

---

**ÉVALUATION DE L'IMPACT DE L'EXPLOITATION FORESTIÈRE  
SÉLECTIVE SUR LA BIODIVERSITÉ MAMMALIENNE À L'AIDE DE  
PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES ET DE CAPTEURS ACOUSTIQUES  
DANS LE SUD-EST DU CAMEROUN**

---

**SARAH TOSSENS**

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE MASTER  
BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS

ANNÉE ACADÉMIQUE 2020-2021

CO-PROMOTEURS : DOUCET J.-L. & SCALBERT M.

"Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique<sup>1</sup> de Gembloux Agro-Bio Tech."

"Le présent document n'engage que son auteur."

---

<sup>1</sup> Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par les promoteurs, membres du personnel enseignant de GxABT.

---

**ÉVALUATION DE L'IMPACT DE L'EXPLOITATION FORESTIÈRE  
SÉLECTIVE SUR LA BIODIVERSITÉ MAMMALIENNE À L'AIDE DE  
PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES ET DE CAPTEURS ACOUSTIQUES  
DANS LE SUD-EST DU CAMEROUN**

---

**SARAH TOSSENS**

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE MASTER  
BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS

ANNÉE ACADÉMIQUE 2020-2021

CO-PROMOTEURS : DOUCET J.-L. & SCALBERT M.



## REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier chaleureusement mes co-promoteurs, Jean-Louis Doucet et Morgane Scalbert, qui m'ont permis de mener ce travail à bien du début à la fin. Merci pour votre encadrement sans faille, aussi bien au Cameroun qu'en Belgique, pour vos ondes positives et pour la confiance que vous m'avez accordée tout au long de cette aventure. Votre implication dans ce travail m'a motivée à ne rien lâcher et à envisager d'autres projets comme celui-ci, à partager avec vous à l'avenir.

J'adresse ensuite mes plus sincères remerciements au Groupe SEFAC et plus particulièrement, à M. Saviolo, Francesco, René, Vanessa et Nicolas pour m'avoir si chaleureusement accueillie, encadrée et épaulée durant ces trois mois passés au Cameroun. Je pense également à Auréole, Christian, Rolland, Viviane, Bitoto, Amina, M. et Mme Tapis, Yves et Achille, qui n'ont cessé d'égayer mon séjour. Merci à tous pour ces nombreux moments de partage à la paillote, que je n'oublierai pas de sitôt.

Un tout grand merci aussi à mon équipe de terrain, qui m'a permis de découvrir la richesse des forêts camerounaises et sans qui ce travail n'aurait pas pu être accompli. Je remercie donc Salomon, Pythagore, Thomas et Simplicie pour ces journées de marche et de campement passées ensemble, pour votre énergie à revendre et pour votre aide précieuse lors de l'installation de mes dispositifs.

Je souhaitais également remercier Aplicam-Grumcam, et plus particulièrement Thomas de Meeus, de m'avoir accueillie et partagé son quotidien le temps d'une parenthèse de retrouvailles gembloutoises. Mais aussi toute l'équipe de Pallisco et du WWF pour leur hospitalité et pour leur appui logistique.

Je remercie le PPECF (Programme de promotion de l'exploitation certifiée des forêts) et la PFF (*Precious Forest Foundation*) ayant contribué au financement du matériel utilisé dans le cadre de cette étude par le biais du projet ELEFOR (Optimisation des services écosystémiques rendus par l'Eléphant dans les concessions Forestières certifiées). J'adresse aussi mes remerciements à l'ARES (Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur) m'ayant octroyé une bourse de voyage, sans qui cette première expérience de collecte de données sur le sol africain n'aurait pas vu le jour.

J'aimerais également remercier le laboratoire ornithologique de l'Université de Cornell, et plus spécifiquement Peter Wrege et Liz D. Rowland, de m'avoir donné de précieux conseils quant à la mise en œuvre et le traitement de données des inventaires acoustiques. Je les remercie également vivement de m'avoir partagé leur algorithme de détection automatique de grondement d'éléphant m'ayant permis d'analyser un échantillon de données beaucoup plus important que si je n'y avais pas eu accès.

Merci aussi à Yves Brostaux pour ses conseils en statistique et à Fructueux Houngbegnon pour son appui lors des analyses portant sur les rythmes d'activité.

Je tiens aussi à exprimer ma gratitude envers tous les enseignants qui ont participé à ma formation durant ces 4 belles années gembloutoises, sans qui ce travail ne serait pas aussi abouti. Je souhaite ensuite dire merci à toute l'équipe du Laboratoire de Foresterie tropicale pour nous avoir si bien accueillis, nous la bande de TFistes. Merci à tous pour votre soutien et pour cette ambiance conviviale. Je pense particulièrement à Simon Lhoest qui s'est assuré que Florine et moi soyons entre de bonnes mains pour passer notre premier séjour de terrain dans les meilleures conditions qui soient. Je remercie donc aussi Cédric Vermeulen pour avoir rendu sa venue au Cameroun possible. Je pense également, à Davy Fonteyn, qui nous a épaulées à multiples reprises dans le cadre de nos analyses. Un tout grand merci à tous les deux pour votre disponibilité, vos conseils avisés, vos encouragements et votre enthousiasme.

Pour terminer, je remercie de tout cœur ma famille qui a toujours été à mes côtés et sans qui je n'aurais pas pu en arriver là. Merci pour votre perpétuel soutien, pour vos mots réconfortants et pour tous ces petits détails qui m'ont permis de ne jamais baisser les bras tout au long de mes études. Enfin, je tiens à remercier toutes celles et ceux dont l'amitié a été une bouchée d'air frais durant toutes ces années. Je remercie particulièrement Flo, Alex et Marius qui ont été de réels piliers durant ces huit derniers mois.

## RÉSUMÉ

- Contexte** Considérant l'importance des mammifères dans la régulation des processus écologiques des forêts denses humides tropicales et le développement continu du secteur forestier en Afrique centrale, il est essentiel d'étudier l'influence qu'ont les concessions forestières sur les communautés mammaliennes.
- Objectifs** Cette étude vise à (i) évaluer l'impact de l'exploitation forestière sélective sur la biodiversité mammalienne et (ii) comparer deux méthodes d'inventaire de populations d'éléphants, l'une utilisant des pièges photographiques et l'autre des capteurs acoustiques.
- Localisation** Société forestière SEFAC ; située dans le Sud-Est du Cameroun, au nord du Parc National de Lobéké.
- Méthodes** Des inventaires faunistiques ont été réalisés dans deux AAC possédant des historiques d'exploitation contrastés, la première ayant été exploitée jusqu'en janvier 2021 et la seconde il y a 17 à 45 ans. Dans chacune de celles-ci, 12 pièges photographiques et 6 capteurs acoustiques ont été installés selon une grille d'échantillonnage de 2 km<sup>2</sup>. Les deux dispositifs ont été laissés sur le terrain pendant 7 semaines.
- Résultats** Au total, 36 taxa de mammifères ont été recensés dans les deux zones d'étude confondues. La grande majorité des espèces présentent des taux de détection moyens comparables entre les deux AAC étudiées ( $p > 0,05$ ). De même, la richesse spécifique, la composition en espèces et les rythmes d'activité des espèces les plus détectées ne varient que faiblement entre les deux zones. Concernant le 2<sup>ème</sup> objectif de cette étude, les inventaires acoustiques sont caractérisés par un taux de détection d'éléphants supérieur aux inventaires par pièges photographiques. Les faux positifs générés par le traitement des données acoustiques justifient que les événements de détection des deux inventaires ne suivent pas les mêmes tendances d'un point de vue temporel.
- Conclusions** D'une part, cette étude confirme le haut potentiel de conservation des concessions forestières durablement aménagées. L'UFA étudiée se caractérise par une richesse spécifique comparable à celle estimée dans une aire protégée adjacente et des abondances relatives en bongos, en chimpanzés et en éléphants plus élevées. Ce travail montre aussi qu'une zone récemment exploitée récupère rapidement sa diversité mammalienne pour autant que les activités de chasse soient contrôlées. En s'investissant dans la gestion de la faune et la lutte anti-braconnage, les sociétés forestières ont donc la capacité d'agir comme de réels corridors écologiques à l'échelle du paysage. D'autre part, cette étude démontre l'utilité des inventaires acoustiques et par *camera traps* en forêt tropicale, et compare leurs avantages et inconvénients. Des études complémentaires permettraient d'identifier quel type d'inventaire se prête le mieux au suivi des populations d'éléphants. Cette étude met toutefois en évidence le besoin de développer des protocoles standardisés et des algorithmes de détection automatique efficaces pour optimiser ces deux méthodes d'inventaire.
- Mots clés** Forêts tropicales, défaunation, concessions forestières, inventaires faunistiques, pièges photographiques, inventaires acoustiques, éléphant de forêt.

## ABSTRACT

- Context** Considering the importance of mammals in regulating ecological processes in rainforests and the constant expansion of logging in Central Africa, it is essential to study the influence of logging on mammalian communities.
- Objectives** This study aims to (i) assess the impact of selective logging on mammalian biodiversity and (ii) compare two methods of surveying elephant populations, one using camera traps and the other using acoustic sensors.
- Location** SEFAC logging company ; located in the South-East of Cameroon, north of the Lobéké National Park.
- Methods** Wildlife inventories were conducted in two sites with contrasting logging histories, the first having been logged until January 2021 and the second 17 to 45 years ago. In each of these, 12 camera traps and 6 acoustic sensors were set up on a 2 km<sup>2</sup> sampling grid. Both devices were left in the field for 7 weeks.
- Results** A total of 36 mammalian taxa were recorded in both study areas. The vast majority of species had comparable average detection rates between the two sites ( $p > 0.05$ ). Similarly, the species richness, the species composition and the activity pattern of the most detected species varied only slightly between both areas. Regarding the second objective of this study, passive acoustic monitoring was characterized by a higher detection rate of elephants than camera trap surveys. The false positives produced by the acoustic data processing justify that the detection events of the two surveys do not follow the same trends from a temporal point of view.
- Conclusions** This study confirms the high conservation potential of sustainably managed forest concessions. The one studied has a species richness comparable to the one estimated in an adjacent protected area and higher relative abundances of wild bongos, chimpanzees and elephants. This work also shows the quick recovery of mammalian communities after logging as long as hunting activities are contained. By investing in wildlife management and anti-poaching, logging concessions can act as ecological corridors at a landscape scale. Moreover, this study demonstrates the usefulness of acoustic and camera trap surveys in rainforests, it also explains their advantages and disadvantages. Further studies would help identify which type of survey is most appropriate for monitoring elephant populations. Finally, this study highlights the need to develop standardized protocols and efficient automatic detection algorithms to optimize these two survey methods.
- Keywords** Tropical forests, defaunation, logging concessions, wildlife monitoring, camera traps, passive acoustic monitoring, forest elephant.

# TABLE DES MATIÈRES

<b>Remerciements</b> .....	<b>i</b>
<b>Résumé</b> .....	<b>iii</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>iv</b>
<b>Table des matières</b> .....	<b>v</b>
<b>Table des figures</b> .....	<b>vii</b>
<b>Table des tableaux</b> .....	<b>ix</b>
<b>Table des photos</b> .....	<b>ix</b>
<b>Table des annexes</b> .....	<b>x</b>
<b>Liste des abréviations</b> .....	<b>xii</b>
<b>I. INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
1.1. La 6 <sup>ième</sup> crise d'extinction.....	1
1.2. Pressions anthropiques exercées sur la faune .....	2
1.2.1. Détérioration de l'habitat.....	3
1.2.2. Trafic de faune.....	4
1.3. Exploitation forestière sélective en Afrique centrale.....	5
1.3.1. Impacts sur la biodiversité .....	6
1.3.2. Un rôle de conservation complémentaire aux aires protégées ? .....	7
1.4. Suivi de la faune, essentiel pour une gestion intégrée des forêts tropicales.....	7
1.4.1. Plan de gestion de la faune .....	7
1.4.2. Méthodes et outils d'inventaire .....	8
1.4.3. Cas d'étude spécifique : l'éléphant de forêt .....	8
1.5. Objectifs .....	10
<b>II. MATÉRIEL ET MÉTHODE</b> .....	<b>11</b>
2.1. Site d'étude .....	11
2.1.1. Présentation du Groupe SEFAC.....	11
2.1.2. Localisation et historique .....	12
2.1.3. Climat, pédologie et topographie.....	13
2.1.4. Végétation .....	13
2.1.5. Faune .....	14
2.2. Acquisition des données.....	15
2.2.1. Stratégie d'échantillonnage .....	15
2.2.2. Inventaires par pièges photographiques.....	18

2.2.3.	Inventaires acoustiques.....	21
2.3.	Analyse des données.....	23
2.3.1.	Prétraitement des données collectées.....	23
2.3.2.	Caractérisation de la biodiversité mammalienne de zones anciennement et récemment exploitées.....	24
2.3.3.	Comparaison de deux méthodes d'inventaire d'éléphants.....	25
III.	RÉSULTATS.....	27
3.1.	Résultats globaux.....	27
3.1.1.	Inventaires par pièges photographiques.....	27
3.1.2.	Inventaires acoustiques.....	27
3.2.	Comparaison de la biodiversité mammalienne entre des zones anciennement et récemment exploitées.....	29
3.2.1.	Richesse spécifique.....	29
3.2.2.	Composition spécifique.....	30
3.2.3.	Abondance relative.....	31
3.2.4.	Rythmes d'activité.....	32
3.3.	Comparaison de deux méthodes d'inventaire d'éléphants.....	33
3.3.1.	Taux de détection.....	33
3.3.2.	Rythmes d'activité.....	35
3.3.3.	Analyse de la temporalité des détections perçues par couple PP-CA.....	36
IV.	DISCUSSION.....	37
4.1.	Biodiversité mammalienne en concession forestière et comparaison entre des zones anciennement et récemment exploitées.....	37
4.1.1.	Diversité mammalienne en concession forestière.....	37
4.1.2.	Comparaison entre des zones récemment et anciennement exploitées.....	39
4.1.3.	Limites de l'étude.....	40
4.2.	Comparaison de deux méthodes d'inventaire d'éléphants.....	42
4.2.1.	Comparaison des résultats fournis par les pièges photographiques et les capteurs acoustiques.....	42
4.2.2.	Limites de l'étude.....	44
4.2.3.	Autres paramètres à considérer dans le choix de la méthode.....	45
V.	CONCLUSION.....	47
VI.	BIBLIOGRAPHIE.....	48
VII.	ANNEXES.....	60

## TABLE DES FIGURES

<b>FIGURE 1</b> : LOCALISATION DES UFA DU GROUPE SEFAC. ....	11
<b>FIGURE 2</b> : LOCALISATION DES AAC ÉCHANTILLONNÉES DANS L'UFA N°10-012. ....	15
<b>FIGURE 3</b> : PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE DES PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES (PP) ET DES CAPTEURS ACOUSTIQUES (CA) DANS L'AAC 5-2, ZONE RÉCEMMENT EXPLOITÉE. ....	17
<b>FIGURE 4</b> : PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE DES PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES (PP) ET DES CAPTEURS ACOUSTIQUES (CA) DANS L'AAC 6-1, ZONE ANCIENNEMENT EXPLOITÉE. ....	17
<b>FIGURE 5</b> : NOMBRE D'ÉVÈNEMENTS DE DÉTECTION IDENTIFIÉS PAR L'ALGORITHME COMME GRONDEMENTS D'ÉLÉPHANT, DÉFINIS À POSTERIORI COMME FAUX POSITIFS (FP), VRAIS POSITIFS (VP) ET FAUX NÉGATIFS (FN) PAR CLASSE DE SCORE, LORS DE LA VÉRIFICATION MANUELLE DE 5% DES DONNÉES. ....	23
<b>FIGURE 6</b> : IDENTIFICATION DE GRONDEMENTS D'ÉLÉPHANT (A) PRÉSENTANT UNE STRUCTURE HARMONIQUE (SCORES DE 0,98 ET 0,96), (B) DONT SEULE LA FRÉQUENCE FONDAMENTALE EST VISIBLE DANS LE SPECTROGRAMME (SCORE DE 0,87), AVEC LE LOGICIEL ISHMAEL. ....	28
<b>FIGURE 7</b> : COURBES DE RARÉFACTION DES ESPÈCES DE LA ZONE ANCIENNEMENT (VERTE) ET RÉCEMMENT EXPLOITÉE (ORANGE). ....	29
<b>FIGURE 8</b> : NOMBRE D'ESPÈCES DÉTECTÉES PAR PIÈGE PHOTOGRAPHIQUE DANS LES AAC RÉCEMMENT EXPLOITÉE (A) ET ANCIENNEMENT EXPLOITÉE (B), AVEC N = L'EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE EN NOMBRE DE JOURS PROPRE À CHAQUE CAMÉRA. ....	30
<b>FIGURE 9</b> : ORDINATION NON-MÉTRIQUE MULTIDIMENSIONNELLE (NMDS), CONSTRUITE SUR BASE DE LA MATRICE DE DISSIMILARITÉ, UTILISANT L'INDICE DE BRAY-CURTIS COMME COEFFICIENT DE MATRICE, CALCULÉ À PARTIR DE L'INDICE D'ABONDANCE RELATIVE DES ESPÈCES (RAI). LES TRIANGLES CORRESPONDENT AUX DIFFÉRENTS PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES, COLORÉS SELON L'AAC DANS LAQUELLE IL EST PLACÉ. LES ESPÈCES SONT REPRÉSENTÉES PAR DES POINTS GRIS PROPORTIONNELS À LEUR MASSE CORPORELLE. LA FLÈCHE CORRESPOND À LA PROJECTION DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE. ....	30
<b>FIGURE 10</b> : INDICES D'ABONDANCE RELATIVE DES ESPÈCES DÉTECTÉES, GROUPÉS PAR ZONE D'ÉTUDE ET CLASSÉS PAR ORDRE DÉCROISSANT DES VALEURS OBTENUES POUR L'AAC ANCIENNEMENT EXPLOITÉE. SELON LES RÉSULTATS AU TEST T DE STUDENT OU DE WILCOXON-MANN-WITHNEY VISANT À DÉFINIR LA SIGNIFICATIVITÉ DES DIFFÉRENCES DE MOYENNES DES RAI ENTRE LES DEUX AAC, LES ESPÈCES SONT SURMONTÉES DE * SI $P < 0,05$ ; ** SI $P < 0,01$ ; *** SI $P < 0,001$ . ....	31

<b>FIGURE 11</b> : ESTIMATIONS DES PROFILS D'ACTIVITÉ QUOTIDIENNE DE CEPHALOPHUS CALLIPYGUS, CEPHALOPHUS DORSALIS, LOXODONTA CYCLOTIS ET PHILANTOMBA MONTICOLA DANS LES AAC ANCIENNEMENT EXPLOITÉE (COURBE VERTE) ET RÉCEMMENT EXPLOITÉE (COURBE ORANGE). LES PETITES LIGNES VERTICALES AU-DESSUS DE L'AXE DES X INDIQUENT LES HEURES DE CHAQUE DÉTECTION INDÉPENDANTE TANDIS QUE LES ZONES GRISÉES REPRÉSENTENT LES HEURES DURANT LESQUELLES IL FAIT NUIT. ....	33
<b>FIGURE 12</b> : COMPARAISON DES RAI MOYENS SELON LES DEUX MÉTHODES D'INVENTAIRE.....	34
<b>FIGURE 13</b> : ESTIMATIONS DE LA COURBE D'ACTIVITÉ QUOTIDIENNE DE L'ÉLÉPHANT DE FORÊT SUR BASE DES DONNÉES ENREGISTRÉES PAR PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES (JAUNE) ET DES DONNÉES ACOUSTIQUES (BLEUE). LES PETITES LIGNES VERTICALES AU-DESSUS DE L'AXE DES X INDIQUENT LES HEURES DE CHAQUE DÉTECTION INDÉPENDANTE. DANS LE COIN SUPÉRIEUR GAUCHE, SONT PRÉSENTÉS LES RÉSULTATS DU TEST $U^2$ DE WATSON COMPARANT LES DEUX DISTRIBUTIONS. ....	35
<b>FIGURE 14</b> : ESTIMATIONS DE LA COURBE D'ACTIVITÉ QUOTIDIENNE DE L'ÉLÉPHANT DE FORÊT SUR BASE DES DONNÉES ENREGISTRÉES PAR PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES (JAUNE) ET DES DONNÉES ACOUSTIQUES (BLEUE) AVEC DISTINCTION ENTRE L'AAC ANCIENNEMENT EXPLOITÉE (TRAIT POINTILLÉ) ET L'AAC RÉCEMMENT EXPLOITÉE (TRAIT PLEIN). ....	35
<b>FIGURE 15</b> : COMPARAISON TEMPORELLE DU NOMBRE D'ÉVÈNEMENTS DE DÉTECTION INDÉPENDANTS D'ÉLÉPHANT ENREGISTRÉS PAR UN PIÈGE PHOTOGRAPHIQUE (JAUNE) ET UN CAPTEUR ACOUSTIQUE (BLEU) APPARIÉS, À QUATRE POINTS D'ENREGISTREMENT DIFFÉRENTS (A,B,C,D), AVEC LES RESULTATS AU TEST DE CORRELATION DE KENDALL AFFICHES DANS LES COINS SUPERIEURS.....	36
<b>FIGURE 16</b> : DENSITÉ DE PROBABILITÉ DES FAUX POSITIFS (GRONDEMENTS D'ÉLÉPHANT NON-EXISTANTS AYANT ÉTÉ IDENTIFIÉS COMME TELS PAR L'ALGORITHME) SELON UN CYCLE DE 24H (COURBE ROUGE) , AVEC EN ARRIÈRE-PLAN ; LE RYTHME D'ACTIVITÉ DE L'ÉLÉPHANT DÉRIVÉ DES DONNÉES ACOUSTIQUES (COURBE BLEUE) ET DES DONNÉES ISSUES DES PP (COURBE JAUNE). ....	43

## TABLE DES TABLEAUX

<b>TABLEAU 1</b> : COMPARAISON STATISTIQUE DES PROFILS D'ACTIVITÉ DES QUATRE MAMMIFÈRES RÉPONDANT AUX CRITÈRES DE CETTE ANALYSE SELON LE TEST $U^2$ DE WATSON, AVEC LES NIVEAUX DE SIGNIFICATIVITÉ SUIVANTS : NON SIGNIFICATIF $> 0,05$ ; * $< 0,05$ ; ** $< 0,01$ ; *** $< 0,001$ . .....	32
<b>TABLEAU 2</b> : COMPARAISON DES TAUX MOYENS DE DÉTECTION D'ÉLÉPHANT, PAR HEURE ET PAR JOUR, OBTENUS POUR LES DEUX MÉTHODES D'INVENTAIRE, AVEC CHAQUE LIGNE = UN COUPLE CAMÉRA-CAPTEUR, AAC 5-2 = AAC RÉCEMMENT EXPLOITÉE ET AAC 6-1 = AAC ANCIENNEMENT EXPLOITÉE. ....	34
<b>TABLEAU 3</b> : COMPARAISON DE LA RICHESSE ET DES ABONDANCES RELATIVES DE MAMMIFÈRES EMBLÉMATIQUES DES FORÊTS TROPICALES HUMIDES, ENTRE PLUSIEURS AFFECTATIONS DES TERRES AU CAMEROUN ET AU GABON.....	37

## TABLE DES PHOTOS

<b>PHOTO 1</b> : A. PISTE ANIMALE SÉLECTIONNÉE COMME SCÈNE. B. FINALISATION DE L'INSTALLATION DU PIÈGE PAR LA POSE D'UNE COUCHE DE GRAISSE DE SILICONE SUR LES JOINTS DU BOITIER. C. PIÈGE PHOTOGRAPHIQUE INSTALLÉ ET ACTIVÉ. ....	19
<b>PHOTO 2</b> : FICHE STANDARDISÉE PRÉSENTÉE À LA CAMÉRA AVANT DE QUITTER LE LIEU D'INSTALLATION AFIN DE GARANTIR LA TRAÇABILITÉ. ....	20
<b>PHOTO 3</b> : A. PHASE D'INSTALLATION D'UN CAPTEUR ACOUSTIQUE À 5 MÈTRES DE HAUT. B. INSTALLATION DÉFINITIVE DU CAPTEUR AVEC LE MICROPHONE PLACÉ DE CÔTÉ. ....	22
<b>PHOTO 4</b> : ARRÊT SUR IMAGE D'UN GORILLE (A), D'UN PANGOLIN GÉANT (B) ET D'UN CHAT DORÉ (C) FILMÉS PAR UN PIÈGE PHOTOGRAPHIQUE.....	27

# TABLE DES ANNEXES

<b>ANNEXE 1</b> : TABLEAU RÉCAPITULATIF DES PARAMÈTRES ENCODÉS DANS CHAQUE PIÈGE PHOTOGRAPHIQUE AVANT INSTALLATION.....	60
<b>ANNEXE 2</b> : FICHE STANDARDISÉE, DÉNOMMÉE « CAMERA SETUP / RECOVERY HABITAT SHEET », ÉTANT REMPLIE POUR CHAQUE PIÈGE PHOTOGRAPHIQUE INSTALLÉ.....	61
<b>ANNEXE 3</b> : FICHE STANDARDISÉE, DÉNOMMÉE « CAMERA SETUP / SERVICE / RECOVERY PHOTO SHEET », ÉTANT REMPLIE ET PRÉSENTÉE AU PIÈGE PHOTOGRAPHIQUE LORS DE CHAQUE PASSAGE SUR LE LIEU D'INSTALLATION DU PP.....	62
<b>ANNEXE 4</b> : TABLEAU RÉCAPITULATIF DES PARAMÈTRES ATTRIBUÉS À CHAQUE CAPTEUR ACOUSTIQUE VIA L'INTERFACE DU LOGICIEL « SWIFT BETA 13 ».....	63
<b>ANNEXE 5</b> : FICHE STANDARDISÉE, DÉNOMMÉE « SENSOR SETUP / SERVICE / RECOVERY HABITAT SHEET », ÉTANT REMPLIE POUR CHAQUE CAPTEUR ACOUSTIQUE.....	64
<b>ANNEXE 6</b> : LISTE DES TAXA RECENSÉS AU COURS DES INVENTAIRES PAR PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES.....	65
<b>ANNEXE 7</b> : VARIATION DU NOMBRE D'ESPÈCES DÉTECTÉES PAR CAMÉRA SELON L'AAC CONSIDÉRÉE, AVEC LE TRAIT NOIR PLEIN REPRÉSENTANT LA MÉDIANE, LA BOÎTE REPRÉSENTANT 50% DES OBSERVATIONS ET LES POINTS NOIRS REPRÉSENTANT LES VALEURS EXTRÊMES. LES LETTRES INDIQUENT LES RÉSULTATS DU TEST T DE STUDENT RÉALISANT UNE COMPARAISON DES MOYENNES : ELLES SONT IDENTIQUES SI LES MOYENNES NE SONT PAS SIGNIFICATIVEMENT DIFFÉRENTES. ....	66
<b>ANNEXE 8</b> : LISTE DES ESPÈCES OU GROUPES D'ESPÈCES DE MAMMIFÈRES INVENTORIÉS, AVEC LEUR NOMBRE DE DÉTECTIONS INDÉPENDANTES (N) ET LEUR TAUX DE DÉTECTION (RAI) RELATIFS À LA ZONE ANCIENNEMENT EXPLOITÉE (AAC 6-1) ET RÉCEMMENT EXPLOITÉE (AAC 5-2), LE NOMBRE MOYEN D'INDIVIDUS PAR DÉTECTION (N) ET LEUR STATUT DE CONSERVATION UICN. SELON LES RÉSULTATS AU TEST T DE STUDENT OU DE WILCOXON-MANN-WITHNEY VISANT À DÉFINIR LA SIGNIFICATIVITÉ DES DIFFÉRENCES DE MOYENNES DES RAI ENTRE LES DEUX AAC, LES ESPÈCES SONT SURMONTÉES DE * SI $P < 0,05$ ; ** SI $P < 0,01$ ; *** SI $P < 0,001$ . ....	67
<b>ANNEXE 9</b> : COMPARAISON STATISTIQUE DES PROFILS D'ACTIVITÉ DES MAMMIFÈRES RÉPONDANT AUX CRITÈRES DE CETTE ANALYSE, SELON LE TEST $U^2$ DE WATSON, AVEC LES NIVEAUX DE SIGNIFICATIVITÉ SUIVANTS : NON SIGNIFICATIF $> 0,05$ ; * $< 0,05$ ; ** $< 0,01$ ; *** $< 0,001$ . ....	68
<b>ANNEXE 10</b> : ESTIMATIONS DES PROFILS D'ACTIVITÉ QUOTIDIENNE DES 17 ESPÈCES PRÉSENTÉES CI-DESSOUS DANS LES AAC ANCIENNEMENT EXPLOITÉE (COURBE VERTE) ET RÉCEMMENT EXPLOITÉE (COURBE ORANGE), AVEC LES RÉSULTATS AU TEST $U^2$ DE WATSON AFFICHÉS DANS LES COINS SUPÉRIEURS. LES PETITES LIGNES VERTICALES AU-DESSUS DE L'AXE DES X INDIQUENT LES HEURES	

DE CHAQUE DÉTECTION INDÉPENDANTE TANDIS QUE LES ZONES GRISÉES REPRÉSENTENT LES HEURES DURANT LESQUELLES IL FAIT  
NUIT. ....69

**ANNEXE 11** : COMPARAISON TEMPORELLE DU NOMBRE D'ÉVÈNEMENTS DE DÉTECTION INDÉPENDANTS D'ÉLÉPHANT ENREGISTRÉS PAR UN  
PIÈGE PHOTOGRAPHIQUE (JAUNE) ET UN CAPTEUR ACOUSTIQUE (BLEU) APPARIÉS, À 9 POINTS D'ENREGISTREMENT DIFFÉRENTS,  
AVEC LES RÉSULTATS AU TEST DE CORRÉLATION DE KENDALL AFFICHÉS DANS LES COINS SUPÉRIEURS. LE DOUZIÈME COUPLE PP-CA  
NE SE PRÊTAIT PAS À CETTE ANALYSE AU VU DES DISFONCTIONNEMENTS RENCONTRÉS PAR LE PP ET LE CA AU COURS DE LA COLLECTE  
DES DONNÉES. ....71

**ANNEXE 12** : EXEMPLES DE BRUITS PARASITES AYANT INDUIT L'ALGORITHME DE DÉTECTION AUTOMATIQUE DE GRONDEMENT D'ÉLÉPHANT  
EN ERREUR, AVEC POUR CAUSES PRINCIPALES ; DES ORAGES (A), DES BRUITS LOINTAINS DE MOTEUR (B), DES BOURDONNEMENTS  
D'INSECTES (C). ....72

## LISTE DES ABRÉVIATIONS

<b>AAC</b>	ASSIETTE ANNUELLE DE COUPE
<b>AP</b>	AIRES PROTÉGÉES
<b>ARU</b>	<i>AUTONOMOUS RECORDING UNIT</i>
<b>CA</b>	CAPTEUR ACOUSTIQUE
<b>CITES</b>	<i>CONVENTION ON INTERNATIONAL TRADE IN ENDANGERED SPECIES</i>
<b>EFIR</b>	EXPLOITATION FORESTIÈRE À IMPACT RÉDUIT
<b>ELP</b>	<i>ELEPHANT LISTENING PROJECT</i>
<b>FN</b>	FAUX NÉGATIFS
<b>FP</b>	FAUX POSITIFS
<b>FSC</b>	<i>FOREST STEWARDSHIP COUNCIL</i>
<b>IKA</b>	INDICE KILOMÉTRIQUE D'ABONDANCE
<b>IUCN</b>	<i>INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE</i>
<b>MIKE</b>	<i>MONITORING THE ILLEGAL KILLING OF ELEPHANTS</i>
<b>NMDS</b>	<i>NON-METRIC MULTIDIMENSIONAL SCALING</i>
<b>OLB</b>	ORIGINE ET LÉGALITÉ DES BOIS
<b>PAM</b>	<i>PASSIVE ACOUSTIC MONITORING</i>
<b>PEFC</b>	<i>PROGRAMME FOR THE ENDORSEMENT OF FOREST CERTIFICATION SCHEMES</i>
<b>PFI</b>	PAYSAGES FORESTIERS INTACTS
<b>PIKE</b>	<i>PROPORTION OF ILLEGALLY KILLED ELEPHANTS</i>
<b>PN</b>	PARC NATIONAL
<b>PP</b>	PIÈGE PHOTOGRAPHIQUE
<b>UFA</b>	UNITÉ FORESTIÈRE D'AMÉNAGEMENT
<b>RAI</b>	<i>RELATIVE ABUNDANCE INDEX</i>
<b>RCA</b>	RÉPUBLIQUE CENTRAFRICAINE
<b>SEFAC</b>	SOCIÉTÉ D'EXPLOITATION FORESTIÈRE ET AGRICOLE DU CAMEROUN
<b>TEAM</b>	<i>TROPICAL ECOLOGY ASSESSMENT AND MONITORING NETWORK</i>
<b>VP</b>	VRAIS POSITIFS
<b>ZIC</b>	ZONE D'INTÉRÊT CYNÉGÉTIQUE

# I. INTRODUCTION

## 1.1. La 6<sup>ième</sup> crise d'extinction

Depuis plusieurs décennies, les scientifiques s'accordent pour caractériser le déclin de la biodiversité comme un phénomène planétaire dont l'envergure ne fait qu'augmenter (Mittermeier et al., 1998; Cardinale et al., 2006; Ceballos et al., 2017). Contrairement aux cinq précédentes crises d'extinction qui ont naturellement modelé l'Histoire, la sixième est d'origine anthropique et évolue à un rythme sans précédent, exacerbée par les multiples pressions humaines exercées sur l'environnement depuis le début de l'Anthropocène<sup>2</sup> (Sala et al., 2000; Dirzo et al., 2003; Butchart et al., 2010; Barnosky et al., 2011; Ceballos et al., 2015). Son ampleur est telle que 28% des espèces évaluées par l'IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) sont considérées, à ce jour, comme menacées d'extinction (IUCN, 2021a). De plus, plusieurs auteurs soulignent que la situation est encore plus alarmante que le suggèrent ces chiffres. En effet, d'une part, toutes les espèces n'ont pas encore été étudiées (Barnosky et al., 2011) et d'autre part, même les populations des espèces encore considérées comme faiblement menacées ont largement diminué (Ceballos et al., 2017).

Abritant plus de la moitié de la biodiversité terrestre (Malhi et al., 2014; Lewis et al., 2015), les forêts tropicales sont particulièrement touchées par cette sixième extinction de masse, parfois appelée « défaunation » (Bradshaw et al., 2009; Dirzo et al., 2014; Laméris et al., 2019). Couvrant seulement 6 à 7% des terres émergées (Dirzo et al., 2003), les forêts tropicales jouent néanmoins un rôle déterminant dans la régulation du climat mondial (Lewis et al., 2009; Bele et al., 2015). Au-delà des fonctions écologiques qu'elles assurent, elles procurent de nombreux biens et services écosystémiques, aussi bien économiques que culturels, par le biais de leurs réserves en bois, en minéraux et autres ressources naturelles (Cardinale et al., 2012; de Wasseige et al., 2014). En Afrique, l'exploitation de ces richesses contribue largement aux économies nationales des six Etats du bassin du Congo (Blake et al., 2008; de Wasseige et al., 2012; Haurez et al., 2013) tandis que 60 millions de personnes dépendent directement de ces ressources pour leur survie (Desclée et al., 2014). En d'autres termes, si l'équilibre de cet écosystème riche et complexe venait à être rompu, les répercussions seraient aussi bien d'ordre environnemental que socio-économique.

Parmi les vertébrés, certaines espèces sont davantage menacées d'extinction que d'autres (Poulsen et al., 2011; Gutiérrez-Granados et al., 2021). Les mammifères de grande taille, tels que les éléphants de forêt (*Loxodonta cyclotis* Matschie), sont particulièrement menacés par cette crise environnementale (Cardillo et al., 2005; Dirzo et al., 2014) alors que les espèces généralistes et de plus petite taille ont tendance à prospérer (Poulsen et al., 2011; Burivalova et al., 2014; Granados et al.,

---

<sup>2</sup> Nouvelle ère des temps géologiques, où les activités anthropiques ont de fortes répercussions sur la biosphère, succédant à l'« Holocène » (Malhi et al., 2014; Larousse, 2021)

2017; Gutiérrez-Granados et al., 2021). Les modifications subies par les populations et communautés animales, en termes d'abondance et de richesse spécifique, altèrent profondément les interactions écologiques, la résilience des écosystèmes et par conséquent, les services écosystémiques qui en émanent (Chapin et al., 2000; Mc Cauley et al., 2012; Tilker et al., 2019). La disparition d'animaux jouant un rôle clé au sein des écosystèmes forestiers tropicaux, tels que les grands vertébrés (Sala et al., 2000; Lewis et al., 2015; Benítez-López et al., 2019; Tagg et al., 2019), les prédateurs (Redford, 1992; Nasi, 2010) ou encore certains insectes comme les bousiers (Lhoest et al., 2020), entraîne de nombreux effets en cascade sur leur environnement (Nasi, 2010; Kurten, 2013; Poulsen et al., 2013; Ceballos et al., 2017; Lamperty et al., 2019). Le déclin des mammifères de grande taille influence fortement la dispersion des graines (Dirzo et al., 1990; Lewis et al., 2015) et par conséquent, la régénération de 60 à 90 % des essences tropicales (Doucet, 2003; Abernethy et al., 2013) ; les prédateurs participent à la régulation de la composition spécifique des communautés animales (Redford, 1992; Tagg et al., 2019) et les bousiers, aux cycles des nutriments et à la fertilisation du sol (Nichols et al., 2008).

Par ailleurs, alors que des estimations récentes à partir d'images satellites stipulaient que les « Paysages Forestiers Intacts » (PFI) constituaient 20% de la superficie totale des forêts tropicales (Potapov et al., 2017), Benítez-López et al. (2019) ont démontré que plus de la moitié de ces PFI étaient en réalité partiellement dépourvues de faune, constituant dès lors ce qu'on appelle des *empty forests* (Redford, 1992; Lewis et al., 2015). Dans ce contexte, il apparaît essentiel d'étudier et d'affiner les connaissances sur les différents processus impliqués dans l'érosion de la biodiversité et leurs conséquences.

## 1.2. Pressions anthropiques exercées sur la faune

Bien que l'espèce humaine interagisse avec les forêts tropicales et ses ressources depuis plusieurs millions d'années, l'impact des activités anthropiques sur cet écosystème n'a jamais été aussi important qu'aujourd'hui (Asner et al., 2009; Malhi et al., 2014; Tagg et al., 2019). En effet, en réponse à la croissance démographique observée depuis la révolution industrielle, les besoins en matières premières et en espace n'ont cessé d'augmenter (Ernst et al., 2010; Malhi et al., 2014; Bele et al., 2015). Le déclin de la biodiversité est une conséquence de cet essor (Sala et al., 2000; Bradshaw et al., 2009; Gardner et al., 2009; Tilker et al., 2019). Directes ou indirectes, les pressions exercées sur la faune sont multiples et hautement spécifiques aux espèces considérées (Laméris et al., 2019; Gallego-Zamorano et al., 2020). Néanmoins, les modifications relatives à l'utilisation des terres sont responsables de la majorité des déclinés observés en région tropicale (Sala et al., 2000; Newbold et al., 2014; Gallego-Zamorano et al., 2020), suivies de la pression de la chasse et du braconnage (Fa et al., 2005; Benítez-López et al., 2019; Gallego-Zamorano et al., 2020). Bien que chacun de ces facteurs soit abordé ci-dessous séparément, leurs effets sont cumulatifs (Nasi et al., 2009; Poulsen et al., 2011; Symes et al., 2018; Gallego-Zamorano et al., 2020).

### 1.2.1. Détérioration de l'habitat

Les forêts tropicales peuvent être altérées à des degrés divers (Tilker et al., 2019). Bien que de nombreuses définitions existent pour caractériser la dégradation forestière (Vásquez-Grandón et al., 2018), ce processus implique de façon caractéristique une modification de la structure, de la composition et des fonctions de la forêt, menant à une dépréciation des biens et services écosystémiques qu'elle procure (Barlow et al., 2016; Vásquez-Grandón et al., 2018; IUCN, 2021b). La déforestation, quant à elle, se traduit par la conversion de la forêt en une autre occupation du sol (IUCN, 2021b).

Majoritairement liée à l'essor de l'agriculture itinérante sur brûlis imposant des temps de jachère plus courts (Newbold et al., 2014; Gillet et al., 2016), la déforestation dans le bassin du Congo a atteint la valeur annuelle de 0,14% pour la décennie 2000-2010 en Afrique centrale (Desclée et al., 2014). Cependant, l'émergence de nouveaux marchés commerciaux et l'amélioration progressive des infrastructures nationales dans le bassin du Congo annoncent un accroissement des pressions exercées sur les ressources forestières (Ernst et al., 2010).

L'impact de la dégradation des forêts est plus difficile à quantifier. Les étendues concernées par ce processus sont pourtant beaucoup plus vastes (Doumenge et al., 2001). Ceci se justifie principalement par l'expansion massive des exploitations forestières et minières (Van Vliet et al., 2012; Bele et al., 2015), constituant les piliers de la croissance économique des pays du bassin du Congo (de Wasseige et al., 2012). Selon les mesures mises en place pour assurer la pérennité des ressources exploitées, ces activités extractives ont des impacts directs plus ou moins néfastes sur la biodiversité. Parmi ces impacts, figurent la fragmentation du paysage (Ernst et al., 2010; Malhi et al., 2014) et l'altération de la structure et des dynamiques forestières (Newbold et al., 2014; Lewis et al., 2015; Tilker et al., 2019). L'implantation de telles entreprises génère aussi indirectement un accroissement de la densité de population humaine et un développement du réseau routier dans des zones jusque-là peu perturbées (Ernst et al., 2010; Desclée et al., 2014; Gillet et al., 2016), se traduisant, en l'absence de contrôle, par l'intensification des activités de chasse, d'agriculture et de collecte de produits forestiers (Doumenge et al., 2001; Gillet et al., 2016).

### 1.2.2. Trafic de faune

Dans les zones rurales d'Afrique centrale, la chasse a toujours été une pratique d'une importance capitale pour les populations locales : la viande de brousse représente non seulement leur seul apport « bon marché » en protéines animales (Doumenge et al., 2001; Van Vliet et al., 2012) mais également, une part non-négligeable de leurs revenus (Nasi et al., 2008; Haurez et al., 2013). De nos jours, cette activité s'est intensifiée au point d'être souvent devenue non-durable (Van Vliet et al., 2012; Benítez-López et al., 2019). La chasse commerciale a désormais pris le pas sur la chasse traditionnelle (Nasi et al., 2009; Vermeulen et al., 2009; Lewis et al., 2015). Parallèlement à l'expansion des centres urbains et des voies ouvertes par les sociétés forestières et minières, les réseaux de commercialisation et les techniques de chasse se sont développés (Laurance et al., 2006; Haurez et al., 2013; Maréchal et al., 2014). La combinaison de ces facteurs a dès lors mené à une intensification des activités de chasse, souvent illégales, aussi bien à proximité des villes que dans les massifs forestiers autrefois isolés (Benítez-López et al., 2019; Tagg et al., 2019).

Par ailleurs, toutes les espèces ne sont pas équitablement chassées (Poulsen et al., 2011; Van Vliet et al., 2012). Désavantagés par leur masse corporelle, par leur faible taux de reproduction et par leurs faibles densités de population (Nasi et al., 2008; Abernethy et al., 2013; Haurez et al., 2013), les mammifères de grande taille sont disproportionnellement impactés par le braconnage (Malhi et al., 2014; Symes et al., 2018; Tilker et al., 2019). Ils représentent plus de la moitié de la biomasse chassée dans les régions tropicales (Fa et al., 2005). Pour ces espèces, l'augmentation de la consommation de viande de brousse représente une plus grande menace que la dégradation des forêts (Van Vliet et al., 2008; Nasi et al., 2012; Gallego-Zamorano et al., 2020). Le braconnage pour l'ivoire ou d'autres trophées est également un véritable fléau, très difficile à endiguer (Maréchal et al., 2014; Bennett, 2015). Il a déjà causé la perte de nombreuses populations d'espèces emblématiques de la faune africaine, telles que l'éléphant (Wittemyer et al., 2014; Gutiérrez-Granados et al., 2021), les grands singes (Haurez et al., 2013; Tagg et al., 2019) ou encore le rhinocéros (Symes et al., 2018).

Au-delà des conséquences écologiques que cela entraîne comme évoqué précédemment, l'essor du trafic de faune soulève de nombreuses problématiques relatives à la sécurité alimentaire des populations dépendant des ressources de la forêt pour leur survie et à l'émergence de zoonoses, constituant un risque majeur pour la santé publique (Nasi et al., 2011; Van Vliet et al., 2012).

### 1.3. Exploitation forestière sélective en Afrique centrale

Précédé par l'Amazonie, l'Afrique centrale héberge le second plus grand massif forestier tropical, s'étendant sur près de 2 millions de km<sup>2</sup> (Doumenge et al., 2001; Ernst et al., 2010). Correspondant à 26% de la superficie totale des forêts d'Afrique centrale (Doucet et al., 2016), les concessions forestières participent largement au développement socio-économique de six pays et continuent de couvrir de plus en plus de terrain (Doumenge et al., 2001; Nasi et al., 2009; Doetinchem et al., 2013). Le secteur forestier valorise une matière première renouvelable, en plus de créer de nombreux emplois dans des zones rurales, jusque-là peu concernées par l'économie nationale (de Wasseige et al., 2012; Haurez et al., 2013). Dans le bassin du Congo, l'exploitation forestière industrielle génère en moyenne 8 millions de mètres cube de bois d'œuvre par an (Doetinchem et al., 2013).

Les sociétés forestières établies en Afrique prélèvent uniquement les arbres à haute valeur économique (Lewis et al., 2015; Doucet et al., 2016). Leur taux d'extraction est donc relativement faible au vu de l'hétérogénéité des forêts (Gillet et al., 2016) : en moyenne, moins de deux arbres sont exploités par hectare (Ruiz Pérez et al., 2005). Par ailleurs, une prise de conscience relative à la gestion durable des forêts est observée depuis une vingtaine d'années dans cette région (Desclée et al., 2014; Maréchal et al., 2014). De plus en plus de concessions forestières démontrent, en effet, un réel intérêt pour intégrer les variables sociales et environnementales dans leur démarche économique (de Wasseige et al., 2012). Cela se traduit par la mise en place de plans d'aménagement, par l'application des normes d'Exploitation Forestière à Impact Réduit (EFIR) ou encore, si le marché et les moyens le justifient, par l'obtention d'un certificat de gestion durable des forêts (FSC ou PEFC) (Haurez et al., 2013). La certification forestière demande aux sociétés de se plier à de nombreuses exigences, favorisant un impact limité des activités anthropiques sur les ressources forestières et un développement socio-économique de la région (Doetinchem et al., 2013). En échange, elle leur assure une meilleure compétitivité sur certains marchés internationaux (de Wasseige et al., 2012). A ce jour, plus de 3,6 millions d'hectares de forêt sont certifiés FSC dans le bassin du Congo (FSC, 2019).

### 1.3.1. Impacts sur la biodiversité

Selon les normes d'exploitation appliquées par les concessionnaires forestiers, les effets de leurs activités sur la biodiversité sont plus ou moins prononcés (Burivalova et al., 2014; Malhi et al., 2014; Tilker et al., 2019). Dans le cas d'une exploitation responsable, l'exploitation forestière sélective a un impact direct limité sur l'environnement ; des mesures visant à contrôler les dégâts directs et indirects sur la faune et la flore sont alors mises en place (Billand, 2010). En dessous d'un seuil d'intensité d'exploitation de 10 m<sup>3</sup>/ha, les populations animales, tous groupes taxonomiques confondus, seraient majoritairement résilientes face au front d'exploitation (Burivalova et al., 2014). Dans des concessions durablement aménagées, il a parfois même été observé que les densités de population de certaines espèces augmentent (Poulsen et al., 2011; Haurez et al., 2013; Brodie et al., 2015). Par exemple, le gorille et l'éléphant de forêt tirent profit de l'altération de la structure forestière et des ouvertures ponctuelles de la canopée en se nourrissant des plantes herbacées colonisant les jeunes trouées et les bas-côtés des routes forestières (Barnes et al., 1991; Blake et al., 2008; Haurez et al., 2013; Kleinschroth et al., 2017). Cependant, les entreprises forestières non-impliquées dans une démarche de gestion durable restent encore nombreuses et ont, par conséquent, un impact plus important sur la faune et la flore (de Wasseige et al., 2012; Nasi et al., 2012; Gutiérrez-Granados et al., 2021).

L'exploitation du bois d'œuvre a également des conséquences sur la biodiversité ne pouvant être évitées quel que soit le régime d'exploitation mis en application (Billand, 2010). Certaines sont limitées dans le temps, telles que les perturbations anthropiques associées aux chantiers d'exploitation (nuisances sonores, présence humaine, etc.) (Nasi et al., 2009; Haurez et al., 2013) tandis que d'autres peuvent mener à des réactions en chaîne, parfois irréversibles en l'absence de contrôle (Nasi et al., 2012). Le développement d'un réseau routier constitue sans doute l'impact faisant le plus débat dans la littérature scientifique (Burivalova et al., 2014). De nombreux auteurs considèrent les routes comme étant à l'origine d'une multitude de dégâts pesant sur la biodiversité (Blake et al., 2007; de Wasseige et al., 2012; Gillet et al., 2016). En plus de faciliter le braconnage en forêt, les routes forestières sont parfois pointées du doigt pour fragmenter le paysage et limiter le déplacement de certaines espèces (Clark et al., 2009; Vanthomme et al., 2013). Cependant, d'autres études démontrent qu'elles ont un impact limité sur la faune tant que leur accessibilité aux braconniers est contrôlée (Laurance et al., 2006; Blake et al., 2008; Kleinschroth et al., 2017). De plus, au vu de la dynamique spatiale et temporelle de l'exploitation forestière sélective, les routes forestières abandonnées ont tendance à naturellement se refermer après 10 ans (Kleinschroth et al., 2016).

### **1.3.2. Un rôle de conservation complémentaire aux aires protégées ?**

Dans un contexte où le secteur forestier continue de prendre de l'ampleur et où l'efficacité de certaines aires protégées (AP) ne semble plus suffire pour endiguer l'érosion de la biodiversité (Laurance et al., 2012; Riggio et al., 2013; Maréchal et al., 2014), le potentiel de conservation des concessions forestières est de plus en plus reconnu par la communauté scientifique (Clark et al., 2009; Nasi et al., 2012; Maréchal et al., 2014). En effet, plusieurs articles ont démontré que les forêts exploitées de façon durable et dont l'accès était rigoureusement contrôlé afin d'assurer l'absence de braconnage, abritaient une biodiversité aussi diversifiée que les AP (Clark et al., 2009; Putz et al., 2012; Edwards et al., 2014; Lhoest et al., 2020). Pour contrer les effets de la défaunation à long terme, une planification intégrée à l'échelle du paysage s'impose (Doumenge et al., 2001; Nasi et al., 2009; Maréchal et al., 2014). La première étape de ce processus consiste donc à identifier les concessions forestières pouvant agir comme zones « tampon » et comme corridors écologiques entre les réserves naturelles (Gardner et al., 2009; Nasi et al., 2012; Haurez et al., 2013; Lhoest et al., 2020).

## **1.4. Suivi de la faune, essentiel pour une gestion intégrée des forêts tropicales**

### **1.4.1. Plan de gestion de la faune**

Face à cette crise environnementale et en réponse à l'émergence du processus de certification forestière en Afrique centrale, certains concessionnaires ont rassemblé dans un document officiel toutes les informations relatives à leur politique de gestion de la faune (Mathot et al., 2006). Ce « plan de gestion de la faune » comprend, entre autres, un état des lieux des ressources fauniques présentes dans le massif forestier et des enjeux auxquels elles font face ; les objectifs visés par la société forestière ainsi que les mesures mises en place pour les atteindre (de Wasseige et al., 2014; Haurez et al., 2020). Ainsi, réaliser des inventaires réguliers de la faune est devenu une nécessité pour (i) caractériser la faune d'une région en termes de diversité, d'abondance et de distribution, (ii) identifier les actions de conservation à mener en priorité, (iii) faciliter l'identification des zones à haut potentiel écologique et (iv) évaluer les répercussions de l'exploitation sur les populations animales, dans le but d'ajuster les mesures de gestion (Mathot et al., 2006; Dirzo et al., 2014; Maréchal et al., 2014; Crunchant et al., 2020; Fonteyn et al., 2020; Hongo et al., 2020). Pour assurer la pérennité des ressources fauniques, le plan de gestion de la faune doit également proposer des mesures participatives et palliatives, permettant d'intégrer les populations locales à la politique de gestion de la faune mise en place (Nguiffo et al., 2010; Haurez et al., 2020), et des mesures répressives visant à limiter l'essor des activités illégales aux alentours (Haurez et al., 2020).

### 1.4.2. Méthodes et outils d'inventaire

De nombreuses méthodes de recensement existent, chacune présentant des avantages et des inconvénients : les inventaires aériens, par avion (Bouché et al., 2012) ou par drone (Linchant et al., 2014, 2018) ; les inventaires pédestres (Mathot et al., 2006; Maréchal et al., 2014) ; les inventaires par pièges photographiques (Kays et al., 2020; Blount et al., 2021) ; les inventaires acoustiques (Enari et al., 2019; Sugai et al., 2019) ou encore, les inventaires génétiques (Maréchal et al., 2014; Inoue et al., 2015). Cette liste n'est pas exhaustive, d'autant plus que, la technologie étant en perpétuelle évolution, les choix de dispositifs ne cessent de se multiplier et les méthodes d'évoluer (Wrege et al., 2017; Sugai et al., 2019; Fonteyn et al., 2020; Blount et al., 2021).

Selon l'espèce ciblée, les objectifs de l'étude et les moyens mis à disposition, une méthode sera privilégiée à une autre (Maréchal et al., 2014). Tandis que les inventaires aériens sont davantage adaptés au *monitoring* des espèces de grande taille en savane (Bouché, 2007; Vermeulen et al., 2013), les inventaires pédestres ont longtemps été la méthode la plus utilisée pour réaliser le suivi de la faune en forêt tropicale (Maréchal et al., 2014). Cependant, cette technique coûteuse en temps et en personnel, est progressivement remplacée par des méthodes plus récemment développées, telles que les inventaires par *camera traps* et acoustiques (Thompson et al., 2009; Haurez et al., 2020; Hongo et al., 2020). En plus de limiter le biais associé à la présence humaine, ces dernières permettent de rapidement collecter des données à distance et sont adaptées au suivi des espèces nocturnes et/ou rares (Wrege et al., 2017; Holinda et al., 2020; Blount et al., 2021). En revanche, traiter le volume important de données qu'elles génèrent reste souvent une problématique délicate à gérer (Crunchant et al., 2020; Blount et al., 2021).

### 1.4.3. Cas d'étude spécifique : l'éléphant de forêt

Espèce emblématique du continent africain (White, 1994), l'éléphant est l'un des derniers représentants de la mégafaune (Bush et al., 2020). Tandis que les scientifiques se sont déjà largement intéressés à l'écologie et à la distribution de l'éléphant de savane (*Loxodonta africana* Blumenbach), l'éléphant de forêt (*Loxodonta cyclotis* Matschie) reste encore relativement peu étudié (Barnes et al., 1991; Blake et al., 2007; Breuer et al., 2016). Or, ce pachyderme est considéré comme un réel « ingénieur écologique » : il joue un rôle essentiel dans la dynamique des forêts tropicales, en modifiant aussi bien leur structure que leur composition (Nasi et al., 2008; Campos-Arceiz et al., 2011; Poulsen et al., 2018; Rosin et al., 2019). Grand frugivore généraliste, il permet notamment la dispersion de nombreuses graines sur de longues distances et par conséquent, la régénération de ces essences (Campos-Arceiz et al., 2011; Poulsen et al., 2018; Bush et al., 2020). Cette dernière est par ailleurs facilitée par l'ouverture de la canopée et la redistribution des nutriments dans le sol, processus auxquels l'éléphant participe également (Poulsen et al., 2018). Enfin, par son corps imposant et ses

fréquents déplacements, il crée de vastes réseaux de pistes animales dont d'autres espèces tirent également profit (Blake et al., 2004; Naude et al., 2019).

La combinaison des perturbations anthropiques évoquées ci-dessus ont mené à une chute drastique des éléphants du bassin du Congo en particulier (Blake et al., 2007; Maisels et al., 2013; Poulsen et al., 2018). Depuis 2021, l'éléphant de forêt est reconnu par l'IUCN comme en danger critique d'extinction (IUCN, 2021a). En effet, l'indice *PIKE* (*Proportion of Illegal Killed Elephants*) pour l'Afrique centrale, calculé par le programme *MIKE* (*Monitoring the Illegal Killing of Elephants*), n'a cessé d'augmenter jusqu'en 2011. Depuis, il a maintenu un taux supérieur aux indices relatifs aux éléphants de savane (CITES, 2020). Le braconnage intensif est particulièrement problématique dans le cas de l'éléphant qui, en plus d'être un animal de grande taille et donc plus vulnérable à la chasse, représente une proie de choix pour l'ivoire dont il est pourvu (Redford, 1992; Blake et al., 2007; Thompson et al., 2009; Wittemyer et al., 2014; Breuer et al., 2016).

Pour mettre en place des mesures de conservation adaptées à la sauvegarde de cette espèce, il est, avant tout, crucial d'évaluer le statut de leurs populations, leurs tendances démographiques et les menaces qui pèsent localement sur elles (Wrege et al., 2010; Keen et al., 2017). Dans cette optique, plusieurs types d'inventaire de populations d'éléphants ont déjà été réalisés, tels que des inventaires pédestres basés sur le comptage de leurs excréments (Barnes et al., 1991; Hedges et al., 2006) ou encore des inventaires par pièges photographiques (Varma et al., 2006). Plus récemment, l'éléphant de forêt a également fait l'objet d'inventaires acoustiques (Thompson et al., 2010; Wrege et al., 2017). En effet, leur taux de grondement a été identifié comme un bon *proxy* de leur abondance (Thompson et al., 2009; Wrege et al., 2010). Cette espèce hautement sociale communique essentiellement en émettant des infrasons, se propageant dans toutes les directions, dans un rayon de deux à quatre kilomètres en milieu ouvert (Langbauer et al., 1991; Garstang, 2004; Wrege et al., 2010). Ces fréquences étant très basses, elles sont peu atténuées par les obstacles, ce qui permet d'inventorier les éléphants dans un milieu fermé, comme la forêt (White, 1992; Garstang, 2004; Wrege et al., 2012; Keen et al., 2017). Bien que cette nouvelle méthode semble prometteuse pour le suivi des populations d'éléphants de forêt, elle reste, à ce jour, peu documentée (Thompson et al., 2009; Keen et al., 2017; Wrege et al., 2017).

## 1.5. Objectifs

Considérant l'importance des mammifères dans la régulation des processus écologiques des forêts tropicales et le développement continu du secteur forestier en Afrique centrale, il est essentiel d'étudier l'influence qu'ont les concessions forestières sur les communautés mammaliennes. Peuvent-elles être considérées comme des refuges pour la biodiversité quand elles sont durablement aménagées, même si elles ne sont pas certifiées FSC ou PEFC ?

Cette étude a pour premier objectif d'évaluer l'impact de l'exploitation forestière sélective sur la biodiversité mammalienne. Pour ce faire, ce travail vise plus spécifiquement à comparer, sur base d'inventaires par pièges photographiques, des zones anciennement et récemment exploitées au sein d'une concession forestière légale, dotée d'un plan d'aménagement durable mais non certifiée « gestion durable » par le label FSC ou PEFC.

De plus, au vu des nombreuses méthodes disponibles pour inventorier la faune, il semblait également pertinent de comparer deux d'entre elles dans le cadre des inventaires de l'espèce emblématique qu'est l'éléphant de forêt. Ainsi, le deuxième objectif de cette étude consiste à comparer deux méthodes d'inventaire de populations d'éléphants ; l'une utilisant des pièges photographiques et l'autre des capteurs acoustiques.

## II. MATÉRIEL ET MÉTHODE

### 2.1. Site d'étude

Considérant le rôle tampon des concessions forestières lorsqu'elles sont situées en périphérie des AP (cf. 1.3.2.), la présente étude se devait d'identifier une société forestière œuvrant dans de telles conditions. Le groupe SEFAC, entourant le Parc National (PN) de Lobéké dans le Sud-Est du Cameroun, est apparu comme le candidat idéal.

#### 2.1.1. Présentation du Groupe SEFAC

Depuis sa création en 1968, la Société d'Exploitation Forestière et Agricole du Cameroun (SEFAC) est installée dans le Sud-Est du Cameroun, le long de la rivière Sangha. L'implantation de la société forestière dans cette région a permis le développement d'une agglomération, dénommée Libongo, sur le rivage ouest de la frontière naturelle séparant le Cameroun de la République Centrafricaine (RCA). Depuis lors, ce site est le centre d'activité principale de l'entreprise.

Au cours des années 1990, deux autres entreprises forestières sont nées de la SEFAC, permettant la création du Groupe SEFAC. Constitué de la Société d'Exploitation du Bois d'Afrique Centrale (SEBAC), de la Filière Bois (FB) et de la SEFAC, ce groupe est actuellement attributaire de cinq Unités Forestières d'Aménagement (UFA), couvrant près de 406 000 ha (Figure 1). Ces dernières sont réparties entre les arrondissements de Yokadouma, de Salapoumbé et de Moloundou dans le département de la Boumba et Ngoko.

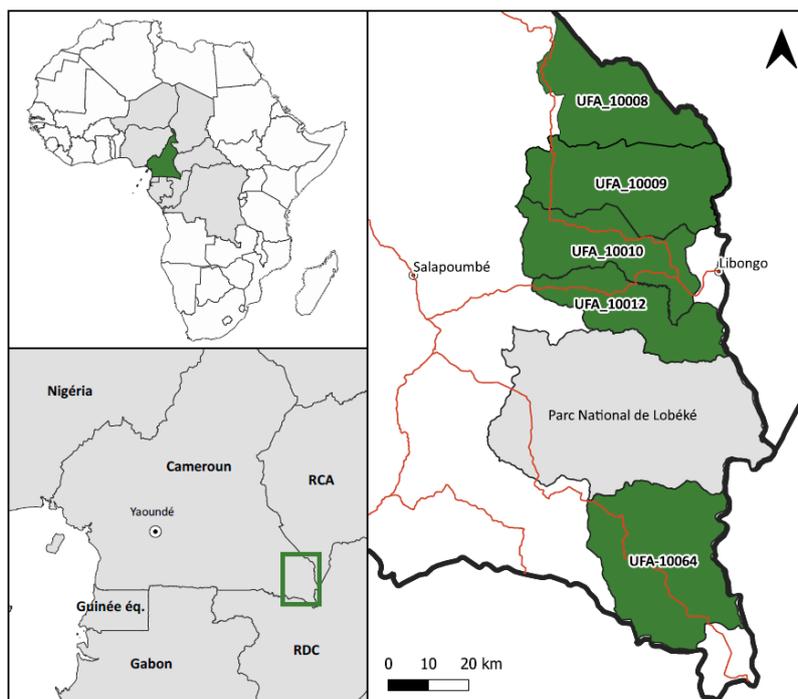


Figure 1 : Localisation des UFA du Groupe SEFAC.

La production annuelle moyenne de l'entreprise s'élève à 140 000 m<sup>3</sup> de bois, dont 90% est transformé localement. L'essence la plus exploitée est l'ayous (*Triplochiton scleroxylon* K. Schum.), représentant plus de la moitié du volume de bois exploité, suivie du sapelli (*Entandrophragma cylindricum* (Sprague) Sprague) et du tali (*Erythrophleum suaveolens* (Guill. & Perr.) Brenan). Implanté au cœur du massif forestier du bassin du Congo, le Groupe SEFAC est conscient du potentiel que représentent ses forêts et attribue autant d'importance à une gestion forestière économiquement viable, que socialement bénéfique et soucieuse de l'environnement. Dans cette logique, la société a obtenu le certificat OLB (Origine et Légalité des Bois) en 2010, pour leur gestion forestière ainsi que pour leur chaîne de contrôle des produits forestiers transformés.

L'investissement du Groupe SEFAC dans la gestion forestière a également permis le développement socio-économique de Libongo, comptant désormais 10 000 habitants environ. Par le biais de l'entreprise, les employés ont un accès facilité à l'eau potable, à l'électricité, au logement, à des vivres « bon-marchés », etc. Par ailleurs, l'essor d'alternatives économiques dans cette région participe à la stratégie de lutte anti-braconnage mise en place par la société, incitant les villageois à ne plus chasser illégalement dans les UFA.

### **2.1.2. Localisation et historique**

La présente étude s'est déroulée dans l'UFA n°10-012 (Figure 1) de la société forestière SEFAC. Appartenant à l'arrondissement de Salapoumbé, celle-ci se situe plus précisément entre les latitudes 2°23' et 2°38' Nord et les longitudes 15°39' et 16°09' Est. Limitée au sud par le PN de Lobéké et à l'est par la rivière Sangha, cette UFA est composée de 30 Assiettes Annuelles de Coupe (AAC) s'étendant sur une superficie totale de 58 676 ha.

Initialement, les forêts de l'UFA n°10-012 étaient définies comme forêts domaniales de production selon le plan de zonage du Cameroun méridional. Entre 1976 et 1995, elles ont ainsi été exploitées suivant deux licences desservies à la SEFAC. Après avoir été mises en adjudication en 1996 et officiellement assignées à la SEFAC, elles ont fait l'objet d'une convention provisoire d'exploitation dès 1998. De cette façon, six AAC ont été exploitées entre 1998 et 2004, représentant une superficie totale de 14 170 ha au sein de l'UFA (SEFAC, 2013). Enfin, un premier plan d'aménagement a été approuvé par le ministère en 2004 pour être, ensuite, mis à jour en 2013. Depuis lors, l'UFA est exploitée en suivant cette dernière version du plan d'aménagement.

### 2.1.3. Climat, pédologie et topographie

Les forêts de l'UFA n°10-012 sont soumises à un climat subéquatorial, caractérisé par deux saisons des pluies et deux saisons « sèches » (Faure, 1989; Gond et al., 2014). L'une s'étale de juin à août tandis que l'autre, plus marquée, s'étend de décembre à février. Selon la classification de Köppen-Geiger (Köppen et al., 1954; Peel et al., 2007), elles se situent dans une zone de transition entre les climats Aw et Am. Les précipitations annuelles atteignent en moyenne 1400 mm. Une hauteur moyenne des pluies de 32 mm par mois fait de janvier le mois le plus sec tandis que le mois d'octobre possède le taux de précipitation le plus élevé, avec une moyenne de 191 mm. Contrairement à la forte variabilité saisonnière des précipitations journalières, la température annuelle, estimée à 25,3°C en moyenne, ne fluctue que faiblement au cours des saisons.

Selon la carte des sols d'Afrique éditée par Jones et al. (2013), les sols sont ferrallitiques de couleur rouge (Dewitte et al., 2013; IUSS Working Group WRB, 2015). Issus de l'altération d'anciennes surfaces géomorphiques datant de l'époque précambrienne (Kögel-Knabner et al., 2014), ils sont acides et pauvres en éléments nutritifs en raison de leur faible Capacité d'Echange Cationique (CEC) (Faure, 1989; Nakao et al., 2016).

Le relief est peu accidenté. Les points culminants atteignent environ 600 mètres d'altitude. Le réseau hydrographique est cependant fort développé, de par la proximité de la rivière Sangha, alimentée par de nombreux affluents. Ces derniers mènent à la formation de zones marécageuses, principalement à l'est de l'UFA.

### 2.1.4. Végétation

Les massifs forestiers font partie de la région guinéo-congolaise (White, 1983), et plus particulièrement d'une zone de transition entre les sous-régions guinéenne inférieure et congolaise (Droissart et al., 2018). Associées au *cluster* dénommé « *Moist Central Africa* » (Fayolle et al., 2014), elles appartiennent au type « semi-décidu » dont les familles dominantes parmi les arbres sont les Fabaceae, Malvaceae et Annonaceae (Letouzey, 1985; Réjou-Méchain et al., 2021).

Selon le plan d'aménagement de l'UFA étudiée, le tali, le sapelli, le fraké (*Terminalia superba* Engl. & Diels), l'éyong (*Eriobroma oblongum* (Mast.) Pierre ex A. Chev.), l'émien (*Alstonia boonei* De Wild.), le bubinga rouge (*Guibourtia demeusei* L.), le fromager (*Ceiba pentandra* (L.) Gaertn.) et l'ayous dominant la canopée (SEFAC, 2013). Par ailleurs, l'abondance en espèces issues de la famille des Malvacées, telles que l'ayous, l'éyong ou encore le bété (*Mansonia altissima* (A.Chev.) A.Chev.), est particulièrement caractéristique des forêts denses semi-caducifoliées (Faure, 1989).

### 2.1.5. Faune

La diversité faunistique du site étudié est assignée au complexe biogéographique guinéo-congolais (Linder et al., 2012). Bien que faisant l'objet d'une exploitation forestière, ces forêts sont le refuge de plusieurs espèces emblématiques des massifs forestiers camerounais ; l'éléphant de forêt (*Loxodonta cyclotis*), le léopard (*Panthera pardus*) ou encore, le gorille de l'Ouest (*Gorilla gorilla*). Selon le plan d'aménagement mis à jour en 2013, 26 espèces de mammifères de taille moyenne à grande ont été inventoriées dans l'UFA n°10-012 (SEFAC, 2013). Parmi celles-ci, neuf espèces sont intégralement protégées (Classe A) par la législation nationale camerounaise relative à la protection de la faune (arrêté n°0648/MINFOF du 18 décembre 2006) tandis que six bénéficient d'une protection partielle (Classe B), dont le buffle de forêt (*Syncerus caffer nanus*) et le bongo (*Tragelaphus eurycerus*). Dans la première catégorie, le chimpanzé (*Pan troglodytes*), le céphalophe à dos jaune (*Cephalophus sylvicultor*) et le magistrat (*Colobus guereza*) peuvent être cités en plus des trois espèces phares du Cameroun évoquées ci-dessus.

Le céphalophe à bande dorsale noire (*Cephalophus dorsalis*), le céphalophe bleu (*Philantomba monticola*) et l'éléphant de forêt constituaient les trois espèces répertoriées comme les plus abondantes en 2013, avec un Indice Kilométrique d'Abondance (IKA) valant respectivement 5,8 ; 4,0 et 3,2 (SEFAC, 2013). Le gorille occupait la quatrième position de ce classement avec un taux de rencontre égal à presque un individu par kilomètre. Cependant, ces données nécessiteraient d'être actualisées au vu des pressions croissantes exercées sur les ressources fauniques du bassin du Congo, et plus spécifiquement sur les mammifères (Fa et al., 2005; Laurance et al., 2006; Van Vliet et al., 2008; Poulsen et al., 2011; Laméris et al., 2019). Malgré l'observation généralisée d'une tendance démographique décroissante des mammifères en Afrique centrale, deux éléments relatifs à la position géographique de l'UFA jouent en faveur de la conservation des espèces présentes au sein du site. Premièrement, l'UFA longe les limites nord du PN de Lobéké. Ensuite, une portion du territoire étudié se superpose à des zones faisant l'objet de permis de chasse, autrement appelées Zones d'Intérêt Cynégétique (ZIC). Ainsi, les populations animales circulant dans les massifs forestiers étudiés bénéficient des efforts de conservation mis en place par les gestionnaires du PN et des ZIC.

Les ZIC sont gérées par l'organisme « Faro Safaris » qui organise des activités de chasse sportive mais qui participe également de façon non-négligeable à la lutte anti-braconnage dans la région, par le biais de patrouilles quotidiennes de contrôle. Au cours des deux dernières saisons, ils ont extirpé plus de 50 000 collets de la forêt (C.Dugas de la Boissonny, communication personnelle, 2021). Depuis la période d'instabilité politique en RCA, de plus en plus de réfugiés centrafricains viennent braconner dans les forêts camerounaises. Ces menaces pesant sur la faune sont particulièrement inquiétantes sachant que ces derniers utilisent principalement des armes à feu pour chasser (A.Oumar Ramadan, communication personnelle, 2021).

## 2.2. Acquisition des données

Les différentes phases de terrain nécessaires à la réalisation du protocole ont été menées du 15 février au 24 avril 2021 par une équipe composée de trois à quatre personnes.

### 2.2.1. Stratégie d'échantillonnage

#### 2.2.1.1. Identification des zones échantillonnées

Pour répondre aux objectifs de l'étude, des inventaires de faune, par pièges photographiques et acoustiques, ont été réalisés dans des zones récemment et anciennement exploitées de l'UFA étudiée. Deux AAC présentant des historiques d'exploitation contrastés ont été identifiées (Figure 2). L'exploitation de l'AAC 5-2 a pris fin en janvier 2021 tandis que l'AAC 6-1 a été exploitée pour la dernière fois entre 1976 et 2004. Autrement dit, une période de 17 à 45 ans s'est écoulée depuis sa dernière exploitation.

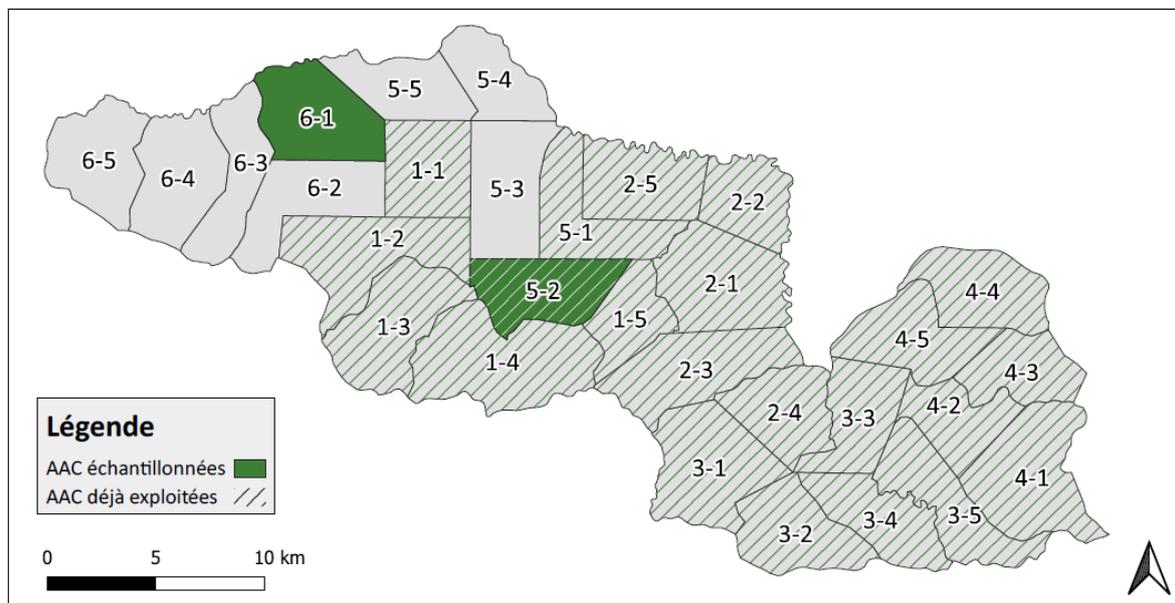


Figure 2 : Localisation des AAC échantillonnées dans l'UFA n°10-012.

Par ailleurs, une attention particulière a été portée au type de végétation lors de la sélection des zones d'étude afin de réaliser les inventaires dans des environnements comparables et ainsi, de limiter les biais. L'AAC 5-2 et l'AAC 6-1 sont également relativement similaires en termes de superficie. Elles couvrent respectivement 18,4 et 21,4 km<sup>2</sup>.

### 2.2.1.2. Plans d'échantillonnage

Dans l'objectif de définir l'emplacement des pièges photographiques, une grille dont chaque cellule possède des dimensions de 1,4 km de côté, a été construite au sein des deux AAC identifiées, à l'aide du logiciel *QGIS 3.10*. En d'autres termes, cela équivaut à appliquer une densité d'une caméra par 2 km<sup>2</sup>. Recommandée par le réseau TEAM (*Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network*), cette disposition systématique correspond à « un bon compromis entre le niveau d'effort requis pour détecter les espèces possédant un large domaine vital (> 100 km<sup>2</sup>), telles que les éléphants, et le niveau d'effort requis pour détecter les espèces aux plus petits domaines vitaux (~1 km<sup>2</sup>), telles que les petits carnivores » (TEAM Network, 2008). Selon ces modalités d'échantillonnage et la superficie propre à chacune des AAC étudiées, 12 pièges photographiques ont pu être disposés dans chacune d'entre elles (Figures 3 et 4).

Afin de répondre au second objectif spécifique de cette étude, visant à comparer deux méthodes d'inventaire des populations d'éléphants, des inventaires acoustiques ont été réalisés en complément des inventaires par pièges photographiques. Ainsi, à ces deux premiers réseaux de *camera traps* s'est greffé le dispositif expérimental mis en place pour la collecte des données sonores (Figures 3 et 4). La distance entre chaque piège photographique convenait également à la disposition des capteurs acoustiques, possédant un rayon de détection de 550 mètres (P.Wrege, communication personnelle, 2020). La distance de 1,4 km imposée par les grilles d'échantillonnage des caméras permettait donc d'assurer qu'un même grondement d'éléphant ne soit pas enregistré par plusieurs unités. Possédant une zone de détection plus grande que celle des pièges photographiques, seuls six capteurs acoustiques ont été installés dans chaque AAC. Autrement dit, deux fois plus de pièges photographiques (12) que de capteurs acoustiques (6) ont échantillonné chaque zone d'étude. Parmi les 12 emplacements disponibles par AAC, les capteurs acoustiques ont été placés aux positions qui permettaient que leur zone de détection soit la plus contenue possible dans l'AAC étudiée afin d'éviter la détection d'animaux situés dans les AAC voisines.

Dans les deux zones d'étude, les dispositifs associés à chaque type d'inventaire ont été laissés sur le terrain durant sept semaines environ, correspondant à la durée maximale permise par la longueur de la mission.

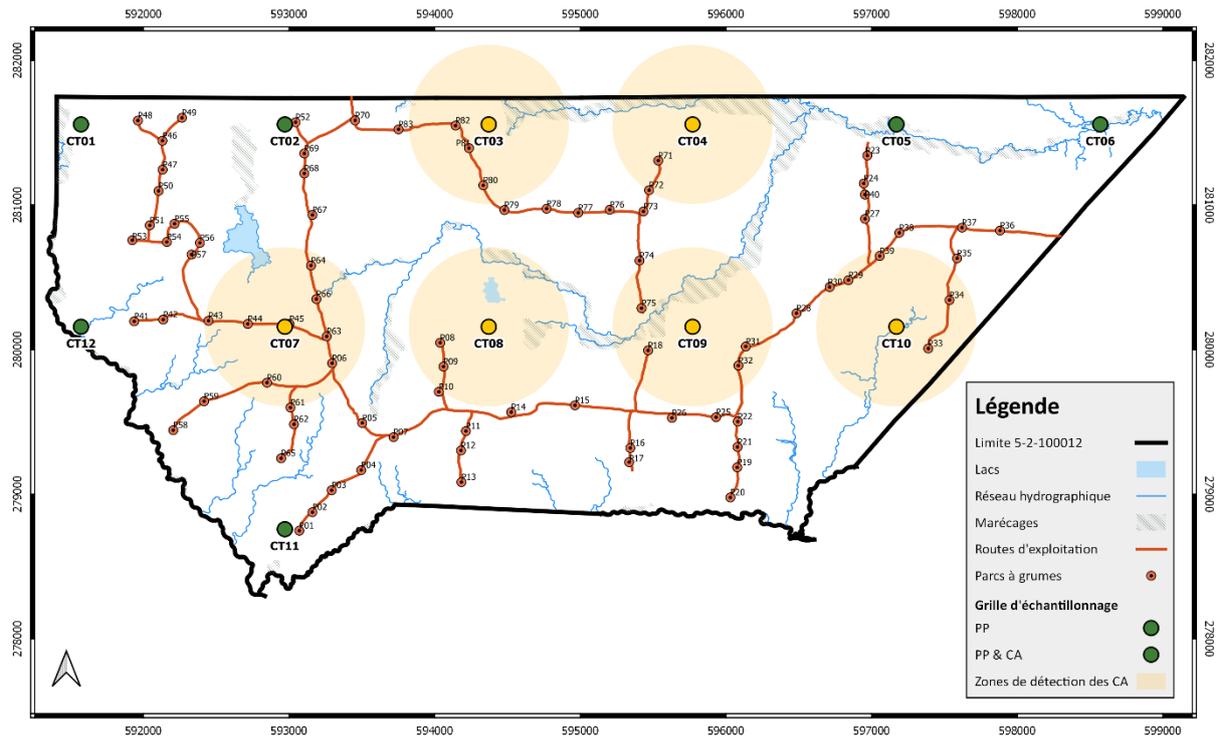


Figure 3 : Plan d'échantillonnage des pièges photographiques (PP) et des capteurs acoustiques (CA) dans l'AAC 5-2, zone récemment exploitée.

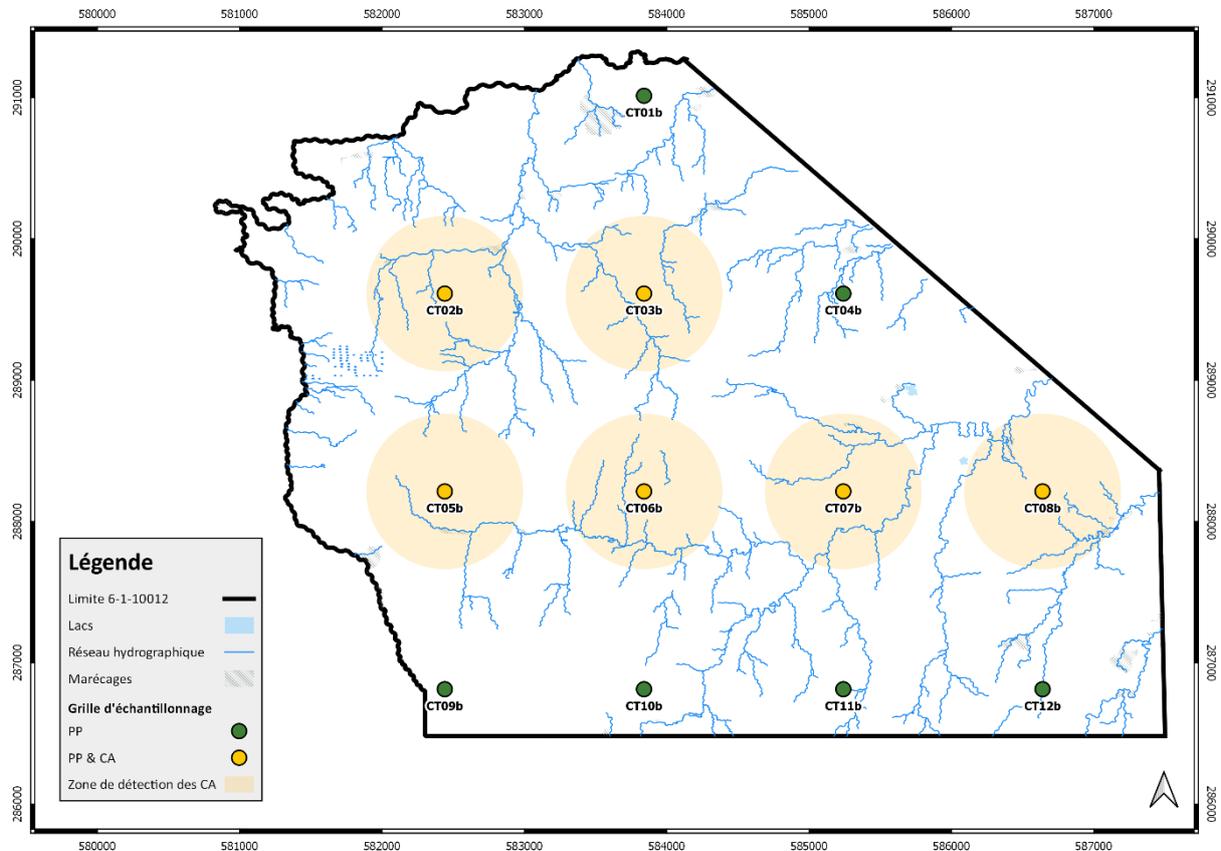


Figure 4 : Plan d'échantillonnage des pièges photographiques (PP) et des capteurs acoustiques (CA) dans l'AAC 6-1, zone anciennement exploitée.

## 2.2.2. Inventaires par pièges photographiques

### 2.2.2.1. Modèle utilisé et paramétrage

Le modèle des *camera traps* « BolyGuard SG2060-X » a été utilisé pour réaliser les inventaires par pièges photographiques. Muni d'un capteur infrarouge passif (*PIR detector*), l'appareil se déclenche automatiquement lorsque ses capteurs pyroélectriques traduisent la détection d'un mouvement et d'une variation thermique dans son champ, par la production d'un voltage. La distance de détection de ce modèle est estimée à 15 mètres selon un angle de 57°. De nuit, un flash incandescent « noir » permet d'éclairer la scène visée selon une portée de 10 mètres. La discrétion de ce système d'éclairage nocturne limite l'influence que le piège photographique pourrait avoir sur le comportement des espèces photographiées. Par ailleurs, la petite taille et l'aspect camouflé de ce dernier vont également en ce sens.

Dans le cadre de cette étude, les *camera traps* ont été programmées pour enregistrer des vidéos de 5 secondes à chaque détection, selon une résolution de 1920x1080 (*full HD*). Aucun intervalle de temps minimum entre deux déclenchements n'a été paramétré. Cependant, un délai de 0,8 seconde, correspondant au temps de déclenchement, est requis à l'appareil pour démarrer l'enregistrement, sans compter le délai associé à la vitesse de récupération du piège photographique en cas de déclenchements consécutifs. L'ensemble des réglages ayant été enregistrés sur chaque appareil est repris en Annexe 1.

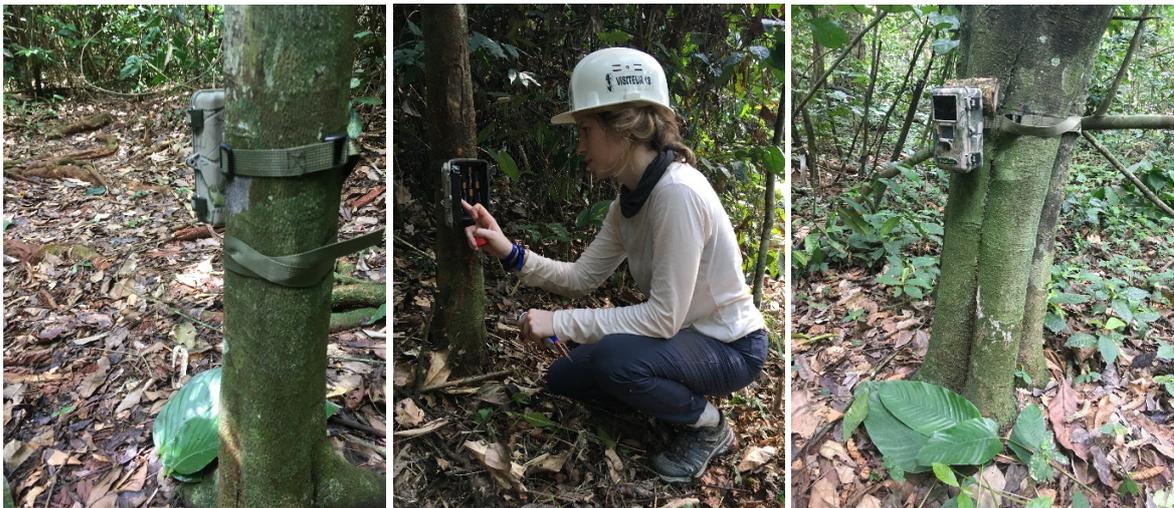
### 2.2.2.2. Installation et récupération des pièges photographiques

Préalablement à l'installation des caméras, un code identifiant a été attribué à chaque piège photographique. Ce dernier a également été attribué à une carte SD de 32 GB, qui était aussitôt insérée dans le piège qui lui était propre. Ce système a permis d'assurer la traçabilité tout au long du protocole, entre les données récoltées, l'appareil et le point d'installation. Dans la même optique, une fiche d'installation était présentée à la caméra (Photo 2).

Une fois sur le terrain et le point géoréférencé théorique du piège photographique atteint, plusieurs étapes, inspirées du protocole de Fonteyn (2017) et de Haurez et al. (2020), étaient successivement menées par l'équipe pour assurer une installation adéquate et opérationnelle du matériel.

- 1) La première d'entre elles consistait à trouver un *wildlife-friendly site* dans un rayon de 100 mètres autour des coordonnées géographiques théoriques de la caméra. Ce dernier correspondait fréquemment à une piste animale nettement dessinée ou confirmée par la présence de traces animales, telles que des excréments ou des amas de terre rouge le long des arbres, signalant que de larges mammifères s'y étaient frottés (Photo 1a).

- 2) Une fois l'arbre support identifié, le piège photographique était fixé à celui-ci à une hauteur moyenne de 50 cm (hauteur du genou), parallèlement au sol et visant la scène présélectionnée. De façon à maximiser la longueur de la trajectoire animale perçue par l'objectif, la caméra était préférentiellement orientée en diagonale par rapport à celle-ci. Les coordonnées GPS réelles de l'emplacement du piège photographique étaient enregistrées.
- 3) La végétation se situant dans le champ de vision du piège photographique dans un rayon de 3 mètres était potentiellement dégagée à l'aide d'une machette. Seule la végétation susceptible d'entraîner des faux-déclenchements de l'appareil était coupée, de façon à dénaturer le moins possible le lieu d'installation. Tous les éléments végétaux sectionnés étaient jetés à plus de 20 mètres de l'emplacement de la caméra pour limiter les signes de sa présence. Dans ce même esprit, la machette n'était utilisée qu'en cas de réelle nécessité dans un rayon de 150 mètres autour du point d'installation.
- 4) Plusieurs tests de cadrage et de détection étaient ensuite réalisés, de même qu'une vérification de la configuration des paramètres. Lorsque la disposition du piège était considérée comme satisfaisante après visionnage des résultats obtenus sur l'écran intégré à l'appareil, une couche de graisse de silicone était disposée le long des pourtours du boîtier pour limiter toute infiltration d'humidité (Photo 1b). L'appareil était ainsi prêt à être activé et scellé (Photo 1c).



*Photo 1 : A. Piste animale sélectionnée comme scène. B. Finalisation de l'installation du piège par la pose d'une couche de graisse de silicone sur les joints du boîtier. C. Piège photographique installé et activé.*

A l'issue de ce processus, deux fiches standardisées étaient complétées : la « *Camera Setup / Recovery habitat sheet* » et la « *Camera Setup / Service / Recovery photo sheet* » (Fonteyn, 2017). La première (Annexe 2) reprenait principalement les caractéristiques environnementales du lieu d'installation ainsi que les observations réalisées sur l'état du matériel récupéré à la fin de la collecte des données. La seconde (Annexe 3) avait pour but d'être présentée à la caméra à chaque passage (Photo 2) avant de quitter la scène pour, à nouveau, améliorer le système de traçabilité des données.



Photo 2 : Fiche standardisée présentée à la caméra avant de quitter le lieu d'installation afin de garantir la traçabilité.

A mi-parcours de la période de collecte de données (fin mars), chaque lieu d'installation a été visité par la même équipe que celle qui avait installé les pièges photographiques pour vérifier leur état de marche et leur orientation. En cas de dégâts, le piège était remplacé par une nouvelle caméra. Si seule l'orientation de la caméra avait été modifiée, cette dernière était rectifiée. Par ailleurs, la végétation se situant dans le champ de vision du piège photographique était éclaircie au besoin.

### 2.2.3. Inventaires acoustiques

#### 2.2.3.1. Modèle utilisé et paramétrage

Le modèle des capteurs acoustiques ayant servi dans cette étude est le « Swift Recorder – ELP Version ». Ces *Autonomous Recording Units (ARU)* ont été mis au point par le programme de recherche en bioacoustique mené par le laboratoire ornithologique de l'Université de Cornell (Ithaca, Etats-Unis). Plus spécifiquement, cette version « ELP » a été développée dans le cadre des études conduites par l'*Elephant Listening Project (ELP)* dans les forêts du bassin du Congo (Wrege, 2017). De façon à minimiser les dégâts pouvant endommager l'appareil, l'entièreté de son mécanisme a été placée dans un solide boîtier. Le rayon de détection de ce modèle est de 550 mètres pour un grondement moyen d'éléphant dans un milieu fermé, à condition que le *microphone gain*, pouvant être défini comme le nombre de décibels captées, soit réglé au maximum (P.Wrege, communication personnelle, 2020).

Cet outil nécessite d'être programmé *via* un logiciel de configuration « Swift Beta 13 », développé par le même laboratoire. Différents paramètres, dépendant de l'espèce étudiée, nécessitent d'être enregistrés sur chaque *ARU*. Tout d'abord, un seuil de 8 kHz a été défini comme taux d'échantillonnage, permettant au microphone d'uniquelement enregistrer les sons possédant une fréquence inférieure à ce seuil. En effet, ce dernier, ciblant les sons basse fréquence, est suffisant pour capter les grondements d'éléphant, possédant une signature fréquentielle caractéristique comprise entre 8 et 180 Hz (Keen et al., 2017). Par ailleurs, pour maximiser la surface échantillonnée par les capteurs, le *microphone gain* a été réglé sur sa valeur maximale, soit 47,5 dB. Quant à la programmation de l'horaire journalier pendant lequel le capteur était actif, celui-ci a été défini en visant à trouver un compromis entre la quantité de données, les coûts associés à la capacité de stockage et le temps de traitement de données. En conséquence, l'appareil a été paramétré pour enregistrer 12 heures par jour, à raison d'une heure sur deux. De cette façon, 12 fichiers audio (format *WAV*) étaient générés par jour, représentant près de 700 Mo de données. L'Annexe 4 reprend les paramètres attribués à tous les capteurs acoustiques.

### 2.2.3.2. Installation et récupération des capteurs acoustiques

Préalablement à leur installation, le même système d'étiquetage que pour les pièges photographiques a été mis en place pour les capteurs acoustiques pour, à nouveau, assurer la traçabilité des données lors de la récolte du matériel et de l'analyse de ces dernières.

Une fois sur le terrain, les capteurs acoustiques ont été attachés aux mêmes troncs d'arbres que les pièges photographiques à l'aide d'une échelle, à une hauteur moyenne de 5 mètres (Photo 3a). Ceci avait pour but de maximiser la bonne réception des ondes sonores et de minimiser les potentiels dégâts occasionnés par la faune et les risques de vol du matériel. Le boîtier était positionné sur l'arbre de façon à ce que le microphone ne soit jamais orienté vers le haut de sorte à limiter les risques d'infiltration d'eau au niveau de la membrane recouvrant l'emplacement du microphone. (Photo 3b).

Ne possédant pas de bouton on/off, à l'instant où la batterie était alimentée, le capteur entrait en état de marche. Son bon fonctionnement était alors contrôlé : en fonction de l'heure qu'il était, une lumière bleue (mode *stand-by*) ou verte (mode *recording*) devait clignoter. Enfin, une couche de graisse de silicone était déposée sur les joints du boîtier afin d'étanchéifier l'appareil, avant qu'il soit définitivement fermé et accroché au tronc à l'aide d'une large sangle.



Photo 3 : A. Phase d'installation d'un capteur acoustique à 5 mètres de haut. B. Installation définitive du capteur avec le microphone placé de côté.

A l'issue de ces différentes étapes d'installation, une fiche standardisée, présentée en Annexe 5, a été complétée pour chaque capteur acoustique installé. Cette dernière décrivait principalement le milieu environnant le lieu d'installation et permettait également de préciser l'identifiant de la *camera trap* à laquelle le capteur était géographiquement associé, ainsi que les éléments relatifs à l'état du matériel récupéré à la fin de la collecte de données.

## 2.3. Analyse des données

### 2.3.1. Prétraitement des données collectées

Toutes les données issues des pièges photographiques ont été traitées à l'aide du logiciel *Timelapse 2.2.4.0* : les animaux détectés étaient identifiés jusqu'à l'espèce quand la vidéo le permettait et le nombre d'individus photographiés enregistré. La nomenclature ayant été appliquée aux espèces identifiées est celle référencée par la liste rouge de l'*IUCN* (IUCN, 2021a). Pour une même espèce, les événements de détection indépendants ont été définis comme ceux possédant au minimum 30 minutes d'intervalle (Fonteyn et al., 2020).

Afin d'inventorier le nombre de cris d'éléphant enregistrés par les capteurs acoustiques, chaque enregistrement sonore d'une heure a été analysé par un programme de détection automatique de grondement d'éléphant de forêt, dénommé *Hori Harm Detector 6.3*. A nouveau, ce logiciel a été développé dans le cadre de l'*ELP* mené par le laboratoire ornithologique de l'Université de Cornell (Keen et al., 2017). Globalement, cet algorithme recherche des émissions de fréquence se situant dans la gamme de 8-64 Hz, durant entre 2 et 8 s. Pour ce faire, il se base sur un processus comprenant (i) une première étape de sélection des flux d'énergie répondant aux critères spectro-temporels de certains filtres et (ii) une seconde étape de classification de ces détections selon leur probabilité de correspondre ou non à un grondement d'éléphant, nécessitant que le modèle ait été entraîné et testé au préalable (Keen et al., 2017). Au cours de cette seconde étape, l'algorithme accorde un score, allant de 0 à 1, à chaque détection, dépendant de la force du signal détecté, de sa structure, etc. Plus il est élevé, plus il est probable que le son détecté corresponde réellement à un grondement d'éléphant. Dans le cas d'études acoustique menées en forêt dense humide, il est recommandé de considérer toutes les détections possédant un score  $\geq 0,4$  (L.D.Rowland, communication personnelle, 2021). Cependant, après avoir analysé 5% du jeu de données à la main (384 heures d'enregistrement) à l'aide du logiciel *Ishmael 3.0.*, un seuil de 0,5 a finalement été défini dans le cadre de notre étude, pour minimiser le nombre de faux positifs (FP) considérés dans nos analyses (Figure 5). Avec ce seuil, le taux de faux positifs était de 29%.

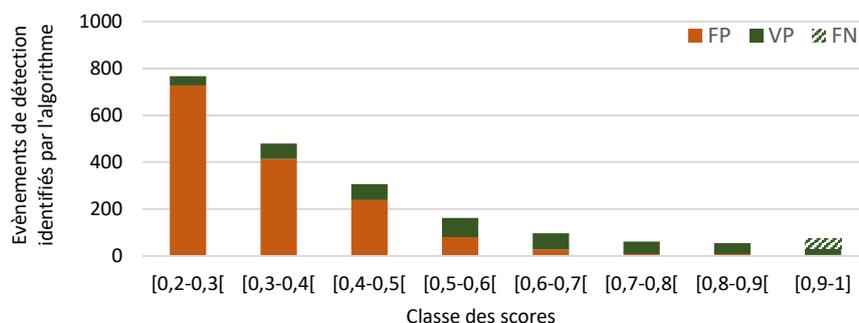


Figure 5 : Nombre d'évènements de détection identifiés par l'algorithme comme grondements d'éléphant, définis à posteriori comme faux positifs (FP), vrais positifs (VP) et faux négatifs (FN) par classe de score, lors de la vérification manuelle de 5% des données acoustiques.

La précision de cet algorithme, définie comme la proportion de cris d'éléphants existants parmi ceux détectés par l'algorithme (le nombre de VP sur la somme des FP et des VP), dépend de plusieurs facteurs, dont la zone d'étude, la saison à laquelle la collecte de données est effectuée et le seuil appliqué sur la gamme des scores des détections (Keen et al., 2017). En effet, plus les scores considérés sont faibles, plus le nombre de faux positifs détectés par l'algorithme est élevé (Keen et al., 2017). En utilisant un seuil de 0,5, la précision de l'algorithme utilisé a été estimée à 68% dans les conditions propres à cette étude, pour un *recall*, correspondant à la proportion de grondements d'éléphant trouvés par l'algorithme (le nombre de VP sur la somme des FN et des VP), de 56%.

Après avoir effectué ce sous-échantillonnage, seuls les événements de détection possédant un intervalle de 4 heures entre eux ont été conservés comme événements de détection indépendants afin de contrôler l'autocorrélation (Thompson et al., 2010).

Une fois prétraitées, les données issues des deux types d'inventaires faunistiques ont été analysées en utilisant le logiciel *R 4.1.0*. (R-Development-Core-Team) et les packages mentionnés ci-après.

### **2.3.2. Caractérisation de la biodiversité mammalienne de zones anciennement et récemment exploitées**

Pour générer les courbes de raréfaction et évaluer la richesse spécifique des deux zones d'étude, la fonction *specaccum* du package *vegan* a été utilisée par le biais de l'application Shiny *EurêCam!*. Dans le but de comparer la variabilité du nombre d'espèces détectées par caméra dans chacune des AAC étudiées, un test *t* de student a également été réalisé.

Ensuite, une ordination non-métrique multidimensionnelle, autrement appelée *NMDS* (*Non-metric MultiDimensional Scaling*), a été générée à l'aide des packages *vegan* et *ggplot2*. Cette analyse permet de visualiser les éventuelles différences de composition spécifique des communautés animales étudiées (Fonteyn et al., 2020; Lhoest et al., 2020). Sa construction est basée sur la matrice de dissimilarité (grille de caméras x espèces) caractérisée par les distances de Bray-Curtis ayant, elle-même, été calculées sur base de la matrice d'abondance relative des espèces. Dans le cadre de cette analyse, seules les espèces ayant au moins deux occurrences ont été considérées afin que les espèces rares ne tirent pas l'ordination selon un certain axe, ce qui fausserait l'interprétation du résultat. De même, les espèces arboricoles (*Cercopithecus cephus*, *Cercopithecus nictitans*, *Colobus guereza* et *Lophocebus albigena*) ont été exclues pour cette analyse et les suivantes : de par leur plus faible probabilité de détection, les données récoltées à leur égard ne peuvent être considérées comme représentatives de leur activité.

Afin de compléter la comparaison des deux zones en termes de diversité spécifique, les indices d'abondance relative (*RAI*) de chaque espèce ont été calculés pour les deux zones d'étude et comparés à l'aide d'un test *t* de student ou de Wilcoxon-Mann-Whitney selon que les conditions de normalité des populations étaient ou n'étaient pas respectées. L'indépendance des deux distributions de *RAI*, propres à chaque AAC, a également été évaluée à l'aide d'un test  $\chi^2$ . Également appelé « taux de détection moyen », ce *proxy* d'abondance a été calculé comme suit pour chaque espèce :

$$RAI = \frac{\text{Nombre d'évènements de détection indépendants}}{\text{Nombre de caméra.jours considérés}} \text{ (O'Brien, 2011).}$$

Enfin, de façon à étudier l'influence de l'exploitation forestière sur l'activité quotidienne des mammifères, les rythmes d'activité des espèces ayant été détectés dans les deux AAC, à au moins deux reprises, ont été estimés. A l'aide du package *overlap*, ceux-ci ont été obtenu en estimant leurs densités de probabilité à être détectés selon un cycle de 24 heures par la méthode du noyau (*kernel density estimation*). Pour comparer les deux courbes d'activité obtenues pour chaque espèce, le test statistique  $U^2$  de Watson a été réalisé (Zar, 2012). Cette méthode, nécessitant de transformer les données temporelles en données circulaires (package *circular*), a également été utilisée dans le cadre d'autres études visant à déterminer si les profils d'activité issus de deux populations variaient significativement (Graipel et al., 2014; Frey et al., 2017).

### 2.3.3. Comparaison de deux méthodes d'inventaire d'éléphants

Un taux de détection d'éléphant et de grondement d'éléphant par heure, pouvant être défini comme un *RAI* horaire ( $RAI_H$ ), a été calculé pour chaque couple de caméra-capteur, géographiquement appariés. Cet indice permet de comparer le nombre de détections enregistrées par les deux dispositifs en les ramenant à une même échelle temporelle et en intégrant l'effort d'échantillonnage mis en place pour chacune des méthodes. La formule suivante a été appliquée :

$$RAI_H = \frac{\text{Nombre d'évènements de détection indépendants}}{\text{Nombres d'heures d'enregistrement}}$$

Ce  $RAI_H$  a également été multiplié par 24 pour obtenir un taux de détection exprimé en caméra.jour (*RAI*), permettant de comparer les résultats obtenus à ceux d'autres études évaluant ces deux méthodes d'inventaire. La régression linéaire des *RAI* issus des inventaires acoustiques en fonction des *RAI* issus des inventaires par pièges photographiques a permis d'étudier la relation entre ces deux variables. De plus, un test *t* de student a été réalisé pour évaluer la significativité de la différence entre les moyennes du taux de détection de grondement d'éléphant entre les deux zones d'étude.

Ensuite, pour pouvoir déterminer si les deux méthodes d'inventaire utilisées permettaient d'obtenir une courbe similaire d'activité quotidienne de l'éléphant, son rythme d'activité a été généré en utilisant d'une part, les évènements de détections indépendants d'éléphant collectées par pièges photographiques et d'autre part, les évènements de grondement d'éléphant indépendants enregistrés par les capteurs acoustiques. Pour ce faire, la même approche que celle décrite dans la section 2.3.2. a été appliquée.

Enfin, une analyse temporelle du nombre d'évènements de détection indépendants ayant été enregistré par chaque unité a été réalisée afin de déterminer si les mêmes tendances étaient observées entre chacune des deux unités d'enregistrement appariées (*camera trap* vs capteur acoustique). Un test de corrélation de Kendall a ensuite été appliqué à ces variables, qui ne répondaient pas aux conditions d'application de normalité du test de Pearson. A nouveau, le package *ggplot2* a été utilisé pour la construction des graphiques produits.

## III. RÉSULTATS

### 3.1. Résultats globaux

#### 3.1.1. Inventaires par pièges photographiques

Sur les 24 *camera traps* déployées, quatre d'entre elles ont été abîmées par des éléphants et ont nécessité un remplacement à mi-parcours, générant une perte de données allant de 13 à 30 jours. Malgré cela, la collecte de données s'est étendue sur un total de 1 207 caméras.jours et a permis d'enregistrer 124 Go de vidéos. Au total, 11 162 évènements de détection ont été inventoriés. Parmi ceux-ci, seuls 2,3% n'ont pu être associés à un taxon.

Un total de 36 taxa de mammifères a été identifié au sein du jeu de données (Annexe 6). Parmi les taxons observés, figurent des espèces emblématiques, telles que le gorille (*Gorilla gorilla*) et le chimpanzé (*Pan troglodytes*), ou encore le pangolin géant (*Smutsia gigantea*). D'autres espèces considérées comme rares et peu connues ont également été détectées, notamment l'hylochère (*Hylochoerus meinertzhageni*) (D'Huart, 1993) et le chat doré (*Caracal aurata*) (Bahaa-el-din et al., 2015) (Photo 4).



Photo 4 : Arrêt sur image d'un gorille (A), d'un pangolin géant (B) et d'un chat doré (C) filmés par un piège photographique.

#### 3.1.2. Inventaires acoustiques

Les 12 capteurs acoustiques installés en forêt ont permis l'enregistrement sonore de 7 623 heures sur un total de 635 capteurs.jours, représentant 408 Go de données. Après traitement par le détecteur automatique de grondement d'éléphant, 8 343 évènements de détection possédant un score supérieur à 0,5 ont été identifiés.

La plupart des grondements identifiés ne possédaient pas de structure harmonique (Figure 6). En effet, il est fréquent que seule la fréquence fondamentale, se situant dans les infrasons entre 8 et 34 Hz, soit visible lors des analyses (Keen et al., 2017). Les grondements peuvent être atténués sur les enregistrements pour plusieurs raisons : ils sont émis trop loin du capteur acoustique, ils ont été trop dégradés au cours de leur propagation, ou ils ont été émis à faible intensité (Thompson et al., 2009; Keen et al., 2017).

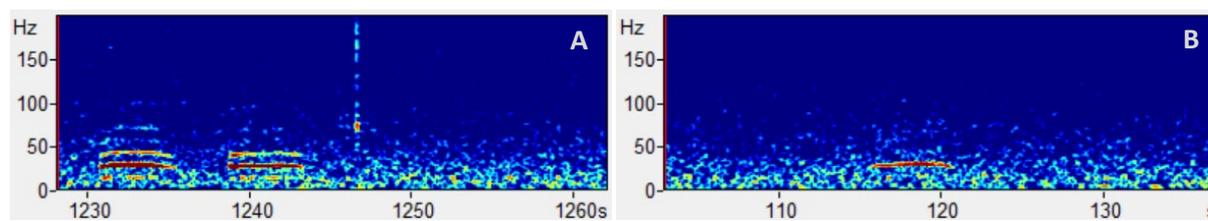


Figure 6 : Identification de grondements d'éléphant (A) présentant une structure harmonique (scores de 0,98 et 0,96), (B) dont seule la fréquence fondamentale est visible dans le spectrogramme (score de 0,87), avec le logiciel Ishmael.

### 3.2. Comparaison de la biodiversité mammalienne entre des zones anciennement et récemment exploitées

Dans le but d'évaluer l'effet de l'exploitation forestière sur les communautés animales, et plus spécifiquement sur les mammifères, plusieurs analyses ont été menées pour quantifier les variations (i) de richesse, (ii) de composition spécifique, (iii) d'abondance relative et (iv) de rythmes d'activité des espèces entre les deux zones étudiées.

#### 3.2.1. Richesse spécifique

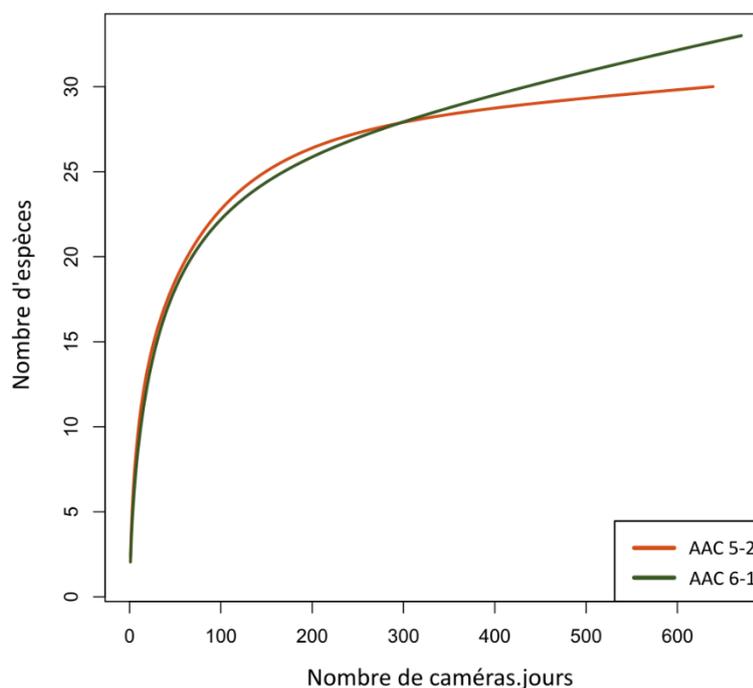


Figure 7 : Courbes de raréfaction des espèces de la zone anciennement (verte) et récemment exploitée (orange).

L'AAC anciennement exploitée abrite la plus grande richesse avec 33 espèces (Figure 7), possédant une moyenne de 15 [8-19] espèces détectées par caméra (Figure 8). De plus, la courbe de raréfaction relative à cette zone suggère que la période d'échantillonnage est considérée comme insuffisante pour inventorier la totalité des espèces qui la caractérisent, ce qui suppose que cette zone est en réalité encore plus riche. Au contraire, la courbe de l'AAC récemment exploitée semble progressivement se stabiliser aux alentours de son maximum, atteignant 30 espèces (Figure 7).

Bien que le nombre moyen d'espèces détectées par caméra soit supérieur dans la zone récemment exploitée, avec 17 [12-23] espèces (Figure 8), les richesses moyennes perçues par piège photographique ne présentent finalement aucune différence significative entre zones ( $p = 0,11$  ;  $t = 1,65$ ) (Annexe 7).

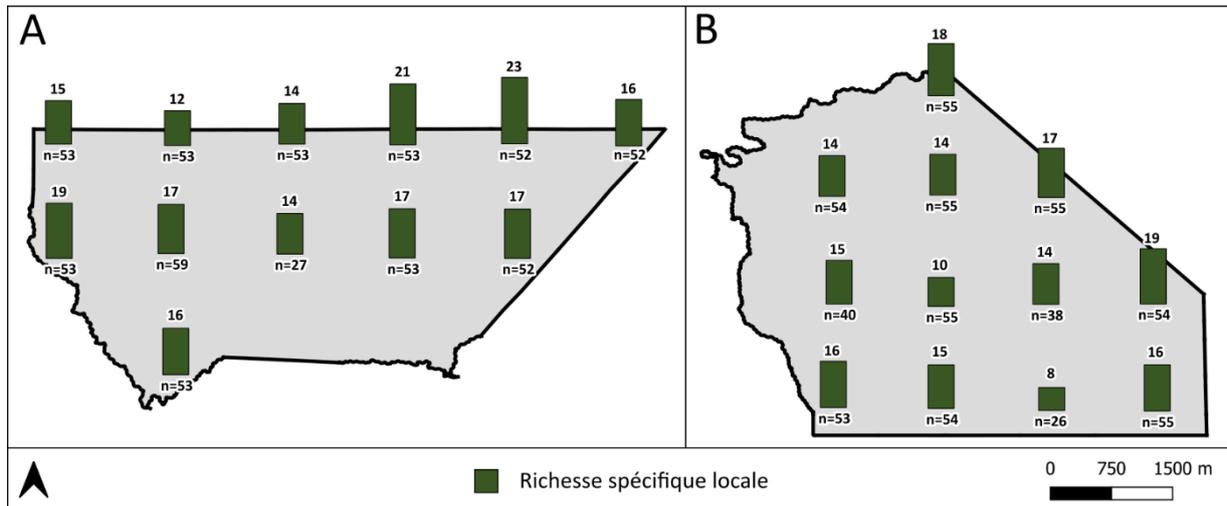


Figure 8 : Nombre d'espèces détectées par piège photographique dans les AAC récemment exploitée (A) et anciennement exploitée (B), avec  $n$  = l'effort d'échantillonnage en nombre de jours propre à chaque caméra.

### 3.2.2. Composition spécifique

La NMDS démontre que les communautés animales propres à chaque zone d'étude se chevauchent largement (Figure 9). Ceci confirme que la composition globale en espèces ne varie que faiblement d'une AAC à l'autre au vu de la concentration des espèces au centre de l'ordination.

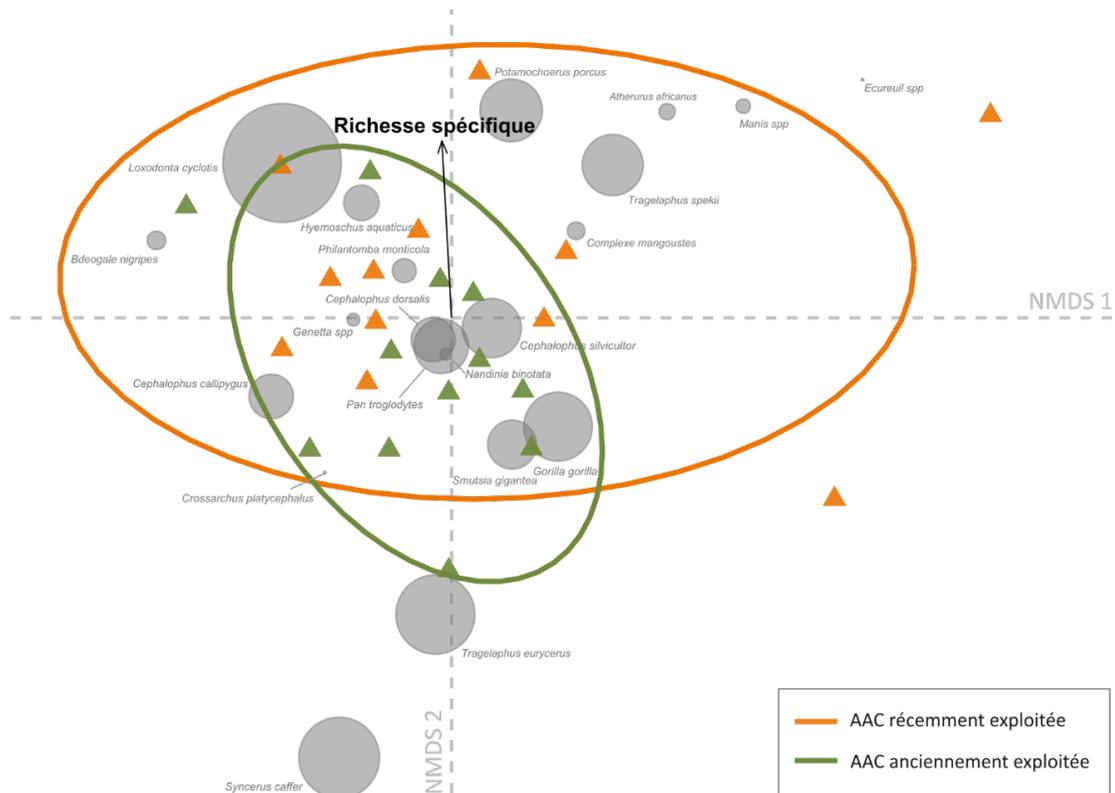


Figure 9 : Ordination non-métrique multidimensionnelle (NMDS), construite sur base de la matrice de dissimilarité, utilisant l'indice de Bray-Curtis comme coefficient de matrice, calculé à partir de l'indice d'abondance relative des espèces (RAI). Les triangles correspondent aux différents pièges photographiques, colorés selon l'AAC dans laquelle il est placé. Les espèces sont représentées par des points gris proportionnels à leur masse corporelle. La flèche correspond à la projection de la richesse spécifique.

La *stress value* de la *NMDS*, quantifiant à quel point l'ordination représente fidèlement la dissimilarité par paire entre les différentes données dans un espace bidimensionnel, s'élève à 0,13. Etant proche de 0,1, l'ordination est considérée comme de bonne qualité et peut être interprétée. La variable « richesse spécifique » semble corrélée à l'axe « NMDS 2 » qui est principalement tiré par les positions du buffle (*Syncerus caffer*) et du bongo (*Tragelaphus eurycerus*). Probablement parce que ces deux espèces n'ont été détectées que par des caméras n'ayant pas capté l'ensemble des espèces les plus communes. Par ailleurs, l'ordination ne permet pas de révéler un gradient opposant les mammifères de faible masse corporelle à ceux de taille plus imposante.

### 3.2.3. Abondance relative

Dans les deux AAC, les espèces les plus fréquemment détectées sont le céphalophe bleu (*Philantomba monticola*) et le céphalophe de Peters (*Cephalophus callipygus*), constituant respectivement 33% et 23% des 4 325 événements de détection indépendants inventoriés. Dans l'AAC récemment exploitée, elles sont suivies par l'athérure (*Atherurus africanus*) et le céphalophe à bande dorsale noire (*Cephalophus dorsalis*), avec respectivement 8% et 6%, tandis que ce dernier occupe la troisième place dans l'AAC anciennement exploitée et l'éléphant (*Loxodonta cyclotis*) la quatrième, avec 9% et 8%.

Afin d'intégrer l'effort d'échantillonnage à ces données, les indices d'abondance relative (RAI) ont été calculés pour chaque espèce (Figure 10 et Annexe 8).

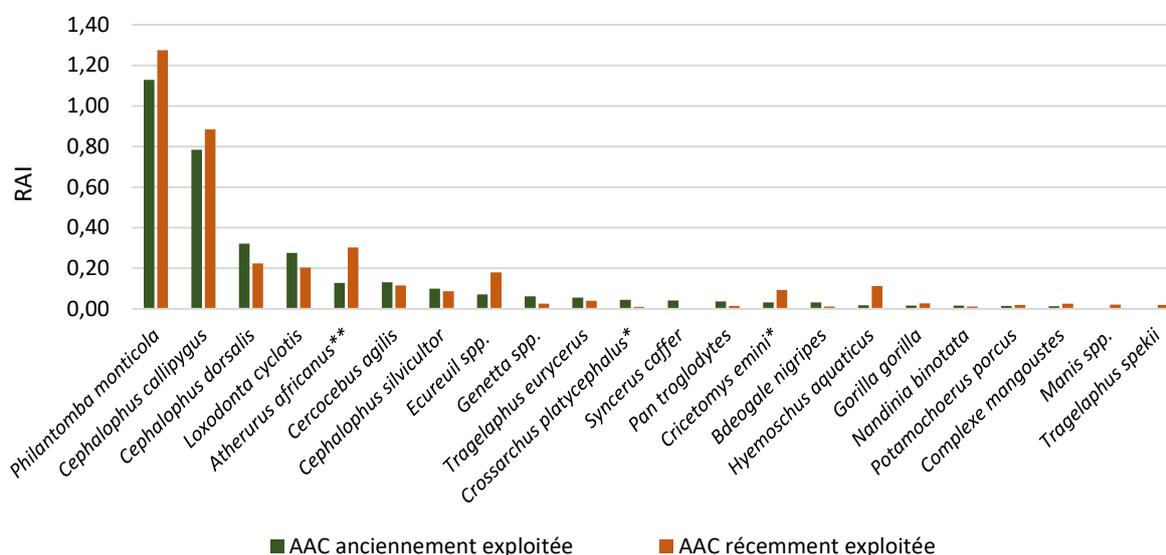


Figure 10 : Indices d'abondance relative des espèces détectées, groupés par zone d'étude et classés par ordre décroissant des valeurs obtenues pour l'AAC anciennement exploitée. Selon les résultats au test t de student ou de Wilcoxon-Mann-Withney visant à définir la significativité des différences de moyennes des RAI entre les deux AAC, les espèces sont surmontées de \* si  $p < 0,05$  ; \*\* si  $p < 0,01$  ; \*\*\* si  $p < 0,001$ .

Les deux distributions de *RAI* ne diffèrent pas de façon significative ( $p = 1,0$  ;  $\chi^2 = 0,10$ ). Un *RAI* significativement plus élevé chez les rongeurs, tels que l'athérure (*Atherurus africanus*) et le rat géant (*Cricetomys emini*), est observé dans l'AAC récemment exploitée. Le chevrotain aquatique (*Hyemoschus aquaticus*), espèce intégralement protégée au Cameroun, est également plus représenté dans cette AAC mais quant à lui, de façon non-significative. D'autres espèces faisant partie de la liste camerounaise des espèces protégées, notamment l'éléphant et le céphalophe à bande dorsale noire, présentent la tendance inverse en possédant un taux de détection légèrement supérieur dans l'AAC anciennement exploitée mais à nouveau, aucune différence significative n'est observée entre leurs valeurs de *RAI*. Seule la mangouste *Crossarchus platycephalus* est significativement mieux représentée dans la zone anciennement exploitée (Figure 10).

Il est également à noter que les espèces suivantes ont été uniquement détectées dans l'AAC anciennement exploitée : le chat doré, le daman (*Dendrohyrax dorsalis*), une espèce de galago (*Galago spp.*), l'hylochère, l'antilope de Bates (*Neotragus batesi*) et le léopard (*Panthera pardus*). Cependant, elles n'ont chacune été observées qu'une fois, soulignant le caractère rare ou arboricole de ces espèces. Au contraire, le céphalophe à front noir (*Cephalophus nigrifrons*) et le potto de Bosman (*Perodicticus potto*) n'ont été détectés que dans l'AAC récemment exploitée.

### 3.2.4. Rythmes d'activité

Selon Lashley et al. (2018), l'interprétation d'une courbe d'activité est considérée comme fiable à partir d'un seuil d'échantillonnage de 100 détections. C'est pourquoi, seuls les profils d'activité de *Cephalophus callipygus*, *Cephalophus dorsalis*, *Loxodonta cyclotis* et *Philantomba monticola* sont présentés (Tableau 1 et Figure 11), les autres étant disponibles en Annexes 9 et 10.

Tableau 1 : Comparaison statistique des profils d'activité des quatre mammifères répondant aux critères de cette analyse selon le test  $U^2$  de Watson, avec les niveaux de significativité suivants : non significatif  $> 0,05$  ; \*  $< 0,05$  ; \*\*  $< 0,01$  ; \*\*\*  $< 0,001$ .

Ordre	Famille	Espèces	Nombre d'évènements de détection indépendants		p-valeur
			AAC 6-1	AAC 5-2	
Artiodactyla					
	Bovidae	<i>Cephalophus callipygus</i>	466	542	n.s.
		<i>Cephalophus dorsalis</i>	191	137	n.s.
		<i>Philantomba monticola</i>	670	781	***
Proboscidea					
	Elephantidae	<i>Loxodonta cyclotis</i>	164	125	n.s.

Selon le test statistique de Watson, les différences entre distributions sont non-significatives, excepté pour *P. monticola*. Toutefois, pour cette espèce, les différences entre courbes demeurent peu marquées, seul le pic d'activité crépusculaire est plus marqué dans la zone anciennement exploitée.

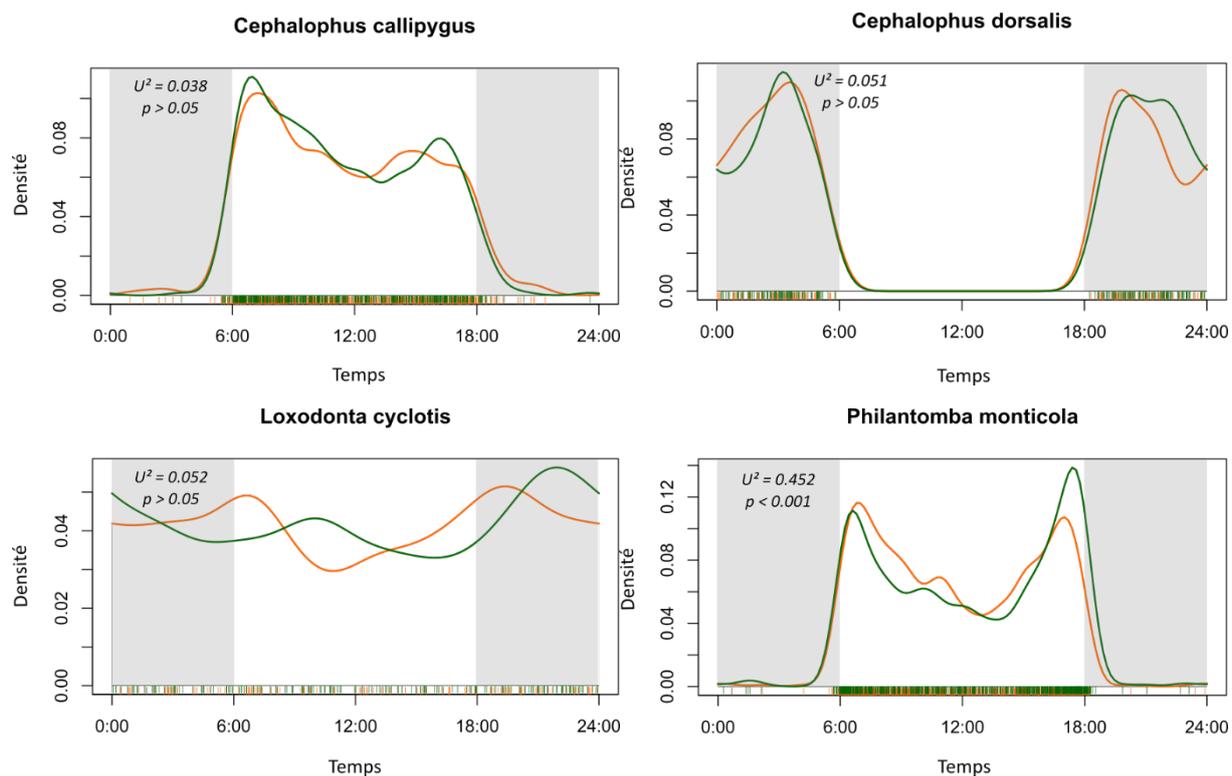


Figure 11 : Estimations des profils d'activité quotidienne de *Cephalophus callipygus*, *Cephalophus dorsalis*, *Loxodonta cyclotis* et *Philantomba monticola* dans les AAC anciennement exploitée (courbe verte) et récemment exploitée (courbe orange). Les petites lignes verticales au-dessus de l'axe des x indiquent les heures de chaque détection indépendante tandis que les zones grisées représentent les heures durant lesquelles il fait nuit. Dans le coin supérieur gauche, sont présentés les résultats du test  $U^2$  de Watson comparant les deux distributions.

### 3.3. Comparaison de deux méthodes d'inventaire d'éléphants

Afin de comparer les inventaires par pièges photographiques et acoustique des populations d'éléphants, différentes approches ont été utilisées. La première vise à comparer les taux de détection horaires ( $RAI_H$ ) relatifs aux deux dispositifs, la seconde à déterminer si le profil d'activité des éléphants obtenu *via* chacune des méthodes suit la même distribution et la troisième, à comparer les tendances de détection des deux dispositifs d'un point de vue temporel.

#### 3.3.1. Taux de détection

Au total, 230 évènements de détection indépendants d'éléphant ont été enregistrés par les pièges photographiques appariés à un capteur acoustique (12 au total). En ce qui concerne les inventaires acoustiques, 976 évènements de détection indépendants de grondement d'éléphant ont été identifiés par l'algorithme de détection automatique. Les taux de détection obtenus sont, en moyenne, 28 [2 – 184] fois plus élevés dans le cadre des inventaires acoustiques.

Tableau 2 : Comparaison des taux moyens de détection d'éléphant, par heure et par jour, obtenus pour les deux méthodes d'inventaire, avec chaque ligne = un couple caméra-capteur, AAC 5-2 = AAC récemment exploitée et AAC 6-1 = AAC anciennement exploitée.

Inventaire par pièges photographiques			Inventaire acoustique			
	N°	RAI <sub>H</sub> (/heure)	RAI (/24h)	N°	RAI <sub>H</sub> (/heure)	RAI (/24h)
AAC 5-2	CT03	0,008	0,19	R0719	0,110	2,64
	CT04	0,009	0,23	R0716	0,108	2,60
	CT07	0,022	0,52	R0717	0,142	3,41
	CT08	0,020	0,48	R0720	0,142	3,41
	CT09	0,019	0,45	R0725	0,123	2,95
	CT10	0,004	0,10	R0732	0,107	2,58
	AAC 6-1	CT02b	0,001	0,02	R0726	0,140
CT03b		0,006	0,15	R0728	0,127	3,05
CT05b		0,005	0,12	R0731	0,138	3,30
CT06b		0,005	0,13	R0733	0,123	2,95
CT07b		0,058	1,38	R0718	0,140	3,35
CT08b		0,047	1,13	R0730	0,137	3,30

Les résultats obtenus par les deux méthodes ne sont pas significativement corrélés ( $R^2=0,19$  ;  $p = 0,15$ ) (Figure 12).

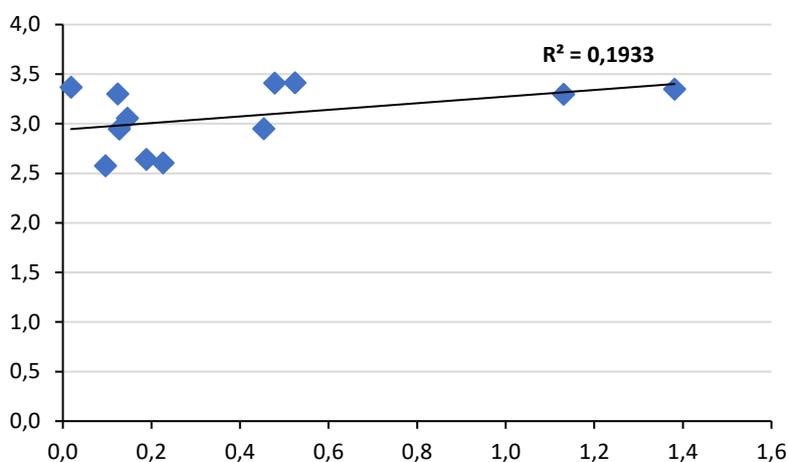


Figure 12 : Comparaison des RAI moyens selon les deux méthodes d'inventaire.

A l'instar des résultats obtenus sur base des inventaires par pièges photographiques : le taux de détection de l'éléphant est supérieur dans l'AAC anciennement exploitée ( $\overline{RAI} = 3,22$  ;  $\sigma = 0,16$ ) comparativement à l'AAC récemment exploitée ( $\overline{RAI} = 2,96$  ;  $\sigma = 0,36$ ), mais à nouveau, la différence entre les deux zones d'étude est non-significative ( $p = 0,15$  ;  $t = -1,63$ ).

### 3.3.2. Rythmes d'activité

La différence entre les deux profils d'activité est très hautement significative selon la méthode utilisée, toutes AAC confondues ( $U^2 = 0,672$  ;  $p < 0,001$ ) (Figure 13). Le rythme d'activité extrait des inventaires acoustiques se singularise par un pic diurne de détection dont le mode est entre 10h et 12h.

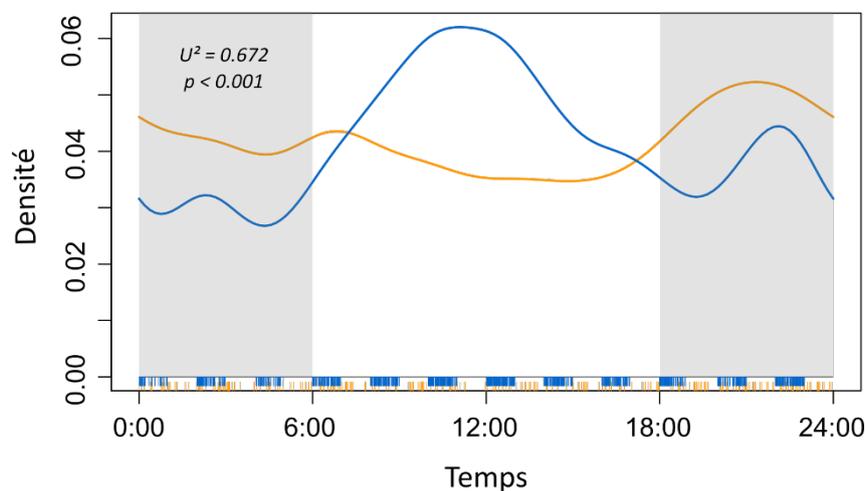


Figure 13 : Estimations de la courbe d'activité quotidienne de l'éléphant de forêt sur base des données enregistrées par pièges photographiques (jaune) et des données acoustiques (bleue). Les petites lignes verticales au-dessus de l'axe des x indiquent les heures de chaque détection indépendante. Dans le coin supérieur gauche, sont présentés les résultats du test  $U^2$  de Watson comparant les deux distributions.

La comparaison des AAC (Figure 14) révèle des tendances différentes en fonction des méthodes. En zone récemment exploitée, les pics détectés par les pièges photographiques sont comparativement plus précoces et, à l'inverse, ceux détectés par les capteurs acoustiques sont plus tardifs.

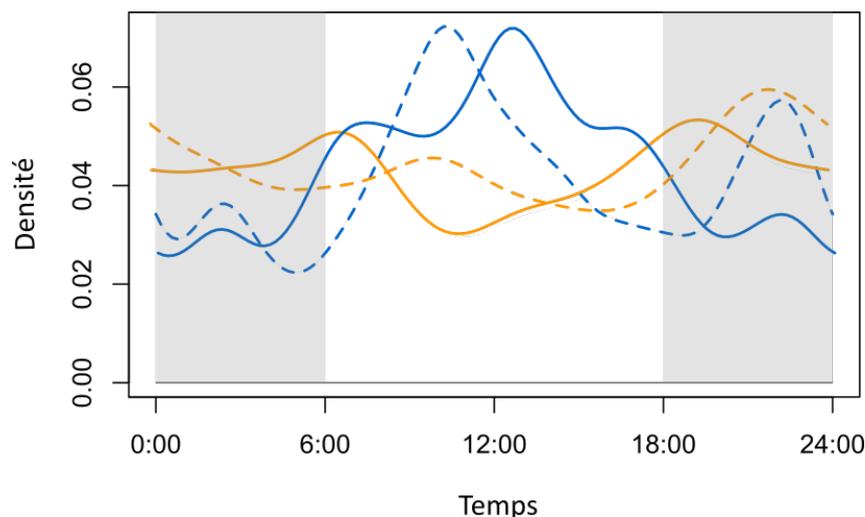


Figure 14 : Estimations de la courbe d'activité quotidienne de l'éléphant de forêt sur base des données enregistrées par pièges photographiques (jaune) et des données acoustiques (bleue) avec distinction entre l'AAC anciennement exploitée (trait pointillé) et l'AAC récemment exploitée (trait plein).

### 3.3.3. Analyse de la temporalité des détections perçues par couple PP-CA

L'analyse par couple (Figure 15 et Annexe 11) montre que les jours durant lesquels un nombre maximum de détection est enregistré par un capteur acoustique n'impliquent pas nécessairement un nombre plus important d'éléphants détectés par la caméra appariée à ce capteur, et inversement. Les résultats au test de corrélation de Kendall prouvent en effet qu'à tous les couples, excepté un, les deux variables ne sont pas liées.

La Figure 15 illustre différents cas :

- A : Des grondements d'éléphants ont été enregistrés de façon régulière tandis que le piège photographique apparié n'a détecté qu'un seul éléphant tout au long de la période d'échantillonnage.
- B : Les deux types de détection ont été observés de façon ponctuelle au cours de la collecte de données, avec tout de même une fréquence plus élevée de grondements d'éléphant.
- C : Chaque méthode a enregistré de nombreuses détections avec un nombre maximal de 5 détections en un jour, atteint cette fois par le piège photographique.
- D : Les capteurs acoustiques ont régulièrement recensé des éléphants contrairement à la caméra qui n'en a détecté que par période.

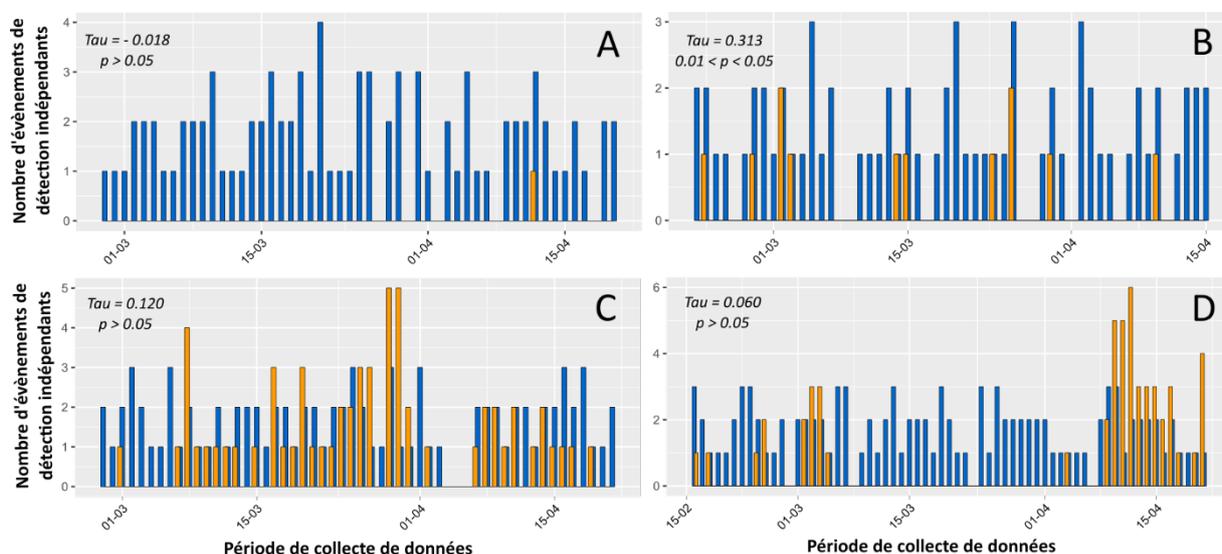


Figure 15 : Comparaison temporelle du nombre d'évènements de détection indépendants d'éléphant enregistrés par un piège photographique (jaune) et un capteur acoustique (bleu) appariés, à quatre points d'enregistrement différents (A,B,C,D), avec les résultats au test de corrélation de Kendall affichés dans les coins supérieurs gauches.

## IV. DISCUSSION

### 4.1. Biodiversité mammalienne en concession forestière et comparaison entre des zones anciennement et récemment exploitées

Depuis plusieurs décennies, les pièges photographiques (PP) sont de plus en plus utilisés pour étudier l'écologie des espèces, suivre les tendances des populations animales et évaluer l'efficacité des stratégies de conservation (Tobler et al., 2008; Wearn et al., 2019; Fonteyn et al., 2020; Blount et al., 2021). Cette méthode d'inventaire non-invasive permet rapidement de collecter des données sur un large échantillon d'espèces, notamment celles qui sont rares ou élusives, dans une gamme variée d'habitats, tels que les forêts denses humides d'Afrique centrale (Cappelle et al., 2019; Holinda et al., 2020; Hongo et al., 2020). Dernièrement, de nombreuses études ont également eu recours aux PP pour évaluer l'influence des facteurs paysagers et/ou anthropiques sur la distribution des espèces, leur abondance relative et leur comportement (Wearn et al., 2017; Tilker et al., 2019; Kays et al., 2020). Dans ce contexte et pour répondre au premier objectif de cette étude, deux AAC possédant des historiques d'exploitation distincts ont été caractérisées selon plusieurs approches, valorisant différemment les données issues des inventaires par PP. Plus spécifiquement, les quatre variables suivantes ont été étudiées et comparées entre zones d'étude : la richesse spécifique, la composition spécifique, l'abondance relative des mammifères détectés et enfin, leurs rythmes d'activité.

#### 4.1.1. Diversité mammalienne en concession forestière

Le Tableau 3 reprend la richesse spécifique et les *RAI* de certaines espèces phares des forêts d'Afrique centrale, obtenus à l'échelle de l'UFA étudiée (les données des deux AAC étant ici confondues) et les compare aux données estimées dans le cadre d'autres études ayant également recensé les mammifères terrestres à l'aide de PP.

Tableau 3 : Comparaison de la richesse et des abondances relatives de mammifères emblématiques des forêts tropicales, entre plusieurs affectations des terres au Cameroun et au Gabon.

	Cameroun (Sud-Est)				Gabon
	Conces. for. non-certifiée SEFAC	Parc National de Lobéké Poulain (2021)	Réserve du Dja secteur Nord Bruce et al. (2018)	Réserve du Dja secteur Sud	Conces. for. certifiée Fonteyn et al. (2020)
Effort d'échantillonnage (C.-J.)	1 207	1 284	3 725	3 371	3 159
Richesse spécifique	36	35	22	28	29
RAI (/100 C.-J.)					
<i>Cephalophus callipygus</i>	83,51	125,23	14,10	71,46	23,40
<i>Gorilla gorilla</i>	2,24	6,70	0,16	0,44	0,80
<i>Loxodonta cyclotis</i>	23,94	5,14	1,61	4,57	1,00
<i>Pan troglodytes</i>	2,57	1,25	0,86	1,90	2,60
<i>Panthera pardus</i>	0,08	0,16	-	0,83	0,20
<i>Tragelaphus eurycerus</i>	4,72	1,79	0,05	0,06	-
<i>Smutsia gigantea</i>	0,83	0,70	0,27	0,68	0,50

En termes de richesse spécifique, la concession forestière de la SEFAC se caractérise par le plus grand nombre d'espèces détectées, suivie de près par le PN de Lobéké. Dans celui-ci, les céphalophes de Peters (*Cephalophus callipygus*) et les gorilles (*Gorilla gorilla*) sont plus fréquemment détectées tandis que les bongos (*Tragelaphus eurycerus*), les chimpanzés (*Pan troglodytes*) et les éléphants (*Loxodonta cyclotis*) sont nettement plus abondants dans l'UFA de la SEFAC. Ces derniers y sont observés à une fréquence près de cinq fois plus élevée que dans le PN. En 2018, un rapport avait déjà relevé que les éléphants étaient 2,2 fois plus abondants au nord du PN, dans la concession forestière de la SEFAC, qu'en son sein (Beukou et al., 2019). Bien que cette espèce soit connue pour tirer profit des zones éclaircies par l'exploitation forestière en se nourrissant des plantes herbacées qui les colonisent (Barnes et al., 1991; Blake et al., 2008), une abondance relative aussi élevée suggère tout de même que cette zone est particulièrement riche en éléphants. Concernant les bongos et les chimpanzés, ces espèces ont tendance à se raréfier dans les forêts d'Afrique centrale en raison de leur forte sensibilité aux pressions anthropiques (Bruce et al., 2018; Koopmans et al., 2021). Leur taux de détection élevé suggère donc que l'UFA étudiée est faiblement perturbée.

Quant aux autres allocations forestières présentées ci-dessus, elles ont tendance à abriter moins d'espèces, avec des *RAI* plus faibles. Ceci démontre qu'une concession forestière non-certifiée, appliquant des mesures de gestion adéquates, a la capacité de maintenir une biodiversité comparable, voire parfois plus riche, qu'une aire protégée ou qu'une concession forestière certifiée.

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude, suggérant qu'une zone ayant été exploitée de façon durable puisse être comparable à une zone non-dégradée en termes de diversité et de composition spécifique, sont en accord avec les conclusions de nombreux auteurs (Clark et al., 2009; Berry et al., 2010; Putz et al., 2012; Burivalova et al., 2014). D'autres études stipulent au contraire l'inverse (Gibson et al., 2011; Poulsen et al., 2011; Gutiérrez-Granados et al., 2021). Si les avis divergent, c'est entre autres parce que les résultats obtenus sont influencés par de nombreux facteurs, tels que la façon dont les concessions forestières étudiées sont aménagées, l'accessibilité aux routes forestières et le braconnage qui en découle, ainsi que les contextes socio-économique et géographique (Malhi et al., 2014; Lhoest et al., 2020). Ce travail ne permet donc certainement pas de généraliser les tendances observées ci-dessus à toutes les sociétés forestières légales appliquant un plan d'aménagement. Par ailleurs, il ne faut pas omettre la situation privilégiée de l'UFA dans laquelle la collecte de données a été effectuée, en faisant partie intégrante d'une ZIC au sein de laquelle de nombreuses opérations de lutte anti-braconnage sont menées, en se situant au nord d'une aire protégée et dans une partie reculée du pays, encore relativement peu peuplée. Les conflits en RCA, aux alentours de la région de Libongo, pourraient potentiellement aussi avoir joué un rôle dans l'obtention de taux de détection particulièrement élevés : de nombreux animaux se sont probablement réfugiés au Cameroun pour fuir les régions d'instabilité (A.Oumar Ramadan, communication personnelle, 2021).

#### 4.1.2. Comparaison entre des zones récemment et anciennement exploitées

Dans l'ensemble, les comparaisons des résultats ne montrent que peu de différences entre l'AAC dernièrement exploitée et celle exploitée il y a plus de 17 ans [17-45 ans]. Le nombre d'espèces détectées dans chacune des zones est très proche, avec respectivement 30 et 33 espèces. Parmi les 36 taxa recensés, 27 étaient communs aux deux inventaires. La superposition des deux communautés au sein de l'ordination ne permettent pas de dissocier significativement les deux communautés. Ainsi, les deux AAC semblent se caractériser par une même structure trophique de telle sorte que l'équilibre de l'écosystème forestier tropical, en termes de structure et de fonctionnement, peut être considéré comme maintenu dans l'AAC récemment exploitée.

En termes d'abondance relative, la plupart des mammifères détectés possèdent des taux de détection qui ne présentent pas de différence significative entre les deux AAC, à l'exception des rongeurs. L'athérure africain (*Atherurus africanus*) et le rat géant (*Cricetomys emini*) ont été davantage observés dans l'AAC récemment exploitée. Ces derniers sont généralement considérés comme de bons indicateurs de la perturbation du milieu (Laurance et al., 2006; Mathot et al., 2006; Gutiérrez-Granados et al., 2021). La surabondance des petits mammifères dans les forêts dégradées est souvent une conséquence directe du dépeuplement des prédateurs et des espèces partageant la même niche écologique (Gutiérrez-Granados et al., 2021). Peres et al. (2000) parle alors de *density compensation*. Par ailleurs, l'athérure africain résiste particulièrement bien à la dégradation des forêts et à la pression de la chasse (Mathot et al., 2006; Nasi et al., 2012), bien qu'il figure parmi les espèces les plus communément chassées (Van Vliet et al., 2012). Cependant, dans notre cas, le lien entre prolifération des rongeurs et réduction de densité d'autres taxa ne semble pas s'appliquer car plusieurs espèces connues pour être sensibles aux perturbations anthropiques, telles que le céphalophe de Peters, les grands singes et les pangolins, ne présentent pas de *RAI* significativement différents entre les deux AAC (Mathot et al., 2006; Koerner et al., 2017; Tagg et al., 2019).

Toutefois, bien que l'indice d'abondance relative soit un *proxy* largement utilisé dans les études de *camera trapping*, il est important de tenir compte des biais associés à son calcul afin de ne pas tirer de conclusions trop hâtives (Burton et al., 2015; Gilbert et al., 2020). En effet, il ne permet pas de tenir compte de l'hétérogénéité des probabilités de détection des espèces filmées par les caméras (Sollmann et al., 2013). Elles varient selon les traits caractéristiques de chaque espèce (leur comportement, leur utilisation de l'habitat, leur taille, etc.) et le milieu visé par le piège photographique (Blount et al., 2021). D'après Harmsen et al. (2010), il arrive même que deux espèces, qui occupent une même niche écologique, possèdent des probabilités très différentes d'utiliser les réseaux de pistes animales vers lesquelles les *camera traps* sont fréquemment orientées. Cependant, il a récemment été démontré que le choix systématique ou aléatoire de l'orientation de la caméra n'influençait pas significativement les taux de détection obtenus pour la plupart des espèces (Fonteyn et al., 2020). En d'autres termes, l'emploi de cet indice se justifie dans le cadre d'études visant à comparer la fréquentation d'un

environnement par une communauté animale selon une échelle temporelle ou spatiale (Gilbert et al., 2020) mais il ne reste qu'un reflet de la densité et du taux de déplacement des espèces détectées (Broadley et al., 2019; Fonteyn et al., 2020).

En plus d'évaluer l'impact du passage récent de l'exploitation forestière sur la composition et la diversité spécifique, il semblait également pertinent d'analyser si cette activité anthropique avait entraîné une modification du rythme d'activité des mammifères étudiés, laquelle pourrait éventuellement entraîner une chute du succès reproducteur de l'espèce et par conséquent, impacter la dynamique des populations (Houngbégnon et al., 2020). Une étude au Gabon a par exemple démontré que, suite au développement d'activités pétrolières dans la région, les éléphants de forêt étaient majoritairement devenus nocturnes à une période de l'année où ils étaient connus pour être plus actifs en journée (Wrege et al., 2010). Dans notre étude, aucun schéma similaire n'a pu être observé. Le céphalophe de Peters et le céphalophe bleu (*Philantomba monticola*) se caractérisent par une activité exclusivement diurne dans les deux AAC, contrairement au céphalophe à bande dorsale noire (*Cephalophus dorsalis*) qui est détecté entre 18h et 6h. Ces mêmes profils d'activité sont obtenus par Houngbégnon et al. (2020) à l'échelle de l'Afrique centrale. L'éléphant de forêt, quant à lui, a été légèrement plus observé de nuit que de jour dans les deux zones d'étude. Wrege et al. (2010) avaient également démontré que cette espèce avait tendance à être davantage nocturne durant la saison des pluies. Deux pics d'activité les caractérisent, générant une période de six heures durant lesquelles ils sont moins actifs. Cette baisse d'activité est légèrement décalée entre les deux zones d'étude : leur courbe d'activité atteint son minimum en fin de journée dans l'AAC anciennement exploitée et aux alentours de midi dans l'AAC récemment exploitée. Les activités d'extraction de bois, impliquant la production de nuisances sonores et le passage de nombreux véhicules dans la zone exploitée, pourraient en partie justifier que les éléphants soient moins actifs en journée dans cette zone-là. Cependant, le test  $U^2$  de Watson n'a pas identifié de différence significative entre les deux distributions

#### **4.1.3. Limites de l'étude**

Les données ayant servi à l'obtention des résultats évoqués ci-dessus ont été collectées durant sept semaines. Au cours de celles-ci et à l'aide des 12 PP installés dans chaque AAC, un total de 613 et de 594 caméras.jours ont été atteints pour les deux zones d'étude. Ces valeurs sont inférieures au seuil théorique de 1000 caméras.jours qui est référencé comme optimal pour capter toute la diversité spécifique d'une zone selon O'Brien et al. (2010). Par conséquent, des espèces rares ou élusives risquent de ne pas avoir été recensées lors de ces inventaires. Cela semble être particulièrement le cas pour l'AAC anciennement exploitée dont la courbe de raréfaction des espèces en fonction du temps d'échantillonnage ne présente pas de niveau de stagnation. Par ailleurs, obtenir un nombre de détections plus élevé pour chaque espèce en augmentant l'effort d'échantillonnage aurait potentiellement permis d'observer des tendances plus marquées lors de la comparaison des résultats entre zones d'étude. Pour ce faire, soit davantage de PP par AAC auraient dû être déployés, soit la

période d'échantillonnage aurait dû être prolongée. Dans le cadre de cette étude, la première option aurait été la plus appropriée à appliquer étant donné qu'au-delà d'un seuil de collecte de données d'un mois, aucun gain de précision n'est plus observé pour les estimations de richesse et de taux de détection (Kays et al., 2020). Cette étude mentionne également que 25 à 35 PP sont nécessaires pour obtenir des résultats précis concernant la richesse spécifique d'une zone, confirmant nos précédentes observations relatives à l'effort d'échantillonnage restreint de cette étude. Cependant, la taille des AAC et la distance à respecter entre chaque PP installé limitaient fortement le nombre d'unités pouvant être déployées dans le cadre de cette étude.

Le faible nombre d'AAC échantillonnées représente une autre limite de ce travail de recherche. Premièrement, il aurait été intéressant d'inventorier la biodiversité mammalienne d'un plus grand nombre d'AAC de façon à pouvoir étudier sa potentielle variabilité selon un gradient progressif d'historiques d'exploitation. Toutefois, cela demeure compliqué en termes d'accès. Deuxièmement, l'intensité moyenne de l'exploitation forestière appliquée par le Groupe SEFAC s'élève à 0,8 arbres prélevés par hectare (N.Njib<sup>3</sup>, communication personnelle, 2021) mais il existe inévitablement des variations locales de ce taux de prélèvement, principalement en lien avec le caractère grégaire de certaines essences. Ainsi, pour capter davantage de variabilité en termes d'intensité d'exploitation, réaliser des inventaires à plus large échelle et moins localisés pourrait être ultérieurement considéré. Néanmoins, le taux d'exploitation de l'AAC 5-2 valant 0,7 arbres par hectare (N.Njib, communication personnelle, 2021), la zone peut être considérée comme représentative de la majorité des autres AAC exploitées.

---

<sup>3</sup> Chef d'exploitation du Groupe SEFAC.

## 4.2. Comparaison de deux méthodes d'inventaire d'éléphants

Parallèlement au progrès technologique et en réponse au besoin urgent d'améliorer les stratégies globales de conservation de la biodiversité, de nouvelles méthodes de suivi de la faune se sont progressivement développées (Wrege et al., 2017; Fonteyn et al., 2020). Parmi elles, figurent les inventaires par PP et les inventaires acoustiques (*Passive Acoustic Monitoring - PAM*). Toutes deux ont gagné en popularité dans le domaine de la conservation et de l'écologie animale au cours de ces trente dernières années (Sugai et al., 2019; Hongo et al., 2020). Non-invasifs et nécessitant peu d'entretien, ces outils de *monitoring* permettent de collecter de nombreuses données à distance et dans de brefs délais (Thompson et al., 2010; Moore et al., 2020; Blount et al., 2021). Ces méthodes sont donc particulièrement intéressantes dans le cadre d'inventaires en forêt tropicale où la visibilité est réduite et l'accès parfois compliqué (Crunchant et al., 2020). Plus spécifiquement, elles ont chacune été référencées dans la littérature scientifique comme étant une technique efficace de suivi des populations d'éléphants de forêt (Thompson et al., 2009; Gessner et al., 2014). Néanmoins, la question concernant leur capacité à fournir les mêmes résultats demeure.

### 4.2.1. Comparaison des résultats fournis par les pièges photographiques et les capteurs acoustiques

Les taux de détection de l'éléphant obtenus *via* chaque méthode ont été comparés globalement puis à l'échelle de tous les couples caméra-capteur. L'indice d'abondance relative était en moyenne 28 fois plus grand dans le cas des inventaires acoustiques. Une étude inventoriant les chimpanzés (Crunchant et al., 2020) et une autre les cerfs Sika et une espèce de macaque (Enari et al., 2019), comparant également ces deux types d'inventaire, ont révélé les mêmes tendances. Ces résultats étaient attendus pour deux raisons principales. D'une part, les capteurs acoustiques (CA) possèdent une zone de détection significativement plus grande que les PP (Enari et al., 2019). D'autre part, les sons se propagent de façon omnidirectionnelle sur de plus ou moins grandes distances, que le milieu soit encombré d'obstacles ou non (Sugai et al., 2019). Dans de telles conditions, il est logique que les CA inventorient davantage d'événements de détection que les PP, ces derniers nécessitant que l'animal passe dans un champ extrêmement localisé et restreint. Ainsi, pour un même effort d'échantillonnage, moins d'unités sont requises dans le cadre des inventaires acoustiques que pour les inventaires par PP : ceci rend cette première méthode plus avantageuse que la seconde du point de vue du temps nécessaire au déploiement de la grille d'échantillonnage mais pas pour autant plus rentable en termes de coût étant donné qu'un CA est plus onéreux qu'un PP.

Par ailleurs, de plus en plus d'études s'intéressent au comportement animal et à l'influence que les activités anthropiques peuvent avoir sur celui-ci (Wrege et al., 2010). Il semblait dès lors pertinent d'évaluer si les deux méthodes d'inventaire étudiées permettaient d'obtenir des rythmes d'activité similaires de l'éléphant de forêt. A première vue, les résultats obtenus diffèrent fortement selon les

données utilisées. Cependant, il semblerait que l'explication réside dans la méthode de traitement des données : tandis que les données acoustiques ont été analysées par un algorithme de détection, les données par PP ont été parcourues à la main. Autrement dit, le jeu de données relatif à la première méthode contient un certain pourcentage de faux positifs (FP), contrairement à la seconde, biaisant potentiellement les résultats. Pour évaluer si ces derniers influencent significativement la courbe d'activité dérivée de l'inventaire acoustique, la densité de probabilité des FP ayant été identifiés lors de la vérification manuelle d'un sous-échantillonnage du jeu de données acoustiques (5%) a été générée (Figure 16).

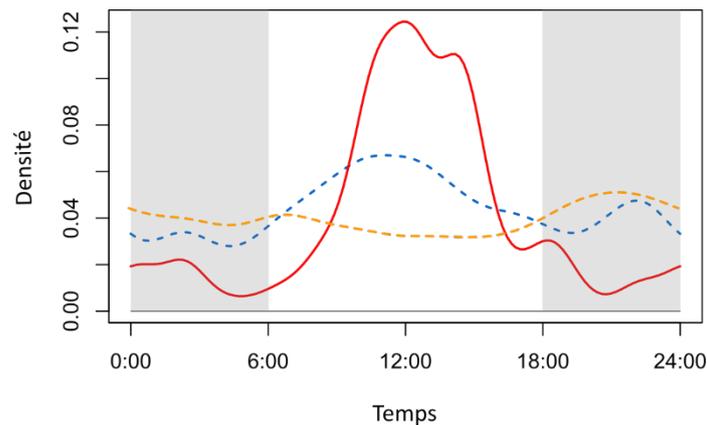


Figure 16 : Densité de probabilité des faux positifs (grondements d'éléphant non-existants ayant été identifiés comme tels par l'algorithme) selon un cycle de 24h (courbe rouge), avec en arrière-plan ; le rythme d'activité de l'éléphant dérivé des données acoustiques (courbe bleue) et des données issues des PP (courbe jaune).

Au vu de la forte probabilité des FP à avoir lieu entre 10h et 16h, cela explique pourquoi la courbe d'activité dérivée de l'inventaire acoustique présente un pic d'activité en milieu de journée qui ne se retrouve pas dans le rythme d'activité obtenu en utilisant les données issues des PP. Tel que discuté par Keen et al. (2017), la majorité des FP correspondent à des sons de forte intensité saturant entièrement les basses fréquences ou à des sons de basse fréquence présentant une structure harmonique similaire à celle des éléphants. Ils sont majoritairement générés par des orages, par des bruits lointains de moteur (avion ou véhicule) et par des bourdonnements d'insectes volant près du microphone du CA (Annexe 12). Toutes ces activités sont davantage recensées en journée, ce qui explique la densité de probabilité obtenue pour les FP. Ceci souligne l'importance de toujours procéder à une vérification manuelle d'un pourcentage suffisant des données traitées par un algorithme de détection automatique afin de ne pas surinterpréter les résultats obtenus.

Cette présence de FP pourrait aussi expliquer les résultats obtenus à l'échelle de chaque couple caméra-capteur. Une journée d'orage a par exemple pu causer plusieurs faux événements de détection indépendants certains jours. Les jours se caractérisant par plus de détections visuelles d'éléphants que sonores sont plus étonnants ; il suggérerait que les éléphants se déplacent parfois sans émettre de grondements ou plus simplement, que des grondements d'éléphant n'aient pas été identifiés par l'algorithme ces jours-là (faux négatifs). Néanmoins, l'explication pourrait également résider dans le

fait d'avoir appliqué un intervalle de temps trop important pour contrôler l'autocorrélation des évènements de détection issus de l'inventaire acoustique, impliquant que le nombre d'évènements de grondement d'éléphant ait parfois été sous-estimé. Ce laps de temps de 4 heures est en effet discutable étant donné qu'il a été défini en s'inspirant d'une étude acoustique qui l'a elle-même défini en observant le temps durant lequel les éléphants de forêt restaient dans le rayon d'action des CA, placés dans des clairières forestières (Thompson et al., 2010 ; L.D.Rowland, communication personnelle, 2021). Également appelées *baïs*, ces clairières forestières sont d'une haute importance écologique pour les éléphants qui s'y rassemblent pour se nourrir de leur terre riche en sels minéraux et pour interagir socialement (Blake et al., 2004; Wrege et al., 2012). En forêt dense, il est probable que les individus circulent davantage et qu'un intervalle de temps inférieur puisse être considéré pour séparer les évènements de détection indépendants. Une étude ultérieure visant à caractériser comment les éléphants se comportent dans le rayon de détection des CA et à quelle vitesse ils passent d'une zone de détection à une autre permettrait d'améliorer significativement la fiabilité de cette méthode d'inventaire. Par ailleurs, comparer les résultats obtenus à l'échelle d'un PP et d'un CA pour une même espèce implique que l'effort d'échantillonnage considéré est très faible, ce qui affaiblit à nouveau la précision de cette analyse.

#### 4.2.2. Limites de l'étude

Un des plus gros inconvénients limitant la comparaison des deux méthodes d'inventaire est la performance non optimale de l'algorithme de détection automatique de grondement d'éléphant, appliqué aux données sonores collectées. Deux paramètres, basés sur le taux de FP et de FN, permettent de la caractériser : la précision et le *recall*. La précision traduit le pourcentage de détections identifiées par l'algorithme correspondant réellement à des grondements d'éléphant (Keen et al., 2017). Estimée à 68%, celle-ci est tout à fait acceptable (Keen et al., 2017). Le *recall* révèle, quant à lui, la proportion de grondements d'éléphant ayant été repérés et identifiés comme tels par l'algorithme (Keen et al., 2017; Wrege et al., 2017). Or, ayant été estimé à 56%, le *recall* obtenu est peu convainquant puisqu'il suggère que 44% des grondements d'éléphant n'ont pas été détectés par l'algorithme. Ces paramètres dépendent fortement du seuil de score appliqué aux détections. Plus celui-ci sera rehaussé, plus la précision de l'algorithme sera améliorée au vu du nombre réduit de FP, mais plus son *recall* sera faible étant donné que davantage de grondements d'éléphant seront manqués par l'algorithme (Keen et al., 2017). Trouver un bon compromis entre la précision et le *recall* n'est donc pas évident et favoriser l'un ou l'autre dépend de l'objectif de l'étude. Dans notre cas, la précision de l'algorithme a été privilégiée aux dépens du *recall* afin de ne pas surestimer le nombre de détections considérées dans nos analyses. Malgré cela, les tendances précédemment relevées démontrent tout de même que les inventaires acoustiques ont enregistré plus de détections que les inventaires par PP. Comme évoqué par Keen et al. (2017), différents post-traitements pourraient être intégrés à l'algorithme pour améliorer sa performance et réduire les probabilités qu'un grondement soit

confondu avec des orages ou des bruits de moteur. Par ailleurs, vérifier manuellement un pourcentage plus important du jeu de données acoustiques initial, environ 10% de celui-ci, permettrait d'estimer les paramètres de l'algorithme avec plus de précision (D.Fonteyn, communication personnelle, 2021).

Une autre limite de cette étude, minimisant potentiellement le nombre de détections perçues par les PP, concerne la grille d'échantillonnage et plus spécifiquement, les distances séparant chaque unité d'enregistrement. Une distance d'1,4 km a été appliquée entre chaque PP en s'inspirant du protocole TEAM (TEAM Network, 2008). Selon celui-ci, il s'agit d'un bon compromis à appliquer dans le cadre d'études multi-espèces (cf. Objectif 1). Cependant, pour une étude ciblant une espèce telle que l'éléphant de forêt, possédant un domaine vital de 1 200 km<sup>2</sup> en moyenne et pouvant atteindre jusqu'à 20 000 km<sup>2</sup> (Blake, 2002), une grille déployée sur de plus grandes étendues et intégrant une plus grande distance entre unités aurait potentiellement permis d'enregistrer des données d'activité plus représentatives de cette espèce.

#### **4.2.3. Autres paramètres à considérer dans le choix de la méthode**

Outre les résultats discutés ci-dessus, les méthodes d'inventaire par PP et acoustiques présentent chacune des caractéristiques plus ou moins avantageuses. Les PP ont par exemple confirmé leur efficacité à détecter de nombreux taxons, dont des espèces rares, nocturnes et élusives, telles que le chimpanzé (*Pan troglodytes*), le pangolin géant (*Smutsia gigantea*) et le léopard (*Panthera pardus*) (Cappelle et al., 2019; Holinda et al., 2020), tandis que les études acoustiques ciblent généralement une à deux espèces possédant un ou plusieurs cris singuliers (Enari et al., 2019). Les inventaires par PP possèdent ainsi un champ d'action plus large au cours d'une même étude (Wrege et al., 2017). En revanche, ils détectent majoritairement des mammifères terrestres et sont encore peu utilisés pour étudier d'autres groupes d'espèces, tels que les oiseaux, les espèces arboricoles, les reptiles, etc. (Blount et al., 2021). Au contraire, de nombreux exemples d'inventaires acoustiques de chauves-souris, de cétacées, d'oiseaux et plus récemment de mammifères, existent dans la littérature scientifique (Sugai et al., 2019). Néanmoins, ces études nécessitent d'avoir à disposition une bibliothèque des sons de référence de l'espèce ciblée ou de réaliser une étude préliminaire sur les caractéristiques de ses cris. Par ailleurs, les CA ont tendance à consommer beaucoup plus de piles comparé aux PP étant donné qu'ils enregistrent selon un horaire prédéfini fixe, contrairement aux PP qui ne sont actifs que lorsqu'ils sont automatiquement déclenchés (Enari et al., 2019; Crunchant et al., 2020; Blount et al., 2021). Cela les rend, par conséquent, plus contraignants du point de vue du transport du matériel sur le terrain et d'un point de vue financier, bien que ces aspects puissent varier d'un modèle à l'autre. Toutefois, chaque unité de CA a la capacité de couvrir plusieurs types d'habitats, ce qui permet aux opérateurs d'économiser sur le nombre d'unités à déployer pour collecter des données représentatives de la variabilité paysagère (Wrege et al., 2017; Enari et al., 2019). Dans le cas d'inventaires par PP, chaque unité déployée est intrinsèquement liée à la microtopographie et à la densité de végétation du site d'installation (Enari et al., 2019; Fonteyn et al., 2020).

Enfin, les PP permettent de collecter des images jouant un rôle dans la sensibilisation du public à la conservation de la biodiversité et en termes d'analyses, un contact visuel reste plus facilement interprétable que des émissions de fréquence dans un spectrogramme (Blount et al., 2021).

Les deux méthodes sont également de plus en plus considérées pour suivre les activités de braconnage à distance (Wrege et al., 2017; Blount et al., 2021). Cependant, il reste encore certains *challenges* à relever pour optimiser leur utilisation et la comparaison des résultats obtenus entre études. Ceux-ci consistent à (i) définir des protocoles standardisés pour les deux méthodes et (ii) à perfectionner les algorithmes de détection automatique pour traiter les volumes importants de données générées par ces deux types d'inventaire (Sugai et al., 2019; Crunchant et al., 2020; Blount et al., 2021).

## V. CONCLUSION

Ce travail de fin d'études avait pour objectifs (i) d'évaluer l'impact de l'exploitation forestière sélective sur la biodiversité mammalienne dans le Sud-Est du Cameroun et (ii) de comparer deux méthodes d'inventaire de populations d'éléphants.

Malgré les quelques limites soulevées en discussion, nos résultats soulignent le haut potentiel des concessions forestières aménagées durablement, à jouer un rôle important dans la conservation de la biodiversité, et plus spécifiquement des mammifères. En agissant comme des zones tampons ou des corridors écologiques, elles peuvent permettre le maintien de métapopulations à l'échelle du paysage et l'expansion des populations d'espèces possédant de larges domaines vitaux, telles que le gorille et l'éléphant de forêt. Le rôle de ces acteurs n'est pas à négliger pour autant qu'ils investissent dans la gestion de la faune et le contrôle du braconnage. Au vu de l'expansion continue des superficies forestières exploitées en Afrique centrale, les partenariats publiques-privés conciliant production et conservation des forêts tropicales sont à favoriser.

Au sein de la concession forestière étudiée, il a été démontré qu'une AAC récemment exploitée peut maintenir une biodiversité mammalienne comparable à celle d'une AAC anciennement exploitée. Au vu de la gamme importante d'espèces détectées, incluant des espèces rares et élusives, cette étude prouve une nouvelle fois l'efficacité des inventaires par pièges photographiques et leur intérêt en termes de suivi des populations animales au sein des forêts tropicales. La généralisation des résultats obtenus à d'autres concessions forestières reste cependant à démontrer, dépendant fortement des mesures de gestion mises en place par la société forestière. Des études ultérieures « multi-sites », évaluant la biodiversité selon un gradient progressif d'historiques d'exploitation et intégrant l'intensité d'exploitation de l'AAC comme second facteur de perturbation, sont à envisager. Cela permettrait de vérifier si les tendances observées sont maintenues dans d'autres contextes socio-économiques et géographiques.

Enfin, cette étude a apporté de nouvelles informations quant aux atouts et inconvénients des deux méthodes d'inventaire de populations d'éléphants testées ; à savoir, les inventaires par pièges photographiques et les inventaires acoustiques. Les résultats obtenus ont confirmé les tendances précédemment observées dans la littérature scientifique : les capteurs acoustiques enregistrent davantage d'évènements de détection que les pièges photographiques, en raison de leur plus grande zone de détection et de la propagation omnidirectionnelle des sons dans l'air. Des études complémentaires visant à estimer les densités de populations d'éléphants *via* ces deux méthodes d'inventaire et comparer les résultats obtenus avec une valeur de référence seraient utiles. Pour terminer, les analyses menées ont mis en exergue le besoin de développer des protocoles standardisés mais également, d'optimiser le traitement des données en améliorant la performance des programmes de détection automatique.

## VI. BIBLIOGRAPHIE

- Abernethy K.A., Coad L., Taylor G., Lee M.E. & Maisels F., 2013. Extent and ecological consequences of hunting in Central African rainforests in the twenty-first century. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **368**, DOI:10.1098/rstb.2012.0303.
- 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**(6), 1386–1395, DOI:10.1111/j.1523-1739.2009.01333.x.
- Bahaa-el-din L., Henschel P., Butynski T.M., Macdonald D.W., Mills D., Slotow R. & Hunter L., 2015. The African golden cat *Caracal aurata*: Africa's least-known felid. *Mamm. Rev.* **45**(1), 63–77, DOI:10.1111/mam.12033.
- Barlow J., Lennox G.D., Ferreira J., Berenguer E., Lees A.C., Nally R. Mac, Thomson J.R., Ferraz S.F.D.B., Louzada J., Oliveira V.H.F., Parry L., Ribeiro De Castro Solar R., Vieira I.C.G., Aragaõ L.E.O.C., Begotti R.A., Braga R.F., Cardoso T.M., Jr R.C.D.O., Souza C.M., Moura N.G., Nunes S.S., Siqueira J.V., Pardini R., Silveira J.M., Vaz-De-Mello F.Z., Veiga R.C.S., Venturieri A. & Gardner T.A., 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* **535**(7610), 144–147, DOI:10.1038/nature18326.
- Barnes R.F.W., Barnes K.L., Alers M.P.T. & Blom A., 1991. Man determines the distribution of elephants in the rain forests of northeastern Gabon. *Afr. J. Ecol.* **29**(1), 54–63, DOI:10.1111/j.1365-2028.1991.tb00820.x.
- Barnosky A.D., Matzke N., Tomiya S., Wogan G.O.U., Swartz B., Quental T.B., Marshall C., McGuire J.L., Lindsey E.L., Maguire K.C., Mersey B. & Ferrer E.A., 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* **471**(7336), 51–57, DOI:10.1038/nature09678.
- Bele M.Y., Sonwa D.J. & Tiani A.M., 2015. Adapting the Congo Basin forests management to climate change: Linkages among biodiversity, forest loss, and human well-being. *For. Policy Econ.* **50**, 1–10, DOI:10.1016/j.forpol.2014.05.010.
- Benítez-López A., Santini L., Schipper A.M., Busana M. & Huijbregts M.A.J., 2019. Intact but empty forests? Patterns of hunting induced mammal defaunation in the tropics. *PLoS Biol.* **17**(5), 0–18, DOI:10.1371/journal.pbio.3000247.
- Bennett E.L., 2015. Legal ivory trade in a corrupt world and its impact on African elephant populations. *Conserv. Biol.* **29**(1), 54–60, DOI:10.1111/cobi.12377.
- Berry N.J., Phillips O.L., Lewis S.L., Hill J.K., Edwards D.P., Tawatao N.B., Ahmad N., Magintan D., Khen C. V., Maryati M., Ong R.C. & Hamer K.C., 2010. The high value of logged tropical forests: Lessons from northern Borneo. *Biodivers. Conserv.* **19**(4), 985–997, DOI:10.1007/s10531-010-9779-z.
- Beukou B., Sombambo M., Nzooch Z., N'Goran K.P., Hessana D., Sebogo L. & Mengamenya A., 2019. Dynamique des populations de grands et moyens mammifères dans le segment Cameroun du paysage Tri-National de la Sangha, 50.
- Billand A., 2010. Biodiversité dans les forêts d'Afrique centrale : panorama des connaissances, principaux enjeux et mesures de conservation. In: de Wasseige, C., de Marcken, P., Bayol, N., Hiol Hiol, F., Mayaux, P., Desclée, B., Nasi, R., Billand, A., Defourny, P., Eba'a Atyi, R. eds. *Les Forêts Du Bassin Du Congo - État Des Forêts 2010*. 63–94.
- Blake S., 2002. The ecology of forest elephant distribution and its implications for conservation.
- Blake S., Deem S.L., Strindberg S., Maisels F., Momont L., Isia I.B., Douglas-Hamilton I., Karesh W.B. & Kock M.D., 2008. Roadless wilderness area determines forest elephant movements in the Congo Basin. *PLoS One* **3**(10), DOI:10.1371/journal.pone.0003546.
- Blake S. & Inkamba-Nkulu C., 2004. Fruit, minerals, and forest elephant trails: Do all roads lead to

- Rome? *Biotropica* **36**(3), 392–401, DOI:10.1111/j.1744-7429.2004.tb00332.x.
- Blake S., Strindberg S., Boudjan P., Makombo C., Bila-Isia I., Ilambu O., Grossmann F., Bene-Bene L., De Semboli B., Mbenzo V., S’hwa D., Bayogo R., Williamson L., Fay M., Hart J. & Maisels F., 2007. Forest elephant crisis in the Congo Basin. *PLoS Biol.* **5**(4), 945–953, DOI:10.1371/journal.pbio.0050111.
- Blount J.D., Chynoweth M.W., Green A.M. & Şekercioğlu Ç.H., 2021. Review: COVID-19 highlights the importance of camera traps for wildlife conservation research and management. *Biol. Conserv.* **256**, DOI:10.1016/j.biocon.2021.108984.
- Bouché P., 2007. Dénombrement des éléphants du Gouma, 26.
- Bouché P., Lejeune P. & Vermeulen C., 2012. How to count elephants in West African savannahs? synthesis and comparison of main gamecount methods. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* **16**(1), 77–91.
- Bradshaw C.J.A., Sodhi N.S. & Brook B.W., 2009. Tropical turmoil: A biodiversity tragedy in progress. *Ecol. Soc. Am.* **7**(2), 79–87, DOI:10.1890/070193.
- Breuer T., Maisels F. & Fishlock V., 2016. The consequences of poaching and anthropogenic change for forest elephants. *Conserv. Biol.* **30**(5), 1019–1026, DOI:10.1111/cobi.12679.
- Broadley K., Burton A.C., Avgar T. & Boutin S., 2019. Density-dependent space use affects interpretation of camera trap detection rates. *Ecol. Evol.* **9**(24), 14031–14041, DOI:10.1002/ece3.5840.
- Brodie J.F., Giordano A.J. & Ambu L., 2015. Differential responses of large mammals to logging and edge effects. *Mamm. Biol.* **80**(1), 7–13, DOI:10.1016/j.mambio.2014.06.001.
- Bruce T., Amin R., Wacher T., Fankem O., Ndjassi C., Ngo Bata M., Fowler A., Ndinga H. & Olson D., 2018. Using camera trap data to characterise terrestrial larger-bodied mammal communities in different management sectors of the Dja Faunal Reserve, Cameroon. *Afr. J. Ecol.* **56**(4), 759–776, DOI:10.1111/aje.12574.
- Burivalova Z., Şekercioğlu Ç.H. & Koh L.P., 2014. Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. *Curr. Biol.* **24**(16), 1893–1898, DOI:10.1016/j.cub.2014.06.065.
- Burton A.C., Neilson E., Moreira D., Ladle A., Steenweg R., Fisher J.T., Bayne E. & Boutin S., 2015. Wildlife camera trapping: A review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *J. Appl. Ecol.* **52**(3), 675–685, DOI:10.1111/1365-2664.12432.
- Bush E.R., Whytock R.C., Bahaa-El-din L., Bourgeois S., Bunnefeld N., Cardoso A.W., Dikangadissi J.T., Dimbonda P., Dimoto E., Ndong J.E., Jeffery K.J., Lehmann D., Makaga L., Momboua B., Momont L.R.W., Tutin C.E.G., White L.J.T., Whittaker A. & Abernethy K., 2020. Long-term collapse in fruit availability threatens Central African forest megafauna. *Science (80- )*. **370**(6521), 1219–1222, DOI:10.1126/science.abc7791.
- Butchart S.H.M., Walpole M., Collen B., van Strien A., Scharlemann J.P.W., Almond R.E.A., Baillie J.E.M., Bomhard B., Brown C., Bruno J., Carpenter K.E., Carr, Geneviève M. Chanson J., Chenery A.M., Csirke J., Davidson N.C., Dentener F., Foster M., Galli A., Galloway J.N., Genovesi P., Gregory R.D., Hockings M., Kapos V., Lamarque J.-F., Leverington F., Loh J., McGeoch M.A., McRae L., Minasyan A., Hernández Morcillo M., Oldfield T.E.E., Pauly D., Quader S., Revenga C., Sauer J.R., Skolnik B., Spear D., Stanwell-Smith D., Stuart S.N., Symes A., Tierney M., Tyrrell T.D., Vié J.-C. & Watson R., 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science (80- )*. **328**(May), 1164–1168.
- Campos-Arceiz A. & Blake S., 2011. Megagardeners of the forest - the role of elephants in seed dispersal. *Acta Oecologica* **37**(6), 542–553, DOI:10.1016/j.actao.2011.01.014.
- Cappelle N., Després-Einspenner M.L., Howe E.J., Boesch C. & Kühl H.S., 2019. Validating camera trap

- distance sampling for chimpanzees. *Am. J. Primatol.* **81**(3), 1–9, DOI:10.1002/ajp.22962.
- Cardillo M., Mace G.M., Jones K.E., Bielby J., Bininda-Emonds O.R.P., Sechrest W., Orme C.D.L. & Purvis A., 2005. Evolution: Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science (80-. )*. **309**(5738), 1239–1241, DOI:10.1126/science.1116030.
- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., MacE G.M., Tilman D., Wardle D.A., Kinzig A.P., Daily G.C., Loreau M., Grace J.B., Larigauderie A., Srivastava D.S. & Naeem S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* **486**(7401), 59–67, DOI:10.1038/nature11148.
- Cardinale B.J., Srivastava D.S., Duffy J.E., Wright J.P., Downing A.L., M. S. & Jouseau C., 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* **443**.
- Ceballos G., Ehrlich P.R., Barnosky A.D., García A., Pringle R.M. & Palmer T.M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.* **1**(5), 9–13, DOI:10.1126/sciadv.1400253.
- 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. U. S. A.* **114**(30), E6089–E6096, DOI:10.1073/pnas.1704949114.
- Chapin F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C. & Díaz S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* **405**(6783), 234–242, DOI:10.1038/35012241.
- CITES, 2020. Suivi de l’abattage illicite d’éléphants (MIKE). Rapport : Analyse des tendances de la PIKE - Méthodologie et résultats, 17.
- Clark C.J., Poulsen J.R., Malonga R. & Elkan P.W., 2009. Logging concessions can extend the conservation estate for central African tropical forests. *Conserv. Biol.* **23**(5), 1281–1293, DOI:10.1111/j.1523-1739.2009.01243.x.
- Crunchant A.S., Borchers D., Kühl H. & Piel A., 2020. Listening and watching: Do camera traps or acoustic sensors more efficiently detect wild chimpanzees in an open habitat? *Methods Ecol. Evol.* **11**(4), 542–552, DOI:10.1111/2041-210X.13362.
- D’Huart J.-P., 1993. The Forest Hog (*Hylochoerus meinertzhageni*). *Pigs, Peccaries, and Hippos* 84–93.
- de Wasseige C., de Marcken P., Bayol N., Hiol Hiol F., Mayaux P., Desclée B., Nasi R., Billand A., Defourny P. & Eba’a Atyi R. (Eds.), 2012. *Les forêts du bassin du Congo - État des Forêts 2010*, Luxembourg, 276.
- de Wasseige C., Flynn J., Louppe D., Hiol Hiol F. & Mayaux P. (Eds.), 2014. *Les forêts du bassin du Congo - État des Forêts 2013*, Belgique, 328.
- Desclée B., Mayaux P., Hansen M., Amani P.L., Sannier, Christophe Mertens B., Häusler T., Siwe, René Ngamabou Poilvé H., Gond V., Rahm M. & Haarpaintner, Jörg Lubamba J.-P.K., 2014. Evolution du couvert forestier du niveau national au régional et moteurs de changement. In: de Wasseige, C., Flynn, J., Louppe, D., Hiol Hiol, F., Mayaux, P. eds. *Les Forêts Du Bassin Du Congo - Etat Des Forêts 2013*. Belgique, 21–46.
- Dewitte O., Jones A., Spaargaren O., Breuning-Madsen H., Brossard M., Dampha A., Deckers J., Gallali T., Hallett S., Jones R., Kilasara M., Le Roux P., Michéli E., Montanarella L., Thiombiano L., Van Ranst E., Yemefack M. & Zougmore R., 2013. Harmonisation of the soil map of africa at the continental scale. *Geoderma* **211–212**, 138–153, DOI:10.1016/j.geoderma.2013.07.007.
- Dirzo R. & Miranda A., 1990. Contemporary Neotropical Defaunation and Forest Structure, Function, and Diversity—A Sequel to John Terborgh. *Conserv. Biol.* **4**(4), 444–447, DOI:10.1111/j.1523-1739.1990.tb00320.x.
- Dirzo R. & Raven P.H., 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Environ. Resour.* **28**, 137–

- 167, DOI:10.1146/annurev.energy.28.050302.105532.
- Dirzo R., Young H.S., Galetti M., Ceballos G., Isaac N.J.B. & Collen B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science (80- )*. **345**(6195), 401–406, DOI:10.1126/science.1251817.
- Doetinchem N., Megevand C., Braune L. & Dulal H., 2013. Deforestation Trends in the Congo Basin. Reconciling Economic Growth and Forest Protection, 33.
- Doucet J.-L., 2003. L'alliance délicate de la gestion forestière et de la biodiversité dans les forêts du centre du Gabon.
- Doucet J.L., Daïnou K., Ligt G., Ouédraogo D.Y., Bourland N., Ward S.E., Tekam P., Lagoute P. & Fayolle A., 2016. Enrichment of Central African logged forests with high-value tree species: testing a new approach to regenerating degraded forests. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* **12**(1–2), 83–95, DOI:10.1080/21513732.2016.1168868.
- Doumenge C., Garcia Yuste J.-E., Gartlan S., Langrand O. & Ndinga A., 2001. Conservation Forestière En Afrique Centrale Atlantique : le réseau d'Aires Protégées est-il adéquat? *Bois Forêts des Trop.* **268**(2), 5–28.
- Droissart V., Dauby G., Hardy O.J., Deblauwe V., Harris D.J., Janssens S., Mackinder B.A., Blach-Overgaard A., Sonké B., Sosef M.S.M., Stévar T., Svenning J.-C., Wieringa J.J. & Couvreur T.L.P., 2018. Beyond trees: Biogeographical regionalization of tropical Africa. *J. Biogeogr.* **45**(5), 1153–1167, DOI:10.1111/JBI.13190.
- Edwards D.P., Gilroy J.J., Woodcock P., Edwards F.A., Larsen T.H., Andrews D.J.R., Derhé M.A., Docherty T.D.S., Hsu W.W., Mitchell S.L., Ota T., Williams L.J., Laurance W.F., Hamer K.C. & Wilcove D.S., 2014. Land-sharing versus land-sparing logging: Reconciling timber extraction with biodiversity conservation. *Glob. Chang. Biol.* **20**(1), 183–191, DOI:10.1111/gcb.12353.
- Enari H., Enari H.S., Okuda K., Maruyama T. & Okuda K.N., 2019. An evaluation of the efficiency of passive acoustic monitoring in detecting deer and primates in comparison with camera traps. *Ecol. Indic.* **98**, 753–762, DOI:10.1016/j.ecolind.2018.11.062.
- Ernst C., Verhegghen A., Mayaux P., Hansen M. & Defourney P., 2010. Cartographie du couvert forestier et des changements du couvert forestier en Afrique Centrale. *In: de Wasseige, C., de Marcken, P., Bayol, N., Hiol Hiol, F., Mayaux, P., Desclée, B., Nasi, R., Billand, A., Defourny, P., Eba'a a Atyi, R. eds. Les Forêts Du Bassin Du Congo - Etat Des Forêts 2010.* 23–42.
- Fa J.E., Ryan S.F. & Bell D.J., 2005. Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in afro-tropical forests. *Biol. Conserv.* **121**(2), 167–176, DOI:10.1016/j.biocon.2004.04.016.
- Faure J.-J., 1989. Le Cameroun et ses forêts. 1re partie : le cadre naturel. *Rev. For. française* **41**(6), 533–544, DOI:10.1007/BF03031307.
- 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., 2014. Patterns of tree species composition across tropical African forests. *J. Biogeogr.* **41**(12), 2320–2331, DOI:10.1111/jbi.12382.
- Fonteyn D., 2017. Impacts comparés de trois régimes fonciers sur la biodiversité et la biomasse forestière au sud-est du Cameroun. Travail de Fin d'Etudes : Gembloux Agro-Bio Tech, Ulg.
- Fonteyn D., Vermeulen C., Deflandre N., Cornelis D., Lhoest S., Houngbégnon F.G.A., Doucet J.L. & Fayolle A., 2020. Wildlife trail or systematic? Camera trap placement has little effect on estimates of mammal diversity in a tropical forest in Gabon. *Remote Sens. Ecol. Conserv.* 1–16, DOI:10.1002/rse2.191.
- Frey S., Fisher J.T., Burton A.C. & Volpe J.P., 2017. Investigating animal activity patterns and temporal niche partitioning using camera-trap data: challenges and opportunities. *Remote Sens. Ecol.*

- Conserv.* **3**(3), 123–132, DOI:10.1002/rse2.60.
- FSC, 2019. Facts & Figures, 12.
- Gallego-Zamorano J., Benítez-López A., Santini L., Hilbers J.P., Huijbregts M.A.J. & Schipper A.M., 2020. Combined effects of land use and hunting on distributions of tropical mammals. *Conserv. Biol.* **34**(5), 1271–1280, DOI:10.1111/cobi.13459.
- Gardner T.A., Barlow J., Chazdon R., Ewers R.M., Harvey C.A., Peres C.A. & Sodhi N.S., 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecol. Lett.* **12**(6), 561–582, DOI:10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x.
- Garstang M., 2004. Long-distance, low-frequency elephant communication. *J. Comp. Physiol. A* **190**(10), 791–805, DOI:10.1007/s00359-004-0553-0.
- Gessner J., Buchwald R. & Wittemyer G., 2014. Assessing species occurrence and species-specific use patterns of baits (forest clearings) in Central Africa with camera traps. *Afr. J. Ecol.* **52**(1), 59–68, DOI:10.1111/AJE.12084.
- Gibson L., Lee T.M., Koh L.P., Brook B.W., Gardner T.A., Barlow J., Peres C.A., Bradshaw C.J.A., Laurance W.F., Lovejoy T.E. & Sodhi N.S., 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* **478**(7369), 378–381, DOI:10.1038/nature10425.
- Gilbert N.A., Clare J.D., Stenglein J.L. & Zuckerberg B., 2020. Abundance estimation methods for unmarked animals with camera traps. *Conserv. Biol.* **35**(1), 88–100, DOI:10.1111/cobi.13517.This.
- Gillet P., Vermeulen C., Feintrenie L., Dessard H. & Garcia C., 2016. Quelles sont les causes de la déforestation dans le bassin du Congo ? Synthèse bibliographique et études de cas. *Biotechnol. Agron. Société Environ.* **20**(2), 183–194.
- Gond V., Cornu G., Viennois G., Betbeder J., Réjou-Méchain M., Fayolle A., Gourlet-Fleury S., Baghdadi N., Barbier N., Mortier F., Benedet F. & Doumenge C., 2014. De l'arbre au satellite : comment cartographier la diversité des forêts tropicales d'Afrique Centrale ? In: Rakotoarisoa, N.R., Blackmore, S., Riera, B. eds. *Botanists of the Twenty-First Century: Roles, Challenges and Opportunities*. Paris, France.
- Graipel M., Oliveira-Santos L., Goulart F., Tortato M., Miller P. & Cáceres N., 2014. The role of melanism in onchillas on the temporal segregation of nocturnal activity. *Brazilian J. Biol.* **74**(3 suppl 1), S142–S145, DOI:10.1590/1519-6984.14312.
- Granados A., Brodie J., Bernard H. & O'Brien M., 2017. Defaunation and habitat disturbance interact synergistically to alter seedling recruitment. *Ecol. Appl.* **27**(7), 2092–2101, DOI:10.1002/eap.1592.
- Gutiérrez-Granados G. & Dirzo R., 2021. Logging drives contrasting animal body-size effects on tropical forest mammal communities. *For. Ecol. Manage.* **481**(October 2020), DOI:10.1016/j.foreco.2020.118700.
- Harmsen B.J., Foster R.J., Silver S., Ostro L. & Doncaster C.P., 2010. Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: A case study from Belize. *Biotropica* **42**(1), 126–133, DOI:10.1111/j.1744-7429.2009.00544.x.
- Haurez B., Fonteyn D., Toint S., Bracke C., Doucet J.-L., Daïnou K., Kéhou S. & Vermeulen C., 2020. *Elaboration et mise en oeuvre d'un plan de gestion de la faune - Guide technique à destination des gestionnaires des forêts de production d'Afrique centrale*, Gembloux: Presses Universitaires de Liège, 303.
- 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. *Impacts logging Hunt. West. Lowl. gorilla (Gorilla gorilla gorilla) Popul. consequences For. Regen. A Rev.*

17(2), 364–372.

- Hedges S. & Lawson D., 2006. *Monitoring the illegal killing of elephants. Dung Survey Standards for the MIKE Programme*, 1–80.
- Holinda D., Burgar J.M. & Burton A.C., 2020. Effects of scent lure on camera trap detections vary across mammalian predator and prey species. *PLoS One* **15**(5), DOI:10.1371/journal.pone.0229055.
- Hongo S., Dzefack Z.C.B., Venyuy L.N., Minami S., Nakashima Y., Djiéto-Lordon C. & Yasuoka H., 2020. Use of Multi-Layer Camera Trapping to Inventory Mammals in Rainforests in Southeast Cameroon. *Afr. Study Monogr. Suppl.* **60**, 21–37, DOI:10.14989/250126.
- Houngbégnon F.G.A., Cornelis D., Vermeulen C., Sonké B., Ntie S., Fayolle A., Fonteyn D., Lhoest S., Evrard Q., Yapi F., Sandrin F., Vanegas L., Ayaya I., Hardy C., Bel S. Le & Doucet J.L., 2020. Daily activity patterns and co-occurrence of duikers revealed by an intensive camera trap survey across central African rainforests. *Animals* **10**(12), 1–17, DOI:10.3390/ani10122200.
- Inoue E. & Akomo-Okoue E.F., 2015. Application of DNA barcoding techniques to mammal inventories in the African rain forest : droppings may inform us of the owners. *Tropics* **23**(4), 137–150.
- IUCN, 2021a. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. <https://www.iucnredlist.org>, (19/03/2021).
- IUCN, 2021b. Deforestation and Forest Degradation. *IUCN issues Br.* (February).
- IUSS Working Group WRB, 2015. *World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil map. World Soil Resources Reports n°106*, Rome: FAO.
- Jones A., Breuning-Madsen H., Brossard M., Dampha A., Deckers J., Dewitte O., Gallali T., Hallett S., Jones R., Kilasara M., Le Roux P., Micheli E., Montanarella L., Spaargaren, O. Thiombiano L., Van Ranst E., Yemefack M. & Zougmore R., 2013. *Soil Atlas of Africa*, 176.
- Kays R., Arbogast B.S., Baker-Whattton M., Beirne C., Boone H.M., Bowler M., Burneo S.F., Cove M. V., Ding P., Espinosa S., Gonçalves A.L.S., Hansen C.P., Jansen P.A., Kolowski J.M., Knowles T.W., Lima M.G.M., Millspaugh J., McShea W.J., Pacifici K., Parsons A.W., Pease B.S., Rovero F., Santos F., Schuttler S.G., Sheil D., Si X., Snider M. & Spironello W.R., 2020. An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when? *Methods Ecol. Evol.* **11**(6), 700–713, DOI:10.1111/2041-210X.13370.
- Keen S.C., Shiu Y., Wrege P.H. & Rowland E.D., 2017. Automated detection of low-frequency rumbles of forest elephants: A critical tool for their conservation. *J. Acoust. Soc. Am.* **141**(4), 2715–2726, DOI:10.1121/1.4979476.
- Kleinschroth F. & Healey J.R., 2017. Impacts of logging roads on tropical forests. *Biotropica* **49**(5), 620–635, DOI:10.1111/btp.12462.
- Kleinschroth F., Healey J.R., Sist P., Mortier F. & Gourlet-Fleury S., 2016. How persistent are the impacts of logging roads on Central African forest vegetation? *J. Appl. Ecol.* **53**(4), 1127–1137, DOI:10.1111/1365-2664.12661.
- Koerner S.E., Poulsen J.R., Blanchard E.J., Okouyi J. & Clark C.J., 2017. Vertebrate community composition and diversity declines along a defaunation gradient radiating from rural villages in Gabon 805–814, DOI:10.1111/1365-2664.12798.
- Kögel-Knabner I. & Amelung W., 2014. *Dynamics, Chemistry, and Preservation of Organic Matter in Soils*, Treatise on Geochemistry: Second Edition, 157–215.
- Koopmans M., Stokes E.J., Opepa C.K., Mouele A.M., Abea G., Strindberg S. & Brncic T.M., 2021. Wild bongo density estimation and population viability analysis improves conservation management. *Glob. Ecol. Conserv.* **28**, e01661, DOI:10.1016/j.gecco.2021.e01661.

- Köppen W. & Geiger R., 1954. *Klima der Erde (Climate of the earth). Wall Map 1:16 Mill.*
- Kurten E.L., 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biol. Conserv.* **163**, 22–32, DOI:10.1016/j.biocon.2013.04.025.
- Laméris D.W., Tagg N., Kuenbou J.K., Sterck E.H.M. & Willie J., 2019. Drivers affecting mammal community structure and functional diversity under varied conservation efforts in a tropical rainforest in Cameroon. *Anim. Conserv.* **23**(2), 182–191, DOI:10.1111/acv.12526.
- Lamperty T., Zhu K., Poulsen J.R. & Dunham A.E., 2019. Defaunation of large mammals alters understory vegetation and functional importance of invertebrates in an Afrotropical forest. *Biol. Conserv.* **241**(January), DOI:10.1016/j.biocon.2019.108329.
- Langbauer W.R., Payne K.B., Charif R.A., Rapaport L. & Osborn F., 1991. African Elephants Respond to Distant Playbacks of Low-Frequency Conspecific Calls. *J. Exp. Biol.* **157**(1), 35–46, DOI:10.1242/jeb.157.1.35.
- Larousse, 2021. Le petit Larousse illustré. *Larousse*.
- Laurance W.F., Carolina Useche D., Rendeiro J., Kalka M., Bradshaw C.J.A., Sloan S.P., Laurance S.G., Campbell M., Abernethy K., Alvarez P., Arroyo-Rodriguez V., Ashton P., Benítez-Malvido J., Blom A., Bobo K.S., Cannon C.H., Cao M., Carroll R., Chapman C., Coates R., Cords M., Danielsen F., De Dijn B., Dinerstein E., Donnelly M.A., Edwards D., Edwards F., Farwig N., Fashing P., Forget P.M., Foster M., Gale G., Harris D., Harrison R., Hart J., Karpanty S., John Kress W., Krishnaswamy J., Logsdon W., Lovett J., Magnusson W., Maisels F., Marshall A.R., McClearn D., Mudappa D., Nielsen M.R., Pearson R., Pitman N., Van Der Ploeg J., Plumptre A., Poulsen J., Quesada M., Rainey H., Robinson D., Roetgers C., Rovero F., Scatena F., Schulze C., Sheil D., Struhsaker T., Terborgh J., Thomas D., Timm R., Nicolas Urbina-Cardona J., Vasudevan K., Joseph Wright S., Carlos Arias-G. J., Arroyo L., Ashton M., Auzel P., Babaasa D., Babweteera F., Baker P., Banki O., Bass M., Bila-Isia I., Blake S., Brockelman W., Brokaw N., Brühl C.A., Bunyavejchewin S., Chao J.T., Chave J., Chellam R., Clark C.J., Clavijo J., Congdon R., Corlett R., Dattaraja H.S., Dave C., Davies G., De Mello Beisiegel B., De Nazaré Paes Da Silva R., Di Fiore A., Diesmos A., Dirzo R., Doran-Sheehy D., Eaton M., Emmons L., Estrada A., Ewango C., Fedigan L., Feer F., Fruth B., Giacalone Willis J., Goodale U., Goodman S., Guix J.C., Guthiga P., Haber W., Hamer K., Herbingler I., Hill J., Huang Z., Fang Sun I., Ickes K., Itoh A., Ivanauskas N., Jackes B., Janovec J., Janzen D., Jiangming M., Jin C., Jones T., Justiniano H., Kalko E., Kasangaki A., Killeen T., King H.B., Klop E., Knott C., Koné I., Kudavidanage E., Lahoz Da Silva Ribeiro J., Lattke J., Laval R., Lawton R., Leal M., Leighton M., Lentino M., Leonel C., Lindsell J., Ling-Ling L., Eduard Linsenmair K., Losos E., Lugo A., Lwanga J., Mack A.L., Martins M., Scott McGraw W., McNab R., Montag L., Myers Thompson J., Nabe-Nielsen J., Nakagawa M., Nepal S., Norconk M., Novotny V., O'Donnell S., Opiang M., Ouboter P., Parker K., Parthasarathy N., Pisciotta K., Prawiradilaga D., Pringle C., Rajathurai S., Reichard U., Reinartz G., Renton K., Reynolds G., Reynolds V., Riley E., Rödel M.O., Rothman J., Round P., Sakai S., Sanaiotti T., Savini T., Schaab G., Seidensticker J., Siaka A., Silman M.R., Smith T.B., De Almeida S.S., Sodhi N., Stanford C., Stewart K., Stokes E., Stoner K.E., Sukumar R., Surbeck M., Tobler M., Tschardtke T., Turkalo A., Umapathy G., Van Weerd M., Vega Rivera J., Venkataraman M., Venn L., Verec C., Volkmer De Castilho C., Waltert M., Wang B., Watts D., Weber W., West P., Whitacre D., Whitney K., Wilkie D., Williams S., Wright D.D., Wright P., Xiankai L., Yonzon P. & Zamzani F., 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* **489**(7415), 290–293, DOI:10.1038/nature11318.
- 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**(4), 1251–1261, DOI:10.1111/j.1523-1739.2006.00420.x.
- Letouzey R., 1985. Notice de la carte phytogéographique du Cameroun au 1:500,000 (1985).
- Lewis S.L., Edwards D.P. & Galbraith D., 2015. Increasing human dominance of tropical forests.

- Science* (80- ). **349**(6250), 827–832, DOI:10.1126/science.aaa9932.
- 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., Djuikouo K M.N., Ewango C.E.N., Feldpausch T.R., Hamilton A.C., Gloor M., Hart T., Hladik A., Lloyd J., Lovett J.C., Makana J.R., Malhi Y., Mbago F.M., Ndangalasi H.J., Peacock J., Peh K.S.H., Sheil D., Sunderland T., Swaine M.D., Taplin J., Taylor D., Thomas S.C., Votere R. & Wöll H., 2009. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature* **457**(7232), 1003–1006, DOI:10.1038/nature07771.
- Lhoest S., Fonteyn D., Daïnou K., Delbeke L., Doucet J.L., Dufrêne M., Josso J.F., Ligot G., Oszwald J., Rivault E., Verheggen F., Vermeulen C., Biwolé A. & Fayolle A., 2020. Conservation value of tropical forests: Distance to human settlements matters more than management in Central Africa. *Biol. Conserv.* **241**(November 2019), 108351, DOI:10.1016/j.biocon.2019.108351.
- Linchant J., Lejeune P. & Vermeulen C., 2014. Les drones au secours de la faune menacée de RDC. *Parcs et Réserves* **69**(3), 5–13, DOI:10.52638/rfpt.2017.195.
- Linchant J., Lhoest S., Quevauvillers S., Lejeune P., Vermeulen C., Ngabinzeke J.S., Belanganayi B.L., Delvingt W. & Bouché P., 2018. UAS imagery reveals new survey opportunities for counting hippos. *PLoS One* **13**(11), 1–17, DOI:10.1371/journal.pone.0206413.
- Linder H.P., de Klerk H.M., Born J., Burgess N.D., Fjeldså J. & Rahbek C., 2012. The partitioning of Africa: Statistically defined biogeographical regions in sub-Saharan Africa. *J. Biogeogr.* **39**(7), 1189–1205, DOI:10.1111/j.1365-2699.2012.02728.x.
- Maisels F., Strindberg S., Blake S., Wittemyer G., Hart J., Williamson E.A., Aba'a R., Abitsi G., Ambahe R.D., Amsini F., Bakabana P.C., Hicks T.C., Bayogo R.E., Bechem M., Beyers R.L., Bezangoye A.N., Boundja P., Bout N., Akou M.E., Bene L.B., Fosso B., Greengrass E., Grossmann F., Ikamba-Nkulu C., Ilambu O., Inogwabini B.I., Iyenguet F., Kiminou F., Kokangoye M., Kujirakwinja D., Latour S., Liengola I., Mackaya Q., Madidi J., Madzoke B., Makoumbou C., Malanda G.A., Malonga R., Mbani O., Mbendzo V.A., Ambassa E., Ekinde A., Mihindou Y., Morgan B.J., Motsaba P., Moukala G., Mounquengui A., Mowawa B.S., Ndzai C., Nixon S., Nkumu P., Nzolani F., Pintea L., Plumptre A., Rainey H., de Semboli B.B., Serckx A., Stokes E., Turkalo A., Vanleeuwe H., Vosper A. & Warren Y., 2013. Devastating Decline of Forest Elephants in Central Africa. *PLoS One* **8**(3), DOI:10.1371/journal.pone.0059469.
- 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, DOI:10.1146/annurev-environ-030713-155141.
- Maréchal C., Cawoy V., Cocquyt C., Dauby G., Desein S., Douglas-Hamilton I., Dupain J., Fischer E., Obang D.F., Groom Q., Henschel P., Jeffery K.J., Korte L., Lewis S.L., Luhunu S., Maisels F., Melletti M., Ngoufo R., Ntore S., Palla F., Scholte P., Sonké B., Stevart T., Stoffelen P., Van den Broeck D., Walters G. & Williamson E.A., 2014. Biodiversity conservation and management. In: de Wasseige, C., Flynn, J., Louppe, D., Hiol Hiol, F., Mayaux, P. eds. *Les Forêts Du Bassin Du Congo - Etat Des Forêts 2013*. 67–96.
- Mathot L. & Doucet J.-L., 2006. Méthode d'inventaire faunique pour le zonage des concessions en forêt tropicale. *Bois Forêts Des Trop.* **287**(1), 59–70, DOI:10.19182/bft2006.287.a20324.
- McCauley D.J., Desalles P.A., Young H.S., Dunbar R.B., Dirzo R., Mills M.M. & Micheli F., 2012. From wing to wing: The persistence of long ecological interaction chains in less-disturbed ecosystems. *Sci. Rep.* **2**, DOI:10.1038/srep00409.
- Mittermeier R.A., Myers N., Tliomsen J.B. & Olivieri S., 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: Approaches to setting conservation priorities. *Conserv. Biol.* **12**(3), 516–520, DOI:10.1046/j.1523-1739.1998.012003516.x.
- Moore J.F., Pine W.E., Mulindahabi F., Niyigaba P., Gatorano G., Masozera M.K. & Beaudrot L., 2020.

- Comparison of species richness and detection between line transects, ground camera traps, and arboreal camera traps. *Anim. Conserv.* **23**(5), 561–572, DOI:10.1111/acv.12569.
- Nakao A., Sugihara S., Maejima Y., Tsukada H. & Funakawa S., 2016. Ferralsols in the Cameroon plateaus, with a focus on the mineralogical control on their cation exchange capacities. *Geoderma* **285**, 206–216, DOI:10.1016/j.geoderma.2016.10.003.
- Nasi R., 2010. Ending empty forests. *Trop. For. Updat.* **20**(1), 19–21.
- Nasi R., Billand A. & Van Vliet N., 2012. Managing for timber and biodiversity in the Congo Basin. *For. Ecol. Manage.* **268**, 103–111, DOI:10.1016/j.foreco.2011.04.005.
- Nasi R., Brown D., Wilkie D., Bennett E., Tutin C., Van Tol G. & Christophersen T., 2008. *Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat crisis*, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, 50.
- Nasi R., Taber A. & Van Vliet N., 2011. Empty forests, empty stomachs ? Bushmeat and livelihoods in the Congo and the Amazon Basins. *Int. For. Rev.* **13**(3), 355–368.
- Nasi R. & Van Vliet N., 2009. Case Studies on Measuring and Assessing Forest Degradation. Defaunation and Forest Degradation in Central African Logging Concessions : How to measure the impacts of bushmeat hunting on the ecosystem. *Glob. For. Ressources Assess.* 12.
- Naude V.N., Becker F.S., Mayberry J.L., Vieira W.F. & Toit J.T., 2019. Logging roads as surrogates for elephant trails: Facilitating social signaling by small forest ungulates despite increasing risks. *Conserv. Sci. Pract.* **1**(7), 1–8, DOI:10.1111/csp2.43.
- Newbold T., Hudson L.N., Phillips H.R.P., Hill S.L.L., Contu S., Lysenko I., Blandon A., Butchart S.H.M., Booth H.L., Day J., De Palma A., Harrison M.L.K., Kirkpatrick L., Pynegar E., Robinson A., Simpson J., Mace G.M., Scharlemann J.P.W. & Purvis A., 2014. A global model of the response of tropical and sub-tropical forest biodiversity to anthropogenic pressures. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **281**(1792), DOI:10.1098/rspb.2014.1371.
- Nguiffo S. & Talla M., 2010. La législation relative à la faune sauvage au Cameroun : entre usages locaux et perception légale. *Unasylva* **61**, 14–18.
- Nichols E., Spector S., Louzada J., Larsen T., Amezcua S. & Favila M.E., 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol. Conserv.* **141**(6), 1461–1474, DOI:10.1016/j.biocon.2008.04.011.
- O'Brien T.G., 2011. Abundance, Density and Relative Abundance : A Conceptual Framework. In: O'Connell, A., Nichols, J., Ullas Karanth, K. eds. *Camera Traps in Animal Ecology - Methods and Analyses*. Springer, 271.
- O'Brien T.G., Baillie J.E.M., Krueger L. & Cuke M., 2010. The wildlife picture index: Monitoring top trophic levels. *Anim. Conserv.* **13**(4), 335–343, DOI:10.1111/j.1469-1795.2010.00357.x.
- Peel M.C., Finlayson B.L. & McMahon T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **11**, 1633–1644.
- 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**(2), 175–189.
- Potapov P., Hansen M.C., Laestadius L., Turubanova S., Yaroshenko A., Thies C., Smith W., Zhuravleva I., Komarova A., Minnemeyer S. & Esipova E., 2017. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Sci. Adv.* **3**(1), 1–14, DOI:10.1126/sciadv.1600821.
- Poulain F., 2021. Caractérisation de la communauté animale du Parc National de Lobéké par un inventaire par pièges photographiques (Sud-Est Cameroun). Travail de Fin d'Etudes : Gembloux Agro-Bio Tech, Ulg.

- Poulsen J.R., Clark C.J. & Bolker B.M., 2011. Decoupling the effects of logging and hunting on an afro-tropical animal community. *Ecol. Appl.* **21**(5), 1819–1836, DOI:10.1890/10-1083.1.
- 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**(July), 122–130, DOI:10.1016/j.biocon.2013.03.021.
- Poulsen J.R., Rosin C., Meier A., Mills E., Nuñez C.L., Koerner S.E., Blanchard E., Callejas J., Moore S. & Sowers M., 2018. Ecological consequences of forest elephant declines for Afrotropical forests. *Conserv. Biol.* **32**(3), 559–567, DOI:10.1111/cobi.13035.
- 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., Palmer J. & Zagt R., 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: The attained and the attainable. *Conserv. Lett.* **5**(4), 296–303, DOI:10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x.
- Redford K.H., 1992. The Empty Forest. *Bioscience* **42**(6), 412–422.
- Réjou-Méchain M., Mortier F., Bastin J.-F., Cornu G., Barbier N., Bayol N., Bénédet F., Bry X., Dauby G., Deblauwe V., Doucet J.-L., Doumenge C., Fayolle A., Garcia C., Kibambe Lubamba J.-P., Loumeto J.-J., Ngomanda A., Ploton P., Sonké B., Trottier C., Vimal R., Yongo O., Pélissier R. & Gourlet-Fleury S., 2021. Unveiling African rainforest composition and vulnerability to global change. *Nat.* **2021** 5937857 **593**(7857), 90–94, DOI:10.1038/s41586-021-03483-6.
- Riggio J., Jacobson A., Dollar L., Bauer H., Becker M., Dickman A., Funston P., Groom R., Henschel P., de Iongh H., Lichtenfeld L. & Pimm S., 2013. The size of savannah Africa: A lion's (*Panthera leo*) view. *Biodivers. Conserv.* **22**(1), 17–35, DOI:10.1007/s10531-012-0381-4.
- Rosin C., Beals K.K., Belovitch M.W., Harrison R.E., Pendred M., Sullivan M.K., Yao N. & Poulsen J.R., 2019. Assessing the effects of elephant foraging on the structure and diversity of an Afrotropical forest. *Biotropica* **52**(3), 502–508, DOI:10.1111/btp.12758.
- Ruiz Pérez M., De Blas D.E., Nasi R., Sayer J.A., Sassen M., Angoué C., Gami N., Ndoye O., Ngonzo G., Nguingiri J.C., Nzala D., Toirambe B. & Yalibanda Y., 2005. Logging in the Congo Basin: A multi-country characterization of timber companies. *For. Ecol. Manage.* **214**(1–3), 221–236, DOI:10.1016/j.foreco.2005.04.020.
- 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., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L.R., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science (80- )*. **287**(5459), 1770–1774, DOI:10.1126/science.287.5459.1770.
- SEFAC, 2013. Plan d'aménagement de l'unité forestière d'aménagement N. 10-012, 129.
- Sollmann R., Mohamed A., Samejima H. & Wilting A., 2013. Risky business or simple solution - Relative abundance indices from camera-trapping. *Biol. Conserv.* **159**, 405–412, DOI:10.1016/j.biocon.2012.12.025.
- Sugai L.S.M., Silva T.S.F., Ribeiro J.W. & Llusia D., 2019. Terrestrial Passive Acoustic Monitoring: Review and Perspectives. *Bioscience* **69**(1), 5–11, DOI:10.1093/biosci/biy147.
- Symes W.S., Edwards D.P., Miettinen J., Rheindt F.E. & Carrasco L.R., 2018. Combined impacts of deforestation and wildlife trade on tropical biodiversity are severely underestimated. *Nat. Commun.* **9**(1), DOI:10.1038/s41467-018-06579-2.
- Tagg N., Kuenbou J.K., Laméris D.W., Meigang F.M.K., Kekeunou S., Epanda M.A., Dupain J., Mbohli D., Redmond I. & Willie J., 2019. Long-term trends in wildlife community structure and functional diversity in a village hunting zone in southeast Cameroon. *Biodivers. Conserv.* **29**(2), 571–590, DOI:10.1007/s10531-019-01899-1.
- TEAM Network, 2008. *Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual, v.3.0.*, Tropical,

- Ecology, Assessment and Monitoring Network, Arlington: Conservation International, 1–84.
- Thompson M.E., Schwager S.J. & Payne K.B., 2009. Heard but not seen: An acoustic survey of the African forest elephant population at Kakum Conservation Area, Ghana. *Afr. J. Ecol.* **48**(1), 224–231, DOI:10.1111/j.1365-2028.2009.01106.x.
- Thompson M.E., Schwager S.J., Payne K.B. & Turkalo A.K., 2010. Acoustic estimation of wildlife abundance: Methodology for vocal mammals in forested habitats. *Afr. J. Ecol.* **48**(3), 654–661, DOI:10.1111/j.1365-2028.2009.01161.x.
- Tilker A., Abrams J.F., Mohamed A., Nguyen A., Wong S.T., Sollmann R., Niedballa J., Bhagwat T., Gray T.N.E., Rawson B.M., Guegan F., Kissing J., Wegmann M. & Wilting A., 2019. Habitat degradation and indiscriminate hunting differentially impact faunal communities in the Southeast Asian tropical biodiversity hotspot. *Commun. Biol.* **2**(1), DOI:10.1038/s42003-019-0640-y.
- Tobler M.W., Carrillo-Percestequi 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**(3), 169–178, DOI:10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x.
- Van Vliet N. & Nasi R., 2008. Mammal distribution in a Central African logging concession area. *Biodivers. Conserv.* **17**(5), 1241–1249, DOI:10.1007/s10531-007-9300-5.
- Van Vliet N. Van, Nasi R., Abernethy K., Fargeot C., Kümpel N.F., Obiang A.N. & Ringuet S., 2012. Le rôle de la faune dans le cadre de la sécurité alimentaire en Afrique centrale: une menace pour la biodiversité ? In: de Wasseige, C., de Marcken, P., Bayol, N., Hiol Hiol, F., Mayaux, P., Desclée, B., Nasi, R., Billand, A., Defourny, P., Eba'a a Atyi, R. eds. *Les Forêts Du Bassin Du Congo - Etat Des Forêts 2010*. 123–136.
- Vanthomme H., Kolowski J., Korte L. & Alonso A., 2013. Distribution of a Community of Mammals in Relation to Roads and Other Human Disturbances in Gabon, Central Africa. *Conserv. Biol.* **27**(2), 281–291, DOI:10.1111/cobi.12017.
- Varma S., Pittet A. & Jamadagni H.S., 2006. Experimenting usage of camera-traps for population dynamics study of the Asian elephant *Elephas maximus* in southern India. *Curr. Sci.* **91**(3), 324–331, DOI:10.12723/mjs.10.7.
- Vásquez-Grandón A., Donoso P.J. & Gerding V., 2018. Forest degradation: When is a forest degraded? *Forests* **9**(11), 1–13, DOI:10.3390/f9110726.
- Vermeulen C., Julve C., Doucet J.L. & Monticelli D., 2009. Community hunting in logging concessions: Towards a management model for Cameroon's dense forests. *Biodivers. Conserv.* **18**(10), 2705–2718, DOI:10.1007/s10531-009-9614-6.
- Vermeulen C., Lejeune P., Lisein J., Sawadogo P. & Bouché P., 2013. Unmanned Aerial Survey of Elephants. *PLoS One* **8**(2), DOI:10.1371/Citation.
- Wearn O.R. & Glover-Kapfer P., 2019. Snap happy: Camera traps are an effective sampling tool when compared with alternative methods. *R. Soc. Open Sci.* **6**(3), DOI:10.1098/rsos.181748.
- Wearn O.R., Rowcliffe J.M., Carbone C., Pfeifer M., Bernard H. & Ewers R.M., 2017. Mammalian species abundance across a gradient of tropical land-use intensity: A hierarchical multi-species modelling approach. *Biol. Conserv.* **212**(April), 162–171, DOI:10.1016/j.biocon.2017.05.007.
- White F., 1983. The vegetation of Africa. *Nat. Resour. Res. UNESCO* **20**.
- White L.J.- T., 1992. Vegetation history and logging disturbance : effects on rainforest mammals in the Lope Reserve, Gabon (with special emphasis on elephants and apes).
- White L.J.T., 1994. Biomass of Rain Forest Mammals in the Lopé Reserve, Gabon. *J. Anim. Ecol.* **63**(3), 499–512.
- Wittemyer G., Northrup J.M., Blanc J., Douglas-Hamilton I., Omondi P. & Burnham K.P., 2014. Illegal killing for ivory drives global decline in African elephants. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **111**(36),

13117–13121, DOI:10.1073/pnas.1403984111.

Wrege P., 2017. *Swift Recorder Users Guide - ELP Version - Pelican Housing. Version 1.0.*, Ithaca: Cornell Lab of Ornithology.

Wrege P.H., Rowland E.D., Bout N. & Doukaga M., 2012. Opening a larger window onto forest elephant ecology. *Afr. J. Ecol.* **50**(2), 176–183, DOI:10.1111/j.1365-2028.2011.01310.x.

Wrege P.H., Rowland E.D., Keen S. & Shiu Y., 2017. Acoustic monitoring for conservation in tropical forests: examples from forest elephants. *Methods Ecol. Evol.* **8**(10), 1292–1301, DOI:10.1111/2041-210X.12730.

Wrege P.H., Rowland E.D., Thompson B.G. & Batruch N., 2010. Use of acoustic tools to reveal otherwise cryptic responses of forest elephants to oil exploration. *Conserv. Biol.* **24**(6), 1578–1585, DOI:10.1111/j.1523-1739.2010.01559.x.

Zar J.H., 2012. *Biostatistical Analysis*, New Jersey: Prentice Hall, 944.

## VII. ANNEXES

**Annexe 1** : Tableau récapitulatif des paramètres encodés dans chaque piège photographique avant installation.

Paramètres	Option sélectionnée	Description
Camera Mode	Vidéo	Définition du mode d'enregistrement, pouvant correspondre à photo, vidéo ou photo + vidéo
Photo Size	/	Définition de la résolution des photos enregistrées, pouvant correspondre à 14, 25 ou 36 MP
Video Size	1920x1080	Définition de la résolution des vidéos enregistrées, pouvant correspondre à 1280x720 ou 1920x1080 FULL HD
Photo Burst	/	Définition du nombre de photos prises à la suite de chaque détection, pouvant aller de 1 à 3
Video Length	5 sec	Définition de la durée des vidéos enregistrées, pouvant aller de 5 à 180 secondes
Time Lapse	Off	Définition de l'intervalle de temps séparant automatiquement deux déclenchements, pouvant aller de 5 minutes à 8 heures (ne nécessite plus qu'un mouvement soit détecté par les capteurs PIR)
PIR Trigger	Normal	Définition de la sensibilité du capteur PIR, pouvant correspondre à <i>Low</i> , <i>Normal</i> ou <i>High</i>
PIR Interval	0 sec	Définition du délai pendant lequel le capteur restera inactif après chaque déclenchement, pouvant aller de 0 secondes à 1 heure
Work hour	Off	Définition d'une plage horaire pendant laquelle le capteur sera actif

**Annexe 2** : Fiche standardisée, dénommée « *Camera Setup / Recovery habitat sheet* », étant remplie pour chaque piège photographique installé.

Fiche : Informations <i>Camera Trap</i>								
Nom de l'observateur :						Nom Caméra :		
<b>Mise en place</b>								
Date de mise en place :				Heure de mise en place :				
Coordonnées géographiques			Latitude :			Nom Capteur associé :		
			Longitude :					
			Altitude :					
<b>Description du site</b>								
Géomorphologie	Plateau <input type="checkbox"/>	Pente <input type="checkbox"/>	Crête <input type="checkbox"/>	Vallée <input type="checkbox"/>	Autres :			
Habitat	Forêt mature <input type="checkbox"/>	Vieille forêt secondaire <input type="checkbox"/>	Jeune forêt secondaire <input type="checkbox"/>	Forêt périodiquement inondée <input type="checkbox"/>	Trouée <input type="checkbox"/>	Marécage à Raphia <input type="checkbox"/>	Marécage sans Raphia <input type="checkbox"/>	Autre <input type="checkbox"/>
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 - de 100 m)	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 :	En marche <input type="checkbox"/>	Manquante <input type="checkbox"/>	Dommages/ Dernière vidéo (hors vidéos de récup.)		Date :		Heure :	
Carte SD ID :	En marche <input type="checkbox"/>	Manquante <input type="checkbox"/>	Dommages :					
Autres observations :								

**Annexe 3** : Fiche standardisée, dénommée « *Camera Setup / Service / Recovery photo sheet* », étant remplie et présentée au piège photographique lors de chaque passage sur le lieu d'installation du PP.

### CAMERA SET UP/ RECOVERY PHOTO SHEET

TEAM :			
DATE (dd/mm/yyyy) :		TIME :	
LOCATION :			
Wpt No. (saved in the gps)		GPS unit	
GPS UTM X			
GPS UTM Y			

**SETUP / SERVICE / RECOVERY**

**Annexe 4** : Tableau récapitulatif des paramètres attribués à chaque capteur acoustique *via* l'interface du logiciel « Swift Beta 13 ».

Paramètres	Option sélectionnée	Description
Sample rate	8 kHz (min)	Définition du taux d'échantillonnage, pouvant correspondre à 8, 16, 32, 48 ou 96 kHz.
Microphone gain	47,5 dB (max)	Définition du nombre de décibels captées par le microphone, pouvant aller de 0 à 47,5 dB.
User defined file name	ID	Définition de l'identifiant précédant chaque fichier enregistré sur la carte mémoire du capteur selon le format suivant : ID_AAAAMMJJ_HHMMSS où le second terme suivant l'identifiant correspond à la date du début de l'enregistrement et le dernier à l'heure du début de l'enregistrement.
Audio file maximum size	1500 MB (max)	Définition de la taille maximale des dossiers générés, pouvant aller de 50 à 1500 MB. En sélectionnant la valeur maximale, un dossier par jour est créé.
Scheduled recording start date	15 février 2021	Définition de la date à laquelle le capteur doit devenir actif en suivant l'horaire journalier prédéfini.
Scheduled recording stop date	4 mai 2021	Définition de la date à laquelle le capteur ne doit plus enregistrer.
Scheduled recording times	Record from 00 :00 to 01 :00 Record from 02 :00 to 03 :00 Record from 04 :00 to 05 :00 Record from 06 :00 to 07 :00 Record from 08 :00 to 09 :00 Record from 10 :00 to 11 :00 Record from 12 :00 to 13 :00 Record from 14 :00 to 15 :00 Record from 16 :00 to 17 :00 Record from 18 :00 to 19 :00 Record from 20 :00 to 21 :00 Record from 22 :00 to 23 :00	Définition des plages horaires pendant lesquelles le capteur sera actif entre le jour de début et de fin d'enregistrement.

**Annexe 5** : Fiche standardisée, dénommée « *Sensor Setup / Service / Recovery habitat sheet* », étant remplie pour chaque capteur acoustique.

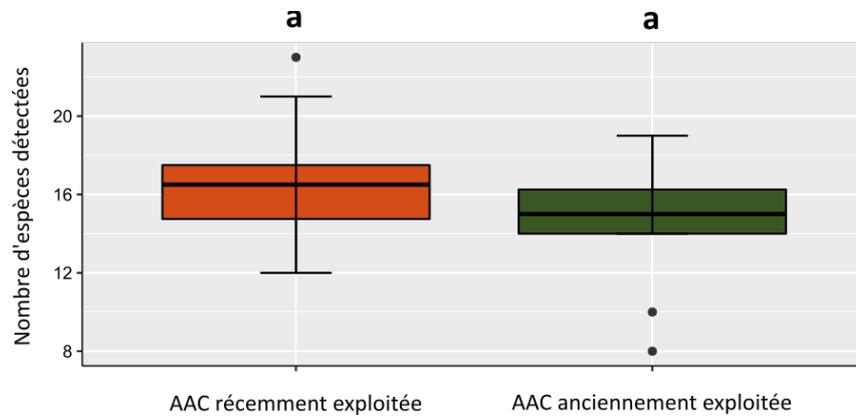
Fiche : Informations Capteur acoustique								
Nom de l'observateur :						Nom Capteur :		
<b>Mise en place</b>								
Date de mise en place :					Heure de mise en place :			
Coordonnées géographiques			Latitude :			Nom Caméra associé :		
			Longitude :					
			Altitude :					
<b>Description du site</b>								
Géomorphologie	Plateau <input type="checkbox"/>	Pente <input type="checkbox"/>	Crête <input type="checkbox"/>	Vallée <input type="checkbox"/>	Autres :			
Habitat	Forêt mature <input type="checkbox"/>	Vieille forêt secondaire <input type="checkbox"/>	Jeune forêt secondaire <input type="checkbox"/>	Forêt périodiquement inondée <input type="checkbox"/>	Trouée <input type="checkbox"/>	Marécage à Raphia <input type="checkbox"/>	Marécage sans Raphia <input type="checkbox"/>	Autre <input type="checkbox"/>
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 - de 100 m)	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 mise en place :					Heure de mise en place :			
Capteur ID :	En marche <input type="checkbox"/>	Manquante <input type="checkbox"/>	Domage/ Dernier enregistrement		Date :		Heure :	
Carte SD ID :	En marche <input type="checkbox"/>	Manquante <input type="checkbox"/>	Domage :					
Autres observations :								

Annexe 6 : Liste des taxa recensés au cours des inventaires par pièges photographiques.

Ordre	Famille	Espèces	
		Nom scientifique	Nom vernaculaire
<b>Artiodactyla</b>			
	<b>Bovidae</b>	<i>Cephalophus callipygus</i>	Céphalophe de Peters
		<i>Cephalophus dorsalis</i>	Céphalophe à bande dorsale noire
		<i>Cephalophus nigrifrons</i>	Céphalophe à front noir
		<i>Cephalophus silvicultor</i>	Céphalophe à dos jaune
		<i>Neotragus batesi</i>	Antilope de Bates
		<i>Philantomba monticola</i>	Céphalophe bleu
		<i>Syncerus caffer</i>	Buffle de forêt
		<i>Tragelaphus eurycerus</i>	Bongo
		<i>Tragelaphus spekii</i>	Sitatunga
	<b>Suidae</b>	<i>Hylochoerus meinertzhageni</i>	Hylochère
		<i>Potamochoerus porcus</i>	Potamochère
	<b>Tragulidae</b>	<i>Hyemoschus aquaticus</i>	Chevrotain aquatique
<b>Carnivora</b>			
	<b>Felidae</b>	<i>Caracal aurata</i>	Chat doré
		<i>Panthera pardus</i>	Léopard
	<b>Herpestidae</b>	<i>Bdeogale nigripes</i>	Mangouste à pattes noires
		Complexe mangoustes*	Complexe mangoustes
		<i>Crossarchus platycephalus</i>	Cusimanse
	<b>Nandiniidae</b>	<i>Nandinia binotata</i>	Nandinie
	<b>Viverridae</b>	<i>Genetta spp.</i>	Genettes
<b>Hyracoidea</b>			
	<b>Procaviidae</b>	<i>Dendrohyrax dorsalis</i>	Daman
<b>Pholidota</b>			
	<b>Manidae</b>	<i>Manis spp.</i>	Petits pangolins
		<i>Smutsia gigantea</i>	Pangolin géant
<b>Primates</b>			
	<b>Cercopithecidae</b>	<i>Cercocebus agilis</i>	Cercocèbe agile
		<i>Cercopithecus cephus</i>	Moustac
		<i>Cercopithecus nictitans</i>	Cercopithèque hocheur
		<i>Colobus guereza</i>	Magistrat
		<i>Lophocebus albigena</i>	Mangabey à joues blanches
	<b>Galagidae</b>	<i>Galago spp.</i>	Galago
	<b>Hominidae</b>	<i>Gorilla gorilla</i>	Gorille de l'Ouest
		<i>Pan troglodytes</i>	Chimpanzé
	<b>Lorisidae</b>	<i>Perodicticus potto</i>	Potto de Bosman
<b>Proboscidea</b>			
	<b>Elephantidae</b>	<i>Loxodonta cyclotis</i>	Eléphant de forêt
<b>Rodentia</b>			
		Autres rongeurs	Autres rongeurs
	<b>Hystriidae</b>	<i>Atherurus africanus</i>	Athérure africain
	<b>Nesomyidae</b>	<i>Cricetomys emini</i>	Rat géant
	<b>Sciuridae</b>	<i>Ecureuil spp.</i>	Ecureuils

\*Comprend les espèces *Atilax paludinosus* et *Herpestes naso*

**Annexe 7** : Variation du nombre d'espèces détectées par caméra selon l'AAC considérée, avec le trait noir plein représentant la médiane, la boîte représentant 50% des observations et les points noirs représentant les valeurs extrêmes. Les lettres indiquent les résultats du test *t* de student réalisant une comparaison des moyennes : elles sont identiques si les moyennes ne sont pas significativement différentes.



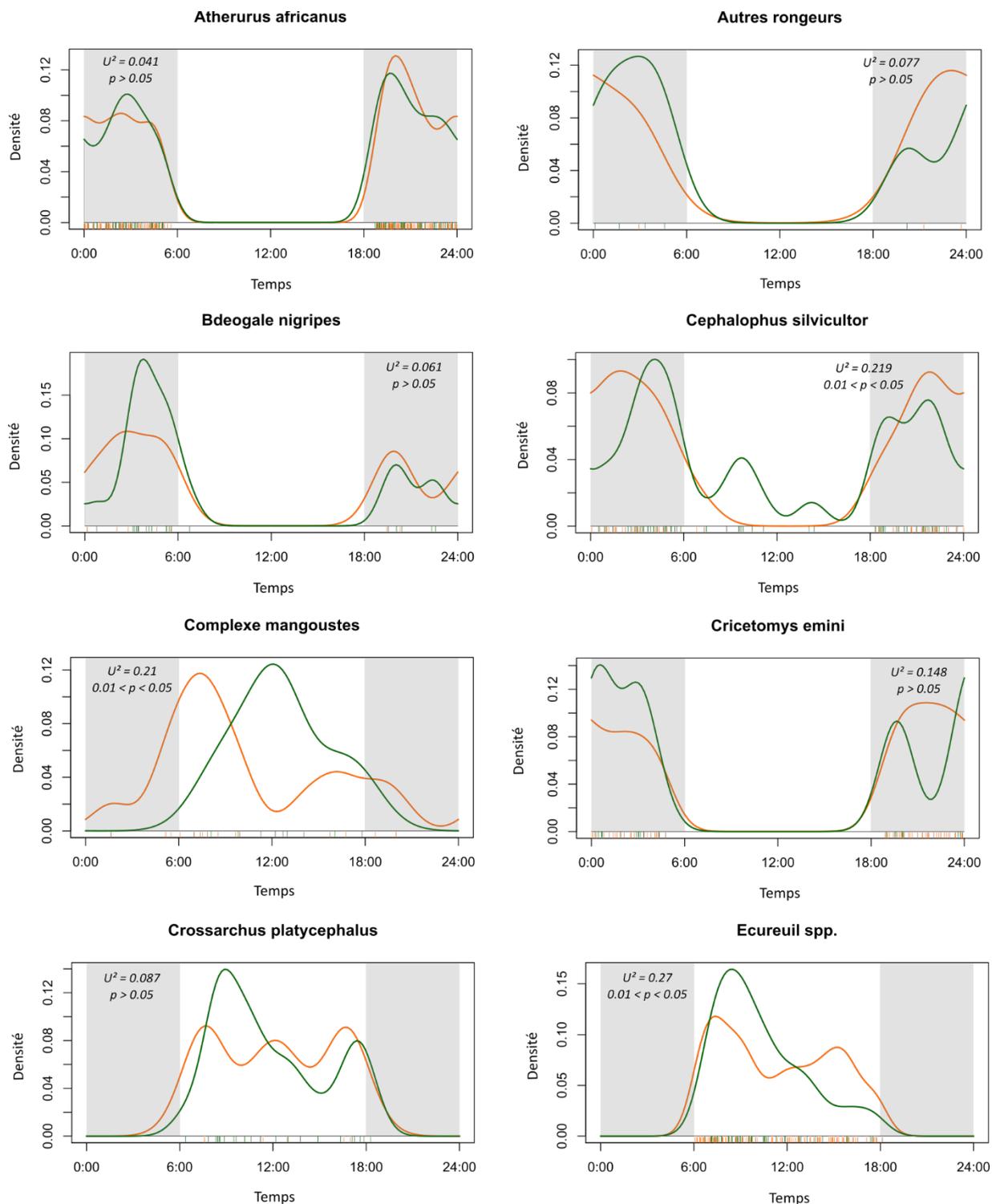
**Annexe 8** : Liste des espèces ou groupes d'espèces de mammifères inventoriés, avec leur nombre de détections indépendantes (n) et leur taux de détection (RAI) relatifs à la zone anciennement exploitée (AAC 6-1) et récemment exploitée (AAC 5-2), le nombre moyen d'individus par détection (N) et leur statut de conservation UICN. Selon les résultats au test *t* de student ou de Wilcoxon-Mann-Withney visant à définir la significativité des différences de moyennes des RAI entre les deux AAC, les espèces sont surmontées de \* si  $p < 0,05$  ; \*\* si  $p < 0,01$  ; \*\*\* si  $p < 0,001$ .

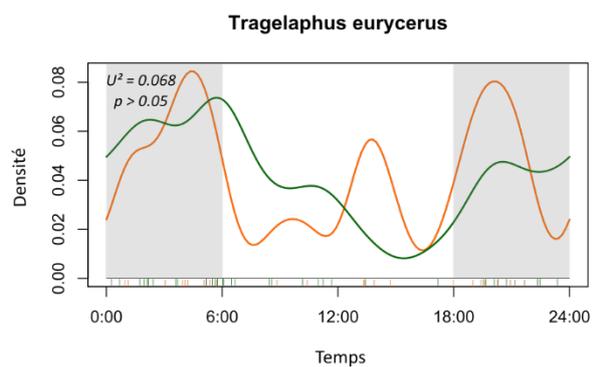
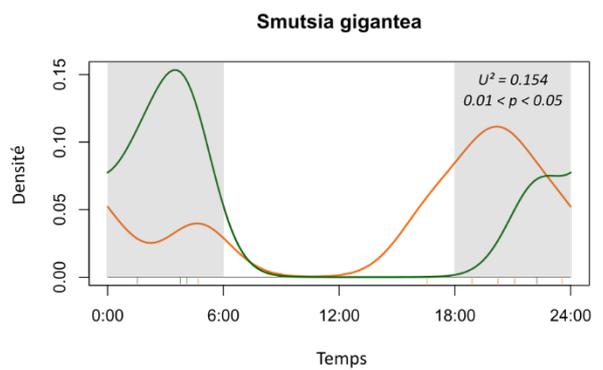
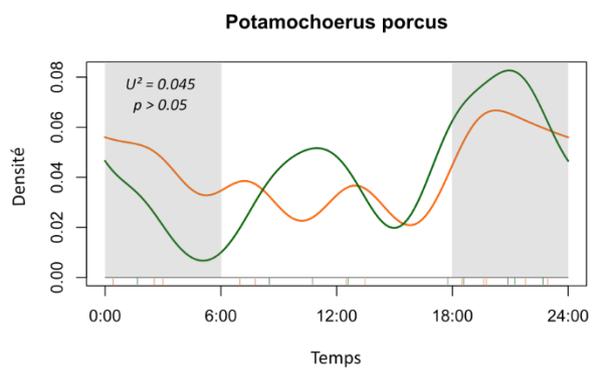
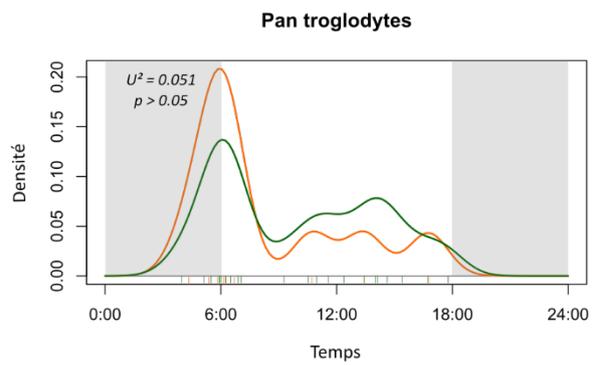
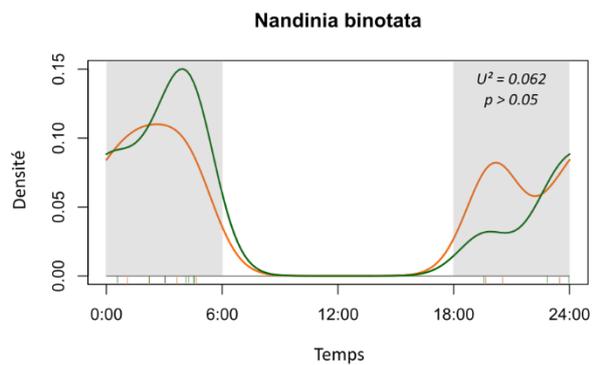
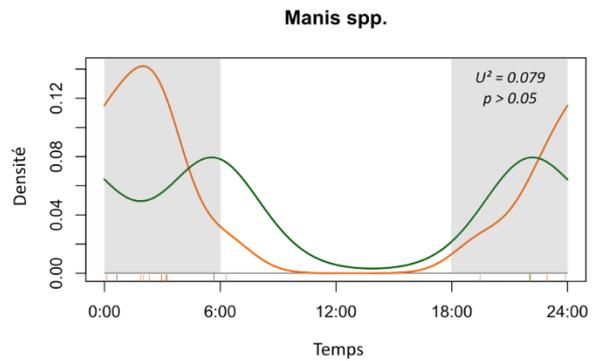
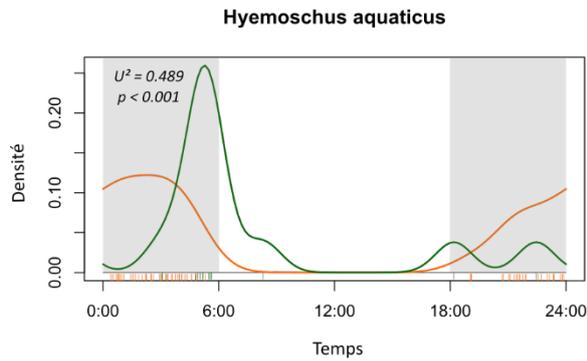
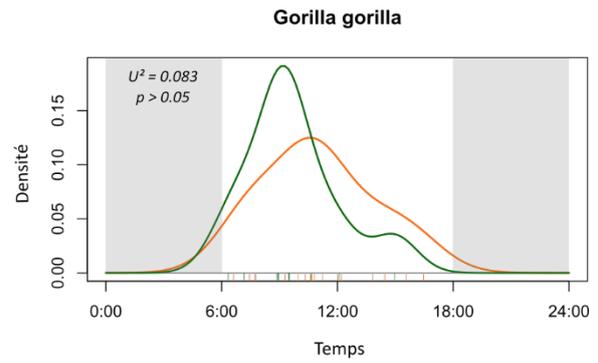
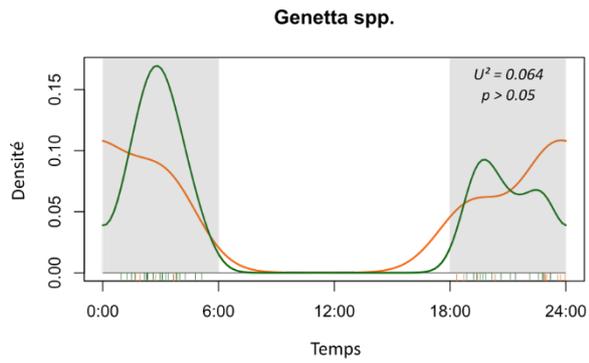
Ordre	Famille	Espèces	AAC 6-1		AAC 5-2		N	UICN
			n	RAI	n	RAI		
<b>Artiodactyla</b>								
	<b>Bovidae</b>	<i>Cephalophus callipygus</i>	466	0,785	542	0,884	1,05	LC
		<i>Cephalophus dorsalis</i>	191	0,322	137	0,223	1,03	NT
		<i>Cephalophus nigrifrons</i>			4	0,007	1,00	LC
		<i>Cephalophus silvicultor</i>	59	0,099	53	0,086	1,02	NT
		<i>Neotragus batesi</i>	1	0,002			1,00	LC
		<i>Philantomba monticola</i>	670	1,128	781	1,274	1,21	LC
		<i>Syncerus caffer</i>	25	0,042	1	0,002	1,38	NT
		<i>Tragelaphus eurycerus</i>	33	0,056	24	0,039	1,33	NT
		<i>Tragelaphus spekii</i>			12	0,020	1,00	LC
	<b>Suidae</b>	<i>Hylochoerus meinertzhageni</i>	1	0,002			1,00	LC
		<i>Potamochoerus porcus</i>	9	0,015	12	0,020	2,48	LC
	<b>Tragulidae</b>	<i>Hyemoschus aquaticus</i>	11	0,019	69	0,113	1,00	LC
<b>Carnivora</b>								
	<b>Felidae</b>	<i>Caracal aurata</i>	1	0,002			1,00	<b>VU</b>
		<i>Panthera pardus</i>	1	0,002			1,00	<b>VU</b>
	<b>Herpestidae</b>	<i>Bdeogale nigripes</i>	19	0,032	7	0,011	1,00	LC
		Complexe mangoustes	8	0,013	16	0,026	1,00	
		<i>Crossarchus platycephalus*</i>	26	0,044	6	0,010	1,84	LC
	<b>Nandiniidae</b>	<i>Nandinia binotata</i>	10	0,017	7	0,011	1,06	LC
	<b>Viverridae</b>	<i>Genetta spp.</i>	37	0,062	16	0,026	1,02	
<b>Hyracoidea</b>								
	<b>Procaviidae</b>	<i>Dendrohyrax dorsalis</i>	1	0,002			1,00	LC
<b>Pholidota</b>								
	<b>Manidae</b>	<i>Manis spp.</i>	2	0,003	13	0,021	1,00	
		<i>Smutsia gigantea</i>	4	0,007	5	0,010	1,00	<b>EN</b>
<b>Primates</b>								
	<b>Cercopithecidae</b>	<i>Cercocebus agilis</i>	78	0,131	71	0,116	2,45	LC
		<i>Cercopithecus cephus</i>	2	0,003	6	0,010	1,00	LC
		<i>Cercopithecus nictitans</i>	4	0,007	3	0,005	1,14	NT
		<i>Colobus guereza</i>	1	0,002	1	0,002	1,00	LC
		<i>Lophocebus albigena</i>	15	0,025	10	0,016	2,04	<b>VU</b>
	<b>Galagidae</b>	<i>Galago spp.</i>	1	0,002			1,00	
	<b>Hominidae</b>	<i>Gorilla gorilla</i>	10	0,017	17	0,028	1,67	<b>CR</b>
		<i>Pan troglodytes</i>	22	0,037	9	0,015	2,06	<b>EN</b>
	<b>Lorisidae</b>	<i>Perodicticus potto</i>			1	0,002	1,00	NT
<b>Proboscidea</b>								
	<b>Elephantidae</b>	<i>Loxodonta cyclotis</i>	164	0,276	125	0,204	1,46	<b>CR</b>
<b>Rodentia</b>								
		Autres rongeurs	5	0,008	3	0,005	1,00	
	<b>Hystriidae</b>	<i>Atherurus africanus**</i>	76	0,128	185	0,302	1,02	LC
	<b>Nesomyidae</b>	<i>Cricetomys emini*</i>	19	0,032	57	0,093	1,00	LC
	<b>Sciuridae</b>	<i>Ecureuil spp.</i>	42	0,071	110	0,179	1,05	

**Annexe 9** : Comparaison statistique des profils d'activité des mammifères répondant aux critères de cette analyse, selon le test  $U^2$  de Watson, avec les niveaux de significativité suivants : non significatif > 0,05 ; \* < 0,05 ; \*\* < 0,01 ; \*\*\* < 0,001.

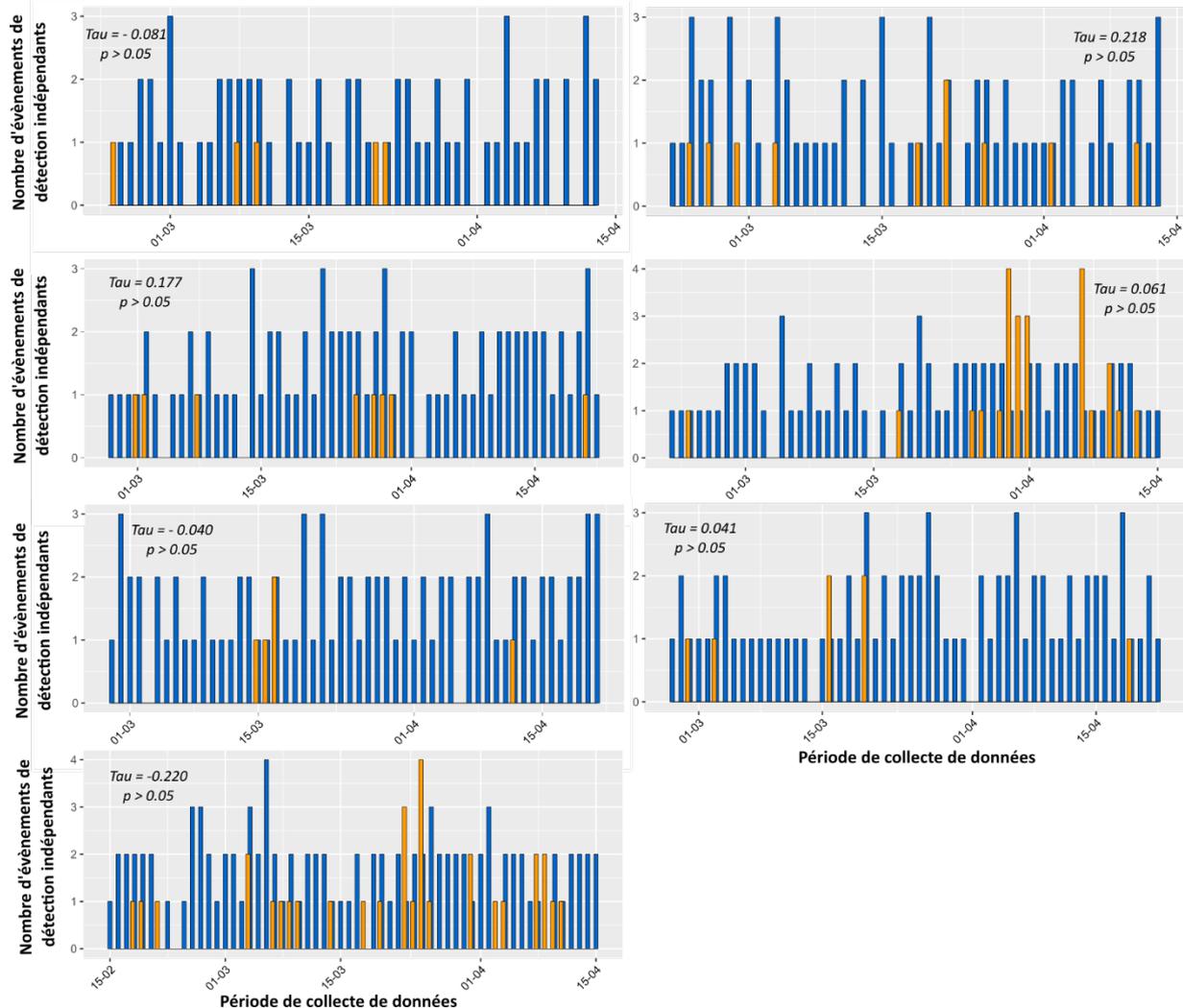
Ordre	Famille	Espèces	Nombre d'évènements de détection indépendants		p-valeur
			AAC anciennement exploitée (6-1)	AAC récemment exploitée (5-2)	
<b>Artiodactyla</b>					
	<b>Bovidae</b>	<i>Cephalophus callipygus</i>	466	542	n.s.
		<i>Cephalophus dorsalis</i>	191	137	n.s.
		<i>Cephalophus silvicultor</i>	59	53	*
		<i>Philantomba monticola</i>	670	781	***
		<i>Tragelaphus eurycerus</i>	33	24	n.s.
	<b>Suidae</b>	<i>Potamochoerus porcus</i>	9	12	n.s.
	<b>Tragulidae</b>	<i>Hyemoschus aquaticus</i>	11	69	***
<b>Carnivora</b>					
	<b>Herpestidae</b>	<i>Bdeogale nigripes</i>	19	7	n.s.
		Complexe mangoustes	8	16	*
		<i>Crossarchus platycephalus</i>	26	6	n.s.
	<b>Nandiniidae</b>	<i>Nandinia binotata</i>	10	7	n.s.
	<b>Viverridae</b>	<i>Genetta spp.</i>	37	16	n.s.
<b>Pholidota</b>					
	<b>Manidae</b>	<i>Manis spp.</i>	2	13	n.s.
		<i>Smutsia gigantea</i>	4	6	*
<b>Primates</b>					
	<b>Hominidae</b>	<i>Gorilla gorilla</i>	10	17	n.s.
		<i>Pan troglodytes</i>	22	9	n.s.
<b>Proboscidea</b>					
	<b>Elephantidae</b>	<i>Loxodonta cyclotis</i>	164	125	n.s.
<b>Rodentia</b>					
		Autres rongeurs	5	3	n.s.
	<b>Hystricidae</b>	<i>Atherurus africanus</i>	76	185	n.s.
	<b>Nesomyidae</b>	<i>Cricetomys emini</i>	19	57	n.s.
	<b>Sciuridae</b>	<i>Ecureuil spp.</i>	42	110	*

**Annexe 10** : Estimations des profils d'activité quotidienne des 17 espèces présentées ci-dessous dans les AAC anciennement exploitée (courbe verte) et récemment exploitée (courbe orange), avec les résultats au test  $U^2$  de Watson affichés dans les coins supérieurs. Les petites lignes verticales au-dessus de l'axe des x indiquent les heures de chaque détection indépendante tandis que les zones grisées représentent les heures durant lesquelles il fait nuit.





**Annexe 11** : Comparaison temporelle du nombre d'évènements de détection indépendants d'éléphant enregistrés par un piège photographique (jaune) et un capteur acoustique (bleu) appariés, à 9 points d'enregistrement différents, avec les résultats au test de corrélation de Kendall affichés dans les coins supérieurs. Le douzième couple PP-CA ne se prêtait pas à cette analyse au vu des dysfonctionnements rencontrés par le PP et le CA au cours de la collecte des données.



**Annexe 12** : Exemples de bruits parasites ayant induit l'algorithme de détection automatique de grondement d'éléphant en erreur, avec pour causes principales ; des orages (A), des bruits lointains de moteur (B), des bourdonnements d'insectes (C).

