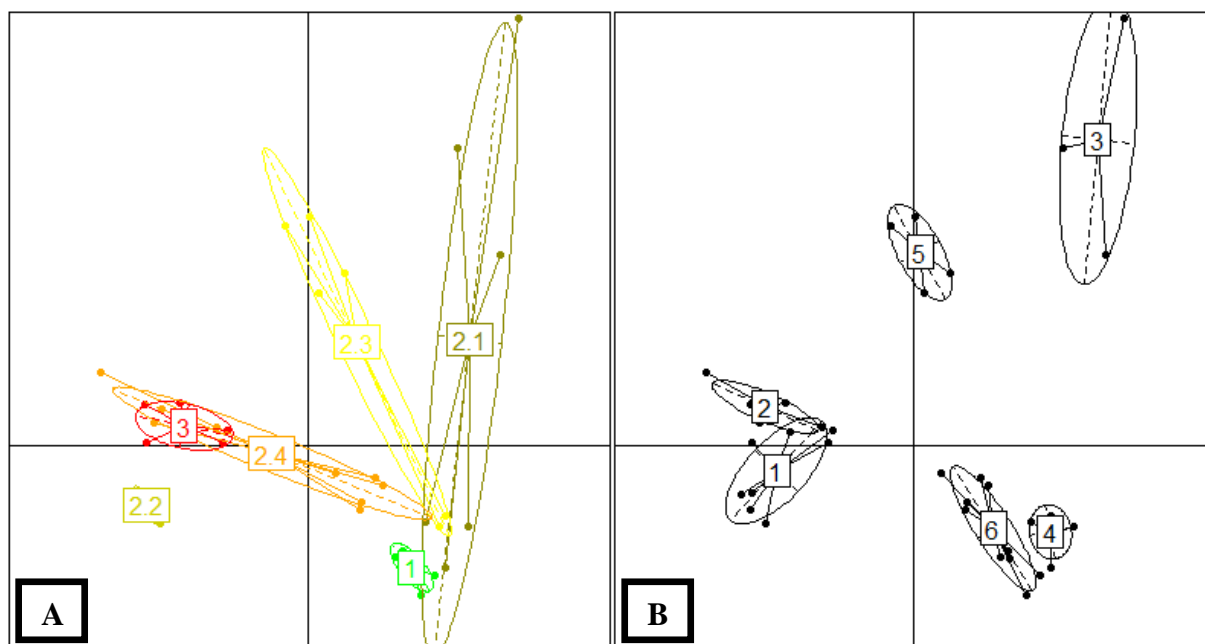


**Figure 13** : Dendrogramme basé sur l'algorithme des distances de Ward. Les rectangles rouges représentent les 6 groupes de parcelles les plus proches en terme de composition floristique. Les codes associés au gradient de perturbation sont placés devant le nom de la parcelle (1 : Aire protégée, 2.1 : Site jamais exploité, 2.2 : Site exploité il y a [20,30[ ans, 2.3 : Site exploité il y a [10,20[ ans, 2.4 : Site exploité il y a moins de 10 ans et 3 : Forêts communautaires).

Des analyses complémentaires de la composition en espèces ont été effectuées sur base des méthodes d'ordination de type AFC et PCoA adaptées aux matrices d'abondance. Ces deux analyses ont été effectuées sur les données modifiées par transformation logarithmique pour les raisons décrites précédemment.

Les deux axes d'inertie résultant de l'AFC permettent d'expliquer 16,35 % de la variabilité. Le postulat initial de proximité floristique des sites d'étude peut être à nouveau relevé suite à l'ordination proposée par l'AFC, certains sites exploités étant floristiquement proches des parcelles de la Réserve. Cependant les différences de composition floristique entre les parcelles d'une même modalité peuvent être assez fortes. On le remarque par exemple au sein des sites jamais exploités ou exploités il y a entre 10 et 20 ans et il y a moins de 10 ans. (Figure 14a.). Lorsqu'on met les résultats de l'ordination en vis-à-vis des groupes issus des méthodes de groupement (Figure 14b.), on constate que ces derniers ne coïncident pas bien avec les modalités du gradient de perturbation. Comme exemple, on peut prendre le groupe 6 formé de parcelles issues de la Réserve et de parcelles exploitées il y a moins de 10 ans. La composition de certaines parcelles exploitées il y a moins de 10 ans est donc davantage similaire à celle retrouvée dans la Réserve qu'à celle présente dans les autres parcelles exploitées récemment. Il existe donc des variations de la composition floristique entre les 36 parcelles inventoriées qui ne sont pas expliquées totalement par le gradient de perturbation.

Au-delà de l'interprétation visuelle, une ordination contrainte de type CCA a été effectuée pour s'assurer de la significativité de la différence de composition entre les modalités de gestion. L'ordination sous cette contrainte explique 6,0 % de la variabilité des données et la différence de composition entre les modalités de gestion est considérée comme très hautement significative ( $P=0,001$ ).



**Figure 14 :** Analyse factorielle des correspondances simples sur le logarithme de la matrice d'abondance (parcelles x espèces) regroupé selon les modalités associées au gradient de perturbation (A) et selon les groupes résultant du dendrogramme basé l'algorithme des distances de Ward (B).

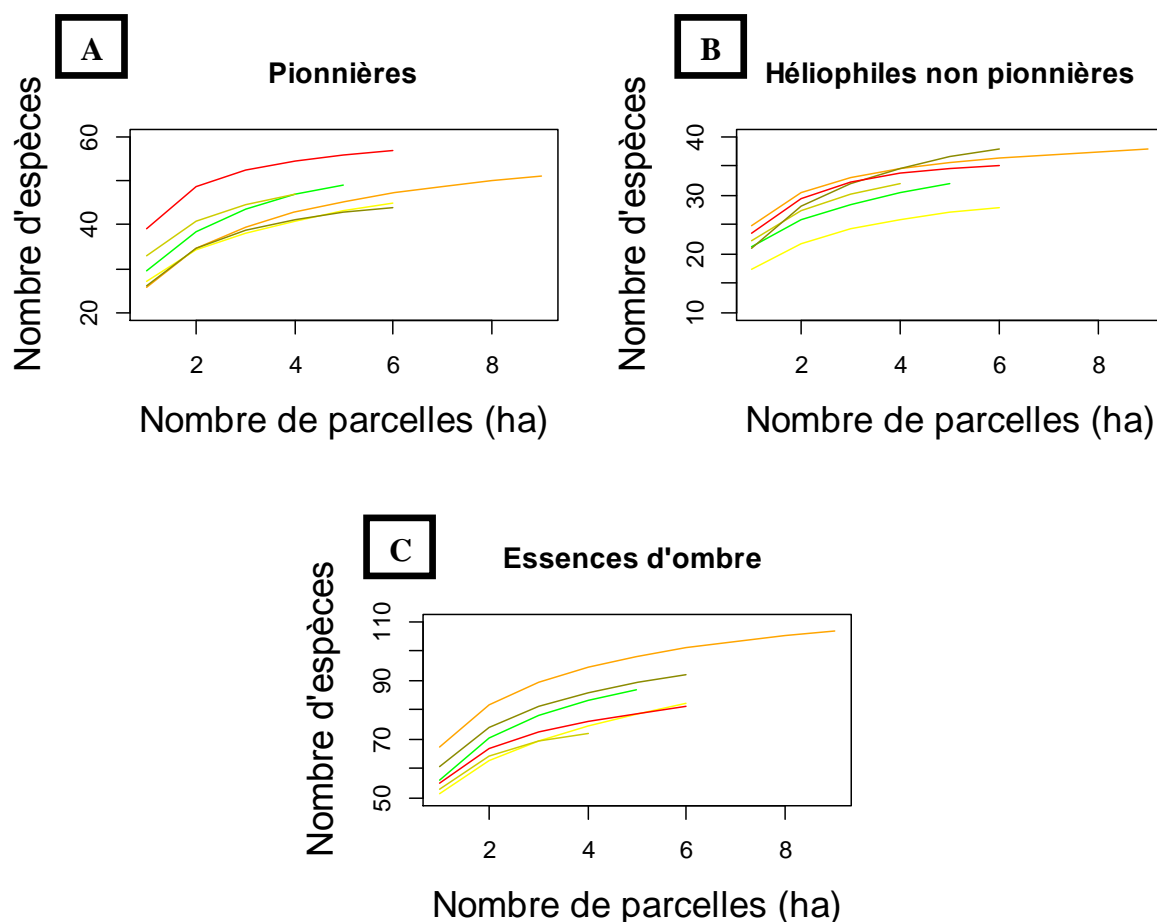
La PCoA, seconde méthode d'ordination utilisée (résultats non montrés), fournit des résultats largement similaires avec une plus grande variabilité des données expliquée par les deux axes d'inertie atteignant 29,29 %. Comme pour l'AFC, il existe donc des variations de la composition floristique entre les 36 parcelles inventoriées qui ne sont pas expliquées totalement par le gradient de perturbation car les groupes issus des méthodes de groupement ne coïncident pas avec les modalités du gradient de perturbation.

Au-delà de l'interprétation visuelle, une ordination contrainte de type CAP a été effectuée pour s'assurer de la significativité de la différence de composition entre les modalités de gestion. L'ordination, sous cette contrainte, explique 9,0 % de la variabilité des données et la différence de composition entre les modalités de gestion est considérée comme très hautement significative ( $P = 0,001$ ).

#### 4.3.3. Analyse de la composition fonctionnelle

La richesse en espèces a également été abordée sous l'angle fonctionnel, c'est-à-dire en séparant les différents tempéraments ou guildes de régénération sensu Hawthorne (1995). Sous cet angle, les forêts communautaires semblent se distinguer des autres modalités du gradient de perturbation avec une richesse en espèces pionnières plus importante (Figure 15a). Pour les essences d'ombre, la tendance inverse est constatée avec une plus faible richesse dans les forêts communautaires et les sites exploités il y a entre 10 et 20 ans et entre 20 et 30 ans (Figure 15c). Pour les essences héliophiles non pionnières, c'est le site exploité il y a entre 10 et 20 ans qui se caractérise par une plus faible richesse (Figure 15b).



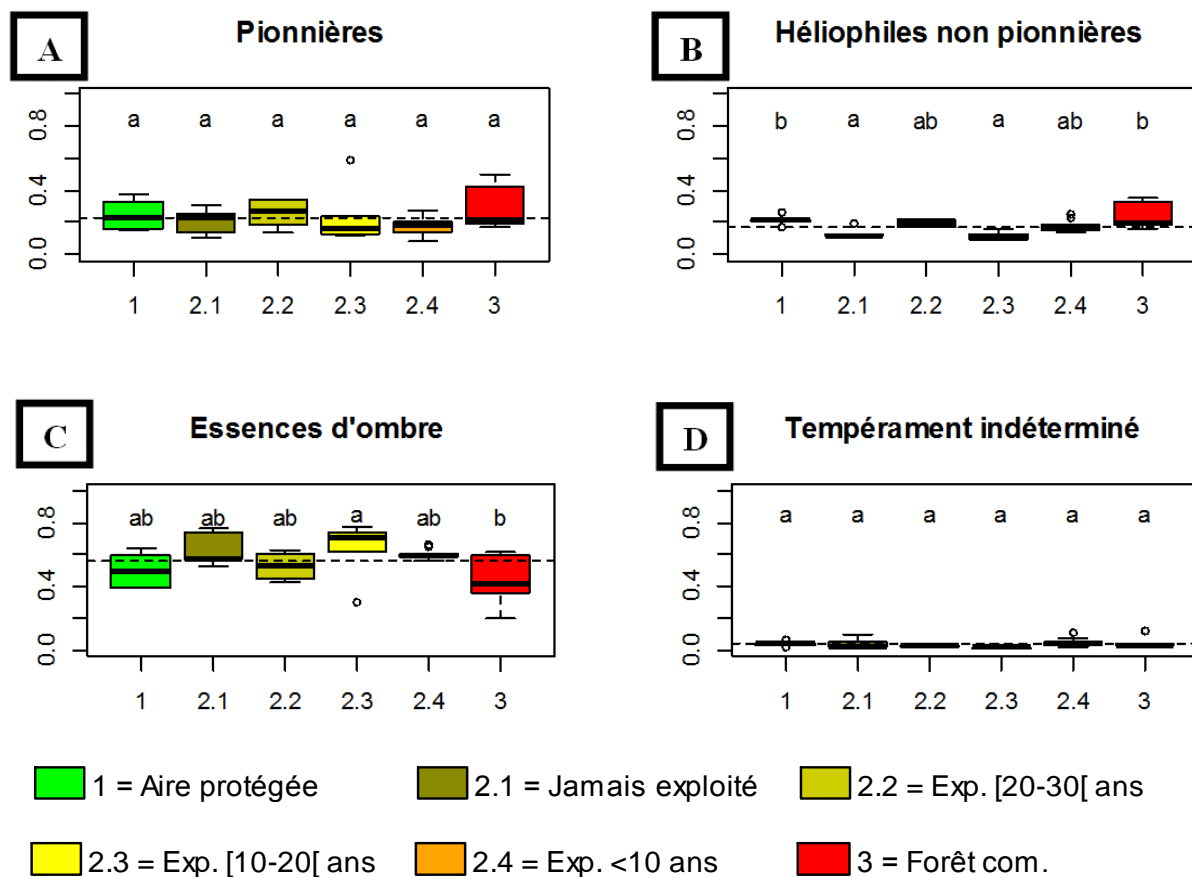


**Figure 15 :** Courbes d'accumulation des essences pionnières (A), héliophiles non pionnières (B) et d'ombre (C) en fonction du nombre de parcelles inventoriées mises en regard du gradient de perturbation.

En ce qui concerne la proportion des différents tempéraments, aucune différence significative de la proportion relative de pieds appartenant à des espèces pionnières ne s'observe entre les modalités du gradient de perturbation (Figure 16a). Cependant, une différence très hautement significative ( $P < 0,001$ ) s'observe lorsqu'on considère les espèces héliophiles non pionnières (Figure 16b). La Réserve tout comme les forêts communautaires possèdent une abondance relative plus importante que celle retrouvée dans les sites jamais exploité et exploité il y a entre 10 et 20 ans. Les autres sites ne diffèrent ni entre eux ni avec les autres modalités. Pour les essences d'ombre, une différence significative ( $P = 0,029$ ) se dégage sur le gradient avec les forêts communautaires possédant relativement moins de pieds associés à ce tempérament (Figure 16c). Le site exploité il y a entre 10 et 20 ans présente la plus forte abondance d'essences d'ombre. Le pourcentage relatif d'espèces dont le tempérament n'est pas connu ne diffère pas entre les modalités (Figure 16d). Les différences décrites précédemment ne sont donc pas uniquement la conséquence d'une connaissance différentielle du tempérament des espèces entre les modalités du gradient étudié.

Des tendances légèrement différentes s'expriment lorsque les modalités sont comparées sur base de la surface terrière cumulée par tempérament (résultats non montrés). Aucune différence significative n'est constatée entre les modalités pour les essences pionnières. La surface terrière cumulée des essences héliophiles non pionnières du site exploité il y a entre

10 et 20 ans est plus faible et diffère de manière très hautement significative ( $P < 0,001$ ) avec toutes les autres modalités. Ce site possède aussi la surface terrière la plus importante pour les essences d'ombre; la Réserve, le site exploité il y a entre 20 et 30 ans et les forêts communautaires se caractérisant par une proportion inférieure.



**Figure 16 :** Pourcentage d'espèces pionnières (A), d'héliophiles non pionnières (B), d'essences d'ombre (C) et d'espèces de tempérament indéterminé (D) par rapport au nombre total d'individus mis en regard du gradient de perturbation. Les ronds vides, le trait plein noir et le trait pointillé noir représentent respectivement les points extrêmes et la médiane de chaque modalité et la biomasse aérienne totale moyenne. Les lettres différentes indiquent des moyennes différentes d'après les comparaisons par paire effectuées selon la méthode de Tukey.

- ✓ Les forêts communautaires ne présentent pas une richesse spécifique inférieure aux autres modalités, les sites exploités il y a entre 10 et 20 ans et il y a entre 20 et 30 ans étant les moins riches.
- ✓ Les variations de composition floristique ne sont pas toutes expliquées par le gradient de perturbation.
- ✓ Les forêts communautaires et les sites exploités il y a moins de 10 ans présentent respectivement une plus grande richesse en espèces pionnières et en essences d'ombres.

#### 4.4. Biodiversité faunistique

Afin d'examiner l'effet de la gestion forestière sur la biodiversité animale (et plus spécifiquement les vertébrés et oiseaux terrestres), différentes approches (indices non-paramétriques et courbes de raréfaction) ont été utilisées pour quantifier les variations de la richesse spécifique entre les modalités de gestion. Des analyses de la composition, mises en parallèle avec les niveaux trophiques, ont été ensuite effectuées pour comparer les modalités.

##### 4.4.1. Richesse et courbes d'accumulation

Au total, 38 espèces ou groupe d'espèces ont été recensés au sein des 4 grilles de 11 pièges photographiques (Annexe 2). Les deux espèces les plus fréquemment observées sont le rat géant d'Emin (*Cricetomys emini* (Wroughton, 1910)) et le céphalophe bleu (*Philantomba monticola* (Thunberg, 1789)) représentant respectivement 23,4 % et 14,4 % des 4 329 événements de détection recensés (Photo 3). Plusieurs nids de gorilles et de nombreuses empreintes d'éléphants de forêt ont été retrouvés lors de l'installation des pièges photographiques dans la Réserve (Photo 4). Cependant aucun individu de ces deux espèces n'a été piégé sur photo pendant la campagne d'inventaire.

Certains groupes et espèces n'ont pas été considérés dans la suite de l'analyse car ils ne sont pas adaptés aux paramètres des pièges photographiques utilisés lors du travail. On retrouve dans cette catégorie principalement des oiseaux de petite taille comme les Bulbuls ou le Calao à huppe blanche. Suite à ce tri préalable, 31 espèces ont été utilisées pour l'analyse de la biodiversité animale, et ses variations en fonction des modalités de gestion (espèces en grisé dans l'Annexe 8).

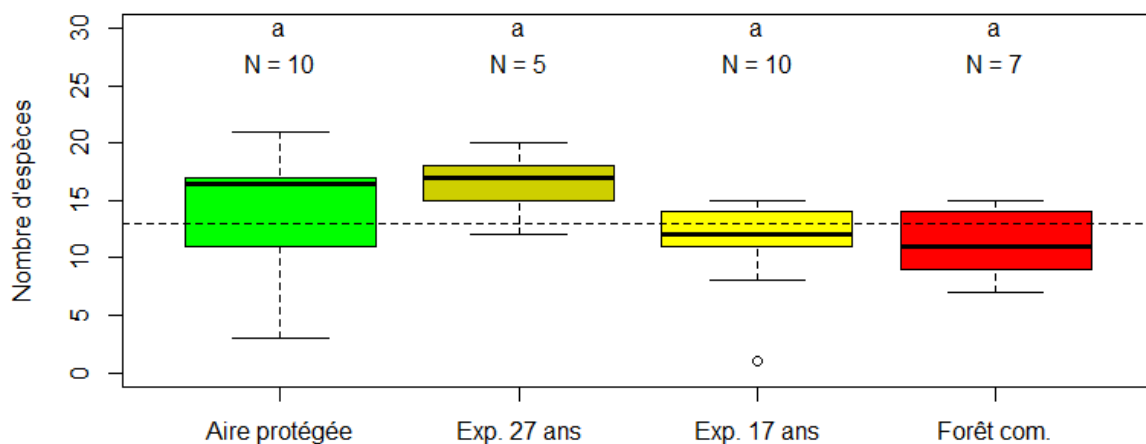


**Photo 3 :** Céphalophe bleu (*Philantomba monticola*) (à gauche) et rat géant d'Emin (*Cricetomys emini*) (à droite) piégés par photographie.

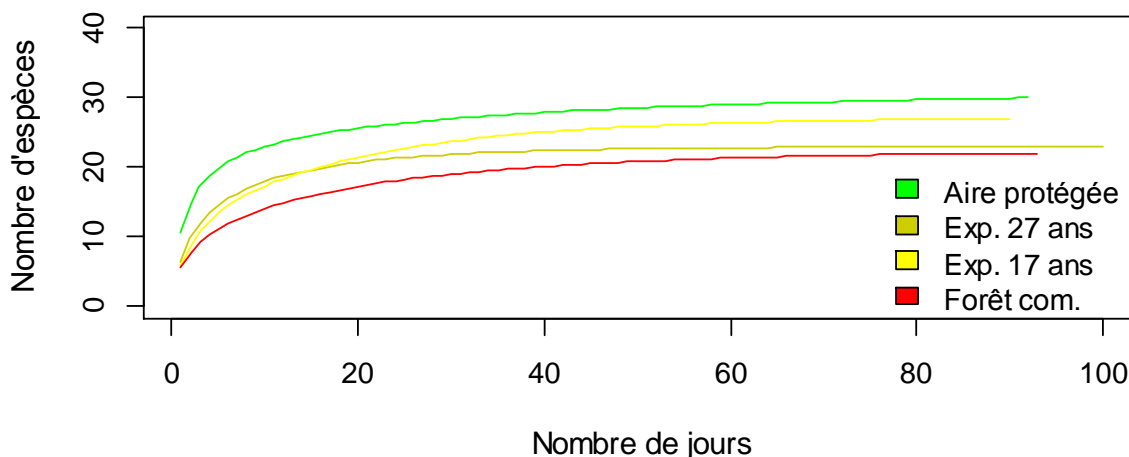


**Photo 4 :** Nid de gorille (*Gorilla gorilla gorilla*) retrouvé dans la Réserve de Faune du Dja.

Il n'existe pas de différence significative ( $P = 0,101$ ) du nombre d'espèces détecté par piège photographique entre les différentes modalités du gradient de perturbation (Figure 17). Cependant, une richesse maximale est observée au sein de la Réserve de Faune du Dja puisque 30 des 31 espèces recensées par l'ensemble des pièges photographiques y sont retrouvées (Figure 18). On retrouve ensuite le site exploité il y a 17 ans avec 27 espèces recensées. Le site exploité il y a 27 ans et les forêts communautaires, quant à eux, abritent respectivement 23 et 22 espèces. Suite aux vols et aux dysfonctionnements des pièges dans le site exploité il y a 27 ans, il se peut que l'échantillonnage ne soit pas suffisant en termes de nombre de pièges. On remarque tout de même que la période d'échantillonnage est considérée comme suffisante, le nombre de nouvelles espèces détectées atteignant quasi zéro à partir de 60 jours (Figure 18).



**Figure 17 :** Variation de la richesse en espèces observée par piège photographique en fonction du gradient de perturbation. Le trait plein noir et le trait pointillé noir représentent respectivement la médiane de chaque modalité et la valeur moyenne sur l'ensemble des données. Le nombre de pièges photographiques situés dans chaque modalité du gradient de perturbation est annoté au dessus de chaque modalité. Les lettres différentes indiquent des moyennes différentes d'après les comparaisons par paire effectuées selon la méthode de Tukey.



**Figure 18** : Courbes d'accumulation d'espèces en fonction du nombre de jours depuis l'installation du piège mis en regard du gradient de perturbation.

L'indice de Shannon permettant d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces a été calculé pour les différentes modalités. L'indice est borné entre 0 et 3,43 ( $= \log(31)$ ). Lorsqu'il est proche de 0, il indique la dominance d'une espèce. La Réserve et le site exploité il y a 27 ans possèdent un indice de Shannon proche de la limite supérieure indiquant une diversité riche et des espèces dont l'abondance est équitablement répartie. Les deux autres modalités possèdent un indice de Shannon proportionnellement inférieur et surtout celui associé aux forêts communautaires (Tableau 4). Ce résultat sous-entend que certaines espèces pourraient dominer la communauté animale et qu'une diversité moindre est retrouvée dans ces sites et surtout au sein des forêts communautaires. L'indice de diversité de Simpson varie de 1 à 0, l'unité correspondant à une diversité « infinie ». À nouveau, deux groupes se forment (Tableau 4). La Réserve et le site exploité il y a 27 ans possèdent un indice de Simpson proche et plus élevé que celui associé au site exploité il y a 17 ans et aux forêts communautaires.

**Tableau 4** : Indice de diversité de Shannon-Weiner et de Simpson pour chacune des modalités du gradient de perturbation.

	Indice de Shannon	Indice de Simpson
Aire protégée	2,49	0,87
Site exploité il y a 27 ans	2,55	0,89
Site exploité il y a 17 ans	2,28	0,82
Forêts communautaires	2,16	0,83

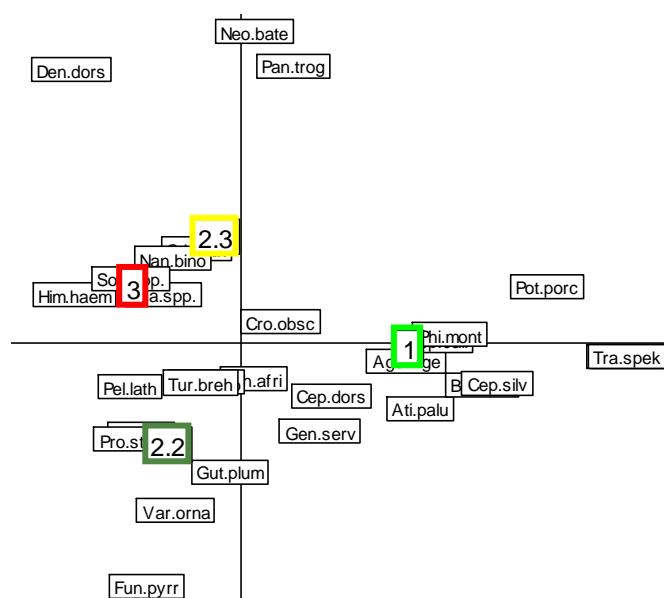
#### 4.4.2. Analyse de la composition spécifique

La matrice de dissimilarité utilisée est construite sur base de l'indice de Bray-Curtis en considérant le nombre d'évènements de détection moyen de chaque espèce par unité de temps comme un *proxy* de son abondance dans les sites étudiés (Tableau 5). Cette dernière est soumise ensuite à une transformation logarithmique permettant de donner plus de poids aux espèces rares. Le dendrogramme généré par l'algorithme des distances de Ward oppose la Réserve de Faune du Dja aux autres modalités (résultats non montrés).

**Tableau 5 :** Matrice de dissimilarité basé sur l'indice de Bray-Curtis en considérant le nombre d'évènements de détection moyen de chaque espèce par unité de temps.

	Aire protégée	Site exploité il y a 27 ans	Site exploité il y a 17 ans
Site exploité il y a 27 ans	0,368		
Site exploité il y a 17 ans	0,402	0,387	
Forêts communautaires	0,414	0,280	0,319

L'ordination par la méthode de l'AFC (Figure 19) permet une séparation des 4 modalités de gestion sur base de deux axes d'inertie expliquant 91,8 % de la variabilité des données. La Réserve et les forêts communautaires s'opposent sur le premier axe. Cette séparation est due à l'absence de certaines espèces dans les forêts communautaires et présentes dans la Réserve comme le sitatunga (*Tragelaphus spekii* (Speke, 1863)) ou le porc à pinceaux du Cameroun (*Potamochoerus porcus* (Linnaeus, 1758)) mais aussi à une différence d'abondance pour les espèces communes. Concernant la séparation des deux sites situés dans la concession, les espèces rares tirent fortement l'ordination avec des espèces comme l'antilope de Bates (*Neotragus batesi* (de Winton, 1903)) ou le chimpanzé (*Pan troglodytes* (Blumenbach, 1775)) uniquement présentes dans le site exploité il y a 17 ans

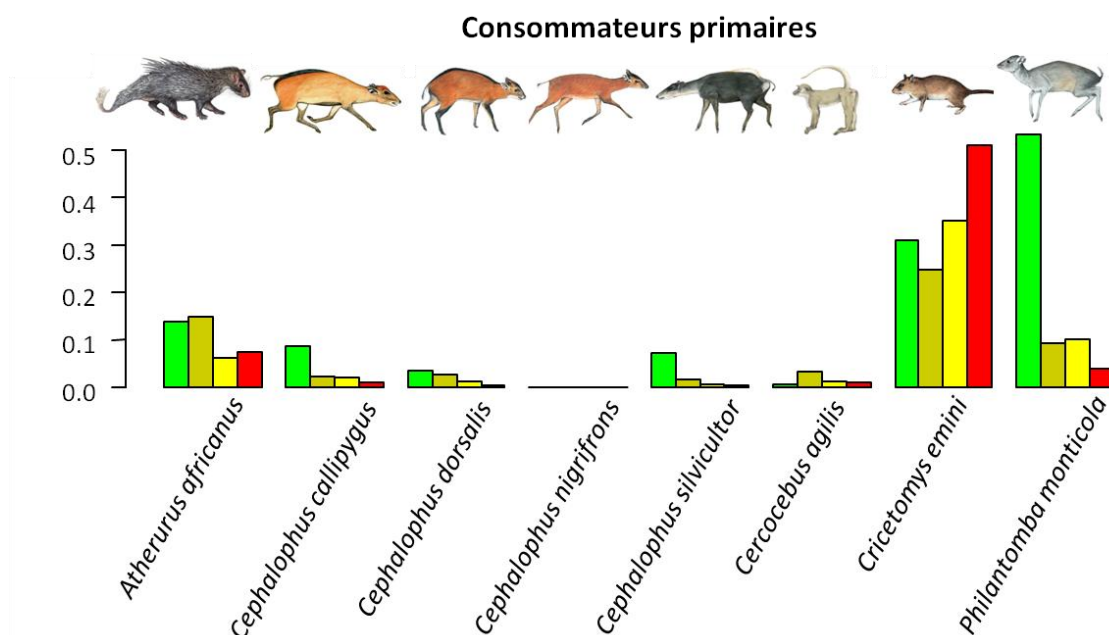


**Figure 19 :** Analyse factorielle des correspondances simples sur le logarithme de la matrice d'abondance (grille de pièges x espèces).

#### 4.4.3. Analyse de la composition fonctionnelle

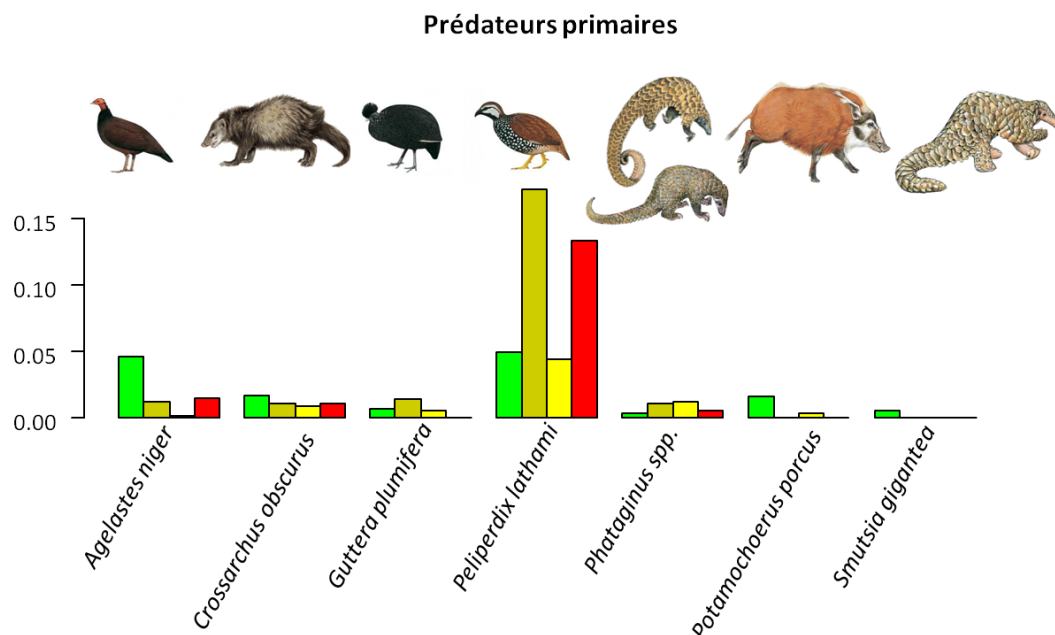
Les consommateurs primaires présentent une abondance dans la Réserve presque constamment supérieure aux autres modalités du gradient de perturbation (Figure 20). Le cercocèbe agile (*Cercocebus agilis* (Milne-Edwards, 1886)) et le rat géant d'Emin marque cependant l'exception. Les céphalophes bleus présentent une abondance très importante dans la Réserve avec en moyenne un évènement de détection de cette espèce tous les 2 jours. Le rat géant d'Emin est également très abondant dans les quatre modalités avec une dominance au sein des forêts communautaires.





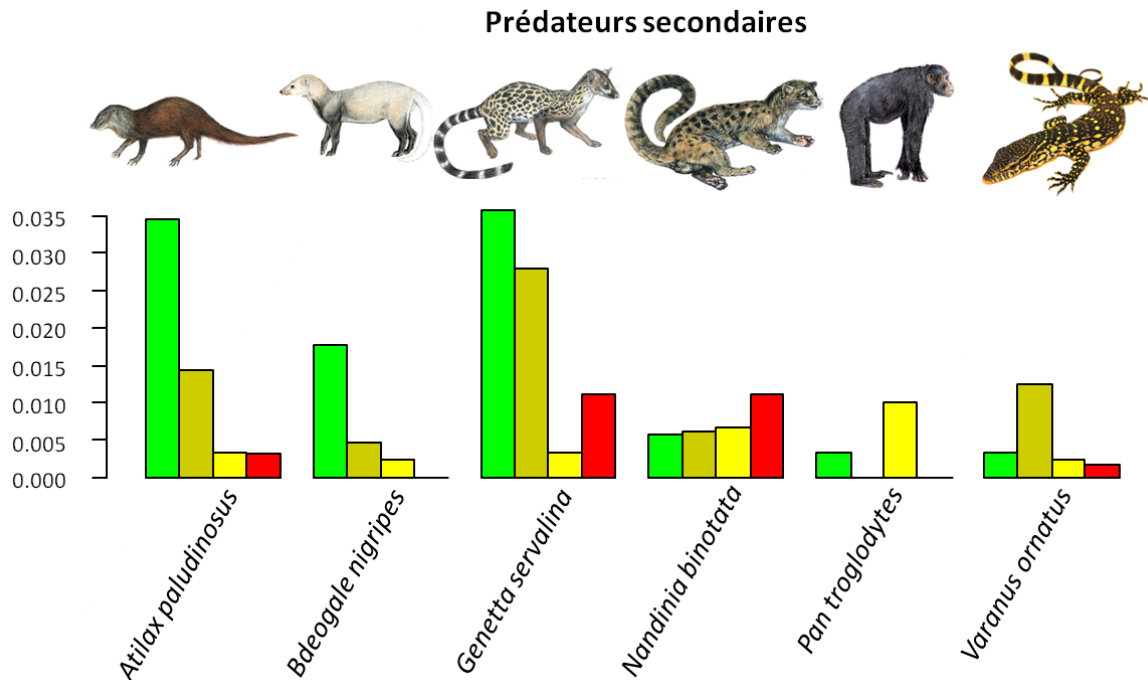
**Figure 20 :** Nombre d'événements de détection moyen par jour pour 8 espèces identifiées comme consommateurs primaires en fonction du gradient de perturbation (photos issues de Kingdon et al. (2013)).

Les prédateurs primaires sont aussi généralement plus abondants au sein de la Réserve (Figure 21). Comparativement à la Réserve, les pintades huppées (*Guttera plumifera* (Cassin, 1857)) sont mieux représentées dans le site exploité il y a 17 ans et les pangolins arboricoles (*Phataginus spp.* (Rafinesque, 1821)) dans les trois autres sites inventoriés. Le francolin de Latham (*Peliperdix lathamii* (Hartlaub, 1854)) marque aussi l'exception avec une abondance élevée et proche entre les forêts communautaires et le site exploité il y a 27 ans. Le pangolin géant apparaît quant à lui uniquement au sein de la Réserve de Faune du Dja.



**Figure 21 :** Nombre d'événements de détection moyen par jour pour 8 espèces identifiées comme prédateurs primaires en fonction du gradient de perturbation (photos issues de Kingdon et al. (2013) et <http://www.oiseaux.net/oiseaux/cameroun.html>, (13/08/2017)).

Une abondance plus importante de prédateurs secondaires se retrouve généralement dans la Réserve (Figure 22). Les chimpanzés et les varans ornés (*Varanus ornatus* (Gray, 1845)) marquent l'exception en étant, respectivement, plus abondants dans le site exploité il y a 17 ans et 27 ans que dans la Réserve. La nandinie (*Nandinia binotata* (Gray, 1830)) est la seule espèce dont l'abondance est plus importante en forêts communautaires.



**Figure 22 :** Nombre d'évènements de détection moyen par jour pour 8 espèces identifiées comme prédateurs secondaires en fonction du gradient de perturbation (photos issues de Kingdon et al. (2013)).

- ✓ La Réserve constitue le site le plus riche et le plus diversifié, à l'inverse des forêts communautaires.
- ✓ Les analyses de composition opposent la Réserve aux trois autres modalités, l'aire protégée caractérisée pour la majorité des espèces par une abondance plus importante des consommateurs primaires et prédateurs secondaires.



## **5. Discussion**

L'objectif de ce travail de fin d'études était de déterminer les effets de la gestion forestière sur la biodiversité végétale et animale, dans les forêts du sud-est du Cameroun. La structure forestière semble être un bon indicateur du gradient de perturbation induit par la gestion forestière en regard de l'affectation allouée à la forêt (production/protection). Les patrons de richesse et de composition, quant à eux, présentent une tendance moins claire par rapport au gradient, les forêts communautaires étant moins pauvres en espèces qu'attendu et présentant même une richesse en espèces pionnières supérieure aux parcelles situées dans la Réserve et dans la concession certifiée (quelque soit le temps depuis l'exploitation). Du point de vue de la biodiversité faunistique, la Réserve semble jouer son rôle de protection avec des abondances d'espèces de niveau trophique élevé plus importantes que dans les autres sites d'étude.

### **5.1. La durée post-exploitation comme indicateur de la perturbation ?**

Dans le cadre de ce travail, nous avons fait l'hypothèse d'un gradient de perturbation croissant entre la Réserve de Faune du Dja, l'exploitation forestière certifiée FSC (en fonction du temps depuis la dernière exploitation appelée durée post-exploitation) et les forêts communautaires n'appartenant pas au domaine forestier permanent et considérées comme les plus perturbées. Cependant, la connaissance des pratiques d'exploitation sélective utilisées actuellement (Ruiz Pérez et al., 2005).amène à considérer d'autres indices de perturbation autres que l'indice temporel représenté par la durée post-exploitation. En effet, l'exploitation forestière présente une certaine hétérogénéité spatiale. Pour les forêts du bassin congolais, l'intensité d'exploitation varie en moyenne entre 1 et 2 arbres exploités à l'hectare (Putz et al., 2012). Cette intensité d'exploitation reste une moyenne, et il peut y avoir des variations locales. Certaines zones sont donc localement plus intensément exploitées quand les conditions topographiques sont favorables et que les essences commerciales s'y retrouvent en nombre. D'autres zones, proches des cours d'eau ou des marécages, moins accessibles ou pauvres en essences commerciales sont quant à elles sous-exploitées par rapport à cette moyenne. Des parcelles situées dans un site exploité il y a moins de 10 ans peuvent donc être totalement vierges de toute exploitation si les conditions locales ne la permettaient pas. Des critiques similaires ont été développées dans d'autres études comparant des sites de durée post-exploitation différentes (Hall et al., 2003). Martin et al. (2015), dans leur méta-analyse considérant les impacts de l'exploitation sélective sur le stockage du carbone et la richesse en arbres, insistent également sur la prise en compte de l'intensité réelle d'exploitation dans les études d'impacts de l'exploitation.

Pour tenir compte de cette hétérogénéité spatiale de l'exploitation forestière, des indicateurs supplémentaires de la perturbation de type spatial ont été établis pour les parcelles inventoriées au sein de la concession et dans les forêts communautaires, les parcelles de la Réserve étant considérées comme non exploitées. Ces données (en cours d'acquisition) n'ont cependant pas été intégrées dans les analyses mais sont utilisées ici pour mieux comprendre les patrons qui se dégagent des différents résultats. Ces indicateurs sont le nombre de souches

au sein des parcelles de végétation et dans un *buffer* de 20 mètres autour de celles-ci et la distance à la première trace d'exploitation depuis le centre de la parcelle. Les données servant à quantifier ces indicateurs ont été obtenues par une combinaison de visites de terrain et d'analyse d'images satellites SPOT6 (identification des anciennes routes d'exploitation). Les données cartographiques des inventaires d'exploitation fournies par la société forestière permettent d'affiner ces indicateurs pour les parcelles situées au sein des UFA étudiées. Notons que la probabilité d'observer ces indicateurs sur le terrain diminue au cours du temps pouvant entraîner un biais pour les parcelles dont l'exploitation est relativement ancienne (> 20 ans). Malgré tout, des souches ont été retrouvées dans les parcelles dont l'exploitation s'est déroulée il y a entre 20 et 30 ans.

Ces indicateurs de perturbation supplémentaires permettent potentiellement de comprendre plus précisément certains patrons de biodiversité végétale observés le long du gradient étudié, en intégrant une information de perturbation spatiale à une échelle plus fine. La biodiversité animale, quant à elle, semble plus adaptée à des indicateurs temporels représentatifs d'une zone plus large tels que la durée post-exploitation.

## **5.2. Structure forestière**

### **5.2.1. Des paramètres structuraux répondant au gradient de perturbation**

La structure spatiale associée aux différents sites d'étude semble être relativement bien expliquée par le gradient de perturbation. La densité de tiges supérieures à 10 cm de dbh est élevée dans les sites fortement perturbés (spécifiquement dans les forêts communautaires) puis tend à décliner et se rapproche de la densité correspondante au site non exploité et à la Réserve. La surface terrière présente une variation unimodale le long du gradient de perturbation avec un pic pour le site exploité il y a entre 10 et 20 ans en comparaison du site témoin non exploité au sein de la concession ou des forêts communautaires. La densité du bois moyenne varie peu entre les parcelles et le long du gradient de perturbation. L'étude de la distribution diamétrique montre qu'une proportion plus importante de gros arbres est retrouvée dans l'aire protégée et le site non exploité. Les sites les plus perturbés se caractérisent par une proportion plus importante des petits diamètres.

Selon la méta-analyse pantropicale fournie par Gibson et al. (2011), la structure forestière constitue un bon indicateur du régime de perturbation permettant dès lors de comparer des zones exploitées sélectivement et des aires protégées. Les valeurs moyennes associées à la densité du bois ( $0,63 \text{ g. cm}^{-3}$ ) et à la surface terrière ( $29,8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) sont comparables avec les données à l'échelle de l'Afrique centrale et sur des sites d'étude similaires. La plus faible surface terrière des forêts communautaires se confirment en comparaison des données régionales et locales (Tableau 6). Pour la densité de tiges par hectare, la moyenne des 36 parcelles est plus importante que les moyennes régionales et locales et est influencée par des valeurs importantes retrouvées dans les parcelles exploitées il y a entre 10 et 20 ans, moins de 10 ans et les forêts communautaires (Tableau 6).

**Tableau 6 :** Comparaison de la structure forestière (N, densité en tiges ; G, surface terrière ( $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) ; WD, densité du bois ( $\text{g cm}^{-3}$ ) et la biomasse aérienne ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )) entre cette étude et d'autres études effectuées à l'échelle régionale ou sur des sites d'étude comparables.

	N ( $\text{ha}^{-1}$ )	G ( $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ )	WD ( $\text{g.cm}^{-3}$ )	AGB ( $\text{Mg.ha}^{-1}$ )
Afrique centrale (Lewis et al., 2013)	426	30,3	0,63	429
Réserve de Faune du Dja (Djuikouo et al., 2010)	460	30,5	0,60	401,7
Forêts semi-décidues (UFA Pallisco) (Fayolle et al., 2016)	420	18,1	0,61	347,6
Sites d'étude				
Réserve de Faune du Dja	444	29,4	0,62	353,0
Site jamais exploité	442	29,2	0,63	374,1
Site exploité il y a [20,30[ ans	444	31,5	0,62	393,4
Site exploité il y a [10,20[ ans	482	32,0	0,61	371,2
Site exploité il y a <10 ans	529	30,5	0,65	368,3
Forêts communautaires	510	26,2	0,61	271,3
Moyenne	482	29,8	0,63	354,2

Ces résultats montrent cependant des tendances différentes à celles retrouvées dans une étude effectuée dans la réserve forestière de Dzanga-Sangha comparant des sites non exploités, exploités il y a 6 mois et 18 ans (Hall et al., 2003). La densité en tiges ( $\text{dbh} > 10 \text{ cm}$ ) est significativement différente et plus faible pour le site exploité il y a 18 ans. La surface terrière de ce même site présente une diminution de 19 % par rapport au témoin non exploité. Hall et al. (2003) la justifient sur base du stress physiologique suite à une plus forte exposition et des dégâts entraînant la mort de certains arbres persistants après le passage de l'exploitation. La similarité de densité en tiges entre les deux autres modalités proviendrait de l'échantillonnage car aucune parcelle représentative d'une exploitation datant de 6 mois se trouve dans une zone perturbée par un abattage. Cette suggestion des auteurs renforce l'idée de prendre en compte la pression d'exploitation et son hétérogénéité spatiale lors d'évaluation d'impacts associés à l'exploitation sélective. Hall et al. (2003) montrent également que la différence de densité en tiges est encore plus marquée entre le site exploité il y a 18 ans et le témoin si on considère seulement les tiges comprises entre 2,5 et 10 cm de diamètre à hauteur de poitrine. Cette moindre densité serait due à un taux de mortalité important suite à l'exploitation et à un envahissement du sous-bois par des herbacées empêchant l'implantation des jeunes plants et entraînant leurs morts sauf pour les espèces d'ombre. Le recrutement des ces dernières dans les classes de faibles diamètres est relativement long suite à une croissance plus lente (Hall et al., 2003; Hawthorne, 1995). Gerwing (2002) montre aussi que la reconstitution de la structure forestière dépend des dégâts générés aux cimes et au peuplement persistants, l'abondance des lianes pouvant également l'impacter fortement en entravant la dynamique de reconstitution.

Nos résultats, contrairement aux tendances décrites par Hall et al. (2003), sont néanmoins comparables à ceux retrouvés au sein du dispositif expérimental de M'Baïki (Gourlet-Fleury et al., 2013a). En effet, aucune différence significative de densité de tiges

supérieures à 10 cm n'est constatée entre un site témoin et un site exploité il y a 24 ans, ce qui coïncide avec les constatations associées à nos sites. Ne connaissant pas l'intensité d'exploitation associée à l'étude d'Hall et al. (2003), une explication potentielle des différences constatées résiderait peut-être dans une intensité d'exploitation plus importante sur nos sites d'étude. En effet, l'analyse de la densité en tiges en fonction du nombre de souches retrouvé dans les parcelles montre une relation plutôt croissante. Cette dernière est décroissante quand on s'intéresse à la surface terrière. Il se peut donc que l'intensité d'exploitation ait été plus faible dans le cas d'étude centrafricain. Si on considère, le pourcentage d'espèces pionnières comme un indicateur de l'intensité de la perturbation comme c'est le cas dans de nombreuses études (Bongers et al., 2009; Gourlet-Fleury et al., 2013a; Molino and Sabatier, 2001), d'autres tendances se dessinent. La densité de pieds à l'hectare ne semble pas être corrélée positivement ou négativement au pourcentage d'espèces pionnières retrouvée dans la parcelle ( $R^2 = 2,9 \%$ ,  $P = 0,936$ ). Par contre, la surface terrière se caractérise par une relation décroissante ( $R^2 = 11,62 \%$ ,  $P = 0,024$ ), avec de plus fortes surfaces terrières pour les parcelles possédant le moins d'espèces pionnières.

L'analyse plus spécifique de la structure diamétrique montre des variations de la structure avec le gradient de perturbation. Les sites considérés comme moins perturbés présentent proportionnellement plus d'arbres de très gros diamètres. L'exploitation permet de relancer la dynamique de régénération dans les peuplements en augmentant la pénétration de la lumière dans les strates inférieures suite à l'abattage de gros arbres. Cette vague de régénération semble ensuite se décaler au fur et à mesure des années vers les classes de diamètre plus élevées expliquant la densité plus importante de pieds supérieurs à 60 cm de diamètre dans le site exploité il y a entre 20 et 30 ans. La déviation par rapport à la structure diamétrique moyenne, présentée à la Figure 6 pour nos sites d'étude, a déjà été utilisée dans des études à plus large échelle sur le bassin du Congo pour identifier des variations structurelles entre et au sein de type forestiers (Fayolle et al., 2014a). La proportion moins importante de gros arbres dans les forêts à *Celtis* dégradées par rapport aux forêts non perturbées a été constatée sur base de cette déviation (Fayolle et al., 2014a) et est donc en accord avec les patrons associés aux sites étudiés dans ce travail. En effet, les forêts communautaires considérées comme les sites les plus perturbés présentent un déficit important des très gros arbres. Situées depuis toujours à proximité des villages et des voies de commerce, ces zones ont subi l'influence humaine sur des périodes plus longues que les zones plus enclavées dans le massif forestier. Les prélèvements sur le long terme ont amené à une réduction continue des individus de grande taille créant le déficit observé actuellement dans les classes de diamètre élevées. Pour objectiver l'analyse de la déviation par rapport à la structure diamétrique moyenne, un ajustement des courbes de densité des diamètres sur base des modèles *stem size-density distribution* peut être effectué (Coomes et al., 2003). Cet ajustement permettra de comparer nos sites entre eux et avec d'autres études en y intégrant également une approche par tempérament.

### 5.2.2. Une structuration verticale impactée par la perturbation

Les modèles allométriques hauteur-diamètre générés dans le cadre de ce travail présentent un effet parcelle marqué. Les paramètres  $\alpha$  et  $\beta$  du modèle puissance opposent en moyenne les forêts communautaires et la Réserve, les patrons au sein des sites exploités étant moins clairs. Une hauteur dominante croissante est aussi observée depuis les forêts communautaires jusqu'au site non exploité.

Les valeurs moyennes des paramètres  $\alpha$  et  $\beta$  associées à nos modèles puissance,  $H = \alpha \times D^\beta$ , sont inférieures à celles retrouvées sur des formations forestières similaires (Fayolle et al., 2016). L'ajustement des modèles utilisés dans cette dernière étude a été effectué sur des espèces commerciales étant pour la plupart des espèces de canopée. Les modèles allométriques hauteur-diamètre ajustés dans ce travail sont spécifiques à la parcelle, et potentiellement comprennent des arbres plus petits pour un même diamètre ce qui expliquerait les valeurs plus faibles de nos paramètres.

La différence de valeurs pour les paramètres des modèles allométriques H-D constatée entre la Réserve et les forêts communautaires pourrait également s'expliquer par des peuplements forestiers moins perturbés au sein de la Réserve avec une croissance rapide des arbres dans les premières années pour s'extraire de la compétition du sous-bois. Cependant, une fois que l'arbre a acquis sa dominance sur ses voisins, la croissance au cours du temps ralentirait expliquant un taux de croissance plus faible. Dans les forêts communautaires, cette croissance en hauteur serait stimulée tout au long de la vie de l'arbre suite aux perturbations récurrentes entraînant une exposition plus importante des arbres qu'au sein de la Réserve.

Si nos résultats sont globalement en accord avec le gradient de perturbation en ce qui concerne l'allométrie hauteur-diamètre des arbres dans la Réserve (faiblement perturbée) et dans les forêts communautaires (fortement perturbées), l'effet nanisant constaté en Guyane française par Rutishauser et al. (2016) sur les arbres persistants après exploitation sélective ne s'observe pas dans les modèles H-D associés aux parcelles exploitées. Les parcelles exploitées il y a entre 10 et 20 ans possèdent par exemple une allométrie supérieure aux autres parcelles situées dans la concession. La Réserve de Faune du Dja semble même posséder une allométrie H-D inférieure en moyenne amenant à des arbres moins hauts par rapport aux arbres situés dans la concession pour un diamètre similaire. En conséquence, on peut se demander si l'exploitation à l'intensité à laquelle elle est pratiquée en Afrique tropicale, inférieure à celle pratiquée sur le bassin amazonien, induit de réels effets sur l'allométrie hauteur-diamètre. Notons tout de même que la plus faible allométrie hauteur-diamètre retrouvée dans la Réserve peut également être due à l'influence des formations forestières adjacentes plus humides. Au Cameroun, des variations de l'allométrie hauteur-diamètre, ont été reportées entre les forêts sempervirentes atlantiques (avec des arbres plus petits pour un même diamètre) et les forêts semi-décidues à l'intérieur des terres (Fayolle et al., 2016). Les conditions édaphiques particulières du Dja (forêts sur sol mouilleux (avec vallées à *Uapaca paludosa*) (Letouzey, 1985)) pourraient expliquer ces variations d'allométrie hauteur-diamètre, bien que dans ce travail, les parcelles aient toutes été échantillonnées en terre ferme,

et qu'une relative homogénéité floristique a été reportée entre les différentes parcelles de la réserve et de la société forestière.

Les modèles allométriques hauteur-diamètre de type puissance, utilisés dans ce travail, même s'ils posent des problèmes conceptuels (pas de limite à la croissance en hauteur) ont déjà faits leurs preuves dans des études à plus large échelle (Feldpausch et al., 2010). Plus récemment, le modèle puissance a été considéré comme satisfaisant dans des formations forestières similaires à celles étudiées malgré une meilleure performance des modèles asymptotiques tel que le modèle de Michaelis-Menten (Fayolle et al., 2016). Cependant, ces modèles nécessitent un échantillonnage important au sein des classes de diamètre élevé pour stabiliser l'asymptote. A l'échelle de la parcelle et avec le type d'échantillonnage mené, les modèles puissances sont donc recommandés malgré la légère structuration des résidus observée pour quelques parcelles.

La hauteur moyenne au seuil d'inventaire fournie par les modèles (12,6 m pour un dbh de 10 cm) est proche de celle évoquée lors d'une étude sur l'ensemble de l'Afrique centrale (Feldpausch et al., 2012). La hauteur dominante est le dernier paramètre structural utilisé pour décrire les variations de structure verticale entre les modalités de gestion. Une tendance plus claire par rapport aux modèles allométriques hauteur-diamètre est observée le long du gradient de perturbation, la hauteur dominante croissant avec la durée post-exploitation.

### **5.2.3. Un stockage de carbone possible dans les zones exploitées sélectivement**

Les résultats concernant l'évaluation de la biomasse aérienne ont montré que les forêts communautaires présentent une biomasse aérienne inférieure aux sites exploités ou à la Réserve, le patron au sein des sites exploités étant corrélé à la perturbation.

La biomasse aérienne moyenne au sein de la Réserve ( $353,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) et des sites exploités ( $376,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) est comparable avec les données disponibles dans la littérature au niveau de l'Afrique centrale ( $429 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Lewis et al., 2013)) et sur notre zone d'étude ( $401,7 \text{ Mg ha}^{-1}$  pour le Dja (Djuikouo et al., 2010) et  $347,6 \text{ Mg ha}^{-1}$  pour la concession Pallisco (Fayolle et al., 2016)) (Tableau 6). La plus faible valeur moyenne associée à la Réserve peut être expliquée, comme pour l'allométrie hauteur-diamètre, par une influence des formations forestières plus humides situées à l'ouest de la Réserve. Suite aux influences climatiques, certains auteurs travaillant à l'échelle pantropicale scindent même les analyses d'allométrie de biomasse par type forestier (Brown et al., 1989; Chave et al., 2005), les variations étant pilotées par les variations d'allométrie hauteur-diamètre, même si l'architecture des houppiers, notamment pour les gros arbres peut également être importante pour l'estimation de la biomasse et des stocks de carbone (Goodman et al., 2014; Ploton et al., 2016).

Notons aussi que Djuikouo et al. (2010) ont travaillé sur plusieurs types forestiers au sein de la Réserve et ont montré que les forêts périodiquement inondées ne cumulaient qu'une biomasse de  $383,1 \text{ Mg.ha}^{-1}$ . La valeur de  $401,7 \text{ Mg ha}^{-1}$  provient des forêts sur *terra firme* mais il se peut que les parcelles valorisées dans ce travail soient représentatives des zones plus

humides de la Réserve. Les zones forestières dominées par *Gilbertiodendron dewevrei* se caractérisent par une biomasse aérienne bien plus élevée allant de 514,9 Mg.ha<sup>-1</sup> pour l'Afrique centrale (Lewis et al., 2013) à 596,1 Mg.ha<sup>-1</sup> pour les peuplements présents dans la Réserve (Djuikouo et al., 2010). La présence de ce type de peuplement monodominant permet d'affirmer que la Réserve a connu des régimes de perturbation peu intenses permettant à une seule espèce de croître, s'étendre et dominer certains peuplements (Peh et al., 2011), et cette monodominance est rarement constatée dans les autres régions tropicales (Lewis et al., 2013).

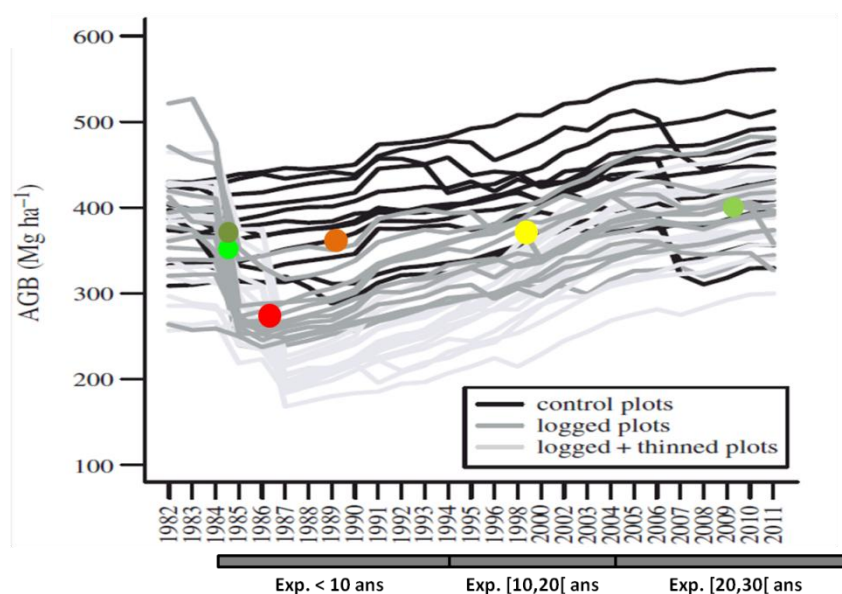
La biomasse aérienne retrouvée dans les forêts communautaires est bien inférieure aux valeurs associées aux autres modalités de gestion. Dans la zone étudiée, ces forêts forment l'interface entre les zones cultivées et les forêts à canopée continue. L'effet de lisière tout comme la fragmentation y sont donc fortement exprimés entraînant une diminution de la capacité de stockage de carbone déjà abordée dans l'introduction (Berenguer et al., 2014; Laurance et al., 2002, 1997).

Malgré une séparation avec les forêts communautaires, la durée post-exploitation ne semble pas être explicative des différences de biomasse aérienne retrouvées au sein des parcelles situées dans la concession. Dans leur méta-analyse, Martin et al. (2015) montrent que l'intensité d'exploitation constitue la variable prédisant le mieux les changements de biomasse post-exploitation, l'intensité étant corrélée négativement avec la biomasse aérienne. Une analyse sur base du nombre de souches retrouvées au sein de la parcelle et dans un buffer de 20 mètres l'entourant (résultats non montrés) indique une légère relation décroissante de la biomasse en fonction du nombre de souches au sein des parcelles étudiées ( $R^2 = 4,9 \%$ ,  $P = 0,103$ ). L'intensité d'exploitation expliquerait donc mieux les patrons de biomasse au sein des sites exploités que la durée post-exploitation. Si on considère le pourcentage d'espèces pionnières comme un proxy de la perturbation, cette tendance décroissante est encore plus marquée avec des parcelles contenant plus de biomasse pour des pourcentages en espèces pionnières faibles ( $R^2 = 25,93 \%$ ,  $P < 0,001$ ).

La biomasse aérienne contenant environ 50 % de carbone (Chave et al., 2005), les forêts exploitées du sud-est du Cameroun peuvent jouer un rôle dans les stratégies et politiques de stockage du carbone atmosphérique tels que le programme REDD+ des Nations Unies. Cependant, elles restent des zones à vocation économique exploitées à intervalle de temps régulier (30 ans dans le cas du Cameroun). Une intégration des concessions dans des stratégies visant la mitigation du changement climatique nécessite une connaissance des dynamiques de reconstitution des peuplements après exploitation. Typiquement, la durée nécessaire à la reconstitution du stock de carbone nécessite une évaluation de ce dernier avant l'exploitation et un suivi post-exploitation régulier sur le long terme.

Un tel suivi diachronique a été effectué sur le site expérimental de M'Baiki en République centrafricaine couvrant également des forêts semi-décidues du domaine guinéo-congolais. Après 24 ans, la reconstitution moyenne de la biomasse aérienne atteignait 144 % et 64 % des parcelles exploitées ont récupéré leur biomasse aérienne initiale (Gourlet-Fleury et al., 2013b). Le gain annuel en biomasse évolue positivement avec l'intensité d'exploitation. Cependant, les parcelles ayant perdu moins de 5 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> suite au passage de l'exploitation

présentent une reconstitution de la biomasse de 100 % après les 24 années de suivi. La reconstitution reste donc fortement dépendante de l'intensité d'exploitation (Gourlet-Fleury et al., 2013b), constat également tiré en Amazonie (Rutishauser et al., 2015). L'approche diachronique développée dans l'étude de Gourlet-Fleury et al. (2013b) peut être comparée à l'approche synchronique présentée dans ce travail (Figure 23). En considérant la biomasse aérienne initiale comme similaire entre les sites, l'évolution selon la durée post-exploitation de la biomasse aérienne ne suit pas totalement le même patron que celui observé à M'Baïki. La tendance est respectée pour le site exploité il y a entre 20 et 30 ans possédant une biomasse plus élevée que les sites de durée post-exploitation inférieure. À l'inverse, le site exploité il y a moins de 10 ans ne se marque pas par une biomasse significativement inférieure. Cette différence par rapport à l'étude de M'Baïki peut trouver son origine soit dans une intensité d'exploitation plus faible pour ce site, ce qui ne semble pas le cas en regard du nombre de souches retrouvé dans les parcelles, soit dans une structure du peuplement initialement différente et caractérisée par une plus grande biomasse aérienne.



**Figure 23 :** Suivi temporel de la biomasse aérienne depuis l'exploitation de parcelles non exploitées, exploitées et éclaircies sur le dispositif expérimental de M'Baïki en République centrafricaine (Gourlet-Fleury et al., 2013b). Les ronds de couleur représentent les valeurs moyennes pour les sites étudiés dans le cadre ce travail de fin d'études. Le code couleur suit le code présenté dans la partie « Résultats » (● = Réserve de Faune du Dja, ● = Site jamais exploité, ● = Site exploité il y a <10 ans, ● = Site exploité il y a [10,20[ ans, ● = Site exploité il y a [20,30[ ans et ● = Forêts communautaires).

Une réplication de ce type d'étude diachronique et long-terme est souhaitable à plus large échelle, ce qui est actuellement entrepris sur des dispositifs permanents dans le cadre des programmes DynAfFor et P3FAC. Les résultats associés à ces suivis seront nécessaires pour pouvoir donner aux exploitants forestiers des lignes directrices claires concernant l'intensité d'exploitation et la durée du cycle de rotation permettant à la fois le maintien au cours du temps des stocks de carbone et de la biodiversité mais surtout des volumes de bois commerciaux (Rutishauser et al., 2015). Cependant, Thomas et al. (2013) ont montré que des stratégies de conservation de la biodiversité sur certaines zones n'entraînent pas nécessairement une meilleure conservation des stocks de carbone. La planification spatiale



des stratégies de conservation doit donc se baser sur des outils quantitatifs permettant de trouver des solutions *win-win* (Thomas et al., 2013).

Séquestrant près de 46 % du carbone terrestre mondial, les forêts tropicales agissent comme l'un des plus grands réservoirs de carbone avec les océans (Vashum and Jayakumar, 2012). Cependant, il ne faut pas négliger que la biomasse aérienne des arbres ne représente qu'une partie de la biomasse contenue au sein des forêts tropicales. Le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) identifie 5 *pools* de carbone terrestre regroupant la biomasse terrestre principalement représentée par la biomasse aérienne, la biomasse souterraine, le bois mort, les autres débris de bois et la matière organique du sol (Eggleston et al., 2006). La biomasse aérienne constitue la majeure partie de ce réservoir mais sa diminution ne constitue pas toujours une perte sèche de biomasse pour les écosystèmes (Gonmadje et al., 2017). En effet, des compensations peuvent également s'opérer entre les différents *pools* comme observées le long d'un gradient altitudinal où l'allocation du carbone passe de la biomasse aérienne à la biomasse souterraine lorsque la hauteur des peuplements diminue (Girardin et al., 2014; Moser et al., 2008). Une étude effectuée dans la zone de Campo-Ma'an dans le sud-ouest du Cameroun montre que la biomasse aérienne vivante représente 60 % du stock de carbone total, la matière organique du sol et les bois morts ne représentant respectivement que 35 % et 2,6 % du stock total (Djomo et al., 2011). La biomasse aérienne reste donc un indicateur quantitativement important pour évaluer la capacité de stockage des forêts tropicales et la comparer au sein d'un gradient de perturbation.

### **5.3. Biodiversité floristique**

L'effet de la gestion forestière et des perturbations qui en découlent sur la biodiversité floristique ne présente pas un patron aussi clair que celui présenté pour la structure forestière. En effet, les forêts communautaires possèdent une richesse similaire au site non exploité, la Réserve de Faune du Dja ne présentant pas une richesse supérieure aux autres modalités de gestion. De plus, la dissimilarité de composition entre les parcelles n'est expliquée que partiellement par le gradient de perturbation. L'approche par tempérament quant à elle révèle une plus grande richesse en espèces pionnières dans les forêts communautaires et en espèces d'ombre pour le site exploité il y a moins de 10 ans.

#### **5.3.1. Richesse et composition le long du gradient de perturbation**

La richesse et l'abondance des espèces constituent les variables les plus abondamment utilisées pour évaluer la biodiversité (Gibson et al., 2011). Dans leur méta-analyse, Gibson et al. (2011) montrent que la richesse en espèces constitue l'indicateur de biodiversité le plus sensible aux perturbations, bien au-delà de l'abondance. Cependant, plusieurs synthèses bibliographiques montrent les faibles impacts de l'exploitation sélective sur la richesse en espèces végétales (Gibson et al., 2011; Putz et al., 2012). Cette constatation est similaire pour la zone d'étude de ce travail. Le site exploité il y a moins de 10 ans possède en effet la richesse la plus élevée montrant un faible impact de la perturbation.

Une explication potentielle de cette plus grande richesse pour le site exploité récemment proviendrait de l'hypothèse de perturbation intermédiaire (*Intermediate disturbance hypothesis*) proposée par (Connell, 1978). Cette hypothèse part du constat que les communautés écologiques tendent à être dominées à long terme par des espèces compétitivement plus adaptées. Cependant, cette trajectoire d'évolution est continuellement bouleversée par des perturbations plus ou moins fortes et répétées entraînant un rééquilibrage avec les espèces moins compétitives (Connell, 1978; Townsend et al., 1997). Si la perturbation est trop importante ou fréquente, peu d'espèces s'installent et perdurent entraînant une richesse spécifique amoindrie. Si les perturbations sont trop faibles ou peu répétées, les espèces les plus compétitives dominent amenant également à une richesse plus faible. À des niveaux intermédiaires de perturbation, la richesse serait donc la plus élevée suite à la coexistence des espèces colonisatrices et compétitrices (Connell, 1978; Townsend et al., 1997). Cette hypothèse a été validée pour la régénération sur le dispositif expérimental de Paracou en Guyane française (Molino and Sabatier, 2001) et pour les arbres > 10 cm de diamètre en Afrique de l'ouest (Bongers et al., 2009) mais pas pour les arbres > 10 cm de diamètre sur le dispositif centrafricain de M'Baïki (Gourlet-Fleury et al., 2013a). Dans l'ensemble de ces études, le pourcentage d'espèces pionnières ou héliophiles a été considéré comme un proxy de la perturbation.

Sur le dispositif expérimental centrafricain de M'Baïki, Gourlet-Fleury et al. (2013a) constatent que les perturbations entraînent un effet légèrement négatif sur la diversité des espèces végétales et que le pourcentage d'espèces pionnières constituent une variable intégrative permettant de quantifier ces perturbations au sein des forêts exploitées. Cependant, cet effet est principalement dû à une réponse différentielle à la perturbation entre les guildes de régénération (Gourlet-Fleury et al., 2013a). En effet, la diversité en essences d'ombre présente une légère décroissance alors que les essences héliophiles non pionnières ne montrent pas de réponse. Le constat le plus frappant est la diminution significative de la diversité des espèces pionnières suite à la perturbation. Cette diminution résulte du recrutement massif de parasoliers (*Musanga cecropioides* R. Br.) au sein des parcelles les plus fortement perturbées amenant à diminuer la densité des essences pionnières mais pas leur richesse absolue (Gourlet-Fleury et al., 2013a).

Selon Martin et al. (2015), l'intensité d'exploitation reste le meilleur critère pour évaluer les différences de richesses causées par l'exploitation forestière. À très faible intensité, une augmentation de la richesse s'observe mais celle-ci décroît cependant lorsque l'intensité augmente. Cette tendance s'expliquerait sans doute par l'arrivée d'espèces généralistes qui, dans un premier temps, surpasserait la perte initiale des espèces sensibles à la perturbation (Martin et al., 2015). Sur le site de la réserve forestière de Dzanga-Sangha, Hall et al. (2003) montrent que la diversité entre des sites non exploité, exploité il y a 6 mois et 18 ans reste similaire, insistant par ailleurs sur la forte variabilité de la richesse au sein des différentes parcelles.

Les tendances décrites précédemment ne sont pas totalement similaires à celles constatées dans ce travail. Le site exploité il y a moins de 10 ans possède la richesse la plus

importante ce qui coïncide avec l'hypothèse d'arrivée d'espèces généralistes proposée par Martin et al. (2015) ou avec l'hypothèse de perturbation intermédiaire de Connell (1978). Cependant, les forêts communautaires assimilées à une perturbation plus intense et le site jamais exploité constituent ensuite les sites les plus riches ce qui contredit l'hypothèse annoncée par Martin et al. (2015). Elles surpassent ainsi la Réserve de Faune du Dja. Le site présentant la richesse spécifique la plus faible correspond au site exploité il y a entre 10 et 20 ans. Cette plus faible richesse peut indiquer soit un patron spécifique à la zone étude, les impacts de l'exploitation se faisant ressentir du point de vue de la richesse spécifique entre 10 et 20 ans après le passage de l'exploitation, soit une variabilité spatiale de la richesse au sein des parcelles inventoriées. La deuxième explication semble plus probable en regard de la faible distance séparant les 4 parcelles de plus faible richesse spécifique retrouvées dans le traitement « exploité il y a entre 10 et 20 ans ».

Quand la richesse est abordée sous l'angle des guildes de régénération, c'est surtout la richesse en espèces pionnières et en espèces d'ombre qui marque des différences entre les modalités de gestion forestière. Les forêts communautaires sont en effet les plus riches en espèces pionnières. Le site exploité il y a moins de 10 ans est quant à lui caractérisé par la plus grande richesse en espèces d'ombre. À l'opposé des résultats obtenus sur le dispositif de M'Baïki, le site exploité il y a entre 20 et 30 ans ne se caractérise pas par une diminution de la diversité en espèces pionnières, présentant plutôt une moindre richesse en espèces d'ombre. Le pourcentage d'espèces pionnières dans le cas de notre étude ne constitue pas une variable discriminant les régimes de perturbation. Cependant, une relation croissante est observée entre la richesse totale et le pourcentage en espèces pionnières ( $R^2 = 0,1 \%$ ,  $P = 0,312$ ) ce qui s'oppose aux constatations émises par Gourlet-Fleury et al. (2013a). Quand cette relation est appréhendée selon les guildes de régénération, la tendance reste croissante ( $R^2 = 43,1 \%$ ,  $P < 0,001$ ) pour la richesse en espèces pionnières, ce qui s'oppose à nouveau aux constats effectués à M'Baïki (Gourlet-Fleury et al., 2013a), et décroissante pour la richesse en espèces d'ombre ( $R^2 = 4,6 \%$ ,  $P = 0,108$ ). Les espèces héliophiles non pionnières ne présentent pas de tendance précise en regard du pourcentage d'espèces pionnières retrouvé dans la parcelle.

### **5.3.2. Une biodiversité floristique abordée partiellement**

Dans la cadre de ce travail, l'impact de la gestion forestière sur la biodiversité floristique a été abordé selon trois composantes à savoir la richesse, l'abondance et la composition. Cependant, la biodiversité ne se limite pas seulement à ces trois composants. Díaz et al. (2006) en identifient trois autres représentant les traits fonctionnels exprimés dans la communauté, la structure spatiale de la biodiversité et la structure trophique. Ensemble ces six composantes permettent d'avoir une compréhension plus exhaustive de la biodiversité. Malgré tout, lorsqu'on vise le maintien des services offerts par les écosystèmes aux populations humaines, c'est surtout « l'intégrité biotique en termes de composition en espèces, d'abondance relative, d'organisation fonctionnelle et du nombre d'espèces » qui doit être préservée ou restaurée (Díaz et al., 2006). Les composantes étudiées offrent donc déjà une vision bien intégrée de la biodiversité floristique.

Les inventaires forestiers sur base desquels s'effectue l'évaluation de la biodiversité floristique ne représentent qu'une partie de cette biodiversité. Hall et al. (2003) montrent par exemple qu'entre des sites de durée post-exploitation différente et un site jamais exploité des différences marquées apparaissent quand on étudie les arbres situés dans les classes de diamètre comprises entre 2,5 et 10 cm de dbh. L'étude de ces classes est d'autant plus intéressante pour les sites exploités récemment car l'effet de la perturbation se fait difficilement ressentir dans les classes supérieures à 10 cm de dbh. En effet toute une partie de la régénération, potentiellement influencée par la perturbation au niveau de sa composition, n'a pas encore atteint le seuil d'inventaire. D'autres groupes végétaux tels que les épiphytes peuvent participer à la compréhension des perturbations subies par certaines forêts comme l'indique l'étude de Nkongmeneck et al. (2002) effectuée au Cameroun. Les lianes contribuent aussi fortement à la diversité des forêts tropicales (Gentry and Dodson, 1987). Cependant, l'envahissement de ces dernières dans des zones perturbées peut induire un blocage de la succession et des dynamiques de régénération (Tymen et al., 2016). En tenir compte lors d'évaluation de la biodiversité apparaît donc comme une démarche intéressante et la mise en regard avec le gradient de perturbation pourrait peut-être expliquer de nouvelles tendances.

Les études sur la banque de graines du sol menées actuellement par le doctorant Donatien ZEBAZE de l'université de Yaoundé I pourraient également être intégrées dans les futures analyses car ces dernières s'effectuent sur des sites d'étude similaires. Si des espèces forestières y sont majoritairement retrouvées, la banque de graines du sol peut représenter une source non négligeable pour la régénération forestière et permettre une résilience des écosystèmes forestiers face à des perturbations plus ou moins importantes. Cependant de nombreuses études ont montré que la majorité des espèces formant cette banque de graines sont des herbacées ou des espèces pionnières à cycle de vie court (Dalling et al., 1997; Garwood, 1989; Hopkins and Graham, 1987). Daïnou et al. (2011) ont constaté dans le contexte plus spécifique des forêts tropicales du sud-est du Cameroun que la contribution de la banque de graines du sol à la résilience des forêts matures était faible et que très peu d'espèces commerciales s'y retrouvaient. Son utilisation au sein de programmes d'enrichissement après le passage de l'exploitation semble donc non pertinente (Daïnou et al., 2011).

#### **5.4. Biodiversité faunistique**

La comparaison des différentes modalités de gestion forestière sur base de la biodiversité faunistique a permis de montrer que les objectifs de conservation assignés à la Réserve de Faune du Dja sont actuellement encore atteints. Des espèces très fragiles comme le pangolin géant ou le Céphalophe à dos jaune restent présentes et plus abondantes dans la Réserve que dans les autres sites échantillonnés. Les résultats obtenus montrent aussi que les sites exploités sélectivement ont un rôle à jouer dans la conservation de la faune au sud-est du Cameroun avec des espèces emblématiques comme le chimpanzé qui persistent dans ces sites. Les forêts communautaires suite à leur proximité aux villages subissent probablement des pressions de chasse importantes. Cependant, les résultats de ce travail montrent qu'elles ne

sont pas encore à considérer comme des *empty forests* (Redford, 1992). En effet, malgré une modification de la composition avec plus d'espèces de petites tailles et des rongeurs, une richesse spécifique proche du site exploité il y a 27 ans est encore constatée.

#### **5.4.1. Une richesse plus élevée dans la Réserve de Faune du Dja**

Dans sa méta-analyse, Putz et al. (2012) montrent que la richesse moyenne en mammifères ne diffère pas significativement entre les sites exploités et non exploités. Cette constatation concorde avec Gibson et al. (2011) qui identifient une faible perturbation associée aux forêts exploitées sélectivement surtout lorsqu'on se focalise sur le groupe des mammifères. Pour finir, le rôle des forêts de production pour la conservation de la biodiversité est largement admis pour un certain nombre d'auteurs et d'acteurs (Nasi et al., 2012).

Les inventaires effectués montrent des résultats partiellement en accord avec les méta-analyses entreprises par Putz et al. (2012) et Gibson et al. (2011). La Réserve conserve la majeure partie des espèces recensées. Qui plus est, lors de l'installation des pièges photographiques dans ce site, des nids de gorilles et des nombreuses empreintes d'éléphants de forêt ont été observés alors qu'aucune photo de ces deux espèces n'a été recensée. Au sein de la concession, la richesse en espèces ne suit pas le gradient de perturbation, le site exploité il y a 27 ans possédant une richesse plus proche des forêts communautaires que de la Réserve. Les forêts communautaires présentent quant à elles près d'un tiers d'espèces recensées en moins que dans la Réserve.

Suite aux dysfonctionnement et vols de matériel, le seuil théorique de 1000 caméras.jours, recommandé par certains auteurs (O'Brien et al., 2010; Tobler et al., 2008), n'a pas été atteint. Le maximum de 839 jours a été obtenu au sein de la Réserve expliquant peut-être la richesse plus importante qui y est retrouvée. Cependant, les courbes d'accumulation des espèces en fonction du temps d'échantillonnage présentent une stagnation à partir de 60 jours, montrant que l'échantillonnage semble avoir été effectué sur une période assez longue.

#### **5.4.2. Une approche fonctionnelle pour comprendre les différences entre les sites**

N'aborder la biodiversité animale que selon l'angle de la richesse peut cacher des changements de composition entre les différents sites (Putz et al., 2012). Dans de nombreuses études, la composition animale de certaines forêts est évaluée sur base des animaux et de leurs abondances retrouvés au sein des tableaux de chasses. La vulnérabilité des espèces à la perturbation n'étant pas la même (Nasi et al., 2011), ce type d'étude permet de dresser un bilan quant à la pression de chasse subie par certaines forêts. Typiquement, le céphalophe bleu représente en moyenne près d'un tiers des prises dans les forêts du bassin congolais (Nasi et al., 2011; van Vliet, 2008). Cette espèce, la plus résistante de tous les céphalophes à la pression de chasse (Hart, 2000; Waltert et al., 2006), est même retrouvée en plus grande abondance dans les zones chassées qu'au sein des massifs reculés (van Vliet et al., 2007). Ce processus, décrit sous le terme de compensation de densité (ou *density compensation* en anglais (Peres and Dolman, 2000)), provient de la disparition d'espèces compétitrices pour la ressource mais plus vulnérables permettant à des espèces de dynamique populationnelle plus

rapide et de meilleure adaptabilité écologique de devenir plus abondantes (van Vliet, 2008). À l'inverse, les espèces longévives de grande taille présentant des taux de croissance faibles tels que les grands singes ou les carnivores sont plus sensibles à la chasse (van Vliet, 2008). En effet, les chasseurs tendent à maximiser leur retour sur investissement en chassant préférentiellement des animaux de plus forte biomasse tant que cette ressource est disponible (Bennett et al., 2002). Dans le parc national gabonais d'Ivindo, l'abondance en gros céphalophes (*Cephalophus callipygus* et *C. dorsalis*) est par exemple plus importante que dans les zones chassées adjacentes (van Vliet et al., 2007). Lorsque la pression de chasse augmente, les espèces les plus massives tendent à disparaître et sont donc sous représentées au niveau des tableaux de chasse. Dès lors, la proportion d'espèces de taille moyenne à petite retrouvées dans les prises augmente (Bennett et al., 2002). Lorsque la surchasse se fait ressentir, la proportion de rongeurs tend également à augmenter au sein des prises (Vermeulen, communication personnelle ; (Gillet, 2016)).

En utilisant les techniques de groupement et d'ordination, nous avons pu mettre en évidence que la Réserve se différencie des trois autres modalités sur base de l'identité et de l'abondance des espèces animales qui y sont retrouvées. En effet, une abondance plus importante d'ongulés, surtout de céphalophes bleus, est retrouvée au sein de la Réserve. Cependant, comme l'ont constaté van Vliet et al. (2007) au Gabon pour une zone protégée, l'abondance du céphalophe à dos jaune et du céphalophe de Peters est bien supérieure à celle rencontrée dans les autres sites inventoriés. Nasi et al. (2011) recensent plusieurs études au niveau de la Réserve de Faune du Dja montrant que les carcasses d'ongulés représentent plus de 80 % des produits chassés tendant à soutenir l'hypothèse d'un milieu soumis à une chasse modérée. Les prédateurs secondaires sont également plus abondants au sein de la Réserve soutenant également cette hypothèse. Parmi les prédateurs primaires, les tendances sont moins claires mais la Réserve arrive à maintenir une abondance de potamochère, *Potamocheilus porcus*, bien plus élevée que dans les autres modalités alors que c'est une espèce appréciée pour la chasse suite à sa masse corporelle élevée. La Réserve maintient encore des populations de pangolin géant, *Smutsia gigantea*, espèce de grande taille et à taux reproductif faible très sensible à la perturbation (Kingdon et al., 2013). Le chimpanzé, considéré comme en danger par l'UICN, est retrouvé dans la Réserve et dans le site exploité il y a 17 ans, avec une abondance plus importante dans ce dernier.

Les forêts communautaires se situent à l'opposé de la Réserve sur le premier axe d'inertie de l'AFC. Les céphalophes de masse corporelle importante ont disparus laissant place au céphalophe bleu. Cependant, une abondance plus faible de ce dernier par rapport aux autres modalités étudiées montre que le degré de perturbation associé aux forêts communautaires est élevé. Au niveau des prédateurs secondaires, seule la nandinie présente une abondance plus élevée en forêts communautaires. Malgré sa dépendance aux forêts à canopée fermée suite à son comportement arboricole, les nandinies prospèrent dans la mosaïque forêt-culture suite à leur préférence pour les fruits d'arbres colonisateurs tels que le parasolier (Kingdon et al., 2013). Cette préférence d'habitat explique donc potentiellement la plus grande abondance de cette espèce dans les sites perturbés. Le rat géant d'Emin présente une abondance importante dans tous les sites étudiés avec un maximum pour les forêts

communautaires. La surreprésentation des rongeurs dans les inventaires photographiques effectués au sein des forêts communautaires tend à confirmer l'hypothèse que ces sites sont les plus perturbés.

Les constatations faites ci-dessus tendent à montrer que la Réserve retient une certaine diversité avec des espèces sensibles ou dont le statut de conservation est inquiétant à une échelle plus globale. Les critiques de certaines ONG comme *African Wildlife Foundation* sur le potentiel conservateur de la Réserve découlent du constat d'une chasse relativement élevée même au cœur de la Réserve. Malgré cela, la Réserve garde une richesse et des abondances globalement supérieures aux zones adjacentes dont l'objectif n'est pas la conservation de la biodiversité. Ce travail montre que l'espoir n'est pas perdu pour cette zone considérée comme patrimoine mondial de l'Unesco depuis 1987 mais des efforts restent à faire, le tout dans un contexte social parfois tendu.

En comparaison de la Réserve, les forêts communautaires semblent souffrir d'une surexploitation de la faune. À l'interface entre les champs et la forêt dense et situées dans des zones à densité humaine forte, ces forêts subissent à la fois des perturbations écologiques suite aux effets de lisière et à la fragmentation mais aussi des perturbations anthropiques associées à la surchasse. L'abondance de rongeurs et les déficits importants au niveau des prédateurs secondaires et des gros céphalophes tendent à montrer que ces dernières sont déjà bien engagées dans les processus de défaunation. Avant la disparition généralisée de la faune dans les forêts fortement perturbées, dès lors décrites sous le terme d'*empty forests* (Redford, 1992), une modification de la composition faunistique caractérisée par une dominance croissante des rongeurs est observée. Les rongeurs constitue, en effet, le dernier groupe d'espèces persistant par rapport à la communauté granivore/herbivore originale (Rosin, 2014; Wright, 2003) profitant de l'absence de prédateurs pour augmenter leurs effectifs de manière considérable (Kurten, 2013). Ces modifications de composition pourraient à termes perturber la structure trophique et entraîner des effets en cascade sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes forestiers.

Les tendances associées aux sites localisés dans la concession coïncident avec le gradient théorique de perturbation mais des variables supplémentaires seraient sans doute intéressantes à intégrer dans la comparaison. En effet, la pression de chasse, dictant majoritairement la biodiversité animale persistante dans les zones, serait sans doute plus corrélée à la distance au village le plus proche (Laurance et al., 2006) qu'à la durée post-exploitation des sites. Le nombre de pièges photographiques volés durant la campagne d'inventaire pourrait aussi fournir un *proxy* de la pression de chasse actuelle. De ce point de vue, le site exploité il y a 27 ans a essuyé beaucoup plus de vols que celui exploité il y a 17 ans. Ce constat soutiendrait les résultats obtenus, les chasseurs se dirigeant préférentiellement vers les zones les plus abondantes en faune.

### 5.4.3. Les pièges photographiques, un outil performant ?

Les derniers changements entrepris au sein des législations forestières en Afrique centrale, et plus particulièrement au Cameroun, contraignent les gestionnaires forestiers tels que les concessions ou les réserves à mettre en place « des plans d'aménagement forestier intégrant des objectifs de protection des écosystèmes et de conservation de la biodiversité » (Mathot and Doucet, 2006). Intégré à ce plan d'aménagement, le plan de gestion de la faune nécessite la mise en place d'inventaires de la ressource faunique. Ces derniers sont traditionnellement effectués sur base de layons linéaires où des observations indirectes de la faune sont recherchées. Cette méthode d'inventaire est considérée comme la plus efficace en forêt tropicale humide (Mathot and Doucet, 2006). Face à cette méthode couteuse en temps et en effectif, l'utilisation plus récente et généralisée des pièges photographiques dans les études de suivi de la faune laisse apparaître une méthode efficace permettant un échantillonnage continu et ce même dans des zones difficilement accessibles (Silveira et al., 2003; Trolliet et al., 2014).

Malgré les nombreux avantages associés à cette méthode d'inventaire non invasive, seul les vertébrés terrestres et semi-terrestres de taille moyenne à grande sont inventoriés (O'Brien and Kinnaird, 2011). L'ensemble de la biodiversité n'est donc pas couverte par cette méthode. De plus, Gibson et al. (2011) montrent que les mammifères ne constituent pas le groupe taxonomique le plus sensible aux patrons de perturbation comparativement aux arthropodes ou aux oiseaux. Cette moindre sensibilité découle de la tolérance de certains mammifères de petite taille comme les rongeurs aux habitats dégradés (Gibson et al., 2011). Les animaux de grande taille ou à dynamique populationnelle lente présentent quant à eux une sensibilité à la chasse plus importante (Fa et al., 2005; van Vliet, 2008) permettant de les considérer comme des indicateurs de perturbation. Pour une vision d'ensemble, il convient donc d'évaluer aussi les groupes des oiseaux et des arthropodes afin de mieux percevoir la réponse de la biodiversité animale à la gestion forestière, et d'effectivement comparer la biodiversité dans les trois régimes fonciers étudiés. Parmi les arthropodes, c'est l'ordre des *Coleoptera* qui est le plus sensible à la perturbation (Gibson et al., 2011) et ce groupe a été comparé pour la zone d'étude dans le travail de fin d'études de Laetitia DELBEKE. Cette dernière a montré que la richesse des espèces de coléoptères coprophages associée à la Réserve de Faune du Dja est supérieure à celle des sites échantillonnés dans la concession, elle-même supérieure aux forêts communautaires. La biodiversité en oiseaux pourrait être évaluée sur base d'inventaires par capture *via* des filets japonais ou par l'utilisation de méthodes d'inventaire sonores, déjà utilisées au Ghana pour l'estimation de l'abondance d'éléphants de forêt (Thompson et al., 2010).



## **6. Perspectives et recommandations**

Ce travail a permis d'aborder un certain nombre d'approches et de disciplines, et différentes perspectives et recommandations peuvent être formulées, des recommandations associées à la méthodologie utilisée dans ce travail de fin d'études, des perspectives pour les recherches ultérieures, et des recommandations pour la gestion forestière.

### **6.1. Une évaluation de la biodiversité et de la perturbation plus exhaustive**

Une évaluation exhaustive de la biodiversité tant animale que végétale n'est pas facile à entreprendre et la mise en regard de cette dernière avec un gradient de perturbation l'est encore moins. Les inventaires forestiers et faunistique effectués dans le cadre de ce travail permettent de révéler des tendances sur les groupes les plus couramment étudiés autorisant déjà des comparaisons à plus large échelle. Malgré tout, il serait intéressant, comme suggéré dans les points 5.3.2 et 5.4.3, d'envisager des inventaires d'autres taxons ou groupes caractérisés par une plus grande sensibilité à la perturbation, à l'instar des études de terrain menées par le *Rapid Assessment Program* de Conservation Internationale depuis presque 30 ans et basées sur des méthodes standardisées visant à mesurer la biodiversité et les services fournis par des zones de grande importance écologique.

Augmenter l'échantillonnage apparaît toujours comme une opportunité intéressante à entreprendre si les moyens financiers et humains sont disponibles. Ceci permet généralement une meilleure compréhension de la variabilité associée aux réplicats ou aux traitements. Cependant, dans le cadre de ce travail et comme dans de nombreuses branches de l'écologie (Oksanen, 2001), les réplicats se situent au sein de traitements déjà structurés spatialement amenant à considérer l'échantillonnage actuel comme une pseudo-réplication. L'interprétation reste toujours possible mais la généralisation à des traitements similaires n'est quant à elle pas valable sans une réplication de ce type d'inventaires à une échelle plus large.

La prise en compte de l'intensité d'exploitation est essentielle lors de l'évaluation des impacts à long terme de l'exploitation sélective sur la structure forestière et la biodiversité végétale. Une tentative d'évaluation des dégâts d'exploitation *via* le nombre de souches présentes dans les différentes parcelles exploitées a été faite dans ce travail. Cependant, un plus grand nombre de paramètres sont nécessaires pour avoir une compréhension plus fine des dégâts totaux laissés au peuplement après le passage en exploitation. Des mesures standardisées des dégâts au peuplement sont également indispensables permettant des analyses à plus large échelle et multi-sites (Martin et al., 2015).

Ce travail de fin d'études jette les premières bases de l'utilisation des pièges photographiques dans le cadre d'inventaires de faune au sein du Laboratoire de Foresterie des régions tropicales et subtropicales de Gembloux Agro-Bio Tech (ULg). Quelques recommandations issues de l'expérience du terrain paraissent intéressantes à intégrer à ce travail pour permettre une utilisation efficace de ces pièges photographiques dans des études ultérieures. Tout d'abord, les modèles Moultrie en possession du laboratoire ne doivent plus être utilisés dans les prochains travaux suite aux nombreux dysfonctionnements observés lors

de cette campagne d'inventaire, sans doute dû à leur utilisation passée dans d'autres études. Ensuite, une attention particulière concernant le champ de détection et de vision doit être apportée lors de l'installation des pièges pour permettre une identification la plus précise possible des animaux. Pour finir, les campagnes d'installation doivent débuter par une phase de sensibilisation lorsque les grilles de pièges sont proches des villages afin de réduire les risques de vols. De plus, l'ouverture des layons permettant l'avancée en forêt, doit être la plus faible possible pour éviter le développement de nouvelles voies de passages pour les chasseurs et ne doit pas conduire directement au piège *in fine*.

## 6.2. Analyses et recherches futures

Les données collectées lors des inventaires floristiques et faunistiques permettent d'entrevoir des recherches ultérieures.

Pour les données floristiques, une analyse complémentaire sur base d'images satellites à très haute résolution pourrait affiner la compréhension des différences de structure forestière entre les traitements en intégrant de nouveaux descripteurs structuraux ou de perturbation. Des études sur base d'indices de texture représentatifs de la structure de la canopée telles que proposées par Bastin et al. (2014) peuvent également être envisagées pour mieux cerner les variations spatiales de la biomasse aérienne au sein de la zone d'étude.

Pour les données faunistiques, une approche basée sur la saisonnalité pourrait également fournir des informations sur la dynamique temporelle des descripteurs de biodiversité faunistique. De fait, les effets liés à la migration d'espèces comme l'éléphant de forêt ou liés à l'évolution au cours du temps des ressources alimentaires, plus abondantes en période de fructification, pourraient être intégrés à la comparaison entre les sites. Des études plus orientées vers l'éthologie des communautés animales et l'interaction de ces dernières avec leur environnement pourraient être produites en utilisant les fonctionnalités d'enregistrement vidéo proposées par les pièges photographiques. Typiquement, la dispersion zoochore des graines, jouant un rôle fondamental sur des processus comme le recrutement (Connell, 1971; Janzen, 1970), pourrait être étudiée en positionnant les pièges photographiques au sein de zones riches en fruit. Ce type d'approche est déjà utilisé au sein de Laboratoire de Foresterie des régions tropicales et subtropicales dans le cadre de la thèse de doctorat mené par Quentin EVRARD.

Une intégration des données dans des projets de monitoring à plus large échelle comme ceux proposés par TEAM permettrait également d'effectuer des comparaisons multi-sites sur des échelles régionales voire internationales. Pour ce faire, un respect du protocole standardisé de TEAM doit être observé. Dans le cas de notre étude, la majeure partie des recommandations associées au protocole TEAM ont été suivies. Cependant, le modèle RECONYX RapidFire™ exigé n'a pas été utilisé dans le cadre de l'inventaire effectué dans ce travail et plusieurs modèles ont été mélangés au sein d'une même grille de pièges. Ce type de mélange doit être évité suite aux caractéristiques techniques qui diffèrent entre les modèles.

Quelques perspectives plus spécifiques aux analyses effectuées peuvent également être suggérées.

Une meilleure compréhension des différences observées en termes de structure forestière entre les sites peut être obtenue en poussant plus loin l'analyse de certains paramètres. Une amélioration des modèles allométriques hauteur-diamètre *via* la modélisation de la variance (Saint-André et al., 2005) et une comparaison avec d'autres types de modèles peut par exemple être envisagée. Une description plus poussée de la structure diamétrique sur base des modèles *stem size-density distribution* (Coomes et al., 2003) pourrait aussi être envisagée, le tout en regard des guildes de régénération. Une approche de la composition basée sur le genre plutôt que l'espèce pourrait aussi être utile à produire afin de comparer les modalités, ceci permettant de réduire les biais potentiels liés aux opérateurs en charge de l'identification.

Pour la biodiversité faunistique, une estimation de l'abondance des espèces différente de celle utilisée dans le cadre ce travail peut être envisagée afin de voir si les effets de la perturbation reste similaires. Pour ce faire, les taux d'occupation basés sur les *occupancy models* (MacKenzie, 2006) pourraient être utilisés, intégrant aussi une information sur les patrons de distribution et d'utilisation de l'espace par les différentes espèces. Les données issues des inventaires effectués dans d'autres sites de la concession par le doctorant Fructueux HOUNGBEGNON auraient également le mérite d'être intégrées dans les analyses permettant une interprétation sur un gradient de perturbation plus étoffé. Pour finir, la sensibilité des espèces à la perturbation pourrait être analysée *via* des indicateurs basés sur la biomasse corporelle des animaux, les plus gros étant chassés préférentiellement.

### **6.3. Implications pour les gestionnaires forestiers**

Plusieurs implications pour la gestion forestière découlent des résultats retrouvés dans ce travail. Ces dernières sont représentatives d'un cas d'étude spécifique qui se veut malgré tout représentatif des forêts denses humides d'Afrique centrale. Ces implications vont être décrites dans les paragraphes qui suivent régime par régime.

#### *a) Réserve de Faune du Dja*

La Réserve de Faune du Dja, de par son statut administratif d'aire protégée, se doit de conserver les écosystèmes et la biodiversité qu'ils renferment. En regard des résultats retirés des parcelles inventoriées, une stratégie de conservation de la diversité floristique régionale au sein de la Réserve nécessiterait un certain niveau de perturbation au sein des massifs forestiers. Les coupes de bois effectuées par les communautés villageoises considérées aujourd'hui comme illégales pourraient par exemple être intégrées et spatialement organisées au sein de la Réserve permettant de relancer les dynamiques de régénération et de reconstitution des massifs. Un constat similaire peut être dressé lorsqu'on aborde le stockage du carbone dans la biomasse forestière. Si des objectifs de stockage de carbone sont assignés aux réserves dans le cadre de programmes internationaux comme REDD+, une stratégie de gestion différente, planifiée spatialement, devra être mise en place. Certaines zones forestières

devront être modérément perturbées pour relancer la dynamique de stockage du carbone alors que les formations forestières dominées par *Gilbertiodendron dewevrei* devront être préservées suite à leur plus grande capacité de stockage du carbone.

Les résultats des inventaires faunistiques montrent que la Réserve parvient à maintenir des populations animales plus riches et plus abondantes que celles retrouvées dans les zones forestières adjacentes non affectées à la protection. La Réserve de Faune du Dja n'est donc pas à considérer comme un *paper park* mais la chasse villageoise persiste et prospère au sein des limites de la zone centrale de la Réserve et dans sa périphérie ce qui va à l'encontre des stratégies de conservation qui y sont adoptées. Une protection totale est difficilement envisageable dans le contexte socio-économique et culturel retrouvé aux abords de la Réserve. Une telle protection nécessiterait un renforcement des capacités logistiques et humaines dédiées à la protection, les éco-gardes de la Réserve étant toujours confrontés à une forte opposition villageoise lorsque des restrictions concernant la chasse sont exigées. Ces tensions proviennent surtout d'un manque d'alternatives durables et culturellement acceptées permettant de fournir des protéines animales aux populations riveraines autres que celles provenant de la Réserve.

*b) Concession forestière Pallisco certifiée FSC*

À l'intensité à laquelle elle est actuellement pratiquée (moins de 2 arbres/ha), l'exploitation forestière sélective des forêts denses humides semi-décidues du Cameroun n'entraîne pas une chute de la diversité floristique. Au contraire, l'intensité pourrait même être trop faible pour permettre la régénération des essences commerciales recherchées par les exploitants (Doucet et al., 2009; Hall et al., 2003; Makana and Thomas, 2006). Des opérations de dynamisation du couvert de manière sélective pourraient donc être envisagées combinées à des traitements sylvicoles post-exploitation permettant de réduire la compétition subies par les essences commerciales à l'état juvénile. Des régénérations importantes d'essence commerciales et une diversité importante ont même été retrouvées dans des jeunes forêts secondaires situées sur des zones précédemment exploitées sélectivement et défrichées pour des besoins agricoles (Makana and Thomas, 2006). Ce type d'action planifiée spatialement et temporellement dans les massifs gérés par les concessions offrirait une possibilité de réconcilier les sphères sociale, économique et écologique associées aux forêts tropicales en fournissant une ressource économique future pour les exploitants, des ressources alimentaires et produits forestiers non ligneux pour les populations locales et une biodiversité résiliente grâce à des « jachères appropriées et une protection des forêts matures agissant comme source de propagules » (Makana and Thomas, 2006). Cependant, un contrôle de la pression de chasse devra aussi être associé à ce type d'action pour ne pas aboutir à une forêt complètement défaunée.

Les concessions exploitées sélectivement semblent être incontournables dans les stratégies futures associées au stockage de carbone. En effet, la perturbation engendrée par l'exploitation permet de relancer la dynamique de reconstitution des peuplements entraînant une plus grande capacité de stockage en comparaison des zones moins perturbées.

Les efforts consentis par la concession forestière Pallisco certifiée FSC en matière de gestion de la faune semblent porter leurs fruits en regard des résultats obtenus lors de cette étude. Bien qu'affectées principalement à la production de bois d'œuvre, les forêts exploitées sélectivement de la société montrent qu'une conservation de la faune reste possible dans un contexte forestier dominé largement par les profits économiques. Les contrôles aux entrées et sorties des UFA aménagées et les patrouilles du service faune de la société en forêt tout comme dans les villages permettent de sensibiliser les ouvriers tout comme les locaux à la conservation de certaines espèces. Des pratiques telles que la fermeture des routes après exploitation restent à préconiser, la pression de chasse associée à une zone restant principalement dictée par l'accessibilité de cette zone pour les populations locales. L'identification des zones à Haute Valeur de Conservation au sein des massifs et l'assignation des zones les plus intéressantes en série de protection et de conservation doivent également perdurer et privilégier les secteurs les moins accessibles permettant la création de refuges pour la faune dans les forêts exploitées.

Malgré tout, sans un recul temporel assez conséquent, il est difficile d'évaluer les impacts à long terme découlant d'un passage répété de l'exploitation sur une même zone. D'autant plus, si cette dernière est soumise à une forte pression de chasse entraînant la réduction des principaux disperseurs.

#### *c) Forêts communautaires*

Souvent considérées comme le mauvais élève dans les résultats de cette étude, les objectifs associés aux forêts communautaires se distinguent complètement de ceux attribués aux réserves ou concessions. Situées dans le domaine forestier non permanent, ces forêts n'ont pas vocation à rester des terres forestières indéfiniment et donc y associer des objectifs de gestion de la biodiversité autant végétale qu'animale apparaît comme beaucoup moins cohérent. Malgré tout, les résultats de cette étude montrent qu'une richesse floristique importante y est retrouvée résultant sans doute d'une intensité de perturbation plus forte. Cette plus forte perturbation entraîne, quant à elle, une biomasse aérienne réduite rendant difficile l'intégration de ces forêts dans des politiques nationales de stockage du carbone. Malgré tout, ces forêts tant qu'elles perdurent fournissent toute une série de services aux populations locales avec par exemple de nombreux produits forestiers non ligneux.

Les résultats associés aux inventaires faunistiques montrent que les forêts communautaires ne sont pas encore à considérer comme des *empty forests* malgré un niveau de défaunation important. Seules les espèces animales les plus résistantes à la pression de chasse y sont encore retrouvées. De possibles améliorations peuvent être envisagées pour éviter l'installation d'un cycle de dégradation forestière engendrée par une défaunation complète des forêts. Augmenter la sensibilisation des communautés villageoises à une chasse pratiquée durablement, développer l'éco-tourisme et proposer des alternatives à la viande de brousse sont toutes des solutions classiquement proposées mais elles nécessitent de réels soutiens logistiques et financiers de la part du monde politique et une stabilité au niveau des structures de gestion de la ressource forestière locales et nationales.

## **7. Conclusion**

Ce travail de fin d'études a montré qu'une exploitation forestière sélective menée par une concession certifiée FSC peut maintenir une biodiversité proche de celle associée aux zones dédiées à la protection. Il faut cependant noter que chacune des composantes de la biodiversité (structure / composition, arbres / faunes) évaluées/inventoriées dans cette étude répond selon un patron particulier à la perturbation. Les objectifs de conservation de la biodiversité alloués à la Réserve de Faune du Dja semblent être remplis en ce qui concerne la faune puisque de nombreuses espèces, certaines sensibles comme le pangolin géant ou dont le statut de conservation est inquiétant comme le chimpanzé, y sont recensées. La conservation de la diversité floristique au sein de la Réserve nécessiterait, quant à elle, la mise place de perturbations contrôlées et spatialement organisées permettant de relancer la dynamique de reconstitution au sein des peuplements matures. Les forêts communautaires, structurellement plus perturbées, se caractérisent par un processus de défaunation déjà bien engagé malgré une richesse floristique non négligeable.

Les résultats issus de ce cas d'étude dans le sud-est du Cameroun, nous semble, au regard de la littérature, représentatif des forêts denses humides d'Afrique centrale. Ces résultats, et/ou l'extension de l'approche à plus large échelle, pourraient servir à développer les futures stratégies de conservation de la biodiversité et de mitigation des changements climatiques. Cependant la généralisation des tendances observées à d'autres régimes fonciers reste à prouver. Typiquement, les concessions forestières conventionnelles caractérisées par des pratiques de gestion et une intensité de la perturbation différentes des concessions certifiées pourraient, par exemple, impacter différemment la biodiversité floristique et faunistique. Des comparaisons multi-sites et l'intégration d'indicateurs supplémentaires (de services écosystémiques notamment) sont donc à envisager dans le futur pour pouvoir dresser des lignes directrices pour les décideurs politiques et influencer les politiques de conservation de la biodiversité et d'aménagement forestier.

## Références bibliographiques

- Ahrends, A., Burgess, N.D., Milledge, S.A., Bulling, M.T., Fisher, B., Smart, J.C., Clarke, G.P., Mhoro, B.E., Lewis, S.L., 2010. Predictable waves of sequential forest degradation and biodiversity loss spreading from an African city. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 14556–14561.
- Alkemade, R., van Oorschot, M., Miles, L., Nellemann, C., Bakkenes, M., Ten Brink, B., 2009. GLOBIO3: a framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. *Ecosystems* 12, 374–390.
- Andren, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355–366.
- Anhuf, D., Ledru, M.-P., Behling, H., Da Cruz, F.W., Cordeiro, R.C., Van der Hammen, T., Karmann, I., Marengo, J.A., De Oliveira, P.E., Pessenda, L., others, 2006. Paleo-environmental change in Amazonian and African rainforest during the LGM. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 239, 510–527.
- Asner, G.P., Powell, G.V., Mascaró, J., Knapp, D.E., Clark, J.K., Jacobson, J., Kennedy-Bowdoin, T., Balaji, A., Paez-Acosta, G., Victoria, E., others, 2010. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 16738–16742.
- Asner, G.P., Rudel, T.K., Aide, T.M., DeFries, R., Emerson, R., 2009. A contemporary assessment of change in humid tropical forests. *Conserv. Biol.* 23, 1386–1395.
- Bahuchet, S., Leclerc, C., 2000. Une aire de conservation: La périphérie de la réserve du Dja pp 43–115. *Peuples For. Trop. D’aujourd’hui APFT-EU* 3.
- Baraloto, C., Herault, B., Paine, C.E., Massot, H., Blanc, L., Bonal, D., Molino, J.-F., Nicolini, E.A., Sabatier, D., 2012. Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *J. Appl. Ecol.* 49, 861–870.
- Barlow, J., Lagan, B.O., Peres, C.A., 2003. Morphological correlates of fire-induced tree mortality in a central Amazonian forest. *J. Trop. Ecol.* 19, 291–299.
- Barlow, J., Peres, C.A., 2008. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 363, 1787–1794.
- Barlow, J., Peres, C.A., Henriques, L.M.P., Stouffer, P.C., Wunderle, J.M., 2006. The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: an Amazonian synthesis. *Biol. Conserv.* 128, 182–192.
- Barton, H., Denham, T., Neumann, K., Arroyo-Kalin, M., 2012. Long-term perspectives on human occupation of tropical rainforests: An introductory overview. *Quat. Int.* 249, 1–3. doi:10.1016/j.quaint.2011.07.044
- Bastin, J.-F., Barbier, N., Couteron, P., Adams, B., Shapiro, A., Bogaert, J., De Cannière, C., 2014. Aboveground biomass mapping of African forest mosaics using canopy texture analysis: toward a regional approach. *Ecol. Appl.* 24, 1984–2001.
- Beaudrot, L., Ahumada, J.A., O’Brien, T., Alvarez-Loayza, P., Boeke, K., Campos-Arceiz, A., Eichberg, D., Espinosa, S., Fegraus, E., Fletcher, C., others, 2016. Standardized assessment of biodiversity trends in tropical forest protected areas: The end is not in sight. *PLoS Biol.* 14, e1002357.
- Beaune, D., Bretagnolle, F., Bollache, L., Hohmann, G., Surbeck, M., Fruth, B., 2013. Seed dispersal strategies and the threat of defaunation in a Congo forest. *Biodivers. Conserv.* 22, 225–238. doi:10.1007/s10531-012-0416-x
- Beisner, B.E., Haydon, D.T., Cuddington, K., 2003. Alternative stable states in ecology. *Front. Ecol. Environ.* 1, 376–382.
- Bennett, E.L., Eves, H.E., Robinson, J.G., Wilkie, D.S., 2002. Why is eating bushmeat a biodiversity crisis. *Conserv Biol Pr.* 3, 28–29.
- Bennett, E.L., Robinson, J.G., 2000. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. *Hunt. Sustain. Trop. For.* 13–30.
- Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T.A., Aragão, L.E.O.C., De Camargo, P.B., Cerri, C.E., Durigan, M., Oliveira, R.C.D., Vieira, I.C.G., Barlow, J., 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Glob. Change Biol.* 20, 3713–3726.

- Blake, S., Douglas-Hamilton, I., Karesh, W.B., 2001. GPS telemetry of forest elephants in Central Africa: results of a preliminary study. *Afr. J. Ecol.* 39, 178–186.
- Blaser, J., Sarre, A., Poore, D., Johnson, S., 2011. Status of tropical forest management 2011. ITTO Tech. Ser. 38, 418.
- Bongers, F., Poorter, L., Hawthorne, W.D., Sheil, D., 2009. The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. *Ecol. Lett.* 12, 798–805.
- Bonnell, T.R., Reyna-Hurtado, R., Chapman, C.A., 2011. Post-logging recovery time is longer than expected in an East African tropical forest. *For. Ecol. Manag.* 261, 855–864.
- Brando, P.M., Balch, J.K., Nepstad, D.C., Morton, D.C., Putz, F.E., Coe, M.T., Silvério, D., Macedo, M.N., Davidson, E.A., Nóbrega, C.C., others, 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 6347–6352.
- Broadbent, E.N., Asner, G.P., Keller, M., Knapp, D.E., Oliveira, P.J., Silva, J.N., 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biol. Conserv.* 141, 1745–1757.
- Brown, S., Gillespie, A.J., Lugo, A.E., 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *For. Sci.* 35, 881–902.
- Bruggeman, D., Meyfroidt, P., Lambin, E.F., 2015. Production forests as a conservation tool: Effectiveness of Cameroon’s land use zoning policy. *Land Use Policy* 42, 151–164.
- Bruner, A.G., Gullison, R.E., Rice, R.E., Da Fonseca, G.A., 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291, 125–128.
- Butchart, S.H., Clarke, M., Smith, R.J., Sykes, R.E., Scharlemann, J.P., Harfoot, M., Buchanan, G.M., Angulo, A., Balmford, A., Bertzky, B., others, 2015. Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. *Conserv. Lett.* 8, 329–337.
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Dirzo, R., 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114, E6089–E6096.
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavelle, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., others, 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., others, 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145, 87–99.
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S.L., Swenson, N.G., Zanne, A.E., 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecol. Lett.* 12, 351–366.
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., others, 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob. Change Biol.* 20, 3177–3190.
- Christy, P., 1994. Inventaire ornithologique de la Reserve de la Faune du Dja. *Rapp. Interméd. Programme ECOFAC Cameroun Group. AGRECOCTFT* 31.
- Cochrane, M.A., 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 421, 913–919.
- Colyn, M., Perpete, O., 1995. Missions d’expertise zoologique. *Rep. Reserve Faune Dja ECOFAC Cameroun Yaounde Cameroon.*
- Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199, 1302–1310.
- Connell, J.H., 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. *Dyn. Popul.* 298, 312.
- Coomes, D.A., Duncan, R.P., Allen, R.B., Truscott, J., 2003. Disturbances prevent stem size-density distributions in natural forests from following scaling relationships. *Ecol. Lett.* 6, 980–989.
- Côté, S., Theriault, P., others, 1993. Plan de zonage du Cameroun forestier méridional: objectifs, méthodologie, plan de zonage préliminaire.
- Daïnou, K., Bauduin, A., Bourland, N., Gillet, J.-F., Fétéké, F., Doucet, J.-L., 2011. Soil seed bank characteristics in Cameroonian rainforests and implications for post-logging forest recovery. *Ecol. Eng.* 37, 1499–1506.



- Dale, V.H., Pearson, S.M., 1997. Quantifying habitat fragmentation due to land-use change in Amazonia. Presented at the Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities, W Laurance, R Bierregaard.
- Dalling, J.W., Swaine, M.D., Garwood, N.C., 1997. Soil seed bank community dynamics in seasonally moist lowland tropical forest, Panama. *J. Trop. Ecol.* 13, 659–680.
- De Wasseige, C., Tadoum, D., Eba'a Atyi, R., Doumenge, C., 2015. , in: *Les Forêts Du Bassin Du Congo - Forêts et Changements Climatiques*. Weyrich, Belgique.
- DeFries, R., Hansen, A., Newton, A.C., Hansen, M.C., 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecol. Appl.* 15, 19–26.
- Di Minin, E., Toivonen, T., 2015. Global protected area expansion: creating more than paper parks. *BioScience* 65, 637–638.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F.S., Tilman, D., 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol.* 4, e277.
- Dirzo, R., Raven, P.H., 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28, 137–167.
- Djomo, A.N., Knohl, A., Gravenhorst, G., 2011. Estimations of total ecosystem carbon pools distribution and carbon biomass current annual increment of a moist tropical forest. *For. Ecol. Manag.* 261, 1448–1459.
- Djuikouo, M.N.K., Doucet, J.-L., Nguembou, C.K., Lewis, S.L., Sonké, B., 2010. Diversity and aboveground biomass in three tropical forest types in the Dja Biosphere Reserve, Cameroon. *Afr. J. Ecol.* 48, 1053–1063.
- Doucet, J.-L., 2003. L'alliance délicate de la gestion forestière et de la biodiversité dans les forêts du centre du Gabon. *Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Gembloux*.
- Doucet, J.-L., Kouadio, Y.L., Monticelli, D., Lejeune, P., 2009. Enrichment of logging gaps with moabi (*Baillonella toxisperma* Pierre) in a Central African rain forest. *For. Ecol. Manag.* 258, 2407–2415. doi:10.1016/j.foreco.2009.08.018
- Eba'a Atyi, R., Assembe-Mvondo, S., Lescuyer, G., Cerutti, P., 2013. Impacts of international timber procurement policies on Central Africa's forestry sector: The case of Cameroon. *For. Policy Econ.* 32, 40–48.
- ECOFAC, 2002. *La Réserve de faune du Dja à la découverte de la forêt tropicale*.
- Edwards, D.P., Larsen, T.H., Docherty, T.D., Ansell, F.A., Hsu, W.W., Derhé, M.A., Hamer, K.C., Wilcove, D.S., 2011. Degraded lands worth protecting: the biological importance of Southeast Asia's repeatedly logged forests. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 278, 82–90.
- Edwards, D.P., Tobias, J.A., Sheil, D., Meijaard, E., Laurance, W.F., 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 29, 511–520.
- Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., others, 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. *Inst. Glob. Environ. Strateg. Hayama Jpn.* 2, 48–56.
- Elkin, C.M., Possingham, H., 2008. The role of landscape-dependent disturbance and dispersal in metapopulation persistence. *Am. Nat.* 172, 563–575.
- Ernst, R., Linsenmair, K.E., Rödel, M.-O., 2006. Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biol. Conserv.* 133, 143–155.
- Fa, J.E., Peres, C.A., Meeuwig, J., 2002. Bushmeat Exploitation in Tropical Forests: an Intercontinental Comparison. *Conserv. Biol.* 16, 232–237. doi:10.1046/j.1523-1739.2002.00275.x
- Fa, J.E., Ryan, S.F., Bell, D.J., 2005. Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in afrotropical forests. *Biol. Conserv.* 121, 167–176.
- Fayolle, A., Panzou, G.J.L., Drouet, T., Swaine, M.D., Bauwens, S., Vleminckx, J., Biwolé, A., Lejeune, P., Doucet, J.-L., 2016. Taller trees, denser stands and greater biomass in semi-deciduous than in evergreen lowland central African forests. *For. Ecol. Manag.* 374, 42–50.
- Fayolle, A., Picard, N., Doucet, J.-L., Swaine, M., Bayol, N., Bénédet, F., Gourlet-Fleury, S., 2014a. A new insight in the structure, composition and functioning of central African moist forests. *For. Ecol. Manag.* 329, 195–205. doi:10.1016/j.foreco.2014.06.014
- Fayolle, A., Swaine, M.D., Bastin, J.-F., Bourland, N., Comiskey, J.A., Dauby, G., Doucet, J.-L., Gillet, J.-F., Gourlet-Fleury, S., Hardy, O.J., Kirunda, B., Kouamé, F.N., Plumptre, A.J.,

- 2014b. Patterns of tree species composition across tropical African forests. *J. Biogeogr.* 41, 2320–2331. doi:10.1111/jbi.12382
- Feldpausch, T.R., Banin, L., Phillips, O.L., Baker, T.R., Lewis, S.L., Quesada, C.A., Affum-Baffoe, K., Arets, E.J., Berry, N.J., Bird, M., others, 2010. Height-diameter allometry of tropical forest trees. *Biogeosciences Discuss.* 7, 7727–7793.
- Feldpausch, T.R., Lloyd, J., Lewis, S.L., Brien, R.J., Gloor, M., Monteagudo Mendoza, A., Lopez-Gonzalez, G., Banin, L., Abu Salim, K., Affum-Baffoe, K., others, 2012. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences* 3381–3403.
- Ferraz, G., Nichols, J.D., Hines, J.E., Stouffer, P.C., Bierregaard, R.O., Lovejoy, T.E., 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science* 315, 238–241.
- Ferraz, G., Russell, G.J., Stouffer, P.C., Bierregaard, R.O., Pimm, S.L., Lovejoy, T.E., 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 100, 14069–14073.
- Gartlan, S., 1989. La conservation des écosystèmes forestiers du Cameroun. UICN, Commission des Communautés Européennes, Gland, Sitzerland et Cambridge.
- Garwood, N.C., 1989. Tropical soil seed banks: a review. *Ecol. Soil Seed Banks* 149–209.
- Gentry, A.H., Dodson, C., 1987. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica* 149–156.
- Gerwing, J.J., 2002. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *For. Ecol. Manag.* 157, 131–141.
- Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 16732–16737.
- Gibson, L., Lee, T.M., Koh, L.P., Brook, B.W., Gardner, T.A., Barlow, J., Peres, C.A., Bradshaw, C.J., Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., others, 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478, 378–381.
- Gillet, P., 2016. L’Afrique centrale: entre traditions et transitions. La mutation des socio-écosystèmes en Afrique centrale. Université de Liège, Liège, Belgique.
- Girardin, C.A., Farfan-Rios, W., Garcia, K., Feeley, K.J., Jørgensen, P.M., Murakami, A.A., Cayola Pérez, L., Seidel, R., Paniagua, N., Fuentes Claros, A.F., others, 2014. Spatial patterns of above-ground structure, biomass and composition in a network of six Andean elevation transects. *Plant Ecol. Divers.* 7, 161–171.
- Gond, V., Dubiez, E., Boulogne, M., Gigaud, M., Peroches, A., Pennec, A., Fauvet, N., Peltier, R., 2016. Forest cover and carbon stock change dynamics in the Democratic Republic of Congo: Case of the wood-fuel supply basin of Kinshasa. *Bois For. Trop.* 19–28.
- Gonmadje, C., Picard, N., Gourlet-Fleury, S., Réjou-Méchain, M., Freycon, V., Sunderland, T., McKey, D., Doumenge, C., 2017. Altitudinal filtering of large-tree species explains above-ground biomass variation in an Atlantic Central African rain forest. *J. Trop. Ecol.* 33, 143–154.
- Goodman, R.C., Phillips, O.L., Baker, T.R., 2014. The importance of crown dimensions to improve tropical tree biomass estimates. *Ecol. Appl.* 24, 680–698.
- Gourlet-Fleury, S., Beina, D., Fayolle, A., Ouédraogo, D.-Y., Mortier, F., Bénédet, F., Closset-Kopp, D., Decocq, G., 2013a. Silvicultural disturbance has little impact on tree species diversity in a Central African moist forest. *For. Ecol. Manag.* 304, 322–332.
- Gourlet-Fleury, S., Mortier, F., Fayolle, A., Baya, F., Ouédraogo, D., Bénédet, F., Picard, N., 2013b. Tropical forest recovery from logging: a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. *Phil Trans R Soc B* 368, 20120302.
- Gray, C.L., Hill, S.L., Newbold, T., Hudson, L.N., Börger, L., Contu, S., Hoskins, A.J., Ferrier, S., Purvis, A., Scharlemann, J.P., 2016. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nat. Commun.* 7, 12306.
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., others, 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Sci. Adv.* 1, e1500052.

- Hall, J.S., Harris, D.J., Medjibe, V., Ashton, P.M.S., 2003. The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas. *For. Ecol. Manag.* 183, 249–264.
- 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., others, 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342, 850–853.
- Hanski, I., 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation, in: *Annales Zoologici Fennici*. JSTOR, pp. 271–280.
- Harrison, R.D., Tan, S., Plotkin, J.B., Slik, F., Detto, M., Brenes, T., Itoh, A., Davies, S.J., 2013. Consequences of defaunation for a tropical tree community. *Ecol. Lett.* 16, 687–694.
- Hart, J.A., 2000. Impact and sustainability of indigenous hunting in the Ituri Forest, Congo-Zaire: a comparison of un hunted and hunted duiker populations. *Hunt. Sustain. Trop. For.* 106–153.
- Haurez, B., Daïnou, K., Vermeulen, C., Kleinschroth, F., Mortier, F., Gourlet-Fleury, S., Doucet, J.-L., 2017. A look at Intact Forest Landscapes (IFLs) and their relevance in Central African forest policy. *For. Policy Econ.* 80, 192–199.
- Haurez, B., Petre, C.-A., Doucet, J.-L., 2013. Impacts of logging and hunting on western lowland gorilla (*Gorilla gorilla gorilla*) populations and consequences for forest regeneration. A review. *Biotechnol. Agron. Société Environ.* 17, 364.
- Hawthorne, W.D., 1995. Ecological profiles of Ghanaian forest trees. *Trop. For. Pap.*
- Hewlett, B.S., 2014. Hunter-gatherers of the Congo Basin: cultures, histories, and biology of African pygmies. Transaction Publishers.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965–1978. doi:10.1002/joc.1276
- Hopkins, M., Graham, A.W., 1987. The viability of seeds of rainforest species after experimental soil burials under tropical wet lowland forest in north-eastern Australia. *Austral Ecol.* 12, 97–108.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme.
- IUCN, 1994. Guidelines for Protected Area Management Categories. IUCN and the World Conservation Monitoring Centre, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. (World Soil Resources No. 106). FAO, Rome.
- Janzen, D.H., 1970. Herbivores and the Number of Tree Species in Tropical Forests. *Am. Nat.* 104, 501–528.
- Jenkins, C.N., Pimm, S.L., Joppa, L.N., 2013. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, E2602–E2610.
- JMN consultant, 2014. Etude socioéconomique du projet d'aménagement et d'exploitation de l'UFA 10 047b.
- Jones, A., Breuning-Madsen, H., Brossard, M., Dampha, A., Deckers, J., Dewitte, O., Le Roux, P., 2013. Soil Atlas of Africa. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Julve, C., Vandenhaute, M., Vermeulen, C., Castadot, B., Ekodek, H., Delvingt, W., 2007. Séduisante théorie, douloureuse pratique: la foresterie communautaire camerounaise en butte à sa propre législation. *Parcs Réserves* 62, 18–24.
- Karsenty, A., Mendouga Mébenga, L., Pénélon, A., 1997. Spécialisation des espaces ou gestion intégrée des massifs forestiers? *Bois For. Trop.* 43–53.
- Kingdon, J., Happold, D., Butynski, T., Hoffmann, M., Happold, M., Kalina, J., 2013. Mammals of Africa. A&C Black.
- Kissinger, G.M., Herold, M., De Sy, V., 2012. Drivers of deforestation and forest degradation: a synthesis report for REDD+ policymakers. Lexeme Consulting.
- Köppen, W., Geiger, R., 1954. Klima der Erde (Climate of the earth). Wall Map 1:16 Mill.

- Kouob, B.S., 2009. Organisation de la diversité végétale dans les forêts matures de terre ferme du sud-est Cameroun. Ecole Interfacultaire de Bioingénieurs Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Université Libre de Bruxelles (ULB), Bruxelles.
- Kurten, E.L., 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biol. Conserv.*, Special Issue: Defaunation's impact in terrestrial tropical ecosystems 163, 22–32. doi:10.1016/j.biocon.2013.04.025
- Laurance, W.F., Camargo, J.L., Luizão, R.C., Laurance, S.G., Pimm, S.L., Bruna, E.M., Stouffer, P.C., Williamson, G.B., Benítez-Malvido, J., Vasconcelos, H.L., others, 2011. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biol. Conserv.* 144, 56–67.
- Laurance, W.F., Croes, B.M., Tchignoumba, L., Lahm, S.A., Alonso, A., Lee, M.E., Campbell, P., Ondzeano, C., 2006. Impacts of roads and hunting on central African rainforest mammals. *Conserv. Biol.* 20, 1251–1261.
- Laurance, W.F., Goosem, M., Laurance, S.G., 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 24, 659–669.
- Laurance, W.F., Laurance, S.G., Delamonica, P., 1998. Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions. *For. Ecol. Manag.* 110, 173–180.
- Laurance, W.F., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M., Gascon, C., Lovejoy, T.E., 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278, 1117–1118.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conserv. Biol.* 16, 605–618.
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E., Laurance, S.G., Andrade, A., Ewers, R.M., Harms, K.E., Luizao, R.C., Ribeiro, J.E., 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS One* 2, e1017.
- Laurance, W.F., Useche, D.C., 2009. Environmental synergisms and extinctions of tropical species. *Conserv. Biol.* 23, 1427–1437.
- Laurance, W.F., Useche, D.C., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C.J., Sloan, S.P., Laurance, S.G., Campbell, M., Abernethy, K., Alvarez, P., others, 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489, 290–294.
- Laurance, W.F., Yensen, E., 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biol. Conserv.* 55, 77–92.
- Lawton, J.H., May, R.M., 1995. Extinction rates. Oxford University Press Oxford.
- Lescuyer, G., 2012. Sustainable forest management at the local scale: a comparative analysis of community forests and domestic forests in Cameroon. *Small-Scale For.* 1–16.
- Letouzey, R., 1985. Carte phytogéographique du Cameroun au 1 : 500 000 et notice.
- Lewis, S.L., Edwards, D.P., Galbraith, D., 2015. Increasing human dominance of tropical forests. *Science* 349, 827–832.
- Lewis, S.L., Lopez-Gonzalez, G., Sonké, B., Affum-Baffoe, K., Baker, T.R., Ojo, L.O., Phillips, O.L., Reitsma, J.M., White, L., Comiskey, J.A., others, 2009. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature* 457, 1003.
- Lewis, S.L., Sonké, B., Sunderland, T., Begne, S.K., Lopez-Gonzalez, G., Van Der Heijden, G.M., Phillips, O.L., Affum-Baffoe, K., Baker, T.R., Banin, L., others, 2013. Above-ground biomass and structure of 260 African tropical forests. *Phil Trans R Soc B* 368, 20120295.
- Logo, P.B., 2003. The decentralized forestry taxation system in Cameroon: Local management and state logic. World Resources Institute, Washington, DC.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. The theory of island biogeography, Princeton University Press. ed. Princeton.
- MacKenzie, D.I., 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic Press.
- Makana, J.-R., Thomas, S.C., 2006. Impacts of selective logging and agricultural clearing on forest structure, floristic composition and diversity, and timber tree regeneration in the Ituri Forest, Democratic Republic of Congo. *Biodivers. Conserv.* 15, 1375–1397.
- Malhi, Y., 2012. The productivity, metabolism and carbon cycle of tropical forest vegetation. *J. Ecol.* 100, 65–75.

- Malhi, Y., Adu-Bredu, S., Asare, R.A., Lewis, S.L., Mayaux, P., 2013. African rainforests: past, present and future. *Phil Trans R Soc B* 368, 20120312.
- Malhi, Y., Gardner, T.A., Goldsmith, G.R., Silman, M.R., Zelazowski, P., 2014. Tropical forests in the Anthropocene. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 39, 125–159.
- Marquant, B., Mosnier, A., Bodin, B., Dessard, H., Feintrenie, L., Molto, Q., Gond, V., Bayol, N., 2015. Importance des forêts d’Afrique centrale, in: *Les Forêts Du Bassin Du Congo - Forêts et Changements Climatiques*. Weyrich, Belgique, p. 128 p.
- Martin, P.A., Newton, A.C., Pfeifer, M., Khoo, M., Bullock, J.M., 2015. Impacts of tropical selective logging on carbon storage and tree species richness: A meta-analysis. *For. Ecol. Manag.* 356, 224–233.
- Mathot, L., 2003. Étude des facteurs influençant les potentialités fauniques des concessions forestières, le cas de la société forestière Pallisco au Cameroun. *Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Université de liège (ULg), Gembloux.*
- Mathot, L., Doucet, J.-L., 2006. Méthode d’inventaire faunique pour le zonage des concessions en forêt tropicale. *Bois For. Trop.* 1.
- Mayaux, P., Bartholomé, E., Fritz, S., Belward, A., 2004. A new land-cover map of Africa for the year 2000. *J. Biogeogr.* 31, 861–877.
- Mayaux, P., Pekel, J.-F., Desclée, B., Donnay, F., Lupi, A., Achard, F., Clerici, M., Bodart, C., Brink, A., Nasi, R., others, 2013. State and evolution of the African rainforests between 1990 and 2010. *Phil Trans R Soc B* 368, 20120300.
- McGinley, M., 2008. Dja Faunal Reserve. *Encycl. Earth.*
- Meyfroidt, P., Rudel, T.K., Lambin, E.F., 2010. Forest transitions, trade, and the global displacement of land use. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 20917–20922.
- Michon, G., De Foresta, H., Levang, P., Verdeaux, F., 2007. Domestic forests: a new paradigm for integrating local communities’ forestry into tropical forest science. *Ecol. Soc.* 12.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- MinFoF, 2006. *Plan d’Aménagement de la Réserve de Biosphère du Dja.*
- Mockrin, M.H., 2010. Duiker demography and dispersal under hunting in Northern Congo. *Afr. J. Ecol.* 48, 239–247.
- Molino, J.-F., Sabatier, D., 2001. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science* 294, 1702–1704.
- Morin-Rivat, J., Biwolé, A., Gorel, A.-P., Vleminckx, J., Gillet, J.-F., Bourland, N., Hardy, O.J., Smith, A.L., Daïnou, K., Dedry, L., others, 2016. High spatial resolution of late-Holocene human activities in the moist forests of central Africa using soil charcoal and charred botanical remains. *The Holocene* 26, 1954–1967.
- Morin-Rivat, J., Fayolle, A., Gillet, J.-F., Bourland, N., Gourlet-Fleury, S., Oslisly, R., Bremond, L., Bentaleb, I., Beeckman, H., Doucet, J.-L., 2014. New Evidence of Human Activities During the Holocene in the Lowland Forests of the Northern Congo Basin. *Radiocarbon* 56, 209–220. doi:10.2458/56.16485
- Moser, G., Röderstein, M., Soethe, N., Hertel, D., Leuschner, C., 2008. Altitudinal changes in stand structure and biomass allocation of tropical mountain forests in relation to microclimate and soil chemistry. *Gradients Trop. Mt. Ecosyst. Ecuad.* 229–242.
- Nasi, R., Billand, A., van Vliet, N., 2012. Managing for timber and biodiversity in the Congo Basin. *For. Ecol. Manag.* 268, 103–111.
- Nasi, R., Taber, A., Van Vliet, N., 2011. Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon Basins. *Int. For. Rev.* 13, 355–368.
- Nkongmeneck, B.-A., Lowman, M.D., Atwood, J.T., 2002. Epiphyte diversity in primary and fragmented forests of Cameroon, Central Africa: a preliminary survey. *Selbyana* 121–130.
- O’Brien, T.G., Baillie, J.E.M., Krueger, L., Cuke, M., 2010. The Wildlife Picture Index: monitoring top trophic levels. *Anim. Conserv.* 13, 335–343.
- O’Brien, T.G., Kinnaird, M.F., 2011. Estimation of species richness of large vertebrates using camera traps: an example from an Indonesian rainforest, in: *Camera Traps in Animal Ecology*. Springer, pp. 233–252.

- OBT, 2013. Projeto PRODES: monitoramento da floresta Amazônica Brasileira por satellite [PRODES Project: satellite monitoring of Brazilian Amazon Forest]. Rep., Natl. Inst. Space Res. (INPE), São Jose dos Campos, SP, Brazil.
- Oksanen, L., 2001. Logic of experiments in ecology: is pseudoreplication a pseudoissue? *Oikos* 94, 27–38.
- Ompene, G.O., PA'AH, P.A., Bouki, T., Njomkap, J.-C.S., Tchoko, J.G., Diaw, M.C., 2011. Multi-actor Partnership and Sustainability Management of Biodiversity: The Case of the World Heritage Site of the Dja Faunal Reserve (DFR). *Adapt. Change State Conserv. World Herit. For.* 2011 30, 86.
- ONADEF, 1994. Avant-projet d'établissement de directives nationales pour l'aménagement durable des forêts naturelles du Cameroun. Projet PD 20/93 (ONADEF/OIBT), République du Cameroun.
- Oyono, P.R., Morelli, T.L., Sayer, J., Makon, S., Djeukam, R., Hatcher, J., Assembe, S., Steil, M., Douard, P., Bigombé, P., others, 2013. Affectation et utilisation des terres forestières: évolutions actuelles, problèmes et perspectives, in: *Les Forêts Du Bassin Du Congo. État Des Forêts 2013*. Weyrich, Belgique, pp. 215–240.
- Pallisco, 2015. Résumé des plans d'aménagement et des directives FSC pour les UFA 10-030, 10-031, 10-039, 10-041, 10-042 et 10-044 exploitées par la société PALLISCO et ses partenaires, version 2.0.
- Parmentier, I., Malhi, Y., Senterre, B., Whittaker, R.J., Alonso, A., Balinga, M.P., Bakayoko, A., Bongers, F., Chatelain, C., Comiskey, J.A., others, 2007. The odd man out? Might climate explain the lower tree  $\alpha$ -diversity of African rain forests relative to Amazonian rain forests? *J. Ecol.* 95, 1058–1071.
- Peh, K.S.-H., Lewis, S.L., Lloyd, J., 2011. Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. *J. Ecol.* 99, 891–898.
- Pellens, R., Grandcolas, P., 2016. *Biodiversity Conservation and Phylogenetic Systematics*. Springer, .
- Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P., Fernandez-Manjarrés, J.F., Araújo, M.B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W.W., others, 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330, 1496–1501.
- Peres, C.A., 2005. Why we need megareserves in Amazonia. *Conserv. Biol.* 19, 728–733.
- Peres, C.A., Dolman, P.M., 2000. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia* 122, 175–189.
- Pianka, E.R., 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *Am. Nat.* 100, 33–46.
- Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., Raven, P.H., Roberts, C.M., Sexton, J.O., 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344, 1246752.
- Pimm, S.L., Raven, P., 2000. Biodiversity: extinction by numbers. *Nature* 403, 843–845.
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L., Brooks, T.M., 1995. The future of biodiversity. *Science* 269, 347.
- Ploton, P., Barbier, N., Momo, S.T., Réjou-Méchain, M., Boyemba Bosela, F., Chuyong, G.B., Dauby, G., Droissart, V., Fayolle, A., Goodman, R.C., others, 2016. Closing a gap in tropical forest biomass estimation: taking crown mass variation into account in pantropical allometries. *Biogeosciences* 13, 1571–1585.
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T.M., Zambrano, A.M.A., Balvanera, P., Becknell, J.M., Boukili, V., Brancalion, P.H., Broadbent, E.N., Chazdon, R.L., others, 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530, 211–214.
- Poulsen, J.R., Clark, C.J., 2010. Congo Basin timber certification and biodiversity conservation. *Eur. Trop. For. Res. Netw.* 51, 55–60.
- Poulsen, J.R., Clark, C.J., Mavah, G., Elkan, P.W., 2009. Bushmeat Supply and Consumption in a Tropical Logging Concession in Northern Congo. *Conserv. Biol.* 23, 1597–1608. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01251.x
- Poulsen, J.R., Clark, C.J., Palmer, T.M., 2013. Ecological erosion of an Afrotropical forest and potential consequences for tree recruitment and forest biomass. *Biol. Conserv.* 163, 122–130.

- Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Peña-Claros, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P., Gourlet-Fleury, S., Griscom, B., others, 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conserv. Lett.* 5, 296–303.
- Redford, K. h., 1992. The empty forest. (cover story). *BioScience* 42, 412–422.
- République du Cameroun, 1994. Loi N°94/01 du 20 janvier 1994 portant régime des forêts, de la faune et de la pêche. Yaoundé.Cameroun.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141–1153.
- Robinson, B.E., Holland, M.B., Naughton-Treves, L., 2014. Does secure land tenure save forests? A meta-analysis of the relationship between land tenure and tropical deforestation. *Glob. Environ. Change* 29, 281–293.
- Rosin, C., 2014. Does hunting threaten timber regeneration in selectively logged tropical forests? *For. Ecol. Manag.* 331, 153–164. doi:10.1016/j.foreco.2014.08.001
- Rudel, T.K., 2013. The national determinants of deforestation in sub-Saharan Africa. *Phil Trans R Soc B* 368, 20120405.
- Ruiz Pérez, M., Ezzine de Blas, D., Nasi, R., Sayer, J.A., Sassen, M., Angoué, C., Gami, N., Ndoye, O., Ngono, G., Nguingiri, J.-C., others, 2005. Logging in the Congo Basin: a multi-country characterization of timber companies. *For. Ecol. Manag.* 214, 221–236.
- Rutishauser, E., Hérault, B., Baraloto, C., Blanc, L., Descroix, L., Sotta, E.D., Ferreira, J., Kanashiro, M., Mazzei, L., d'Oliveira, M.V., others, 2015. Rapid tree carbon stock recovery in managed Amazonian forests. *Curr. Biol.* 25, R787–R788.
- Rutishauser, E., Hérault, B., Petronelli, P., Sist, P., 2016. Tree height reduction after selective logging in a tropical forest. *Biotropica* 48, 285–289.
- Saint-André, L., M'Bou, A.T., Mabiala, A., Mouvondy, W., Jourdan, C., Roupsard, O., Deleporte, P., Hamel, O., Nouvellon, Y., 2005. Age-related equations for above-and below-ground biomass of a Eucalyptus hybrid in Congo. *For. Ecol. Manag.* 205, 199–214.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., others, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774.
- Scheffer, M., Jeppesen, E., 1998. Alternative stable states, in: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer, pp. 397–406.
- Schulze, E.D., Bazzaz, F.A., Nadelhoffer, K.J., Koike, T., Takatsuki, S., 1996. Biodiversity and ecosystem function of temperate deciduous broad-leaved forests, in: *Functional Roles of Biodiversity : A Gloal Perspective*. SCOPE.
- Schure, J., Levang, P., Wiersum, K.F., 2014. Producing woodfuel for urban centers in the Democratic Republic of Congo: a path out of poverty for rural households? *World Dev.* 64, S80–S90.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2002. Review of the status and trends of, and major threats to, the forest biological diversity. (No. CBD Technical Series no. 7). SCBD, Montreal.
- Shlisky, A., Alencar, A.A., Nolasco, M.M., Curran, L.M., 2009. Overview: Global fire regime conditions, threats, and opportunities for fire management in the tropics. *Trop. Fire Ecol.* 65–83.
- Silveira, L., Jácomoa, A.T.A., Diniz-Filho, J.A.F., 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biol. Conserv.* 114, 351–355. doi:10.1016/S0006-3207(03)00063-6
- Sist, P., Fimbel, R., Sheil, D., Nasi, R., Chevallier, M.-H., 2003. Towards sustainable management of mixed dipterocarp forests of South-east Asia: moving beyond minimum diameter cutting limits. *Environ. Conserv.* 30, 364–374.
- Slik, J.F., Arroyo-Rodríguez, V., Aiba, S.-I., Alvarez-Loayza, P., Alves, L.F., Ashton, P., Balvanera, P., Bastian, M.L., Bellingham, P.J., Van Den Berg, E., others, 2015. An estimate of the number of tropical tree species. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 7472–7477.
- Sonké, B., 1998. Etudes floristiques et structurales des forêts de la Réserve de Faune du Dja (Cameroun). Laboratoire de Botanique Systématique et de Phytosociologie, Université Libre de Bruxelles (ULB).

- Terborgh, J., Nuñez-Iturri, G., Pitman, N.C.A., Valverde, F.H.C., Alvarez, P., Swamy, V., Pringle, E.G., Paine, C.E.T., 2008. Tree Recruitment in an Empty Forest. *Ecology* 89, 1757–1768. doi:10.1890/07-0479.1
- Thomas, C.D., Anderson, B.J., Moilanen, A., Eigenbrod, F., Heinemeyer, A., Quaife, T., Roy, D.B., Gillings, S., Armsworth, P.R., Gaston, K.J., 2013. Reconciling biodiversity and carbon conservation. *Ecol. Lett.* 16, 39–47.
- Thompson, M.E., Schwager, S.J., Payne, K.B., 2010. Heard but not seen: an acoustic survey of the African forest elephant population at Kakum Conservation Area, Ghana. *Afr. J. Ecol.* 48, 224–231.
- Tobler, M.W., Carrillo-Percegué, S.E., Leite Pitman, R., Mares, R., Powell, G., 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Anim. Conserv.* 11, 169–178.
- Townsend, C.R., Scarsbrook, M.R., Dolédec, S., 1997. The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnol. Oceanogr.* 42, 938–949.
- Trolliet, F., Huynen, M.-C., Vermeulen, C., Hambuckers, A., 2014. Use of camera traps for wildlife studies. A review. *Biotechnol. Agron. Société Environ.* 18, 446.
- Tymen, B., Réjou-Méchain, M., Dalling, J.W., Fauset, S., Feldpausch, T.R., Norden, N., Phillips, O.L., Turner, B.L., Viers, J., Chave, J., 2016. Evidence for arrested succession in a liana-infested Amazonian forest. *J. Ecol.* 104, 149–159.
- UN Food Agric. Organ. (FAO), 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. Main report (FAO Forestry Paper No. 163). Rome.
- UN Food Agric. Organ. (FAO), 2001. Global Forest Resources Assessment 2000. Main report. (FAO Forestry Paper No. 140). Rome.
- UNEP-WCM, IUCN, 2016. Protected Planet Report 2016. UNEP-WCMC and IUCN, Cambridge UK and Gland, Switzerland.
- USAID, 2013. Land Tenure and Property Rights. Framework. United States Agency for International Development, Washington, D.C.
- Van Nieuwstadt, M.G., Sheil, D., 2005. Drought, fire and tree survival in a Borneo rain forest, East Kalimantan, Indonesia. *J. Ecol.* 93, 191–201.
- van Vliet, N., 2008. Spatial and temporal variability within the “hunter-animal-village territory” system—towards a geographical approach to hunting sustainability in Central Africa—case study on duikers in north-east Gabon. *Fac. Géographie Univ. Toulouse Mirail Toulouse Fr.*
- van Vliet, N., Nasi, R., Emmons, L., Feer, F., Mbazza, P., Bourgarel, M., 2007. Evidence for the local depletion of bay duiker *Cephalophus dorsalis*, within the Ipassa Man and Biosphere Reserve, north-east Gabon. *Afr. J. Ecol.* 45, 440–443.
- Vashum, K.T., Jayakumar, S., 2012. Methods to estimate above-ground biomass and carbon stock in natural forests—A review. *J Ecosyst Ecogr* 2, 1–7.
- Vermeulen, C., 2014. La foresterie communautaire au Cameroun en 2014 : bilan et perspectives 20 ans après la promulgation de la loi.
- Vermeulen, C., 1997. Problématique de la délimitation des forêts communautaires en forêt dense humide, Sud-Est Cameroun. *Afr. Rainfor. Conserv. Biodivers.*
- Vermeulen, C., Vandenhaute, M., Dethier, M., Ekodeck, H., Nguenang, G.-M., Delvingt, W., 2006. De Kompia à Djolempoum: sur les sentiers tortueux de l’aménagement et de l’exploitation des forêts communautaires au Cameroun. *VertigO* 7.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth’s ecosystems. *Science* 277, 494–499.
- Vleminckx, J., 2015. The influence of soil factors and anthropogenic disturbances on tree species assemblages in central African forests. *Faculté des Sciences – Sciences biologiques, Université Libre de Bruxelles (ULB), Bruxelles.*
- Waltert, M., Heber, S., Riedelbauch, S., Lien, J.L., Muhlenberg, M., 2006. Estimates of blue duiker (*Cephalophus monticola*) densities from diurnal and nocturnal line transects in the Korup region, south-western Cameroon. *Afr. J. Ecol.* 44, 290.
- Wearn, O.R., Reuman, D.C., Ewers, R.M., 2012. Extinction debt and windows of conservation opportunity in the Brazilian Amazon. *Science* 337, 228–232.



- West, T.A., Vidal, E., Putz, F.E., 2014. Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *For. Ecol. Manag.* 314, 59–63.
- Williamson, L., Usongo, L., 1995. Recensement des populations de primates et inventaire des grand mammifères; Réserve de faune du Dja, Cameroon. ECOFAC–Composante Cameroon Yaounde CAM.
- Willis, K.J., Gillson, J., Brncic, T.M., 2004. How “Virgin” Is Virgin Rainforest? *Science*, ProQuest Environmental Science Collection 304, 402.
- WRI, 2007. Atlas forestier interactif du Cameroun, Version 2.0. Document de Synthèse. Washington, DC.
- Wright, S.J., 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 6, 73–86. doi:10.1078/1433-8319-00043
- WWF, 2014. Living Planet Report 2014: species and spaces, people and places., WWF. ed. Gland, Switzerland.
- Xaud, H.A.M., Martins, F. da S.R.V., dos Santos, J.R., 2013. Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon. *For. Ecol. Manag.* 294, 97–106.
- Zanne, A.E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D.A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S.L., Miller, R.B., Swenson, N.G., Wiemann, M.C., Chave, J., 2009. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum.

### Sources internet consultées :

- African Plant Database (version 3.4.0). Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève and South African National Biodiversity Institute, Pretoria, <http://www.ville-ge.ch/musinfo/bd/cjb/africa/>, (07/2017).
- Bénédet F., Doucet J.-L., Fayolle A., Gourlet-Fleury S., Vincke D. (2013). CoForTraits, base de données d'information sur les traits des espèces d'arbres africaines. Version 1.0, [http://coforchange.cirad.fr/african\\_plant\\_trait](http://coforchange.cirad.fr/african_plant_trait), (03/08/2017).
- The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-1, [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org), (13/08/2017).
- Gill, F and D Donsker (Eds)., 2013. IOC World Bird List (v7.1) doi : 10.14344/IOC.ML.7.1. Avibase (ioc v7.0.1), the world bird database - Lepage, D. 2013. © 1996-2017 Oiseaux.net , (13/08/2017).

## Annexes

### Annexe 1 : Protocole d'installation de parcelles de végétation du projet KIC-FOREST

#### **Protocole parcelles permanentes, Projet KIC-FOREST**

##### **Matériel**

###### **➤ Matériel de mesure électronique:**

- Trimble pour les coordonnées GPS et la prise de notes ;
- Trupulse 360R (LaserAce) pour mesurer la hauteur des arbres, la hauteur sous la première branche vivante, un diamètre de couronne et déterminer la topographie des contours des parcelles ;
- Appareil photo numérique pour les images des tranches ou des collectes d'herbier

**Attention :** Prévoir suffisamment de batteries (et vérifier leur charge) pour chacun de ces appareils.

###### **➤ Matériel pour délimiter/matérialiser les parcelles et mesurer les arbres:**

- Deux boussoles Suunto pour donner les azimuts des différents layons ;
- Au moins deux décamètres (30 ou 60 m) pour mesurer les distances sur le terrain ;
- 3 machettes pour ouvrir les layons ;
- Ruban topo-signal ;
- Au moins 3 DBH-mètres de 3m et 1 de 5 m pour mesurer les diamètres des individus à inventorier ;
- Echelle télescopique pour mesurer les arbres à contreforts ou à racines échasses et collecter les échantillons d'herbier ;
- Etiquettes métalliques pré-numérotées (1 à 600) pour marquer les individus inventoriés.
- 100 étiquette métalliques vierges **et poinçons**, pour les parcelles de plus de 600 tiges.
- Clous de longueur supérieure ou égale à 7 cm pour fixer les étiquettes aux arbres (7 kg/parcelles);
- Deux marteaux pour enfoncer les clous ;
- Peinture à huile rouge pour marquer les points de mesure du DBH (5 kg/4 parcelles) ;
- Un pinceau d'épaisseur 1 cm par parcelle;
- Au moins deux marqueurs indélébiles pour noter les coordonnées X-Y sur le topo-signal
- Craies pour numéroter les arbres/tranches à photographier;
- Tubes en PVC et bombes de peinture pour matérialiser les quatre coins des parcelles
- Liste des codes conventionnels des arbres et des méthodes de mesures ;
- Fiches de collecte de données en cas de problème avec le Trimble.

###### **➤ Matériel pour la collecte des échantillons d'herbier et de sol :**

- Sérateurs pour collecter les échantillons;

- Collecting pole pour échantillonner en hauteur;
- Papiers journaux pour conserver les échantillons;
- Etiquettes de bijoutier pour étiqueter les échantillons;
- Presses et sangles pour presser les échantillons;
- Alcool pour conserver les échantillons ou pétrole pour le séchage en forêt;
- Enveloppes papier, sachets plastique et silicagel pour conserver et sécher les échantillons pour analyse génétique;
- Carnet de terrain pour notes sur les herbiers pIRD.
- Crayons ordinaires, gomme pour marquer et prendre des notes (pas de marqueur ou de bic !!!).
- Tarière ou pelle pour la collecte des échantillons de sol
- Sac plastique/poubelle (30 l et 120 l) pour la collecte des échantillons d'herbier et de sol (sol = 4 à 8 sacs par parcelle, selon la qualité des sacs).

## II Méthode

### II.1. Organisation

L'effectif total pour mettre en place/inventorier les parcelles est de 9 personnes. Une fois la première ligne de quadrats installée (voir point II.2), deux équipes peuvent être formées :

- Une équipe **mise en place des layons/quadrats** constituée de 3 personnes : un boussolier, une personne tenant le mètre-ruban et un machetteur. L'installation des layons/quadrats doit prendre moins d'une journée une fois l'équipe rodée. Une des trois personnes pourra alors prendre les mesures de hauteur d'arbre et les deux autres aideront à la collecte des spécimens botaniques et/ou à la mesure des arbres à contrefort.

- Une équipe **inventaire des quadrats** constituée de 6 personnes : deux botanistes-mesureurs DBH, un cloueur pour les étiquettes, un peintre pour la hauteur de mesure DBH, un récolteur d'échantillon botanique et une personne pour la prise des notes dans le Trimble.

Lorsque la mise en place et l'inventaire des parcelles est totalement terminée, deux personnes sont chargées de la collecte des échantillons de sol, deux personnes matérialisent les quatre coins avec les tube PVC et trois personnes effectuent les relevés topographiques/mesures GPS des layons/jalons externes.

### II.2. Mise en place des parcelles

Les parcelles seront installées dans des conditions (topographie, sols, types de végétation, structure peuplement) aussi homogènes que possible, et si possible à l'aide d'une pré stratification faite sur base d'image satellites.

Deux lignes de base perpendiculaires de 100 m chacune sont mises en place à partir d'un point d'origine ( $X=0$  ;  $Y=0$ ). Autant que possible, il faut que ces deux lignes perpendiculaires soient orientées suivant les deux axes Sud-Nord et Ouest-Est. De manière

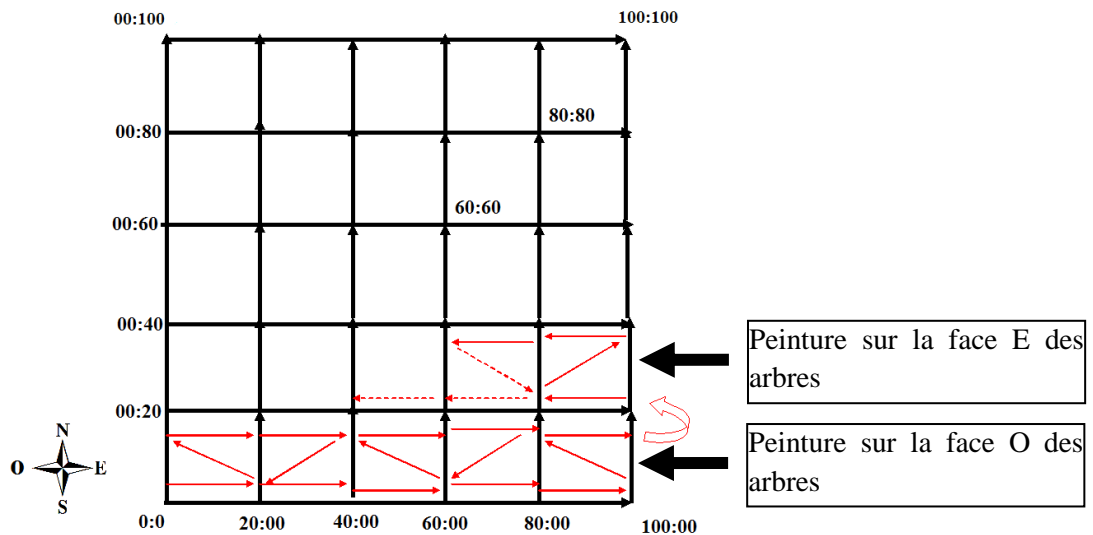
conventionnelle les valeurs en X varient suivant la longitude (axe O-E) et les valeurs en Y suivant la latitude (axe S-N). Par défaut, les valeurs positives des coordonnées sont prises vers le Nord et l'Est. Dans un premier temps, cinq quadras de 20 x 20 m sont positionnés le long de la ligne de base orientée O-E (de 0-0 vers 100-0). Ensuite 5 autres quadras de 20x20 m sont positionnés parallèlement à cette première ligne ; et ainsi de suite jusqu'à établir 5 lignes et 25 quadras de 20x20 m. On utilisera des jalons d'env. 1,70 m marqués au toposignal avec les coordonnées X-Y pour matérialiser les coins de chaque quadra. Ces jalons seront toujours coupés en dehors des parcelles. Lors de l'ouverture des layons, on prendra soin de ne pas couper les tiges de diamètre supérieur ou égal à 1 cm, et d'une manière générale, de ne pas endommager le sous-bois plus que nécessaire. Le but du layonnage est de matérialiser les limites et d'assurer une visibilité entre piquets à hauteur d'homme, et ce le temps de la session de travail sur le terrain (le marquage permanent étant assuré par d'autres moyens).

Une fois la parcelle complètement installée, les quatre coins (0-0 ; 100-0 ; 0-100 ; 100-100) sont matérialisés en enfonçant un tube PVC de 1,20 m dans le sol. Le tube doit dépasser d'au moins 50 cm au dessus du sol et doit être marqué à son extrémité avec une peinture voyante. Indiquer à la peinture les coordonnées du coin et le numéro du plot sur un arbre voisin du tube.

Une fois l'inventaire complètement terminé, deux personnes utilisent le Trimble et le Trupulse (LaserAce) pour faire un relevé topographique et prendre les coordonnées GPS des jalons situés sur les 4 layons les plus externes de la parcelle (20 mesures au total).

### **II.3. Inventaire des parcelles**

Toutes les tiges (càd 1 à n par arbre) ayant un diamètre supérieur ou égal à 10 cm sont mesurées à 1,30 m du sol à l'aide d'un DBH-mètre dans chaque quadra de 20x20 m. Pour les arbres à racines échasses ou à contreforts, les mesures sont faites au-dessus de ces déformations de la tige (entre 30 et 50 cm). Chaque tige mesurée est marquée avec une étiquette en aluminium numérotée placée à 30 cm au-dessus du point de mesure du DBH. Le point de mesure du DBH est matérialisé par le trait rouge de peinture d'épaisseur idéalement comprise entre 1 et 1,5 cm. Sur une ligne de 5 quadras, la peinture sur les arbres doit être mise du côté opposé au sens de la marche, de manière à voir tous les arbres avec la peinture quand on pénètre dans ces quadras (Fig. 1).



**Figure 24 :** Schéma présentant la matérialisation des layons/quadras et le sens de la marche pour l'inventaire.

L'inventaire se fait sur un plan de marche en « Z » ou en zigzag dans chaque quadra puis d'une ligne à une autre (Fig. 1). La première ligne inventoriée est celle qui suit l'axe O-E (de 0-0 vers 100-0) en commençant la marche le plus à l'O possible et avec la première barre du Z le long du layon externe le plus au Sud de la parcelle. Le sens de marche est très important à respecter pour pouvoir plus facilement retrouver les arbres lors des phases de remesure.

Les hauteurs de la première ramification principale et de la feuille la plus haute, et un diamètre de couronne sont mesurés pour un échantillon d'au moins 50 arbres par parcelle, répartis équitablement entre classes de diamètres, c-à-d 5 par classe de 10 cm en dessous de 100 cm, et tous les arbres de plus de 100 cm). Les mesures sont effectuées au Trupulse (LaserAce), en prenant soin de bien noter l'identifiant de chaque individu mesuré.

Des échantillons d'herbiers (même stériles) sont collectés, au moins en 3 exemplaires, pour chaque espèce représentée dans une localité donnée. Une feuille par échantillon doit également être conservée en silicagel. Tous les individus pour lesquels l'identification est problématique (*Diospyros* spp., *Drypetes* spp., Euphorbiaceae, ...) doivent être collectés à chaque fois que c'est possible. Les individus pour lesquels des échantillons fertiles peuvent être collectés sont privilégiés et collectés en 4 ou 5 copies.

Quatre échantillons de sol sont collectés dans chaque parcelle ; les prélèvements se font à proximité des jalons 20-20, 40-40, 60-60 et 80-80. Le sol est collecté de manière homogène sur 30 cm de profondeur, si possible à l'aide d'une tarière, et pour ne pas dépasser un total de 500 grammes/échantillon.

## Annexe 2 : Tableau des paramètres des pièges photographiques

Lorsque les réglages des pièges photographiques de modèles Moultrie ne permettaient pas une correspondance parfaite avec les paramètres du modèle Bushnell Aggressor, le réglage du paramètre le plus proche a été choisi et est visible dans le tableau 7.

**Tableau 7 :** Réglage des paramètres pour les quatre modèles de pièges photographiques utilisés. La description des paramètres issue de la notice d'utilisation du Trophy Cam HD Aggressor (2015).

Paramètres	Réglage choisi pour le modèle Bushnell Aggressor	Modèles Moultrie	Description
Mode	Camera (photos)	Camera (photos)	Sélectionne si des photos ou des vidéos sont prises lorsque l'appareil se déclenche.
Image Size (résolution photo)	8M Pixel	9 – 10M Pixel	Sélectionne la résolution pour les photos de 3 à 8 mégapixels. Une résolution plus haute produit des photos de meilleure qualité, mais crée des fichiers plus grands qui prennent plus de place sur la carte SD (qui se remplit plus vite). 5M est un bon compromis entre la qualité et la taille du fichier.
Image Format (Format d'image)	Plein écran	Pas d'option spécifique	Sélectionnez le format 4:3 (plein écran, comme les anciens téléviseurs) ou 16:9 (grand écran, comme les nouveaux téléviseurs) pour les photos. Si vous souhaitez regarder vos photos sur un téléviseur ou un écran d'ordinateur, vous pouvez définir le format de l'image pour qu'elle s'y adapte.
Capture Number (Nombre de Photos)	3 Photos	3 Photos	Sélectionne combien de photos sont prises en rafale à chaque déclenchement en mode Appareil photo. Ce réglage concerne également les photos prises en mode Field Scan (pour prendre deux photos toutes les 10 minutes, par exemple). Veuillez-vous référer également au paramètre INTERVAL (intervalle).
LED Control (Contrôle des LED)	Elevé	Pas d'option spécifique	Contrôle le nombre de LED qui flashent quand une photo est prise par faible luminosité. "High" (élevé) = les 32 LED s'allument. C'est le réglage par défaut. Choisissez "Medium" ou "Low" si vous obtenez des photos surexposées ou si vous comptez placer l'appareil très près du sujet que vous voulez photographier. Remarque: en mode vidéo, 24 LED s'allument dans les réglages "High" et "Medium" (réglage par défaut). Réglez sur "Low" si les vidéos sont surexposées.
Interval (Intervalle)	1 s (seconde)	5 s	Sélectionne la durée pendant laquelle l'appareil «attendra» avant de répondre à des déclenchements supplémentaires du capteur infrarouge passif après qu'un mouvement ait été initialement détecté et reste dans les limites de la portée du capteur. Pendant cet intervalle «ignorer déclenchements» fixé par l'utilisateur, l'appareil ne prendra pas de photos/vidéos. Ceci empêche que la carte ne se remplisse d'images superflues. L'intervalle est réglé sur 10s par défaut.

NV Shutter (Obturbateur pour la vision nocturne)	High	Pas d'option spécifique	Affecte la vitesse d'obturation pendant le fonctionnement en vision nocturne. L'option «High» (élevé) figera mieux les mouvements mais il se peut que les photos soient plus sombres. Avec une vitesse d'obturation plus faible, on obtient des images plus nettes, cependant, tout mouvement rapide les rendra plus floues. L'option «Medium» (normal) est donc un bon compromis.
--	------	-------------------------------	--

### **Annexe 3 : Etapes liées à la préparation des pièges photographiques avant la phase d'installation sur le terrain**

La préparation du matériel suivait plusieurs étapes :

- 1) Test de fonctionnement des pièges photographiques.
- 2) Création d'une base de données regroupant l'identifiant de l'appareil, son numéro de série, le modèle auquel il appartient, l'identifiant et le nom de la carte SDHC 32G et l'identifiant du cadenas.
- 3) Etiquetage à l'indélébile ou avec des vignettes collantes du piège photographique, du boîtier métallique de protection, du cadenas, de la clé du cadenas et de la carte SD.
- 4) Détermination du positionnement théorique des appareils pour chacune des grilles en UTM 33N et WGS84 *via* le logiciel ArcGIS 10.3.1(ESRI).
- 5) Mise en place des 8 piles au lithium AA et calibrage des différents modèles selon les réglages développés dans l'Annexe 2. Chaque piège photographique était nommé selon une codification précise et la date et l'heure précises étaient réglées. Les coordonnées théoriques pour le modèle Trophy Cam HD Aggressor étaient insérées lors de cette étape.

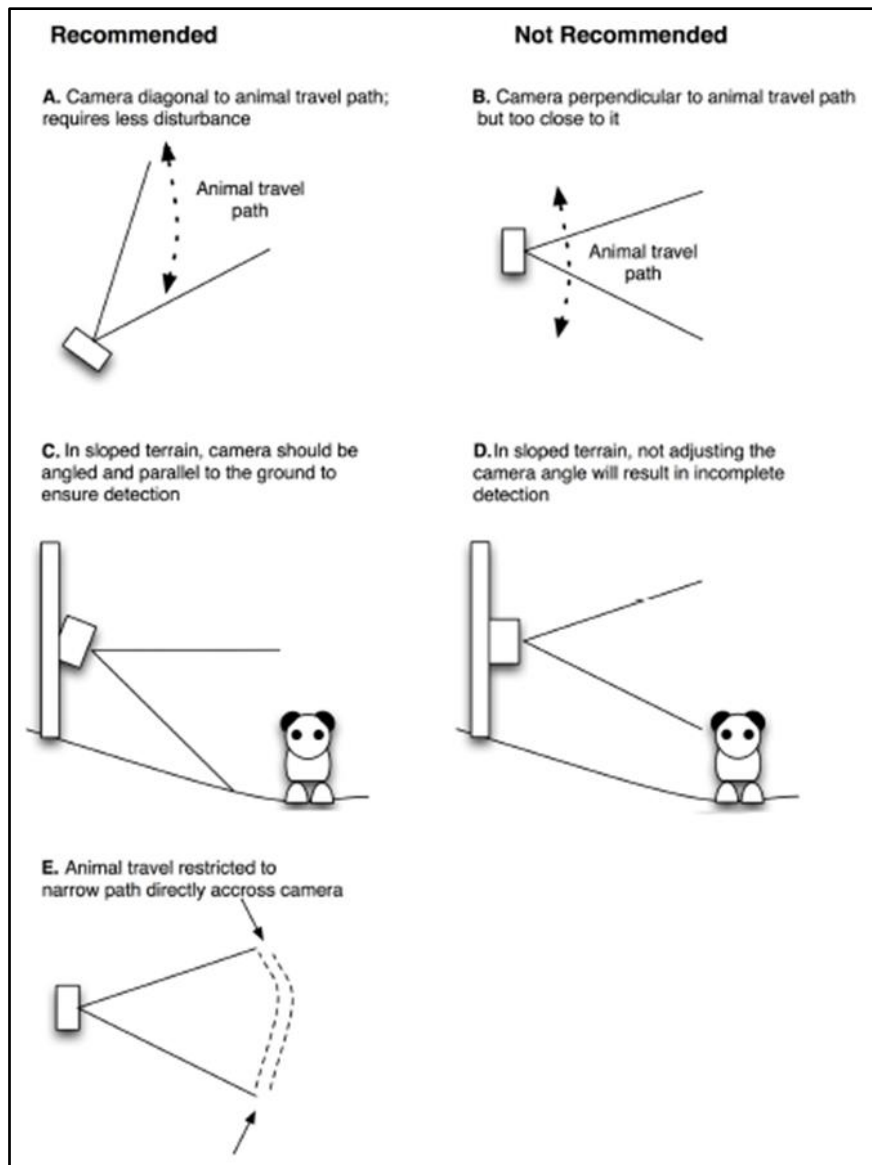
Les 35 appareils Trophy Cam HD Aggressor étaient neufs mais les modèles Moultrie avaient déjà été utilisés précédemment. Si d'anciennes piles étaient présentes au sein de l'appareil, elles étaient retirées pour éviter tout mélange avec les piles neuves.



#### **Annexe 4 : Protocole d'installation des pièges photographiques**

La première étape de l'installation consistait à retrouver les coordonnées théoriques du piège. Une fois atteintes, l'équipe se lançait dans une succession d'étapes précises :

- 1) Trouver dans un rayon de 100 mètres, maximum 200 mètres, l'endroit qui semblait être le plus propice pour photographier une large gamme d'espèces. Ce « *wildlife-friendly* » site correspondait le plus souvent à une piste animale ou à d'autres traces animales (crottes, empreintes,...). Une fois le site déterminé, un point gps était pris.
- 2) Nous recherchions ensuite un arbre permettant d'orienter le piège vers le point remarquable de passage de la faune si possible avec un diamètre à hauteur de poitrine supérieur à 20 cm et situé à une distance de 2-4 mètres du dit point remarquable permettant des images plus claires et un champ de détection plus grand. Une orientation diagonale du piège par rapport à la zone de passage de la faune devait être privilégiée. Le champ de détection du piège couvrirait dès lors mieux la zone remarquable qu'une orientation perpendiculaire (Figure 25 (TEAM Network, 2011)).



**Figure 25 :** Recommandations pour le placement du piège photographique selon le protocole TEAM.

- 3) Les pièges photographiques étaient installés à une hauteur théorique de 30-50 cm, correspondant en pratique à la hauteur du genou. Selon l'inclinaison de l'arbre, une tranche était effectuée à cette hauteur permettant d'installer le piège parallèlement au sol comme les recommandations théoriques le suggèrent (Figure 25). D'autres tranches ou branches étaient parfois utilisées pour atteindre l'inclinaison souhaitée.
- 4) Toute la végétation herbacée ou lianescente, potentiellement initiatrice d'un déclenchement non désiré du piège ou qui pourrait à termes réduire la visibilité, était retirée dans un rayon de 3-4 mètres dans le champ de détection du piège.
- 5) Une dernière vérification des paramètres était effectuée. Le piège était ensuite installé de manière non définitive pour effectuer les photos tests (*walk test*) afin de vérifier la bonne orientation, inclinaison et hauteur de l'appareil. Si les tests étaient concluants après visionnage des photos grâce à une visionneuse

d'images Moultrie, une pâte à joint silicone était appliquée tout le long du boîtier pour imperméabiliser le piège et un sachet de silicagel était disposé à l'intérieur afin de réduire l'humidité au sein de l'appareil. L'appareil était ensuite allumé de manière définitive.

- 6) L'étape suivante consistait à attacher fermement le piège photographique avec des sangles. Un boîtier métallique de protection était également disposé au-dessus la caméra pour la protéger d'éventuels dégâts. Le tout était ensuite verrouillé *via* l'utilisation d'un cadenas. Durant cette étape de fixation, une attention particulière était portée pour ne pas modifier l'orientation du piège précédemment validée par le *walk test*. Quelques feuilles étaient ensuite disposées au sol sous le capteur pour éviter des salissures sur ce dernier lors d'épisodes pluvieux.
- 7) La dernière étape consistait en une prise de trois photos sur le site du piège. La première montrait le piège installé de manière définitive, la seconde le champ de vision du piège et la dernière était prise par-dessus le piège (Photo5a, 5b, 5c).
- 8) En parallèle du processus d'installation, deux fiches standardisées, visibles en Annexe 4 et 5, étaient complétées. La première, *Camera Setup / Recovery habitat sheet*, décrivait l'environnement autour du piège et possédait aussi une partie à compléter lors de la récupération du matériel. La seconde, *Camera Setup / Recovery photo sheet*, regroupait des informations plus basiques comme les coordonnées réelles de la caméra et l'heure précise d'installation. Cette dernière fiche était ensuite présentée devant le piège à 2 et à 4 mètres, ces deux photos étant dès lors considérées comme le point de départ de la période d'échantillonnage.



**Photo 5 :** Piège n°1 installé définitivement (A), champ de détection d'un des pièges photographiques (B) et vue par-dessus un piège installé définitivement (C).

La procédure associée à la récupération des pièges photographiques peut également être résumée en une succession d'étapes :

- 1) Lorsque le site d'installation du piège était retrouvé, une évaluation externe sans entrer dans le champ de vision de la caméra était effectuée. Dans un premier temps, il fallait s'assurer que le piège était toujours présent. Si oui, une évaluation des potentiels dégâts était effectuée.

- 2) La fiche de récupération, *Camera Setup / Recovery photo sheet*, était ensuite complétée avec la date et heure de récupération. Cette fiche de récupération était ensuite présentée devant le piège. Cette photo est cruciale pour déterminer le temps réel d'échantillonnage.
- 3) Le piège était ensuite retiré de l'arbre et l'appareil arrêté. La liseuse était utilisée pour s'assurer que la photo de la fiche de récupération avait bien été prise ce qui confirmait que l'appareil était encore en mesure de prendre des photos avant l'arrivée de l'équipe de récupération. Si oui, la période d'échantillonnage se termine à l'heure et la date indiquée sur la fiche de récupération. Si non, l'heure associée à la dernière photographie sera considérée comme la fin de la période d'échantillonnage.

## Annexe 5 : Fiche Camera Setup / Recovery habitat sheet

<b>Fiche : Informations Camera trap</b>								
Nom de l'observateur :							Nom Caméra :	
<b>Mise en place</b>								
Date de mise en place :					Heure de mise en place:			
Coordonnées géographiques					Latitude :			
					Longitude :			
					Altitude:			
<b>Description du site</b>								
Géomorphologie	Plateau <input type="checkbox"/>	Pente <input type="checkbox"/>	Crête <input type="checkbox"/>	Vallée <input type="checkbox"/>	Autre :			
Habitat (Forêt.../)	Forêt mature <input type="checkbox"/>	Vieille forêt secondaire <input type="checkbox"/>	Jeune forêt secondaire <input type="checkbox"/>	Forêt périodi- quement inondée <input type="checkbox"/>	Troué e <input type="checkbox"/>	Marécag e à Raphia <input type="checkbox"/>	Marécag e sans Raphia <input type="checkbox"/>	Autre <input type="checkbox"/> Précision :
Ouverture de la canopée (%)								
Traces d'animaux	Non <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/>	Observations _nom de (des) espèce(s):					
Présence de fruits (à – 100m)	Non <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/>	Observations_ nom de (des) espèce(s):					
Perturbations Anthropiques	Non <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/>	Observations :					
Perturbations Naturelles	Non <input type="checkbox"/>	Oui <input type="checkbox"/>	Observations :					
<b>Récupération</b>								
Date de récupération :					Heure de récupération:			
Camera ID-N°:	Working <input type="checkbox"/>	Missing <input type="checkbox"/>	Damage picture	/ Last	Date :	Time :		
Carte SD ID-N°:	Working <input type="checkbox"/>	Damage :						
Observations								
Quelques Rappels					Autres Observations			

<ul style="list-style-type: none"> <li>- Point de fixation: Arbre stable avec diamètre &gt;15cm ;</li> <li>- Distance au sol : 30 à 50 cm ;</li> <li>- Eviter l'exposition au soleil ;</li> <li>- Enlever la végétation devant la caméra ;</li> <li>- Mettre des feuilles sous la caméra pour éviter l'effet <i>splash</i> (effet éclaboussure/pluie) ;</li> <li>- Faire des tests avec la visionneuse</li> <li>- Ne pas oublier de mettre la caméra en marche</li> </ul>	Diamètre de l'arbre suport Pente approximative Présence eau oui/non Présence d'eau la plus proche : 1-50m, >50m, NA Arbe abattus
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Forêt mature (pas d'héliophiles dans la canopée, donc pas de lfraké, ayous, assaméla, etc.). Donc c'est un type ou des espèces sempervirentes sont plus présentes : alep, Olacacées,...</li> <li>- Vieille forêt secondaire : canopée dominée par les espèces héliophiles longévives (ayous, fraké, assaméla,...)</li> <li>- Jeune forêt secondaire : présence de parasolier, Macaranga,...</li> <li>- Forêt périodiquement inondée : forêt de bord de rivière inondée seulement quand il y a des crues</li> <li>- Trouée (chablis natural ou volis)</li> </ul>	

#### Annexe 6 : Fiche Camera Setup / Recovery photo sheet

##### CAMERA SET UP/ RECOVERY PHOTO SHEET

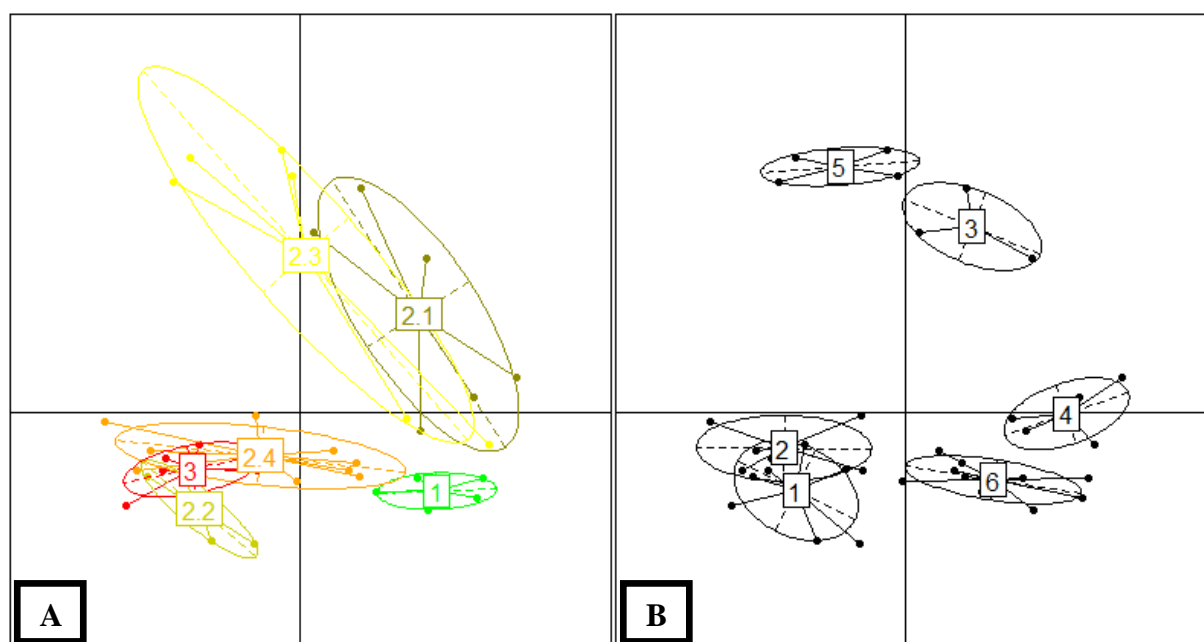
<b>TEAM :</b>			
<b>DATE (dd/mm/yyyy) :</b>		<b>TIME :</b>	

<b>LOCATION :</b>	
-------------------	--

<b>Wpt No. (saved in the gps)</b>		<b>GPS unit</b>	
<b>GPS UTM X</b>			
<b>GPS UTM Y</b>			

**SETUP      /      SERVICE      /      RECOVERY**

**Annexe 7 : Analyse en coordonnées principales (PCoA en anglais) sur le logarithme de la matrice d'abondance (parcelles x espèces).**



**Figure 26 :** Analyse en coordonnées principales (PCoA en anglais) sur le logarithme de la matrice d'abondance (parcelles x espèces) selon les modalités associées au gradient de perturbation (A) et selon les groupes résultant de la classification du dendrogramme basé l'algorithme des distances de Ward (B).

**Annexe 8 : Liste des espèces rencontrées sur les pièges photographiques et espèces considérées dans les analyses de richesse et de composition (en grisé).**

Nom binomial & Parrain	Nom commun
<i>Agelastes niger</i> (Cassin, 1857)	Pintade noire
<i>Alethe castanea</i> (Cassin, 1856)	Alèthe à couronne orangée
<i>Atherurus africanus</i> (Gray, 1842)	Athérure
<i>Atilax paludinosus</i> (Atilax paludinosus (G.Cuvier, 1829) & <i>Herpestes naso</i> (De Winton, 1901))	Groupe des Mangouste des marais et des Mangouste à long museau;
<i>Bdeogale nigripes</i> (Pucheran, 1855)	Mangouste à pattes noires
<i>Bleda syndactylus</i> (Swainson, 1837)	Bulbul moustac
<i>Cephalophus callipygus</i> (Peters, 1876)	Céphalophe de Peter
<i>Cephalophus dorsalis</i> (Gray, 1846)	Céphalophe à bande dorsale
<i>Cephalophus nigrifrons</i> (Gray, 1871)	Céphalophe à front noir
<i>Cephalophus silvicultor</i> (Afzelius, 1815)	Céphalophe à dos jaune
<i>Cercocebus agilis</i> (Milne-Edwards, 1886)	Cercocèbe agile
<i>Corythaeola cristata</i> (Vieillot, 1816)	Touraco géant
<i>Cricetomys emini</i> (Wroughton, 1910)	Rat géant d'Emin
<i>Crossarchus obscurus</i> (F.Cuvier, 1825)	Cusimanse / Mangouste brune
<i>Dendrohyrax dorsalis</i> (Fraser, 1855)	Daman
<i>Eurillas latirostris</i> (Strickland, 1844)	Bulbul à moustaches jaunes
<i>Funisciurus isabella</i> (Gray, 1862)	Funisciure isabelle
<i>Funisciurus pyrropus</i> (F.Cuvier, 1842)	Funisciure à pattes rousses

<i>Genetta servalina</i> (Pucheran, 1855)	Genette servaline
<i>Guttera plumifera</i> (Cassin, 1857)	Pintade huppée
<i>Himantornis haematopus</i> (Hartlaub, 1855)	Râle à pieds rouges
<i>Homo sapiens</i> (Linnaeus, 1758)	Homme
<i>Horizocerus albocristatus</i> (Cassin, 1848)	Calao à huppe blanche
<i>Kinixys</i> spp. (Bell, 1827)	Tortue terrestre
<i>Nandinia binotata</i> (Gray, 1830)	Nandinie d'Hamilton
<i>Neotragus batesi</i> (de Winton, 1903)	Antilope de Bates
<i>Pan troglodytes</i> (Blumenbach, 1775)	Chimpanzé
<i>Peliperdix lathamii</i> (Hartlaub, 1854)	Francolin de Latham
<i>Phataginus</i> spp. (Rafinesque, 1821)	Pangolin sp.
<i>Philantomba monticola</i> (Thunberg, 1789)	Céphalophe bleu
<i>Potamochoerus porcus</i> (Linnaeus, 1758)	Potamochère roux
<i>Protoxerus stangeri</i> (Waterhouse, 1842)	Grand écureuil
<i>Smutsia gigantea</i> (Illiger, 1815)	Pangolin géant
<i>Souris</i> spp.	Groupe des souris
<i>Stiphornis erythrothorax</i> (Hartlaub, 1855)	Rougegorge de forêt
<i>Tragelaphus spekii</i> (Speke, 1863)	Sitatunga
<i>Turtur brehmeri</i> (Hartlaub, 1865)	Tourtelette demoiselle
<i>Varanus ornatus</i> (Gray, 1845)	Varan orné