

ÉTUDE DE LA FAUNE MAMMALIENNE AUX ALENTOURS DU NIOKOLODGE, PARC NATIONAL DU NIOKOLO KOBÀ, SÉNÉGAL.

MARINE LEMMENS

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2021-2022

PROMOTEUR : CÉDRIC VERMEULEN

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

Le présent document n'engage que son auteur.

ÉTUDE DE LA FAUNE MAMMALIENNE AUX ALENTOURS DU NIOKOLODGE, PARC NATIONAL DU NIOKOLO KOKOBA, SÉNÉGAL.

MARINE LEMMENS

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2021-2022

PROMOTEUR : CÉDRIC VERMEULEN

REMERCIEMENTS

Je voudrais d'abord remercier mon promoteur Cédric Vermeulen d'avoir placé sa confiance en moi pour aller représenter notre belle faculté auprès de nouveaux partenaires et pour avoir encadré ce TFE. Merci pour vos retours et conseils précieux. Grâce à vous, j'ai énormément appris ces derniers mois.

Je voudrais également exprimer toute ma gratitude à Monsieur Jacques Gomis, Conservateur du Parc National du Niokolo Koba, de m'avoir permis de réaliser mon TFE dans ce parc incroyable et remercier les gardes du poste de garde du NiokoLodge pour leur aide précieuse lors des nombreuses sorties de terrain.

J'aimerais remercier chaleureusement Monsieur Philippe Taminiaux de m'avoir invitée à réaliser mon TFE au NiokoLodge, et d'avoir pris en charge mon accueil et la logistique du projet et de m'avoir offert le gîte et le couvert. Merci à la fondation Ellëg d'avoir fourni les pièges photographiques. Et surtout, un immense merci pour les moments inoubliables et toutes ces choses incroyables que j'ai vues et vécues en étant là-bas.

Je souhaite adresser mes remerciements à Eric Heymans. Merci pour ton aide, ô combien précieuse, sur le terrain. Tu as réussi à me transmettre ton enthousiasme et toutes les connaissances dont j'avais besoin pour mener à bien la collecte des données. Merci pour l'accueil inoubliable au lodge et ton humour. Merci également pour ton aide dans l'identification d'arrière-train d'antilopes.

J'aimerais également dire un tout grand merci à tous les collaborateurs du lodge pour le travail incroyable qu'ils réalisent au quotidien mais je voudrais surtout les remercier de m'avoir accueillie avec tant de gentillesse et de prévenance. Merci pour les échanges culturels hyper enrichissants. Merci à Ousmane d'avoir veillé à ce que mon TFE puisse se greffer à la vie quotidienne du lodge sans trop de tumulte, merci à Djalo d'avoir supporté que j'envahisse quotidiennement son bar avec mon ordi sans pour autant me jeter dans le fleuve, merci à Faye pour son aide pour le retrait des pièges photographiques, ton sens de l'orientation et tes connaissances étaient bluffantes, et enfin, merci à Cheikh et Fidel pour votre enthousiasme à réaliser l'inventaire motorisé, même si je reste la meilleure, n'est-ce pas Cheikh ? Mention spéciale à Elaj qui m'a fait craindre pour mon matériel électronique mais dont les qualités humaines sont incroyables.

Je remercie Sabine Bertouille Florine Poulain pour leurs relectures et avis précieux. Ce travail ne serait pas le même sans leurs critiques toujours bienveillantes.

J'aimerais également remercier ma famille. Tout d'abord ma maman pour le nombre incalculable de relectures qu'elle a dû faire pendant mes études, et ensuite ma famille au complet pour leur soutien durant cette belle aventure. Je tiens notamment à leur exprimer toute mon admiration de m'avoir supportée blocus après blocus. Merci également à ma grand-mère pour ses encouragements et sa confiance en moi qui n'a jamais faibli.

Merci à mes amis gembloutois, vous êtes tous incroyables à votre manière et même si je ne vous le dis pas assez ces années auraient été bien moins chouettes sans vous. A toutes nos futures aventures.

Et finalement merci à toi, qui est là depuis mon premier jour à Gembloux, notre relation n'a cessé d'évoluer pour devenir quelque chose de merveilleux. Merci de toujours me soutenir et de m'aider à m'épanouir, j'espère te rendre la pareille. En un mot comme en mille, je t'aime Charles.

Le voyage réalisé dans le cadre du présent travail/stage a été rendu possible grâce au soutien financier de l'Académie de recherche et d'enseignement supérieur de la Fédération Wallonie-Bruxelles, Belgique, dans le cadre de sa politique de Coopération au développement.

RÉSUMÉ

Une étude de la grande faune mammalienne a été menée dans un but écotouristique autour du NiokLodge, lodge écotouristique situé dans le parc national du Niokolo Koba, au Sénégal. La zone d'étude couvre 70 km² à l'est du lodge. La collecte des données s'est déroulée du 20 février au 15 mai 2022 lors de la saison sèche et a été effectuée selon trois méthodes différentes. Tout d'abord en équipant la zone d'étude au moyen de 40 pièges photographiques installés selon le protocole international TEAM. L'étude s'est déroulée sur 6 semaines, installation et retrait compris. L'effort d'échantillonnage est de 1444 caméras.jours et la richesse spécifique a été estimée à 33 espèces de mammifères, dont le lion d'Afrique de l'Ouest classé comme « critically endangered » par l'UICN. Ces résultats ont été comparés à ceux d'une étude menée par le Bureau de Suivi Ecologique en 2016. Il en ressort que la richesse spécifique a augmenté et que certaines espèces sensibles au braconnage et autres perturbations dues aux activités humaines sont plus présentes aujourd'hui. Ceci peut être expliqué par une meilleure lutte anti-braconnage et un renforcement du gardiennage du parc. Néanmoins, on ne peut pas exclure que certaines différences entre les deux protocoles soient possiblement à l'origine des différences retrouvées dans les taux de détections des espèces.

La seconde méthode a consisté à mettre en place un inventaire automobile par Indice Kilométrique d'Abondance. Ce circuit d'une longueur de 14,5 km a été inventorié 10 fois entre le 12 mars et le 8 mai 2022 de manière hebdomadaire. Ces répétitions ont permis d'inventorier 11 espèces de mammifères.

L'Indice Kilométrique d'Abondance moyen est de 2,87 individus toutes espèces confondues. Une analyse visuelle de la variation du nombre d'individus détectés par parcours en fonction de l'équipe d'observation a montré que la composition de l'équipe impactait fortement cet indice. Une régression linéaire sur le nombre d'individus observé par parcours a montré que la durée de celui-ci avait un impact très hautement significatif tandis que l'heure de départ ne semblait pas impacter le nombre d'observations.

La dernière méthode consistait à équiper 6 terriers pendant une dizaine de jours au moyen de deux pièges photographiques chacun, l'un orienté vers l'une des entrées du terrier et l'autre visant la direction avec le plus d'entrées afin d'avoir une vue d'ensemble. Parmi les espèces de mammifères observés, 14 ont été identifiés jusqu'à l'espèce, ce qui ne fut pas le cas des chauves-souris. La présence de pintades a également été relevée.

Des images obtenues entre mi-février et mi-mars 2022, en dehors du protocole décrit ci-dessus ont permis d'allonger la liste d'espèces utilisant les terriers d'un reptile et d'une espèce d'oiseaux.

L'effort d'inventaire est de 68 caméras.jours. Trois cooccurrences d'espèces ont été démontrées, pintade et vervet, chauve-souris et porc-épic et enfin chauve-souris et ratel. Les zoonoses communes pour ces couples d'espèces sont respectivement au nombre de 2, 4 et 2. De plus, la diversité mammalienne mise en avant par ce travail prouve que la zone est propice au tourisme de vision.

Mots clés : Pièges photographiques, Indice Kilométrique d'Abondance, terrier, zoonose, écotourisme, faune mammalienne, Niokolo Koba

ABSTRACT

A survey of large mammalian fauna was conducted for ecotourism purposes around NiokLodge, an ecotourism lodge located in the Niokolo Koba National Park, Senegal. The study area covers 70 km² to the east of the lodge. Data collection took place from 20 February to 15 May 2022 during the dry season and was carried out using three different methods.

Firstly, the study area was equipped with 40 camera traps installed according to the international TEAM protocol. The study was carried out over 6 weeks, including installation and removal. The sampling effort was 1444 camera.days and the species richness was estimated at 33 mammal species, including the West African lion classified as critically endangered by the IUCN. These results were compared with those of a study conducted by the Bureau de Suivi Ecologique in 2016. The results show that the species richness has increased and that some species sensitive to poaching and other disturbances due to human activities are more present today. This can be explained by better anti-poaching measures and increased guarding of the park. Nevertheless, it cannot be excluded that some differences between the two protocols may be at the origin of the differences found in the detection rates of the species.

The second method consisted in setting up a car inventory by Kilometric Abundance Index. This 14.5 km long circuit was surveyed 10 times between 12 March and 8 May 2022 on a weekly basis. These repetitions allowed 11 species of mammals to be inventoried.

The average Kilometric Abundance Index was 2.87 individuals for all species. A visual analysis of the variation in the number of individuals detected per route according to the observation team showed that the composition of the team had a strong impact on this index.

A linear regression on the number of individuals observed per route showed that the duration of the route had a highly significant impact, whereas the departure time did not seem to have an impact on the number of observations.

The last method consisted of equipping 6 burrows for about 10 days with two photographic traps each, one directed towards one of the burrow entrances and the other towards the direction with the most entrances in order to have an overall view. Of the mammal species observed, 14 were identified to species, which was not the case for bats. The presence of guinea fowl was also noted.

Images obtained between mid-February and mid-March 2022, outside the protocol described above, made it possible to extend the list of species using the burrows by one reptile and one bird species.

The inventory effort is 68 camera days. Three species co-occurrences were demonstrated, guinea fowl and vervet, bat and porcupine and bat and honeybadger. The common zoonoses for these pairs of species are respectively 2, 4 and 2.

Furthermore, the mammalian diversity highlighted by this work proves that the area is suitable for vision tourism.

Keywords: Camera trap, Kilometric Abundance Index, burrow, zoonoses, ecotourism, mammals, Niokolo Koba

TABLE DES MATIERES

Remerciements.....	3
Résumé.....	5
Abstract	6
Table des matières	7
Liste des figures.....	9
Liste des tableaux.....	9
Liste des annexes	9
1 INTRODUCTION	11
1.1 Contexte global	11
1.2 Afrique de l'Ouest.....	11
1.2.1 Biodiversité en Afrique de l'Ouest	11
1.2.2 Importance des aires protégées	11
1.2.3 Menaces pour la biodiversité	12
1.3 Niokolo Koba	12
1.3.1 Historique du parc	12
1.3.2 Climat et géographie.....	13
1.3.3 Flore	13
1.3.4 Faune	14
1.3.5 Suivi de la faune dans le parc.	15
1.3.6 Menaces pesant sur le parc	16
1.4 Ecotourisme	16
1.5 Objectifs.....	16
1.6 Méthode de suivi de la faune.....	17
1.6.1 Pièges photographiques.....	17
1.6.2 Indice Kilométrique d'Abondance	18
1.6.3 Suivi des terriers	18
1.6.4 Complémentarité des méthodes	19
2 MATERIEL ET METHODE	20
2.1 Suivi de la faune par pièges photographique	20
2.1.1 Déploiement des pièges photographiques.	20
2.1.2 Traitement des données	21
2.1.3 Impact de la végétation, du nombre de jours de fonctionnement et de la distance au fleuve	22
2.2 Indice Kilométrique d'Abondance.....	23
2.2.1 Mise en place du parcours.....	23
2.2.2 Modalités du parcours.....	23
2.2.3 Traitement des données :	24
2.2.4 Impact de l'équipe	25
2.2.5 Impact de la date, de l'heure et de la durée.....	25
2.3 Suivi des terriers.	25
2.3.1 Déploiement des pièges photographiques.	25
2.3.1 Traitement des données.	27
2.3.2 Zoonose.....	27
3 RESULTATS	28

3.1 Suivi de la faune par pièges photographiques.....	28
3.1.1 Statistiques descriptives	28
3.1.2 Activités illégales.....	29
3.1.3 Impact de la végétation, du nombre de jours de fonctionnement et de la distance au fleuve	30
3.2 Indice Kilométrique d'Abondance.....	31
3.2.1 Statistiques descriptives	31
3.2.2 Impact de l'équipe	32
3.2.3 Impact de la date, de l'heure et de la durée.....	32
3.3 Suivi des terriers	33
3.3.1 Statistiques descriptives	33
3.3.2 Cooccurrences.....	34
3.3.3 Nombres d'espèces par terrier	34
3.3.4 Zoonose.....	35
4 DISCUSSION	37
4.1 Suivi de la faune par pièges photographiques.....	37
4.1.1 Richesse spécifique.....	37
4.1.2 Comparaison avec une étude de 2016	38
4.1.3 Comparaison avec les aires protégées sénégalaises.....	41
4.1.4 Comparaison avec le reste de l'Afrique de l'Ouest	42
4.1.5 Braconnage.....	42
4.1.6 Impact de la végétation, de la distance au fleuve et du nombre de jours de fonctionnement des pièges photographiques	43
4.1.2 Limites de l'étude et perspectives	44
4.2 Indice kilométrique.....	46
4.2.1 Statistiques descriptives	46
4.2.2 Analyse des équipes.....	46
4.2.3 Impact de la durée, de la date et de l'heure de départ	47
4.2.4 Recommandation pour la reprise des inventaires motorisés.....	47
4.2.5 Comparaison avec une étude de 2016	47
4.2.6 Application à l'écotourisme.	48
4.2.7 Perspectives	48
4.3 Suivi des terriers	48
4.3.1 Statistiques descriptives	48
4.3.2 Zoonoses	49
4.3.3 Amélioration du protocole.....	49
4.3.4 Application à l'écotourisme	50
4.4 Comparaison des différentes méthodes.....	50
5 Conclusion.....	52
6 Contribution personnelle de l'étudiante	53
7 BIBLIOGRAPHIE.....	54
8 Annexes.....	63

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Localisation du Parc National du Niokolo Koba (en vert sur sur la carte de gauche) sur la carte au Sénégal.....	13
Figure 2: Localisation des pièges photographiques, des terriers et du parcours IKA au sein de la zone d'étude dans le PNNK.....	17
Figure 3: Répartition des 40 pièges photographiques TEAM au sein de la zone d'étude.....	20
Figure 4: Localisation du parcours IKA au sein de la zone d'étude.....	24
Figure 5: Localisation des terriers suivis au sein de la zone d'étude.....	26
Figure 6: Courbe d'accumulation du nombre d'espèces en fonction du nombre de jours d'inventaire cumulés pour les pièges photographiques TEAM.....	28
Figure 7: Évolution du nombre moyen d'individus comptabilisés par parcours en fonction de la composition de l'équipe.....	32
Figure 8: Rythme d'activité du sylvicarpe de Grimm	38
Figure 9: : Comparaison de la répartition des pièges photographiques lors de l'étude réalisée en 2016 et ce travail.....	39
Figure 10: Histogramme du nombre de jours de fonctionnement des pièges photographiques....	44
Figure 11: Photographie d'une femelle léopard prise le 4 mars 2022 par l'appareil photographique TEAM n°1	46

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Résultats de l'inventaire par pièges photographiques TEAM en termes d'abondance spécifique. N représente le nombre de détections, le RAI est le taux de détection exprimé par 100 caméra.jours.....	28
Tableau 2: Formules des équations et résultats des régressions linéaires multiples effectuées sur les données TEAM.....	30
Tableau 3: Espèces rencontrées lors des inventaires motorisés classées par nombre d'occurrence.....	31
Tableau 4: Résultats des inventaires motorisé, NI/P signifie nombre d'individus par parcours, NC/P signifie nombre de contacts par parcours ,IKA correspond au nombre d'individus par parcours et par kilomètre, KIC correspond au nombre de contacts par parcours et par kilomètre, Nsp correspond au nombre d'espèces rencontrées par parcours	32
Tableau 5 : Formules des équations et résultats des régressions linéaires multiples effectuées sur les données de l'inventaire motorisé	33
Tableau 6: Résultats du suivi des terriers par pièges photographiques en termes d'abondance spécifique. N représente le nombre de détections, le RAI est le taux de détection exprimé par 100 caméra.jours, NT est le nombre de terriers où l'espèce est retrouvée, , IN/OUT indique si l'animal a été filmé uniquement à l'extérieur du terrier (OUT) ou si il y pénètre (In & Out).	33
Tableau 7: Nombre de cooccurrence d'espèces au sein d'un même terrier, NR est le nombre de répétitions par cooccurrence et NT est le nombre de terrier concerné.....	34
Tableau 8: Nombre d'espèces détectées autours de chaque terrier, N est le nombre d'espèce et Nin est le nombre d'espèces pénétrant dans le terrier.	35

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1: Classification proposée par White (1983) dans son livre « The vegetation of Africa »	63
Annexe 2: Fiche d'installation et de récupération des pièges photographiques (fiche terrain).....	63

Annexe 3: Domaine vitaux moyen tirés de la littérature, exprimé en km ² , les moyenne grisée ont été calculée en sommant les domaines vitaux minimum et maximum et en divisant cette somme par 2.	64
Annexe 4: Tableau utilisé pour calculer les régressions linéaires.	65
Annexe 5: Fiche terrain inventaire motorisé.	66
Annexe 6: : Liste des espèces observées durant toute la phase de collecte de donnée.	67
Annexe 7: Résultats des régression linéaire multiples effectuées sur le nombre de détections indépendantes par piège photographique.	68
Annexe 8: Résultats et résidus des régression linéaire effectuées sur le nombre d'individus vu par inventaire motorisé.	71

1 INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE GLOBAL

Depuis la formation de la terre, il y a 4 milliards d'années, la vie y est apparue, les espèces se sont multipliées mais des phénomènes d'extinction ont également eu lieu. Si les crises d'extinctions étaient autrefois issues de causes naturelles, la crise d'extinction actuelle est de cause anthropique (Millenium Ecosystem Assessment, 2005 ; Cowie et al., 2022). Le taux de disparition des espèces est de 100 à 1000 fois supérieur à ceux antérieurs à la présence des êtres humains (Pimm et al., 1995). La disparition de plus de 400 espèces de vertébrés a été constatée ces cents dernières années, ces disparitions auraient dû s'étaler sur 10 000 ans avec un taux d'extinction semblable à celui connu avant la sixième extinction de biodiversité (Ceballos et al., 2015). Actuellement, 1,7 % des vertébrés ont une population inférieure à 1000 individus et sont donc au bord de l'extinction. En Afrique ce sont 82 espèces de vertébrés, dont 13 espèces de mammifères qui sont dans cette situation (Ceballos et al., 2020).

1.2 AFRIQUE DE L'OUEST

1.2.1 BIODIVERSITÉ EN AFRIQUE DE L'OUEST

Une grande diversité d'écosystèmes est retrouvée en Afrique de l'Ouest¹, des déserts aux mangroves en passant par des savanes et forêts. Ces différents milieux jouent un rôle-clé dans la conservation des mammifères car ils abritent des espèces et sous-espèces endémiques, telles que l'hippopotame nain (*Choeropsis liberiensis*), et des populations isolées de certaines espèces, comme les lions (*Panthera leo* (West Africa subpopulation)) et les lycaons (*Lycaon pictus*). Certaines grandes antilopes emblématiques comme l'éland de Derby (*Tragelaphus derbianus*), l'hippotrague (*Hippotragus equinus*), le bubale major (*Alcelaphus buselaphus*), ont des populations établies en Afrique de l'Ouest. Cette région est également très importante pour les populations d'oiseaux migrateurs, les amphibiens et les espèces aquatiques qui y présentent un haut taux d'endémisme (MacKinnon et al, 2016).

1.2.2 IMPORTANCE DES AIRES PROTÉGÉES

L'Afrique de l'Ouest connaît le plus haut taux de croissance démographique annuelle à l'échelle continentale et mondiale (MacKinnon et al, 2016). La population humaine croissante exerce une pression sur son environnement pour sa subsistance et son développement économique. Les aires protégées ont un rôle fondamental pour la conservation des grands mammifères, néanmoins leurs populations ont décliné, en moyenne, de 59% au sein des aires protégées africaines entre 1970 et 2005 et c'est en Afrique de l'Ouest que ce déclin est le plus fort (Craigie et al., 2010). Les aires protégées terrestres africaines occupent 14,7% du continent (Juffe-Bignoli et al., 2014). Le Sénégal, quant à lui, a 17% de son territoire classé comme aire protégée (Protected Planet Report, 2018). De nombreuses espèces telles que le buffle de savane ou

¹ L'Afrique de l'Ouest telle que définie ici comprend : Bénin, Burkina Faso, Côte d'Ivoire, Gambie, Ghana, Guinée, Guinée-Bissau, Libéria, Mali, Mauritanie, Niger, Nigéria, Sénégal, Sierra Leone et Togo .

l'hippopotame ont leurs populations confinées au sein d'aires protégées. (MacKinnon et al., 2016).

1.2.3 MENACES POUR LA BIODIVERSITÉ

L'augmentation de la population humaine entraîne un accroissement de la pression sur les aires protégées, via l'exploitation des ressources de celles-ci. Dans les écosystèmes de type savane, ce sont surtout les activités agricoles et pastorales ainsi que l'exploitation des arbres pour le bois d'œuvre et la production de charbon qui sont pratiquées (MacKinnon et al., 2016). Ces activités sont majoritairement illégales.

Les aires protégées d'Afrique de l'Ouest souffrent d'un faible financement de la part des états ce qui a pour conséquence un manque de personnel qualifié et de ressources pour assurer leur surveillance (MacKinnon et al., 2016). Les activités illégales sont donc moins réprimées ce qui entraîne une dégradation du milieu et cela peut entraîner un risque de déclassement des aires protégées.

La quasi-totalité des pays de l'Afrique de l'Ouest, le Sénégal et le Ghana faisant figure d'exception, ont traversé des périodes d'instabilité politique au cours de deux dernières décennies. Ces conflits entraînent une surexploitation des aires protégées par les différentes parties prenantes que ce soit pour la subsistance ou pour le financement d'activités illégales (MacKinnon et al., 2016).

L'une des conséquences du changement climatique en Afrique de l'Ouest est la désertification, qui modifie les écosystèmes et mène à des modifications d'habitats (MacKinnon et al., 2016).

1.3 NIOKOLO KOKA

1.3.1 HISTORIQUE DU PARC

Le Parc National du Niokolo Koba (Figure 1) est passé par différents statuts depuis 1926 : réserve de chasse, forêt classée et réserve faunique, avant d'acquiescer en 1954 le statut de parc national. La dimension de celui-ci a varié et il a bénéficié de plusieurs extensions jusqu'à atteindre sa superficie actuelle de près de 913 000 hectares. Cette surface considérable en fait le plus grand parc national du Sénégal à ce jour. Inscrit en 1981 sur la liste des sites du patrimoine mondial de l'UNESCO et également en tant que réserve de biosphère, il est ajouté sur la liste des sites en périls depuis 2007 (Direction des parcs nationaux, 2020). Les réserves de biosphère sont définies de la manière suivante : « *Les réserves de biosphère sont des aires portant sur des éco-systèmes terrestres et côtiers/marins, où, grâce à des mécanismes de zonage et de gestion appropriés, la préservation des écosystèmes et de leur diversité est conciliée avec l'utilisation durable des ressources naturelles dans l'intérêt des communautés locales, ce qui comprend des activités de recherche, de surveillance, d'éducation et de formation.* » (Commission allemande pour l'UNESCO, 2015).

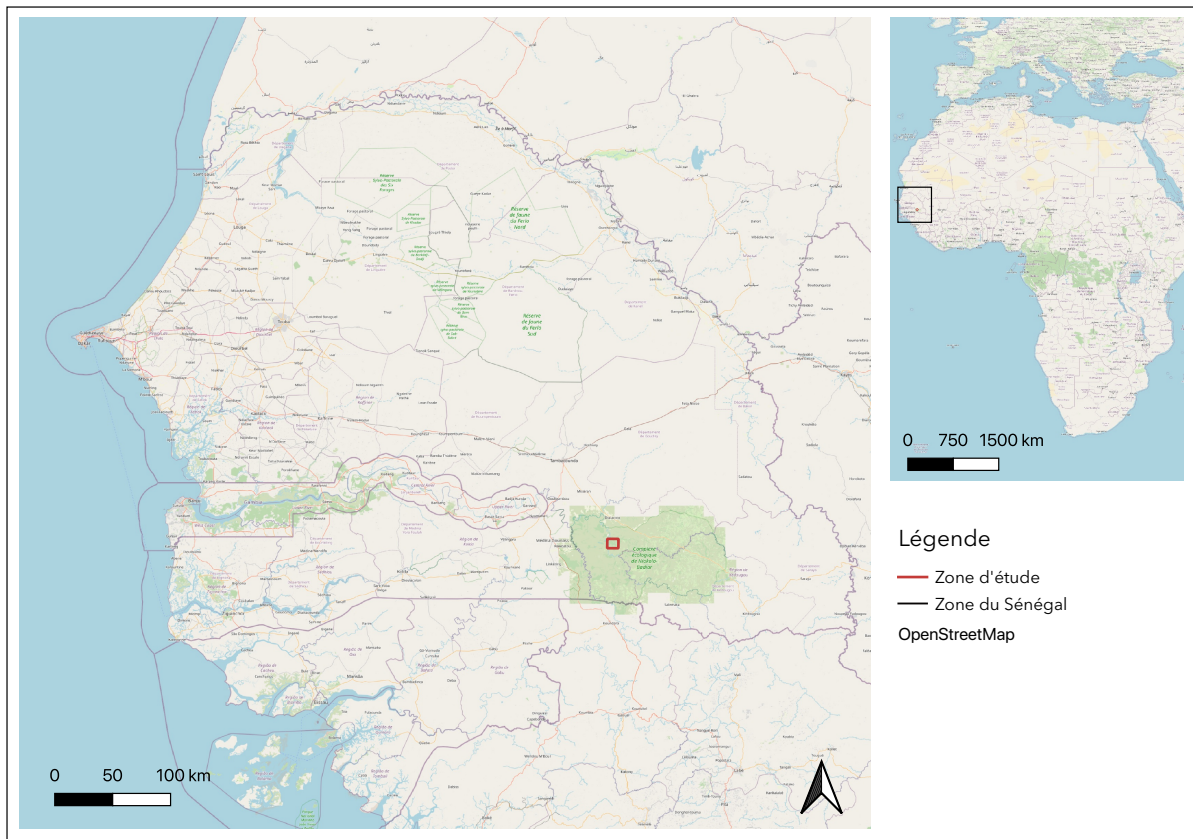


Figure 1: Localisation du Parc National du Niokolo Koba (en vert sur la carte de gauche) sur la carte au Sénégal.

1.3.2 CLIMAT ET GÉOGRAPHIE

Le parc national du Niokolo Koba, PNNK, est situé au sud-est du Sénégal et est caractérisé par un relief plat avec comme point culminant le mont Assirik, avec 311 mètres d'altitude. Deux rivières, Niokolo et Koulountou, et un fleuve, le fleuve Gambie, irriguent de manière permanente le parc. Des précipitations comprises entre 900 et 1200mm lors de la saison humide s'étalant de Juin à Octobre, et des températures moyennes mensuelles variant de 25° à 33°C lui attribuent un climat de type soudanais (Gueye et al., 2022). Une partie de la zone d'étude est temporairement immergée en saison des pluies.

1.3.3 FLORE

Selon la classification de White, le PNNK fait partie du centre régional d'endémisme soudanien (White, 1983). Sa diversité floristique est estimée à plus de 1000 espèces (Madsen et al., 1996).

La classification de la végétation utilisée dans ce travail est celle proposée par White (1983) dans son livre « The vegetation of Africa ». Les formations végétales présentes dans la zone d'étude sont :

- **Woodland** : Un peuplement ouvert d'arbres d'au moins 8 m de haut avec une couverture de la canopée de 40% ou plus. La couche de terrain est généralement dominée par des graminées.

- *Bushland* : Peuplement ouvert de buissons mesurant généralement entre 3 et 7 m de haut et dont le couvert végétal est de 40 % ou plus.
- *Thicket* : Un peuplement fermé de buissons et de plantes grimpantes dont la hauteur est généralement comprise entre 3 et 7 m.
- *Grassland* : Terres couvertes de graminées et d'autres herbes, sans plantes ligneuses ou ces dernières ne couvrant pas plus de 10 % du sol.
- *Wooded grassland* : Terres couvertes de graminées et d'autres herbes, les plantes ligneuses couvrant entre 10 et 40 % du sol.
- *Scrub woodland* : Bois de moins de 8 m de haut ou végétation intermédiaire entre *woodland* et *bushland*.
- *Bamboo*

La classification complète est disponible en Annexe 1.

1.3.4 FAUNE

Le parc abrite 80 espèces de mammifères (Gueye et al., 2021), 73 espèces de poissons (Blažek et al., 2012) et de nombreuses espèces d'oiseaux et de reptiles.

Les mammifères emblématiques du parc sont les lions, les éléphants de Derby, les bubales, les chimpanzés (*Pan troglodytes*), les babouins de guinée (*Papio papio*), les lycaons et l'éléphant (*Loxodonta africana*).

Dans la zone d'étude, les chimpanzés et éléphants ne sont pas rencontrés alors que l'éléphant de Derby et le lycaon y ont été observés en 2022 par les gardes du parc avant le début de la collecte des données de ce TFE.

Le PNNK a connu une baisse dans les effectifs de faune ces dernières décennies (Vincke et al., 2005 ; Direction des Parcs Nationaux, 2016), de plus certaines espèces telles que le pangolin géant (*Smutsia gigantea*) et le guépard (*Acinonyx jubatus*), observées dans les années 70 (Dupuy 1971) n'ont plus été signalées depuis. Heureusement la situation semble s'améliorer pour la faune mammalienne ces dernières années (Rabeil 2015). Selon le 2020 Conservation Outlook Assessment de l'UICN suite à l'augmentation du nombre de gardes et des patrouilles, « le fort déclin de la faune est stabilisé » (IUCN World Heritage Outlook, 2020).

Les lions présents dans le parc font partie de la sous-espèce des lions d'Afrique de l'Ouest. Considérés comme « critically endangered » par l'UICN, l'estimation de leur effectif fait débat et était estimé à 406, entre 273 et 605, individus pour toute l'Afrique de l'Ouest, dont moins de 250 individus matures. Cette population est répartie dans 4 aires protégées, le PNNK abritant 16 (entre 0 et 54) individus en 2011 (Henschel et al., 2014).

L'éléphant de Derby (sous espèce occidentale), l'une des plus grandes antilopes au monde, est classé « vulnérable » par l'UICN. La seule population viable de cette sous-espèce se trouve dans le parc (Koláčková et al., 2011 ; IUCN SSC Antelope Specialist Group, 2017). Six éléphants de Derby venant du PNNK ont été introduits en 1998 dans les réserves de Bandia et Fathala afin de faire de la conservation ex-situ (Vincke et al., 2005). Néanmoins même s'ils y prospèrent la population fondatrice est trop faible pour pouvoir être considérée comme viable et ils sont menacés de dépression de consanguinité (Brandlová et al., 2013).

Le chimpanzé est présent dans certaines galeries forestières du PNNK. Il est également classé « endangered ». Cette espèce est en annexe 2 de la CITES (Humble et al., 2016).

Le lycaon, classé « endangered », est décrit comme étant virtuellement éradiqué en Afrique de l'Ouest. La population présente dans le PNNK est isolée des autres populations relictuelles d'Afrique de l'Ouest (Woodroffe & Sillero-Zubiri, 2020).

Les populations d'éléphants de savane, classé « endangered », ont diminué de 50% sur les 75 années écoulées, et même si localement certaines populations se portent bien ce n'est pas le cas au Sénégal et a *fortiori* dans le PNNK. L'UICN ne le considère plus comme étant présent au Sénégal, un individu a néanmoins été photographié en 2021 par l'ONG Panthera. L'éléphant influence fortement son environnement de par son rôle de disperseur de graines (UNESCO, 2010).

La majorité des babouins de Guinée présents au Sénégal vivent dans l'enceinte du PNNK. Bien qu'encore abondante localement cette espèce tend à disparaître en dehors des aires protégées. Elle est classée « near threatened » par l'UICN. Cette espèce est en annexe 2 de la CITES (Wallis et al., 2021).

Le bubale major, « least concern » est une antilope largement répandue en Afrique (IUCN SSC Antelope Specialist Group, 2019).

Le parc a donc un rôle important à jouer pour la conservation de toutes ces espèces au Sénégal et dans toute la sous-région.

1.3.5 SUIVI DE LA FAUNE DANS LE PARC.

Le suivi de la faune dans le PNNK est réalisé annuellement depuis 2016 via différents moyens :

- Des inventaires motorisés de la faune terrestre et de l'avifaune ;
- L'utilisation de pièges photographiques ;
- Le comptage d'espèces aux mares et des inventaires pédestres²;

Avec comme indicateurs principaux le nombre de détections : observations ou photographies (Direction des parcs nationaux, 2016, 2019, 2020 et 2022).

Des recensements aériens ont également lieu de manière ponctuelle, le dernier en date s'est déroulé en 2018 (Rabeil et al., 2018 cité par Gueye et al., 2021).

Certaines espèces font également l'objet d'études plus spécifiques, telles que les babouins avec le centre de recherche de primatologie situé à Simenti (Zinner et al., 2021 ; Dal Pesco et al., 2022) et les chimpanzés (Sylla et al., 2022).

² Les inventaires aux mares sont cités pour la dernière fois dans le rapport de 2019 et aucun de ces moyens n'est explicitement repris dans les rapports suivants.

1.3.6 MENACES PESANT SUR LE PARC

Les menaces principales pesant sur le parc sont le pâturage, particulièrement la zone ouest du parc, le braconnage, l'absence de plan de gestion des feux de brousse, les espèces envahissantes telle que le *Mimosa pigra* et l'orpaillage illégal (IUCN World Heritage Outlook, 2020). Dans les menaces extérieures au site on peut citer les mines et carrières et la potentielle réalisation d'un barrage sur le fleuve Gambie (IUCN World Heritage Outlook, 2020).

Le plan de gestion du PNNK a été actualisé en 2018 et devrait permettre d'améliorer le suivi écologique de celui-ci (IUCN World Heritage Outlook, 2020).

1.4 ECOTOURISME

Le tourisme a un impact économique important pour l'Afrique sub-saharienne, contribuant à 10,9 % du PIB et 5,6 % des emplois en 2018 (Travel and Tourism Economic Impact, 2018 cité par Manraia et al., 2020). Actuellement ces retombées économiques bénéficient surtout aux pays de l'Afrique de l'Est qui ont très fortement développé le tourisme de vision (Manraia et al., 2020).

L'écotourisme suit deux principes: minimiser son impact environnemental et contribuer à la conservation par des actions directes ou un financement (Zambrano et al, 2010). L'écotourisme permet, lorsqu'il est correctement organisé, d'augmenter le niveau de vie des populations locales en leur fournissant des emplois et permettant le développement de micro-entreprises (Das & Chatterjee, 2015).

Le tourisme au Sénégal est déjà bien développé, depuis les années 70 il est au cœur de l'économie du pays, néanmoins 75% de ce tourisme est tourné vers le littoral (Sene-Harper, 2020). En effet il y a peu de touristes qui visitent les PNNK, entre 2000 et 6000 personnes par an (IUCN World Heritage Outlook, 2020).

Les populations vivant en périphérie du parc se plaignent du peu d'avantages qu'elles retirent de celui-ci et de leur faible implication dans sa gestion (IUCN World Heritage Outlook, 2020). A *contrario* au NiokoLodge, la majorité des employés sont issus de la périphérie du parc.

1.5 OBJECTIFS

Ce travail vise à évaluer la biodiversité des communautés mammaliennes durant la saison sèche dans une zone de 70 km² autour du NiokoLodge, un lodge écotouristique situé dans le parc national du Niokolo Koba (Figure 2). Ce site a été choisi car l'étude de la faune est ici faite dans un but écotouristique. Il est donc logique de réaliser cette étude dans la zone d'activité du lodge. De plus, c'est à cet endroit que le réseau de piste est le plus dense, ce qui facilite l'installation des pièges photographiques et élargit les possibilités de choix pour mettre en place un parcours motorisé.

Dans ce but, trois approches complémentaires ont été mises en œuvre : l'utilisation de 40 pièges photographiques disposés suivant le protocole international TEAM, un inventaire motorisé permettant d'obtenir des Indices Kilométriques d'Abondance (IKA) et enfin le suivi par pièges photographiques de 6 terriers.

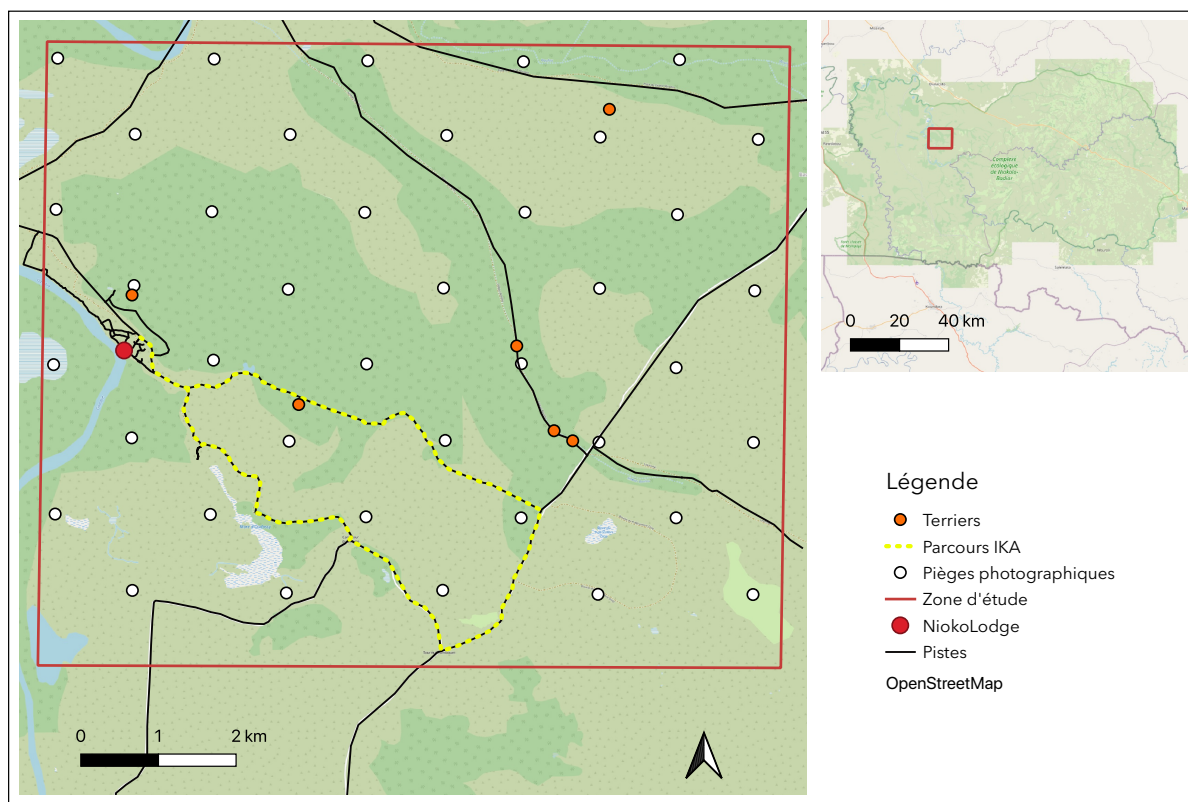


Figure 2: Localisation des pièges photographiques, des terriers et du parcours IKA au sein de la zone d'étude dans le PNNK.

1.6 MÉTHODE DE SUIVI DE LA FAUNE

1.6.1 PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES

La première méthode employée est l'utilisation des pièges photographiques. Celle-ci est très répandue pour le suivi de la faune. Elle permet en effet d'obtenir des informations localisées dans le temps et l'espace sur l'activité d'animaux (Wearn & Glover-Kapfer, 2019). Les pièges photographiques sont un moyen d'étudier la faune de manière peu invasive, si ce n'est l'émission de bruit et de lumières (Meek et al., 2014). Ils permettent tout particulièrement d'améliorer les connaissances et le suivi d'espèces élusives (Sollmann, 2018). Selon Wearn & Glover-Kapfer (2019), l'utilisation de pièges photographiques est la méthode la plus efficace pour le suivi de la faune et tout particulièrement pour étudier un large spectre d'espèces.

Un protocole standardisé de pose de pièges photographiques est proposé par le Tropical Ecology Assessment and Monitoring (TEAM) Network. Il a été conçu afin de pouvoir suivre les communautés mammaliennes dans les forêts tropicales (Jansen et al., 2014). Le protocole est prévu pour pouvoir à la fois suivre des espèces à grand, plus de 100 km², et petit, environ 1 km², domaine vital, *homerange* en anglais (TEAM Network, 2011). Le réseau a aujourd'hui évolué et changé son nom en « Wildlife Insights » après avoir élargi son champ d'application au monde entier (Wildlife Insights, 2022).

1.6.2 INDICE KILOMÉTRIQUE D'ABONDANCE

La seconde méthode est la mise en place d'inventaires motorisés à visée écotouristique permettant d'obtenir un indice kilométrique d'abondance (IKA). Celui-ci est défini comme « le ratio du nombre d'animaux observés/nombre de kilomètres d'un transect standardisé » (Vincent et al., 1991).

Plus précisément des équipes effectuent des parcours standardisés, dans l'espace et le temps, en notant les indices de présence directs (animal observé) ou indirects, fèces et empreintes par exemple, d'animaux le long de ces parcours (Cromsigt et al. 2008 ; Preatoni et al., 2011). Ces parcours peuvent être réalisés à pied ou en voiture, de manière diurne ou nocturne en fonction des espèces ciblées.

Les indices kilométriques peuvent être utilisés pour estimer la densité d'une espèce. L'hypothèse sous-jacente est que le nombre d'animaux observés est corrélé à l'état de la population. La relation liant l'indice kilométrique et la population doit être préalablement étudiée en utilisant une méthode de référence pour connaître l'abondance : telle que le « capture marquage recapture » (Vincent et al., 1991 ; Marchandeaude et al., 2006) ou le « distance sampling » (Konate et al., 2020). Cet indice permet de suivre les variations temporelles de l'abondance des espèces ciblées au sein de la zone d'étude (Pellerin et al., 2017). La densité n'ayant pas été estimée au moyen d'une méthode de référence lors de ce travail, l'indice kilométrique ne sera donc pas utilisé pour estimer une densité mais comme un indicateur des variations temporelles d'abondance des espèces étudiées.

Les indices kilométriques présentent différents intérêts. Ils peuvent s'appliquer à de nombreuses espèces, généralement de vertébrés (Cromsigt et al. 2008 ; de Thoisy et al., 2008; Engeman, 2005; Maillard et al., 2001). Ils permettent d'évaluer simultanément différentes espèces. Leur mise en place et leur suivi est simple, ne requiert pas de matériel spécifique et est peu coûteuse (Preatoni et al., 2011 ; Maillard et al, 2001). Les indices kilométriques faits en voiture sont les moins gourmands en main d'œuvre et en temps. Et finalement, tout particulièrement dans le cadre de ce travail, la récolte de données doit être la moins contraignante pour le gestionnaire et la plus simple et compréhensible possible pour les acteurs de terrain (Engeman, 2005).

Les indices kilométriques permettent d'avoir une liste d'individus et de contacts pour chaque inventaire réalisé. Un contact est ici défini comme l'observation d'un ou de plusieurs individus d'une même espèce à un moment t du parcours. Cette liste est transformée en nombre d'individus par kilomètres (IKA), de contacts par kilomètres (KIC) (Konate et al., 2020 ; Preatoni et al., 2011). Outre un nombre de détections par kilomètre, des informations relatives à l'occupation des différents habitats par les espèces peuvent être obtenues de ces enregistrements (Preatoni et al., 2011).

1.6.3 SUIVI DES TERRIERS

Les terriers jouent un rôle clé pour la survie de la faune dans les environnements arides et semi-arides. Ils offrent un abri contre les prédateurs et lors des feux de brousses et il y règne un microclimat (Kinlaw, 1999 ; Whittington-Jones et al., 2011). Cinquante-huit pourcent des mammifères utilisent des terriers, certaines espèces creusent leur propre terrier alors que d'autres ne font qu'occuper des terriers préexistants (Kinlow, 1999 ; Pietersen et al., 2014). Un même terrier peut être simultanément utilisé par des espèces différentes (Kondo, 2018). Ainsi les terriers d'oryctéropes peuvent être utilisés par plus de 20 espèces de mammifères, oiseaux et reptiles au cours d'une année (Whittington-Jones et al., 2011).

Les pièges photographiques ont déjà été utilisés pour le suivi d'animaux occupant des terriers, tels des oiseaux marins nichant (Bird et al., 2022), des pangolins géants (Bruce et al., 2018), différentes espèces de mammifères dont des chauves-souris (Kondo, 2018). C'est un outil particulièrement efficace et populaire pour le suivi d'espèces rares et élusives (Matthews et al., 2022).

Plusieurs espèces pouvant cohabiter au sein d'un même terrier, cette proximité est propice à une augmentation de la probabilité de transmission de maladies d'une espèce à l'autre, certaines pouvant ensuite être transmises à l'être humain, les zoonoses. Les terriers sont donc un lieu possible de contamination inter-espèces (Coppola et al., 2020b ; Lehmann et al., 2020). L'intérêt du monde scientifique et du grand public pour les zoonoses n'est pas nouveau, déjà dans les années 90 des études faisaient le lien entre l'émergence de nouvelles zoonoses et l'impact de l'homme sur son environnement (Galat & Galat-Luong, 1997). Ainsi, 61% des agents infectieux connus impactant les êtres humains sont des zoonoses et 70% de celles-ci ont comme hôtes des animaux sauvages (Kumar et al., 2013).

1.6.4 COMPLÉMENTARITÉ DES MÉTHODES

Il est pertinent de conjuguer ces méthodes car elles présentent toutes des intérêts différents et donc complémentaires.

Tout d'abord le protocole TEAM et l'utilisation de pièges photographiques permet d'étudier la faune de manière non-invasive et en impactant un minimum le comportement des espèces cibles. La zone étudiée qui est bien plus grande que pour les autres méthodes, le positionnement systématique des pièges photographiques avec une densité d'un appareil pour 2 km², Figure 2, et le fonctionnement des pièges 24h sur 24 pendant six semaines fournissent un inventaire de la faune mammalienne terrestre relativement exhaustif.

Ensuite l'inventaire motorisé est facile à mettre en place, et permet d'obtenir un indice kilométrique interprétable par des tendances temporelle pour certaines espèces. Le traitement des données est également plus simple à réaliser. De plus, il est très semblable aux safaris proposés par le lodge et pourrait aboutir en un produit touristique qui conscientisera les visiteurs à l'étude de la faune.

Finalement, le suivi de terrier par pièges photographiques est intéressant car il permet de révéler des espèces cryptiques utilisant les terriers et le paramétrage, 20 secondes de vidéos, est propice à étudier le comportement et les interactions entre espèces.

2 MATERIEL ET METHODE

2.1 SUIVI DE LA FAUNE PAR PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES

2.1.1 DÉPLOIEMENT DES PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES.

Quarante pièges photographiques de la marque Bushnell, modèle Core DS-4K (#119987), ont été installés selon une grille systématique telle que décrite dans le protocole TEAM (Jansen et al., 2014), avec une densité d'un piège pour deux kilomètres carrés, sur une surface de 67 km² (Figure 3). La grille faisait cinq pièges de large sur huit pièges de haut. Trente-neuf pièges étaient situés sur la rive droite du fleuve Gambie et un piège sur la rive gauche pour des raisons essentiellement logistiques.

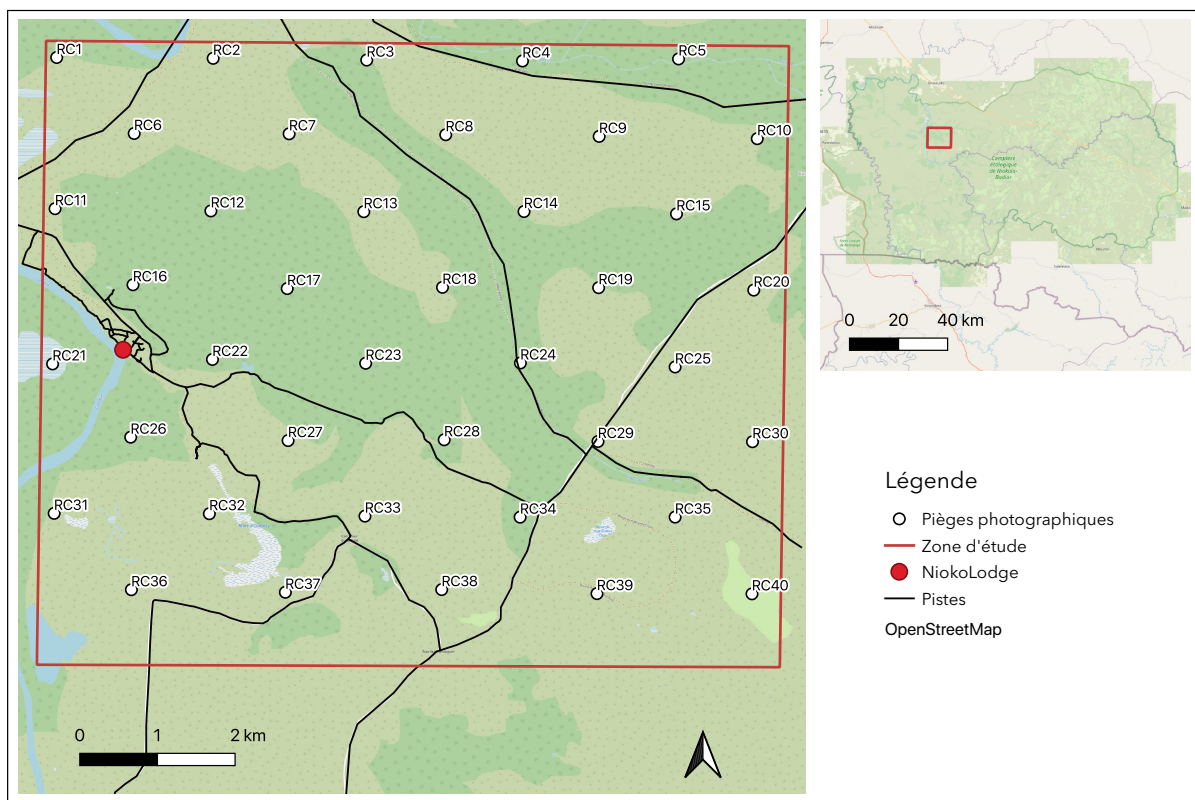


Figure 3: Répartition des 40 pièges photographiques TEAM au sein de la zone d'étude.

Quelques modifications ont été faites par rapport au protocole TEAM. La version 3.1 du protocole prévoit l'utilisation d'un modèle spécifique de pièges photographiques, une convention pour les nommer et leur enregistrement en ligne. Le protocole TEAM prévoit le suivi annuel d'une zone géographique découpée en 2-3 sites. Sur chacun de ces sites de suivi, 20 à 30 pièges photographiques sont placés pour une durée minimale de 30 jours (Jansen et al., 2014). Dans ce travail un seul « site » a été suivi au moyen de 40 pièges photographiques.

De plus, les localisations et les images issues des pièges photographiques sont censées être chargées sur la plateforme : DeskTEAM. Il est également recommandé d'utiliser un produit

dessicant afin de protéger le matériel de l'humidité (TEAM Network, 2011), ici cela n'a pas été nécessaire.

La grille a été générée et exportée au format GPX par le logiciel QGis (version 3.10). La grille a ensuite été transférée sur le GPS afin de pouvoir retrouver la position théorique de chaque piège sur le terrain.

Les pièges photographiques ont été paramétrés préalablement à leur installation sur le terrain avec une sensibilité haute compte tenu de la température de l'environnement (Swanson et al., 2015). A chaque déclenchement le piège photographique prenait 5 photographies et une vidéo (le protocole TEAM prévoit de ne prendre que trois photographies et pas de vidéos). Ce choix a été fait afin de permettre une éventuelle identification individuelle sur base des photographies et afin de fournir une vidéo au propriétaire des pièges photographiques (à des fins touristiques). La vidéo était paramétrée en « dynamic » ce qui signifie que tant que le piège détectait du mouvement, il filmait, avec une durée de vidéo minimale de 5 secondes. Le piège a été paramétré pour fonctionner 24h sur 24 et se déclencher à chaque passage d'un animal. Le délai entre deux déclenchements était le délai minimum, à savoir 0,5 sec. Les réglages pour la qualité de la photo et de la vidéo, medium et 1920x1080, sont un compromis entre la place disponible sur les cartes SD et le souhait d'obtenir des images de la meilleure qualité possible.

L'installation de chaque piège se déroulait suivant les recommandations de Fonteyn et al (2021) :

- la localisation théorique du piège était atteinte grâce au GPS, modèle Garmin 66s.
- un emplacement permettant de maximiser la détection de la faune était recherché dans un rayon de 50 mètres autour du point théorique
- le piège était installé, à une hauteur de 50 centimètres, en visant une piste animale
- l'emplacement réel du piège était enregistré sur le GPS
- une fiche terrain (Annexe 2) était complétée
- une série de cinq photos (les quatre points cardinaux et le ciel) du milieu était prise
- Le piège était ensuite mis en service, ses paramètres vérifiés et une photographie de la fiche terrain par celui-ci était effectuée.

Le maximum de pièges installés en une journée a été de sept et le minimum de quatre. L'installation des pièges a nécessité 8 jours de travail réalisé par 3 personnes et leur retrait a été effectué en 7 jours également par 3 personnes.

2.1.2 TRAITEMENT DES DONNÉES

Les images obtenues ont été triées manuellement de manière à les classer dans des dossiers par espèces, puis traitées dans le logiciel R (version 4.1.2) et l'environnement de développement Rstudio (version 2021.09.0) avec les packages camtrapR (2.0.3) (Niedballa et al., 2016) afin d'obtenir un fichier importable dans l'application « EurêCam ! » (Fonteyn et al., 2021).

L'identification des espèces a été faite sur base du livre de référence « The Kingdon Field Guide to African Mammals » (Kingdon, 2015), les identifications les plus compliquées ont été validées par un expert (Eric Heymans, communication personnelle). En raison de la complexité d'identification des oiseaux, ceux-ci n'ont pas été pris en compte dans les comptabilisations.

L'utilisation du logiciel R et du package camtrapR a été décidée sur base des contraintes suivantes : le traitement des images a commencé sur le terrain où l'accès très aléatoire à internet excluait l'utilisation de plateforme en ligne, l'ordinateur était doté du système d'exploitation MacOS et il était initialement prévu d'identifier une espèce jusqu'au niveau de l'individu (Scotson et al., 2017). Le package data.table (version 1.14.2) a été utilisé pour obtenir un fichier compatible avec l'application « EurêCam ! ».

L'application « EurêCam ! » supprime les déclenchements ne contenant pas d'animaux ou ceux dont l'espèce n'a pas pu être identifiée. Elle ne conserve que les détections indépendantes, deux détections étant considérées comme étant indépendantes si elles sont séparées de minimum 30 minutes pour une même espèce.

L'application « Eurêcam ! » fournit les résultats suivants :

- L'effort d'inventaire, dont l'unité est le caméra.jour, en sommant le nombre de jours d'activité de chaque caméra.
- La richesse spécifique, qui correspond au nombre d'espèces différentes identifiées sur la zone d'étude.
- La courbe d'accumulation, obtenue grâce au package R « vegan », qui est une représentation de l'évolution cumulée du nombre d'espèces présentes en fonction des caméras.jours (Oksanen et al., 2019).
- Le nombre de détections par espèce, le nombre de fois où au moins un individu de cette espèce a été photographié par un piège.
- Le taux de détection, Relative Abundance Index (RAI) en anglais, qui est le nombre de détections d'une espèce divisé par l'effort d'inventaire.
- Les diagrammes du rythme d'activité des différentes espèces détectées.
- Un diagramme circulaire de l'abondance relative.

Le nombre total de détections a été calculé sur le logiciel Excel (version 16.62) en sommant toutes les détections indépendantes par espèce.

Les cartes de répartition des espèces au sein de la zone d'étude ont été réalisées au moyen du package sf (version 1.0-3) (Pebesma, 2018) et du logiciel QGIS pour la mise en page.

Le nombre de détections indépendantes par piège photographique a également été calculé. La distance euclidienne entre les pièges photographiques et le fleuve a été mesurée sur QGIS au moyen de l'outil de mesure, afin de voir si celle-ci impactait le nombre de détections indépendantes d'animaux par piège photographique.

Une recherche bibliographique a été menée afin de trouver les domaines vitaux des différentes espèces détectées par les pièges photographiques. Ces domaines vitaux étaient présentés sous différentes formes ; d'une part la surface minimale et maximale, d'autre part la surface moyenne ainsi que l'écart-type. Ils étaient majoritairement obtenus à partir de la méthode du polygone minimum convexe. Les domaines vitaux et leurs sources sont présentés en Annexe 3.

2.1.3 IMPACT DE LA VÉGÉTATION, DU NOMBRE DE JOURS DE FONCTIONNEMENT ET DE LA DISTANCE AU FLEUVE

Plusieurs régressions linéaires multiples ont été effectuées afin de vérifier si la distance au fleuve, le type de végétation (tel que présenté dans l'introduction partie 1.3.3 Flore) et le nombre de jours de fonctionnement du piège photographique pouvaient expliquer les variations du nombre de détections d'animaux par piège photographique. Ces analyses ont été faites dans le logiciel R et l'environnement de développement Rstudio avec les fonctions lm pour les régressions linéaires et plot pour l'analyse *a posteriori* des résidus.

Le tableau utilisé pour calculer les régressions linéaires est disponible en Annexe 4.

Les différentes variables utilisées pour la régression linéaire sont les suivantes :

- « nb_detection » correspond au nombre de détections indépendantes obtenues ;
- « jours » correspond au nombre de jours de fonctionnement du piège photographique
- « vegetation » correspond au type de végétation tel que défini dans l'introduction au paragraphe flore ;
- « dist_fleuve » correspond à la distance euclidienne (en kilomètres) séparant le piège photographique du fleuve Gambie.

Il est important de noter que la variable végétation présente plusieurs niveaux de facteur et la fonction lm a converti chaque facteur en variable binaire avant de faire la régression linéaire.

2.2 INDICE KILOMÉTRIQUE D'ABONDANCE

2.2.1 MISE EN PLACE DU PARCOURS

Le parcours permettant de réaliser l'inventaire est conçu pour être accompli par des employés du NiokoLodge en plus de leurs tâches habituelles. La durée du parcours ne devait pas excéder 1h30 afin de ne pas mobiliser trop longtemps ceux qui l'effectuent et de minimiser la consommation de carburant, une autre ressource limitante. Les quatre personnes formées à la réalisation de cet inventaire sont celles présentant le plus d'affinités avec la faune. La formation consistait en des séances d'explications, de réalisation de l'inventaire et enfin des feedbacks sur les séances de parcours réalisées.

2.2.2 MODALITÉS DU PARCOURS

L'inventaire motorisé a été effectué de mi-mars à mi-mai, correspondant à la fin de la saison sèche. Sa longueur est de 14,5 kilomètres et il s'effectue au sud-est du NiokoLodge (Figure 4). Le parcours ne passait pas à proximité de mare « en eau » car elles sont trop éloignées du lodge. La vitesse du véhicule a été fixée à 15 km/h sur base de la littérature (Maillard et al, 2001) et de tests sur le terrain. La vitesse moyenne effective est légèrement inférieure à 15km/h à cause de l'état des pistes. L'itinéraire, le véhicule, la vitesse et la fiche terrain ont été testés avant de commencer la formation des employés. Deux personnes sont nécessaires à la réalisation de cet inventaire : un conducteur qui scrute le flanc gauche et l'avant du véhicule et un secrétaire qui prend note sur la fiche terrain (Annexe 5) et qui observe le flanc droit et l'avant du véhicule. Les renseignements notés par le secrétaire sont la date, l'heure de début et de fin ainsi que les

personnes présentent. A chaque détection, aussi appelée contact, le secrétaire notait l'heure, l'espèce, le nombre d'individus ainsi que le sexe, quand c'est possible, et le niveau de visibilité (milieu ouvert ou fermé). Le niveau de visibilité permet de tenir compte des changements dans la végétation, saisonniers ou non, qui peuvent obstruer la vue. Si les individus étaient trop nombreux pour être comptés, alors la lettre G était indiquée sur la fiche. Dans les calculs le G a été remplacé par la valeur 10.

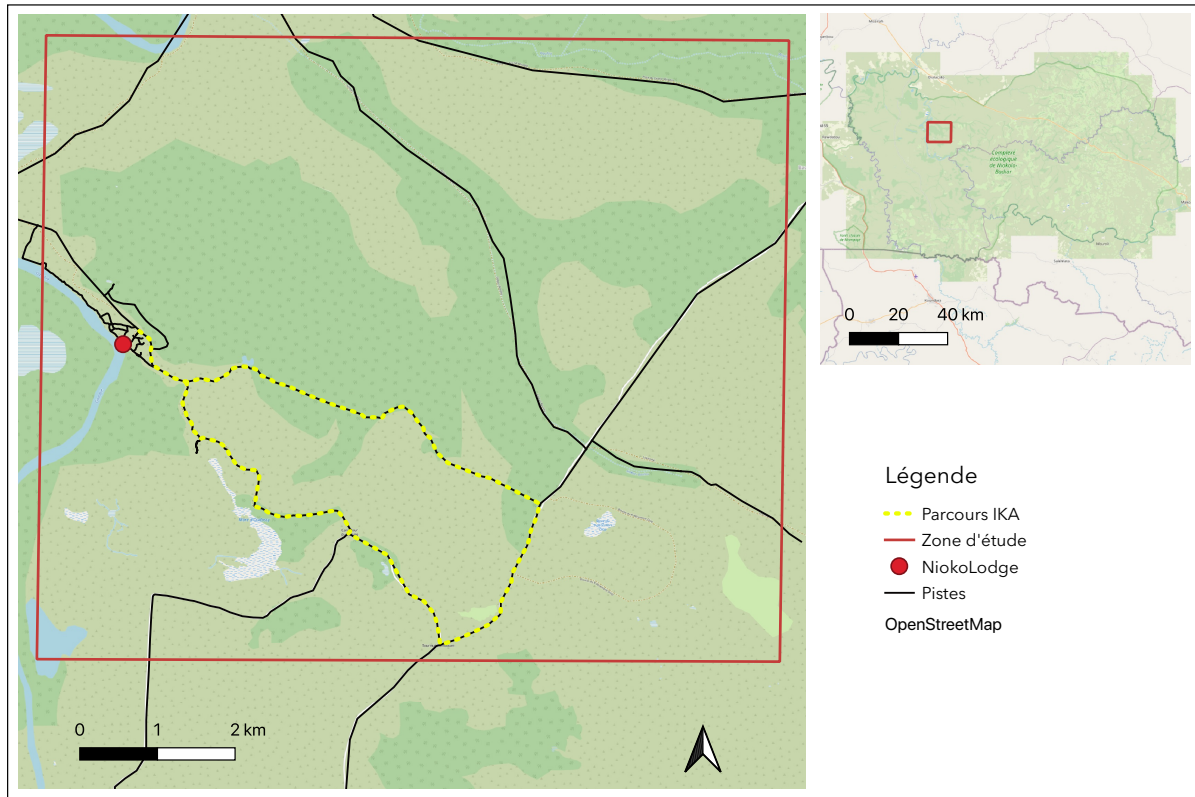


Figure 4: Localisation du parcours IKA au sein de la zone d'étude.

2.2.3 TRAITEMENT DES DONNÉES :

Un inventaire correspond à une réalisation du parcours mis en place. Pour rappel, un contact est défini comme l'observation d'un ou de plusieurs individus d'une même espèce à un moment t du parcours. Un contact correspond à une ligne dans la fiche de terrain.

Différents indices ont été calculés au moyen du logiciel Excel :

- Nombre de contacts par parcours : somme des contacts pour un parcours, toutes espèces confondues.
- KIC par parcours, nombre de contacts par parcours et par kilomètre : somme des contacts pour un parcours/longueur du parcours, toutes espèces confondues.
- Nombre d'individus par parcours : somme des individus pour un parcours. Le nombre d'individus par parcours est toujours égal ou supérieur au nombre de contact pour le même parcours, toutes espèces confondues.

- IKA par parcours, nombre d'individus par parcours et par kilomètre : somme des individus pour un parcours/longueur du parcours, toutes espèces confondues.
- Le nombre d'espèces observées par parcours, et au total.
- Le nombre total d'individus de chaque espèce afin de pouvoir classer les espèces de la moins présente à la plus présente.
- IKA moyen, somme des IKA de chaque parcours / nombre de parcours

Ce travail s'intéresse également à l'influence de différents facteurs : équipe d'observateurs, date du parcours, heure de départ et durée du parcours, qui est déterminé par la vitesse moyenne, sur les résultats de l'indice kilométrique. Deux analyses supplémentaires ont été faites dans ce but.

2.2.4 IMPACT DE L'ÉQUIPE

Les moyennes du nombre de contacts par parcours et les moyennes du nombre d'individus par parcours en fonction de l'équipe ont été calculées. Étant donné que certaines équipes n'ont réalisé qu'une seule fois le parcours, la moyenne citée précédemment est en réalité une observation. De même l'écart-type n'a pu être calculé que pour les équipes 2 et 3 qui ont effectué le parcours trois fois. Un graphique des moyennes du nombre d'individus en fonction de l'équipe a été construit sur base de ces résultats.

2.2.5 IMPACT DE LA DATE, DE L'HEURE ET DE LA DURÉE

Une régression linéaire multiple a également été faite afin de comprendre l'impact des variables « durée du parcours », « date du parcours » et « heure de départ » sur le nombre d'individus observés. Afin d'améliorer la régression linéaire le format des variables a été modifié. La durée a été exprimée en minutes, la date en nombre de jours écoulés par rapport au premier parcours, le premier parcours ayant la valeur 0, et l'heure de départ a été exprimée en nombre de minutes écoulées par rapport à l'heure de départ la plus précoce. Le nombre d'individus étant issu d'un comptage, la régression linéaire a été faite sur la variable brute et sur le logarithme en base 10 du nombre d'individus.

2.3 SUIVI DES TERRIERS.

2.3.1 DÉPLOIEMENT DES PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES.

Lors du déploiement des quarante pièges photographiques, les terriers rencontrés de manière opportuniste ont été localisés grâce à un GPS (Figure 5).

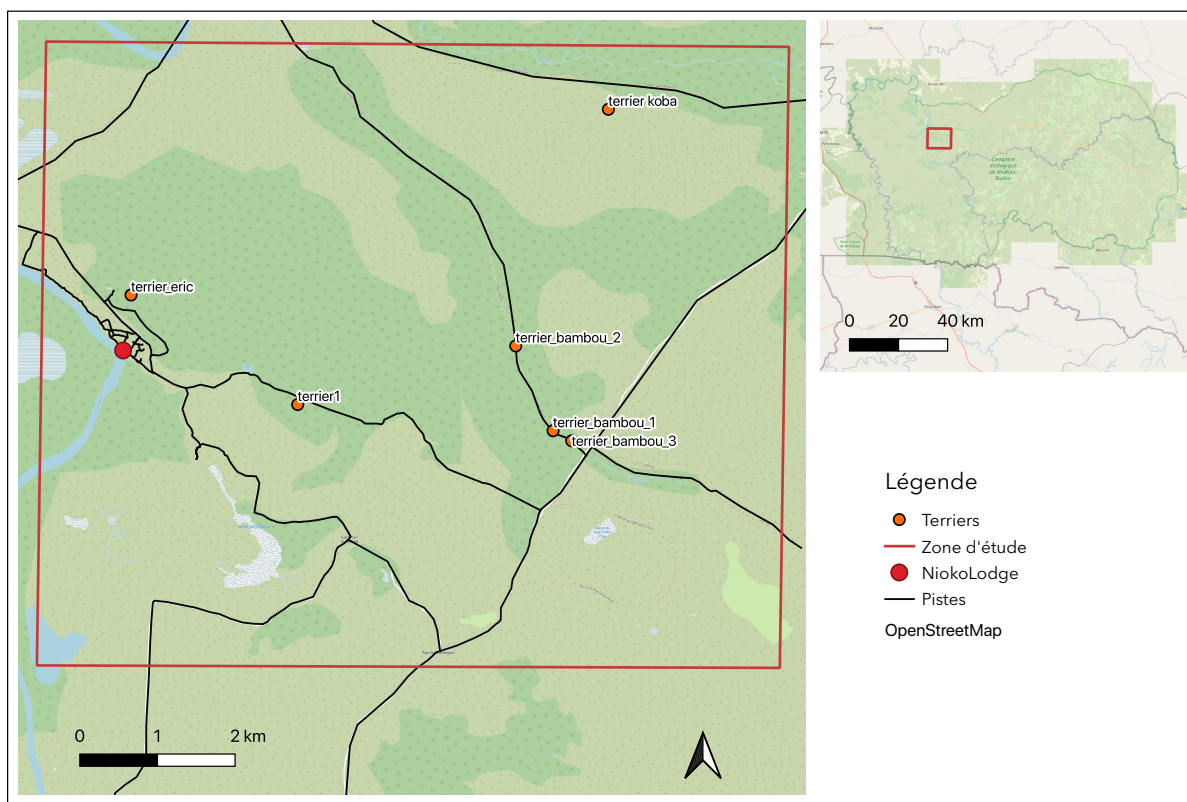


Figure 5: Localisation des terriers suivis au sein de la zone d'étude.

Chaque terrier a été suivi entre 11 et 13 jours au moyen de deux pièges photographiques. Pour chaque terrier l'un des pièges, nommé cam_1, était orienté face à l'entrée du terrier la plus fréquentée, la fréquentation était déterminée sur base des traces de passage, et le second, cam_2, visait le maximum d'entrées afin d'avoir une vue d'ensemble. Le nombre d'entrées par terrier était très variable, de 1 à 8 entrées ont été observées. La cam_1 était fixée à n'importe quel support déjà présent, tronc d'arbre, bambou, de manière à voir le mieux possible l'intérieur de l'entrée. S'il n'y avait pas de support permettant de viser une entrée, ce qui était le cas pour le terrier Bambou_2, alors les deux pièges photographiques étaient orientées vers l'ensemble des entrées. Ce choix a été fait afin d'éviter d'influencer le comportement des animaux en ajoutant un piquet à l'entrée d'une gueule, d'autant plus que le substrat sableux ne s'y prêtait pas.

Pour chaque terrier suivi, une fiche de terrain était remplie avec la localisation du terrier, son identifiant, le relief, les date et heure d'installation et de retrait, les potentiels indices de présence et pour chacune des entrées, leur diamètre et la présence de feuilles mortes étaient indiqués.

Les pièges photographiques étaient paramétrés pour prendre une vidéo de 20 secondes à chaque déclenchement.

Ce protocole visait à documenter l'utilisation d'un même terrier par différentes espèces, ce qui avait déjà été observé au préalable lors de la prise d'images illustratives pour le lodge.

Afin d'être le plus exhaustif possible les images de cooccurrence au sein d'un même terrier prises en dehors du protocole décrit ci-dessus ont également été analysées. Ces images ont été

obtenues lors de la phase de test des pièges photographiques et ce sont elles qui ont poussé au développement de ce protocole afin de cibler les terriers obtenir plus de données.

La cooccurrence est ici définie par la présence de deux individus d'espèces différentes présentes au même moment dans la gueule du terrier. Le comptage des entrées et sorties des individus d'une même espèce n'a pas pu être effectué ici car dans la majorité des cas toutes les entrées ne pouvaient pas être visibles sur les images. Un animal pouvait donc rentrer par une gueule filmée et ressortir par une gueule non filmée.

2.3.1 TRAITEMENT DES DONNÉES.

Les vidéos ont été triées manuellement selon l'arborescence suivante : terrier, piège photographique , espèces_in ou espèces_out. « In » correspondait à une vidéo où l'animal entrait ou sortait du terrier. « Out » signifiait que l'animal n'entrait ni ne sortait du terrier sur la vidéo. Toutes les vidéos ont été conservées, *a contrario* de la partie TEAM où seules les détections espacées de 30 min étaient gardées, afin de ne pas risquer de perdre une vidéo où deux espèces apparaîtraient au même moment.

Les cooccurrences ont été notées lors du tri des images en indiquant les espèces, le terrier concerné et le nombre de fois où cela se produisait.

Le nombre de détections par espèce et par piège photographique ainsi que la présence ou non de l'espèce à l'intérieur du terrier ont été encodées manuellement dans un fichier Excel afin de calculer les éléments suivants :

- le nombre total de détections par espèce
- le taux de détection (Relative Abundance Index (RAI)), qui est le nombre de détections d'une espèce divisé par l'effort d'inventaire
- le nombre de terriers où chaque espèce a été trouvée
- le nombre total d'espèces détections pour chaque terrier
- le nombre d'espèces pénétrant dans chaque terrier

2.3.2 ZOONOSE

Pour les espèces dont des cooccurrences ont été attestées, une recherche bibliographique a été effectuée afin de voir si certaines zoonoses étaient communes aux deux espèces.

L'un des mammifères présents était la chauve-souris. Les images ne permettant pas d'identifier le genre et l'espèce, le livre « The Kingdon Field Guide to African Mammals » a été utilisé pour lister toutes les chauves-souris potentiellement présentes dans le parc (Kingdon, 2015). Les espèces dont le gîte était exclusivement les cavités dans les troncs ou sous les feuilles ont été exclues.

3 RESULTATS

En Annexe 6 est fournie une liste des espèces rencontrées lors de la phase de collecte des données de ce travail.

Lors de la pose des pièges photographiques un groupe d'élands de Derby a été aperçu dans la zone d'étude. L'identification a été confirmée par des empreintes fraîches.

3.1 SUIVI DE LA FAUNE PAR PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES

3.1.1 STATISTIQUES DESCRIPTIVES

Sur 40 pièges photographiques disposés selon le protocole TEAM, tous les pièges photographiques ont pu être récupérés. Néanmoins, 7 pièges photographiques ont présentés des problèmes techniques dont 2 pièges photographiques qui n'ont jamais fonctionné post installation. L'effort d'inventaire est de 1444 caméras.jours, dont ont résulté 1847 détections indépendantes d'animaux. La richesse spécifique mammalienne est de 33 espèces (Figure 6).

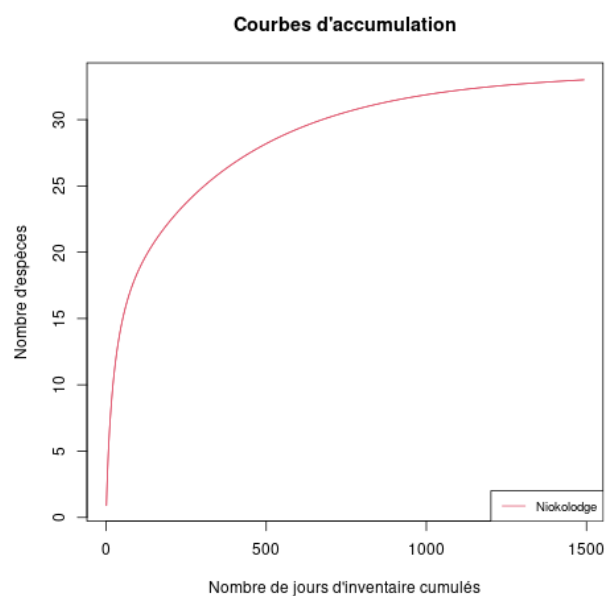


Figure 6: Courbe d'accumulation du nombre d'espèces en fonction du nombre de jours d'inventaire cumulés pour les pièges photographiques TEAM.

Le nombre de détections, le RAI (le taux de détection exprimé pour 100 caméras.jours) et le statut UICN de chaque espèce sont présentés dans le Tableau 1.

Tableau 1: Résultats de l'inventaire par pièges photographiques TEAM en termes d'abondance spécifique. *N* représente le nombre de détections, le RAI est le taux de détection exprimé par 100 caméra.jours.

Espèce	Nom scientifique	N	RAI	Statut UICN
Guib harnaché	<i>Tragelaphus scriptus</i>	621	43,01	LC
Sylvicarpe de Grimm	<i>Sylvicapra grimmia</i>	206	14,27	LC
Babouin de Guinée	<i>Papio papio</i>	162	11,22	NT
Hippotrague	<i>Hippotragus equinus</i>	150	10,39	LC

Vervet	<i>Chlorocebus sabaeus</i>	115	7,96	LC
Mangouste à queue blanche	<i>Ichneumia albicauda</i>	78	5,40	LC
Cobe defassa	<i>Kobus ellipsiprymnus</i>	70	4,85	LC
Phacochère	<i>Phacochoerus africanus</i>	63	4,36	LC
Porc épic	<i>Hystrix cristata</i>	57	3,95	LC
Patas	<i>Erythrocebus patas</i>	51	3,53	NT
Oryctérope	<i>Orycteropus afer</i>	48	3,32	LC
Ourébi	<i>Ourebia ourebi</i>	48	3,32	LC
Genette commune	<i>Genetta genetta</i>	42	2,91	LC
Céphalophe à flanc roux	<i>Cephalophus rufilatus</i>	30	2,08	LC
Civettes	<i>Civettictis civetta</i>	25	1,73	LC
Hyène tachetée	<i>Crocuta crocuta</i>	10	0,69	LC
Ratel	<i>Mellivora capensis</i>	10	0,69	LC
Chacal à flanc rayé	<i>Canis adustus</i>	9	0,62	LC
Galago du Sénégal	<i>Galago senegalensis</i>	7	0,48	LC
Mangouste rayée	<i>Mungos mungo</i>	7	0,48	LC
Lièvre des rochers	<i>Lepus saxatilis</i>	6	0,42	LC
Mangouste ichneumon	<i>Herpestes ichneumon</i>	4	0,28	LC
Mangouste rouge	<i>Herpestes sanguineus</i>	4	0,28	LC
Bubale	<i>Alcelaphus buselaphus</i>	3	0,21	LC
Chat forestier africain	<i>Felis silvestris</i>	3	0,21	LC
Serval	<i>Leptailurus serval</i>	3	0,21	LC
Lion	<i>Panthera leo</i>	3	0,21	CR
Léopard	<i>Panthera pardus</i>	3	0,21	VU
Buffle d'Afrique	<i>Syncerus caffer</i>	3	0,21	NT
Cobe de Buffon	<i>Kobus kob</i>	2	0,14	LC
Potamochère	<i>Potamochoerus porcus</i>	2	0,14	LC
Caracal	<i>Caracal caracal</i>	1	0,07	LC
Rat géant de Gambie	<i>Cricetomys gambianus</i>	1	0,07	LC

L'espèce la plus détectée est le guib harnaché, puis viennent le sylicarpe de Grimm, le babouin de Guinée, l'hippotrague et le vervet. Les espèces les moins détectées sont *ex æquo* le caracal et le rat géant puis le potamochère et le cobe de Buffon, eux aussi *ex æquo* et finalement, le buffle.

Sur les 84 000 images obtenues lors de la collecte de données, 72,95% étaient des faux déclenchements.

3.1.2 ACTIVITÉS ILLÉGALES

Du pâturage illégal a été constaté sur un piège photographique, deux détectations de plusieurs zébus fin mars et deux hommes, dont un armé, ainsi que des zébus début avril, Soit trois événements de détection d'activités illégales.

Le protocole a été conçu pour suivre les mammifères, les détections d'oiseaux et de reptiles n'ont donc pas été prises en compte dans l'analyse des données.

Des écureuils ont également été photographiés mais l'identification jusqu'à l'espèce était impossible sur base des photos et des vidéos. Ils n'ont donc pas été pris en compte dans les résultats présentés ici.

3.1.3 IMPACT DE LA VÉGÉTATION, DU NOMBRE DE JOURS DE FONCTIONNEMENT ET DE LA DISTANCE AU FLEUVE

Les formules des équations et résultats des différentes régressions linéaires multiples sont reprises dans le Tableau 2. Les *summary* et les graphiques permettant l'analyse des résidus de chaque régression linéaire sont disponibles en Annexe 7.

Si le résultat est « » alors la variable n'est pas significative, « * » la variable est significative, « ** » hautement significative, « *** » très hautement significative.

Si « / » est indiqué, c'est que la variable n'a pas été prise en compte dans l'équation, se référer à la colonne formule.

Tableau 2: Formules des équations et résultats des régressions linéaires multiples effectuées sur les données TEAM

Formule	Variables							
	jours	Vegetation bamboo	Vegetation bushland	Vegetation grassland	Vegetation thicket	Vegetation wooded grassland	Vegetation woodland	dist_fleuve
nb_detection ~ -1+jours + vegetation+ dist_fleuve								
nb_detection ~ -1+jours+ dist_fleuve	***	/	/	/	/	/	/	/
nb_detection ~ -1+jours+ vegetation+ dist_fleuve (1)		*	*	*	*	*	*	

La troisième régression (1) a été effectuée selon la même équation que la première mais le jeu de données a été modifié, toutes les données pour les pièges photographiques ayant tourné moins de 30 jours ont été supprimés, ce qui fait passer le nombre de pièges photographiques de 40 à 36.

Si la régression linéaire est effectuée sur le jeu de données complet, sans inclure le type de végétation dans les variables explicatives, alors la variable « jour » est très hautement significative. *A contrario*, la régression linéaire effectuée sur un jeu de données exempt des observations ayant une valeur extrême pour la variable « jour », permet de voir que le type de végétation est significatif. Ces éléments seront développés dans la partie discussion.

3.2 INDICE KILOMÉTRIQUE D'ABONDANCE

3.2.1 STATISTIQUES DESCRIPTIVES

Le parcours permettant de faire l'inventaire motorisé a une longueur de 14,5 km. Dix répétitions de cet inventaire ont été effectuées pour un effort d'inventaire de 145 km. Ces répétitions ont débuté le 12 mars 2022 et ont pris fin le 08 mai 2022 avec une fréquence d'un parcours par semaine. Onze espèces de mammifères et deux espèces d'oiseaux ont été observées pendant ces inventaires (Tableau 3). A noter la présence de mangoustes qui n'ont pas pu être identifiées jusqu'à l'espèce.

Tableau 3: Espèces rencontrées lors des inventaires motorisés classées par nombre d'occurrence.

Espèce	Nom scientifique	Nombre d'individus
<i>Pintade de Numidie</i>	<i>Numida meleagris</i>	121
<i>Babouin de guinée</i>	<i>Papio papio</i>	91
<i>Guib harnaché</i>	<i>Tragelaphus scriptus</i>	89
<i>Phacochère</i>	<i>Phacochoerus africanus</i>	34
<i>Ourébi</i>	<i>Ourebia ourebi</i>	16
<i>Vervet</i>	<i>Chlorocebus sabaeus</i>	15
<i>Hippotrague</i>	<i>Hippotragus equinus</i>	11
<i>Céphalophe à flanc roux</i>	<i>Cephalophus rufilatus</i>	9
<i>Bucorve d'abyssinie</i>	<i>Bucorvus abyssinicus</i>	8
<i>Indéterminé</i>		8
<i>Cobe defassa</i>	<i>Kobus ellipsiprymnus</i>	6
<i>Mangouste sp.</i>		2
<i>Chacal à flanc rayé</i>	<i>Canis adustus</i>	2
<i>Patras</i>	<i>Erythrocebus patas</i>	2
<i>Sylvicarpe de Grimm</i>	<i>Sylvicapra grimmia</i>	2

Les résultats des inventaires motorisé sont présentés dans le Tableau 4.

Tableau 4: Résultats des inventaires motorisé, NI/P signifie nombre d'individus par parcours, NC/P signifie nombre de contacts par parcours, IKA correspond au nombre d'individus par parcours et par kilomètre, KIC correspond au nombre de contacts par parcours et par kilomètre, Nsp correspond au nombre d'espèces rencontrées par parcours.

	NI/P	NC/P	IKA	KIC	Nsp
Minimum	25	8	1,72	0,55	5
Maximum	65	26	4,48	1,79	10
Moyenne	41,6	15,1	2,87	1,04	6,9

L'IKA moyen vaut donc 2,87 individus par kilomètres.

3.2.2 IMPACT DE L'ÉQUIPE

L'impact de la composition des équipes sur le nombre moyen d'individus vu par parcours est visible sur la Figure 7, l'écart-type n'a pu être calculé que pour les équipes 2 et 3, lesquelles avaient atteint le nombre de répétitions minimal.

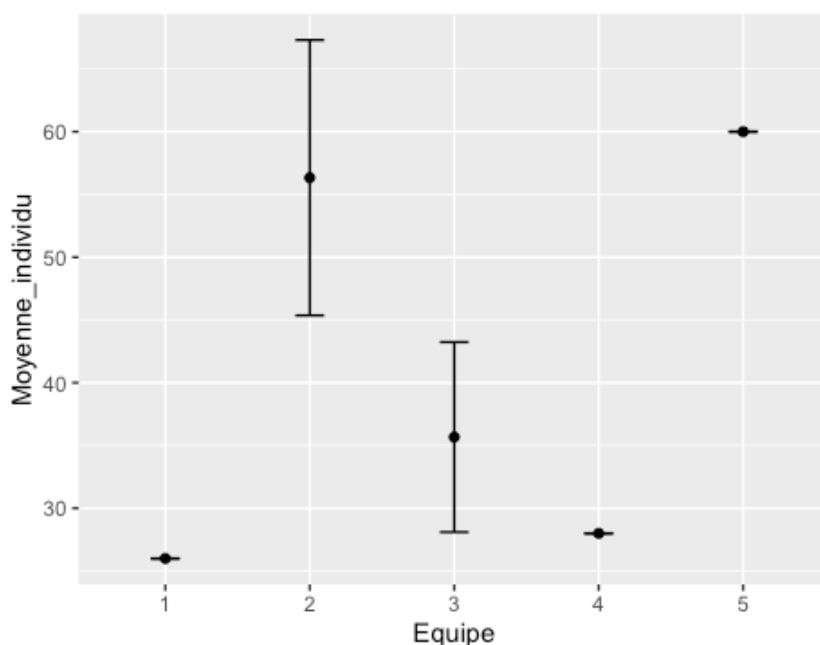


Figure 7: Évolution du nombre moyen d'individus comptabilisés par parcours en fonction de la composition de l'équipe.

La moyenne du nombre d'individus vu par équipe est très variable, les personnes réalisant les parcours semblent donc impacter très fortement le résultat de celui-ci.

3.2.3 IMPACT DE LA DATE, DE L'HEURE ET DE LA DURÉE

Les formules des équations et résultats des différentes régressions linéaires multiples sont visibles dans le Tableau 5, les *summary* et les graphiques permettant l'analyse des résidus de chaque régression linéaire sont disponibles en Annexe 8.

Si le résultat est « » alors la variable n'est pas significative, « * » la variable est significative, « ** » hautement significative, « *** » très hautement significative.

Tableau 5 : Formules des équations et résultats des régressions linéaires multiples effectuées sur les données de l'inventaire motorisé

Formule	Variables		
	Date	Heure	Duree
somme_individus~-1Date+Heure+Duree			**
log(somme_individus)~-1Date+Heure+Duree			***

3.3 SUIVI DES TERRIERS

3.3.1 STATISTIQUES DESCRIPTIVES

Six terriers ont pu être suivis avec un effort d'inventaire de 68 caméras.jours qui ont permis 798 détections.

Quatorze espèces de mammifères identifiables jusqu'à l'espèce ont été recensées ainsi que la pintade de Numidie et la chauve-souris (Tableau 6). En dehors du protocole prévu pour les terriers un gladiateur de blanchot (*Malaconotus blanchoti*), un python de seba (*Python sebae*) et un rat géant de Gambie ont été filmés pénétrant un terrier.

Tableau 6: Résultats du suivi des terriers par pièges photographiques en termes d'abondance spécifique. N représente le nombre de détections, le RAI est le taux de détection exprimé par 100 caméra.jours, NT est le nombre de terriers où l'espèce est retrouvée, IN/OUT indique si l'animal a été filmé uniquement à l'extérieur du terrier (OUT) ou si il y pénètre (In & Out).

Nom vernaculaire	Nom latin	N	RAI	IN / OUT	NT
Pintade de numidie	<i>Numida meleagris</i>	636	79,70	In & Out	2
Porce-épic	<i>Hystrix cristata</i>	47	5,89	In & Out	2
Babouin de guinée	<i>Papio papio</i>	33	4,14	Out	2
Chauve-souris		26	3,26	In & Out	3
Vervet	<i>Chlorocebus sabaues</i>	16	2,00	In & Out	3
Phacochère	<i>Phacochoerus africanus</i>	13	1,63	Out	3

Oryctérope	<i>Orycteropus afer</i>	9	1,13	In & Out	2
Ratel	<i>Mellivora capensis</i>	4	0,50	In & Out	2
Mangouste à queue blanche	<i>Ichneumia albicauda</i>	3	0,38	Out	2
Céphalophe à flanc roux	<i>Cephalophus rufilatus</i>	2	0,25	Out	1
Mangouste ichneumon	<i>Herpestes ichneumon</i>	2	0,25	Out	2
Hippotrague	<i>Hippotragus equinus</i>	2	0,25	Out	1
Guib harnaché	<i>Tragelaphus scriptus</i>	2	0,25	Out	2
Rat géant de gambie	<i>Cricetomys gambianus</i>	1	0,12	In & Out (1)	1
Patras	<i>Erythrocebus patas</i>	1	0,12	Out	1
Sylvicarpe de grimm	<i>Sylvicapra grimmia</i>	1	0,12	Out	1

3.3.2 COOCCURRENCES

Trois types de cooccurrences ont été observés dans les terriers suivis (Tableau 7). Les espèces impliquées sont la pintade de Numidie, la chauve-souris, le porc-épic et le ratel.

Tableau 7: Nombre de cooccurrence d'espèces au sein d'un même terrier, NR est le nombre de répétitions par cooccurrence et NT est le nombre de terrier concerné

Espèces	NR	NT
Chauve-souris & porc-épic	3+1 ³	2+1
Chauve-souris & ratel	1	1
Vervet & pintade de Numidie	1	1

3.3.3 NOMBRES D'ESPÈCES PAR TERRIER

Le nombre maximum d'espèces fréquentant un même terrier est de 3 et le minimum de 0 (Tableau 8).

³ Dont 1 fois en dehors du protocole dans le terrier Eric

Tableau 8: Nombre d'espèces détectées autour de chaque terrier, N est le nombre d'espèce et Nin est le nombre d'espèces pénétrant dans le terrier.

Terrier	N	Nin
TERRIER_ERIC	7	1
TERRIER_1	5	2
TERRIER_BAMBOU	5	3
TERRIER_KOBA	4	3
TER_BAM_2	6	1
TER_BAM_3	2	0

3.3.4 ZOONOSE

Les zoonoses communes aux pintades et aux vervets sont les suivantes :

- Giardia spp (Gallagher *et al.*, 2019; Kamel & Abdel-Latef, 2021);
- Strongyloides spp (Mutani *et al.*, 2003 ; Jajere *et al.*, 2018).

Giardia spp est un protozoaire flagellé qui infecte des animaux domestiques, sauvages et l'être humain (Coppola *et al.*, 2020a). Sa présence a été confirmée chez des vervets sur l'île de Saint Kitts où ils ont été introduits il y a 350 ans (Gallagher *et al.*, 2019), et chez des pintades de Namibie dans le zoo de Beni-Suef en Egypte (Kamel & Abdel-Latef, 2021).

Strongyloides spp est un nématode parasitant le système gastro-intestinal, il a été retrouvé dans des pintades au Nigeria (Jajere *et al.*, 2018). Il est également présent chez des vervets dans les barbades.

Les zoonoses communes aux ratels et chauves-souris sont les suivantes :

- Toxoplasma gondii (Lukášová *et al.*, 2018 ; Yang *et al.*, 2021)
- Rabies (Lim *et al.*, 2021 ; Faye *et al.*, 2022)

La toxoplasmose est une infection commune à tous les animaux à sang chaud (Dubey, 2010). Elle est présente chez les ratels et les chauves-souris au Brésil et en Chine (Lukášová *et al.*, 2018 ; Yang *et al.*, 2021). La bibliographie n'a pas permis de prouver qu'il y a des cas de chauve-souris porteuses de toxoplasmose sur le continent africain.

La rage, Rabies lyssavirus, est une infection virale connue depuis des siècles. Des cas de chauves-souris transmettant la rage sont déjà connus en Amérique latine et des ratels ont été identifiés comme atteints par la rage au Sénégal (Lim *et al.*, 2021 ; Faye *et al.*, 2022).

Les zoonoses communes aux porc-épic et chauves-souris sont les suivantes :

- Cryptosporidium (Daszak et al., 2000 ; Coppola et al., 2020a ; Msolo et al., 2020)
- Capillaria (Justine, 1989 ; Coppola et al., 2020a)
- Coccidia (Coppola et al., 2020a ; Duszynski, 2021)
- Encephalomyocarditis virus infection (Cardeti et al., 2016 ; Doysabas et al., 2019)

Cryptosporidium est un agent infectieux qui provoque de graves diarrhées et un enjeu de santé important dans les pays en voie développement (Msolo et al., 2020). Il est présent chez les porc-épic en Italie, infecte des humains en Afrique du sud et a été détecté chez des chauves-souris en Europe et aux Etats-Unis (Daszak et al., 2000 ; Msolo et al., 2020).

Capillaria est un nématode pouvant infecter les chauves-souris au Gabon (Justine, 1989) Il parasite également les porc-épic en Italie(Coppola et al., 2020a).

Encephalomyocarditis virus est un virus à ARN simple brin qui de nombreux vertébrés dont le porc-épic en Italie et des chauves-souris en Asie de l'est (Doysabas et al., 2019).

4 DISCUSSION

4.1 SUIVI DE LA FAUNE PAR PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES

4.1.1 RICHESSE SPÉCIFIQUE

La richesse spécifique mammalienne estimée grâce aux pièges photographiques est de 33 espèces, néanmoins la courbe d'accumulation, Figure 6, ne semble pas avoir atteint l'asymptote ce qui supposerait que la richesse spécifique n'est pas atteinte et que l'effort d'inventaire n'est peut-être pas suffisant (Sollmann, 2018). Cependant, on voit clairement que la courbe commence à saturer donc bien qu'il soit possible que l'une ou l'autre espèce n'ait pas été détectée, la richesse spécifique ne devrait pas varier très fort de celle obtenue. De plus, la durée minimale recommandée, 1000 caméra.jours pour ce type d'étude était atteinte et même dépassée (Gotelli & Colwell, 2001)

Plusieurs espèces emblématiques dont la présence à l'ouest a récemment été prouvée ont également été détectées par ce travail. Tout d'abord, des babouins de Guinée ont déclenché 25 pièges photographiques lors de ce travail, ils étaient déjà décrits au sud de la zone d'étude autour de Simenti (Dal Pesco et al., 2022). Les domaines vitaux de deux groupes de babouins différents pouvant se recouvrir au-delà de 70% (Zinner et al., 2021), il est extrêmement compliqué d'estimer le nombre de groupes de babouins présents dans la zone d'étude sans pouvoir les reconnaître. Ensuite, huit pièges photographiques ont enregistré la présence de hyènes, généralement solitaire sur les images issues de piège photographique, un groupe de 3 hyènes a été observé en contrebas du lodge fin avril. Leur présence était déjà décrite par Gueye et al. (2022). De plus, des groupes de lions, allant jusqu'à quatre individus, ont été détectés par trois pièges photographiques différents et leur présence était déjà énoncée dans l'article de Dagorne et al. (2022) qui utilise les témoignages des gardes du parc. Et enfin des ratels ont été identifiés sur les données de quatre pièges photographiques, dont plusieurs individus de forme mélanique comme décrit par Drouilly et al. (2022). Un élément surprenant étant qu'un groupe de quatre ratels mâles était régulièrement aperçu aux alentours du lodge le soir alors que les ratels sont considérés comme solitaire par Begg et al. (2005).

Certaines espèces dont la présence est connue et attestée dans le parc tel que les chimpanzés (Sylla et al., 2022) et l'éléphant (Direction des parcs nationaux, 2022), sont absents de cet inventaire. Ces deux espèces étant uniquement retrouvées à l'est du parc cela n'est pas surprenant.

Une étude menée par Panthera en 2021, couvrant 16,7% de la superficie du parc, avec un effort d'inventaire de 11 082 caméra.jours, a permis de détecter 45 espèces de mammifères⁴ (Direction des parcs nationaux, 2022). L'inventaire réalisé dans le cadre de ce travail a couvert 0,7% de la superficie du parc et a permis de détecter 34, écureuil compris, espèces de mammifères, témoignant ainsi de la richesse faunistique de cette zone du parc.

Les trois espèces ayant le plus haut taux de détections sont le guib harnaché, le sylvicarpe de Grimm et le babouin de Guinée.

⁴ > 0,2 kg

Les guib harnaché et les babouins étaient omniprésents autour du lodge, il était possible d'en observer tous les jours sans devoir quitter l'enceinte de celui-ci⁵. Ce n'est pas surprenant car le milieu est parfaitement adapté au guib harnaché qui est un « browser » vivant dans des zones boisées (Wronski, 2005) et dont les densités peuvent atteindre 26 individus par km² dans un environnement très fertile (Kingdon, 2015). De plus, la densité de babouins au sud de la zone d'étude avait été estimée de 7,5-10 individus par km² par Zinner et al. (2021). *A contrario* le sylvicarpe de Grimm n'est quasiment jamais observé au lodge, ni lors de la réalisation des inventaires motorisés : seulement deux individus ont été enregistrés. La différence d'abondance entre pièges photographiques et parcours motorisé s'explique probablement par le fait qu'ils évitent les heures chaudes et sont plus actifs la nuit (Figure 8). De plus, les sylvicarpes de Grimm sont territoriaux et comme ils ne sont pas dépendants d'un accès à l'eau, ils peuvent occuper l'ensemble de la zone d'étude. Et finalement, comme cette espèce occupe un petit domaine vital, 0,12 km² (Furstenburg D., 2008), dès lors qu'un piège photographique est placé dans son domaine vital il pourrait passer fréquemment devant.

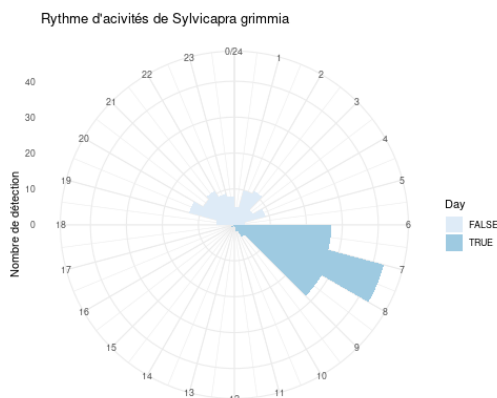


Figure 8: Rythme d'activité du sylvicarpe de Grimm

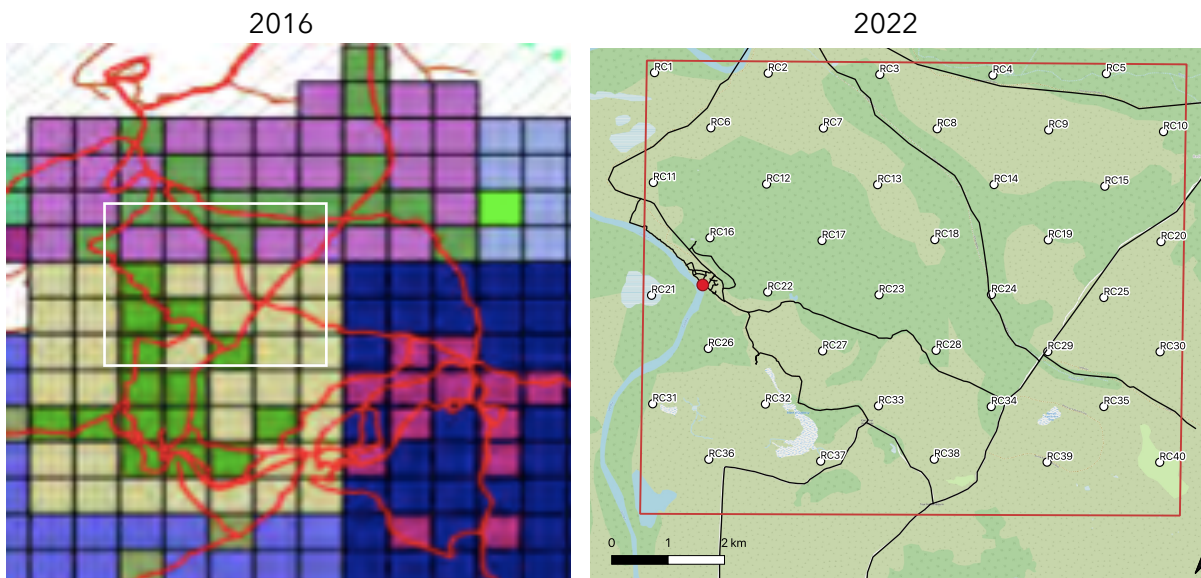
Les espèces ayant le plus petit taux de détections sont *ex æquo* le rat géant de Gambie et le caracal, puis *ex æquo* également le potamochère et le cobe de Buffon. La majorité de la zone d'étude ne présente pas des conditions adaptées au cobe de Buffon qui doit boire fréquemment (Kingdon, 2015), ni au potamochère qui est inféodé aux galeries forestières retrouvées en bord de fleuve (Kingdon, 2015). Le rat géant de Gambie et le caracal seront discutés plus loin.

4.1.2 COMPARAISON AVEC UNE ÉTUDE DE 2016

Un suivi de la faune au moyen de pièges photographiques a été réalisé dans le PNNK en 2016 par le Bureau du Suivi Ecologique (Direction des Parcs Nationaux, 2016). Le rapport mentionne 181 jours de suivi mais l'effort d'échantillonnage n'est pas précisément indiqué. Les secteurs de Badi et Simenti de l'étude de 2016 chevauchent la zone d'étude de ce travail et seront utilisés pour comparer les résultats (Figure 9). Les principales différences entre les deux études sont :

⁵ Les limites du lodge n'étant pas grillagées les animaux pouvaient aller et venir dans l'enceinte de celui-ci.

- densité de pièges photographiques : un piège photographique pour 4 km² en 2016 pour un piège photographique pour 2 km² dans le cadre de ce travail ;
- les pièges photographiques ont été volontairement placés le long des pistes en 2016 alors que leur distribution est systématique ici (Figure 9) ;
- 30 pièges photographiques ont été utilisés en 2016 et 40 dans ce travail ;



En mauve : le secteur de Badi et en beige : le secteur de Simenti
 En vert : les secteurs où un piège photographique a été placé
 Les pistes sont dessinées en rouge et le rectangle blanc représente la zone étudiée en 2022.

Le rectangle blanc représente la zone d'étude de ce travail

Figure 9: : Comparaison de la répartition des pièges photographiques lors de l'étude réalisée en 2016 et ce travail.

Ce travail a permis de détecter 33 espèces contre 29 espèces en 2016. Comme expliqué dans la partie résultat, les écureuils étaient présents sur des photos de 2022 mais n'ont pas été comptés dans les espèces détectées car non identifiables jusqu'à l'espèce. L'écureuil fouisseur (*Xerus erythropus*) faisait partie de 29 espèces recensées en 2016. L'autre espèce absente de cet inventaire mais détectée en 2016 est le hérisson africain à ventre blanc (*Atelerix albiventris*).

4.1.2.1 ESPÈCES ABSENTES DANS LA ZONE D'ÉTUDE EN 2016

Certaines espèces ont été détectées en 2022 mais étaient absentes des secteurs de Badi et Simenti, alors qu'elles ont été détectées ailleurs dans le parc en 2016. Ces espèces sont : le bubale, le buffle et le caracal.

Bubale

Ce travail a permis trois détections de groupes de 2 à 3 bubales sur deux pièges photographiques adjacents. Les détections s'étendent de début mars à mi-avril et une observation a eu lieu lors d'un safari début mai au sud de la zone d'étude (Sow C., obs. pers.). La présence du bubale dans la zone d'étude en 2022 mais pas en 2016 peut être expliquée par différentes hypothèses. Tout d'abord, les bubales se déplacent lors de la saison sèche afin d'avoir accès à des pâturages et à l'eau (Kingdon, 2015), leur présence pourrait être simplement temporaire car la zone où ils ont été photographiés est situé à moins d'un kilomètre du fleuve. Une seconde explication serait celle de pâturage illégal. Les populations de bubales peuvent diminuer très fortement si ils sont concurrencés par du bétail pour le pâturage (Kingdon, 2015). Or, la zone ouest du parc est celle qui subit le plus de pâturage illégal. Il est donc possible qu'une amélioration de la lutte anti braconnage ait permis de diminuer cette pression ce qui a favorisé le retour du bubale, la population pouvant augmenter très rapidement dans de meilleures conditions (Kingdon, 2015).

Le domaine vital du bubale pendant la saison sèche, en Ethiopie, est de 9 km² (Gebre B & Yirga, 2004). Il est donc possible que les bubales détectés par les deux pièges appartiennent en fait au même groupe. De plus, l'étalement dans le temps et l'espace des observations tendrait à montrer que le groupe de bubales s'est établi dans la zone d'étude.

Buffle

Deux troupeaux de buffles d'une quinzaine d'individus ont été détectés sur deux pièges photographiques proches du fleuve, cette localisation pourrait être expliquée par le fait que les buffles préfèrent les habitats fluviaux notamment pour la ressource alimentaire qu'ils offrent (Sinclair, 1974). Il n'y a probablement qu'un troupeau car leur domaine vital, en Afrique du sud vaut 240,13 ± 16,77km², bien que le domaine vital des buffles du PNNK soit probablement plus réduit car ils ne semblent pas être migrateurs, contrairement à certains buffles d'Afrique du sud. Les buffles adaptent leur mode de pâturage aux perturbations, dont la prédation humaine, en passant d'un pâturage continu à un pâturage de nuit et à l'aube et au crépuscule (Kingdon, 2015). Les détections sur pièges photographiques et observations visuelles ont presque toutes eu lieu entre 6h10 et 7h30, avec une exception à 10h30, du matin. Le comportement des buffles semble donc toujours élusif et leur absence des images de 2016 serait simplement due aux aléas de leurs déplacements car ils étaient présent dans la zone, comme en atteste les indices de présence indirects qui avaient déjà été relevés à l'époque (Direction des Parcs Nationaux, 2016).

Caracal

Un caracal de sexe indéterminé a été détecté une fois sur un piège photographique en 2022. Les domaines vitaux des mâles sont plus larges avec en moyenne 26.9±0.75 km² que ceux des femelles 7.39±1.68 km² (Avenant et al., 1998). L'absence du caracal dans la zone d'étude en 2016 pourrait être expliquée par le fait que ce soit un petit félin majoritairement solitaire et très discret (Kingdon, 2015).

4.1.2.2 ESPÈCES ABSENTE DU PNNK EN 2016

Certaines espèces détectées par cette étude, la mangouste rouge, le chat forestier africain et le rat géant de Gambie, sont complètement absentes de l'inventaire par pièges photographiques du PNNK de 2016.

La présence de la mangouste rouge et du chat forestier africain étaient néanmoins connues dans le PNNK en 1996 (Adie et al., 1996).

Chat forestier africain

Un individu a été détecté à trois reprises sur un même piège photographique au sud-est de la zone d'étude. Ce félin territorial, dont le domaine vital est estimé à 1,01 km² (Gittleman & Harvey, 1982), est décrit comme généralement rare, bien qu'il puisse être localement abondant (Kingdon, 2015), ce qui explique probablement son absence de l'étude de 2016.

Mangouste rouge

Cinq individus ont été détectés sur deux pièges photographiques adjacents en 2022. Le domaine vital moyen étant de 0,75 km² (Gittleman & Harvey, 1982), il est possible que ce ne soit qu'une seule famille et que cette mangouste ne soit pas très présente dans le parc. Les différentes espèces de mangoustes n'étant pas évidentes à distinguer, il est également possible que cette espèce ait été photographiée en 2016 mais confondue avec une autre espèce de mangouste.

4.1.2.3 ESPÈCES AVEC UN PETIT DOMAINE VITAL

L'absence du hérisson à ventre blanc de cet inventaire et l'absence du rat géant de Gambie dans l'inventaire de 2016 sont probablement liées à la taille de leur domaine vital. En effet le protocole TEAM, où la densité est d'un piège photographique pour 2 km² est recommandé pour les espèces ayant un domaine vital plus grand ou égal à 1 km² (TEAM network, 2011), or ces deux espèces exploitent un domaine vital de surface inférieure (Knight, 1984 ; Morris, 1987). La densité de pièges photographique étant encore plus faible pour l'inventaire de 2016 la probabilité de détecter un rat géant de Gambie diminue encore.

4.1.3 COMPARAISON AVEC LES AIRES PROTÉGÉES SÉNÉGALAISES

La grande faune mammalienne sauvage sénégalaise est principalement retrouvée dans les parcs nationaux du Niokolo Koba, Delta du Saloum et Basse Casamance (BIODEV2030, 2021). La réserve de biosphère du delta du Saloum est une réserve côtière abritant une mangrove et dont l'avifaune et l'ichtyofaune sont remarquables (Mat Dia I., 2005). Si 34 espèces de la grande et moyenne faune étaient autrefois communes au Niokolo Koba et au Delta du Saloum aujourd'hui seules quelques espèces subsistent dans le Delta du Saloum (Mat Dia I., 2005). Le parc national de Basse Casamance, 5000 ha (Kane, 2005), abrite des forêts denses de type guinéen (BIODEV2030, 2021). La réserve de faune du Ferlo Nord, continentale comme le PNNK, a pour but la réintroduction et la préservation de la faune sahélienne, l'étude de Niang & Ndiaye (2022) faite au moyen de pièges photographiques et d'inventaires motorisés a permis de détecter 14 espèces de mammifères dont 7 espèces, au minimum, également retrouvées dans le PNNK. Le PNNK est la plus grande aire protégée du Sénégal, de plus il a permis la conservation de la quasi-totalité des espèces de savanes du pays. Il joue donc un rôle considérable dans la préservation de la biodiversité sénégalaise.

4.1.4 COMPARAISON AVEC LE RESTE DE L'AFRIQUE DE L'OUEST

La diversité mammalienne du PNNK est particulièrement élevée avec 80 espèces de mammifères selon les sources officielles, 34, écureuils inclus, détectées dans le cadre de ce travail, qui ne couvrait pas l'ensemble du parc.

Des inventaires par pièges photographiques ont été menés dans différents parc nationaux, complexe d'aires protégées d'Afrique de l'Ouest. Des relevés menés entre 2016 et 2018 dans le complexe d'aires protégées W-Arly-Pendjari (WAP) ont permis de détecter 36 espèces de mammifères (Harris et al., 2019), un autre inventaire a eu lieu dans le parc national de Fazao-Malfakassa, au Togo en 2019 attestant de la présence de 32 espèces (Assou et al., 2021), et enfin un dernier inventaire par pièges photographiques a eu lieu entre 2006 et 2009 dans le parc national Mole, au Ghana prouvant la présence de 30 espèces de mammifères (Burton, 2012).

Le parc national du Mole présente des conditions climatiques très similaires au PNNK et aurait pu être un élément de comparaison intéressant mais certaines espèces décrites dans cet inventaire semblent ne plus être présentes depuis, la présence de lions a notamment fait débat (Angelici et al., 2012 ; Angelici et al., 2014 ; Hunter et al., 2014). De plus, déjà à l'époque certaines espèces comme le lycaon n'avaient pas été détectées (Burton, 2012). Aucune publication récente à propos de ce parc ne permet d'approfondir la discussion.

Le parc national de Fazao-Malfakassa, au Togo est dans un écosystème différents, une mosaïque forêt semi décidue et savane, car les précipitations sont comprises entre 1200 et 1500mm par an (Assou et al., 2021). Ce parc a néanmoins 18 espèces de mammifères en commun avec le PNNK, majoritairement des bovidae et quelques petits carnivores.

La partie la plus au nord du complexe WAP présente des conditions similaires à celles retrouvées dans le PNNK (Clerici et al., 2007), néanmoins certaines espèces phares du PNNK n'y sont pas retrouvées, le lycaon, les éléphants de Derby, les babouins de Guinée, les chimpanzés. Heureusement, la présence de lions a été prouvée par 96 détections indépendantes sur des pièges photographiques entre 2016 et 2018 (Mills et al., 2020).

Un recensement pedestre a également été mené en 2012 dans le ranch à gibier de Nazinga, Burkina Faso, et a enregistré 16 espèces de mammifère, (Bouche, 2012). Toutes communes au PNNK sauf les babouins qui sont des *Papio anubis* et pas *Papio papio*. Les 15 espèces communes se répartissent en 10 bovidae, 2 primates ainsi que les phacochères, éléphants et hyènes tachetées.

Le faible nombre d'espèces détectées et la quasi absence de carnivores sont probablement expliqué par le type d'inventaire, ce point sera développé dans la section 4.4 Comparaison des méthodes.

La comparaison entre le PNNK et les autres aires protégées d'Afrique de l'Ouest permet de réaliser son importance pour la conservation des plusieurs espèces emblématiques. Le PNNK abrite les dernières populations viables d'éléphants de derby, sous-espèce occidentale (Koláčková et al., 2011 ; IUCN SSC Antelope Specialist Group, 2017), la dernière population de lycaon en Afrique de l'ouest, (Direction des Parcs Nationaux 2022), et l'une des dernières populations de lions, de la sous-espèce d'Afrique de l'ouest. Il est également important pour les primates car on y retrouve des chimpanzés, classés « endangered » par l'IUCN.

4.1.5 BRACONNAGE

Seuls deux évènements de braconnage, du pâturage illégal, ont été dénombrés sur l'ensemble des pièges photographiques et tous deux ont été enregistré par le même piège

photographique, le seul à être situé rive gauche du fleuve Gambie. Bien que la zone d'étude soit située à l'ouest du parc, zone la plus affectée par le pâturage illégal (IUCN World Heritage Outlook, 2020), ce faible nombre d'évènements de braconnage semble confirmer l'effet positif des mesures anti-braconnage mises en place par le parc (IUCN World Heritage Outlook, 2020), qui comprenait à la fois des programmes de sensibilisation, la mise en place de points d'eau dans les secteurs pastoraux et des dispositifs de surveillance (Direction des Parcs Nationaux, 2019). De plus, l'implantation d'une structure touristique peut avoir un effet répulsif sur le braconnage. L'implantation de structure de recherche et les activités qui en découlent ont un effet dissuasif sur les braconniers (Tagg et al., 2015). Le lodge est en effet en aplomb d'un gué qui était autrefois emprunté par les braconniers, ce qui restreint leur possibilité de traverser le fleuve et les cantonne un peu plus sur la rive opposée.

4.1.6 IMPACT DE LA VÉGÉTATION, DE LA DISTANCE AU FLEUVE ET DU NOMBRE DE JOURS DE FONCTIONNEMENT DES PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES

Dans le but de comprendre ce qui pouvait influencer le nombre de détections par piège photographique, des régressions linéaires ont été effectuées.

La première régression linéaire qui avait comme variable explicative le nombre de jours, la distance au fleuve et le type de végétation a montré qu'aucun de ces facteurs n'était significatif. Ces résultats sont néanmoins à nuancer car l'analyse des résidus montre que les hypothèses de normalité, indépendance et homogénéité de la variance ne sont pas respectées. Par ailleurs, pour la variable végétation, les différentes classes ne comportent pas le même nombre d'observations. De ce fait, des cas extrêmes pour certains milieux pourraient passer pour des cas normaux et des éléments d'interprétation pourraient être faussés.

Une seconde régression linéaire a été réalisée en ne tenant pas compte des types de végétations car ceux-ci semblent diluer l'information dans la première régression. Cette seconde régression indique que le nombre de jours de fonctionnement des pièges photographiques est très hautement significatif et que la distance au fleuve ne l'est pas. Les mêmes précautions sont à prendre quant à ces résultats. Toutefois la haute significativité du nombre de jours est en concordance avec l'augmentation de la probabilité du nombre de chances de voir des animaux plus la durée de l'inventaire / l'effort d'échantillonnage augmente. Le sens de cette relation est confirmé par le signe positif du coefficient dans l'équation (Annexe 7).

De plus, la lecture de l'histogramme du nombre de jours permet de voir la présence de certaines valeurs extrêmes (Figure 10). En effet, plusieurs pièges photographiques ont eu des dysfonctionnements et n'ont jamais fonctionné, ou seulement sur une très courte durée. Ces pièges n'ont donc pas pris la moindre photographie d'animal. L'aspect très hautement significatif du nombre de jours est probablement expliqué par ces valeurs extrêmes. Ces valeurs ne sont pas aberrantes car elles sont liées à un dysfonctionnement mais il est néanmoins intéressant de les supprimer du jeu de données afin de voir si d'autres tendances apparaissent quand tous les pièges collectent des données sur une durée similaire.

La troisième régression linéaire a donc été faite sur un jeu de données exempt des 6 pièges photographiques ayant tourné moins de 30 jours. Les résultats de cette troisième régression permettent de dire que le type de végétation est significatif, alors que le nombre de jours et la distance au fleuve ne le sont pas quand l'effort d'échantillonnage dépasse un palier minimum. Il semblerait que le type de végétation ait un impact sur le nombre de détections indépendantes d'animaux par piège photographique. Les mêmes précautions relatives aux hypothèses sont à observer.

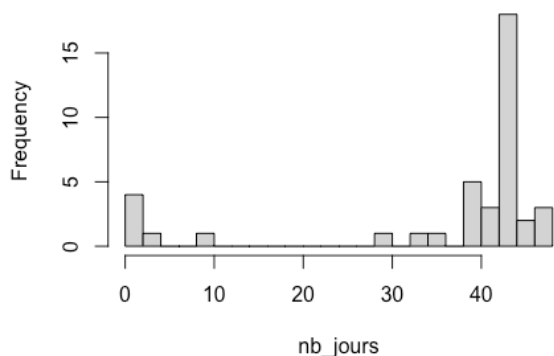


Figure 10: Histogramme du nombre de jours de fonctionnement des pièges photographiques.

4.1.2 LIMITES DE L'ÉTUDE ET PERSPECTIVES

4.1.2.1 DYSFONCTIONNEMENTS

Le pourcentage de faux déclenchements est très élevé, 72,95%, et peut être expliqué par différents facteurs, les températures extrêmes subies par les pièges photographiques et le vent qui faisait bouger les arbustes, sur lesquels étaient fixés les pièges photographiques. Le déclenchement des pièges photographiques étant induit par le mouvement et les variations de températures (Apps & Weldon McNutt, 2018), le mouvement du support de l'appareil, et donc de celui-ci, peut entraîner des déclenchements non souhaités. Bien que plus long à installer, des piquets pourraient pallier ce problème.

Pour limiter les faux déclenchements, il pourrait être utile de protéger les appareils de l'ensoleillement direct qui leur font atteindre des températures extrêmes car ils sont alors à la limite de la zone de température de fonctionnement, qui est de 60°C selon le manuel d'instruction. L'absence de feuillage sur la majorité des arbres et arbustes au moment de l'installation n'a pas permis de les protéger du soleil, à l'avenir, un système de parasol pourrait être envisagé.

Ces suggestions sont à réfléchir en tenant compte de leurs impacts potentiels sur le comportement de la faune.

Certains dysfonctionnements auraient malheureusement été difficiles à éviter. En effet tout un lot de piles était défectueux ce qui a entraîné l'arrêt des pièges photographiques au bout d'une semaine.

4.1.2.2 AMÉLIORATION POSSIBLE DU PARAMÉTRAGE DES PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES

Si ce travail venait à être reconduit, il serait intéressant de paramétrer les pièges photographiques pour qu'ils ne prennent que des photos ou que des vidéos car l'utilisation des deux n'apporte pas de plus-value. Les photos ne sont pas nécessairement plus nettes que les vidéos et les vidéos déclenchent trop tard pour être facilement utilisable comme image d'illustration dans un film. De plus, le traitement des deux modalités est extrêmement chronophage, dans ce travail, seules les photographies ont été être traitées après s'être assuré qu'il n'y aurait pas de perte d'information.

Il serait également pertinent d'augmenter la qualité des photographies ou vidéos, en effet les paramètres de qualité ont été réglés avec la qualité moyenne afin d'obtenir un compromis entre l'assurance d'avoir assez de place sur les cartes SD et des images de qualité exploitable par le lodge. Il s'est avéré qu'à la fin de la campagne de collecte des données les cartes SD, des appareils ayant fonctionnés correctement, étaient loin d'avoir atteint leur capacité maximale, avec un maximum de 3000 photos sur les 10 à 15 000 possibles.

4.1.2.3 ESPÈCES NON-INVENTORIÉES

Différentes espèces d'oiseaux ont été photographiées et leur identification n'est pas toujours possible en raison du flou de mouvement. Cela n'est pas surprenant car le design expérimental n'est pas prévu pour. Certains oiseaux majoritairement terrestres comme les pintades et les buccorves étaient facilement identifiables. Néanmoins comme l'inventaire était non exhaustif pour les oiseaux ils n'ont pas été pris en compte.

4.1.2.4 ESTIMATION DE DENSITÉ

Il était initialement prévu d'estimer la densité d'une espèce au moyen de la méthode « Spatial mark-resight » (Chandler & Royle 2013 ; Kane et al., 2015). Cette technique nécessite deux conditions, qu'une partie des animaux soient identifiables au niveau de l'individu et, qu'un même individu soit détecté sur plusieurs pièges photographiques différents.

Les félins sont généralement identifiables au niveau de l'individu grâce aux marques sur leur pelage. Ici deux espèces de félins ont été photographiés à trois reprises chacun, des lions et des léopards. Malheureusement, pour les léopards, les flous de mouvement et la distance entre l'animal et le piège photographique empêchaient l'analyse des marques de pelage pour procéder à une identification ; même sur l'image la plus nette, la mise au point est insuffisante (Figure 11). De plus, des groupes différents ont été photographiés, une femelle et son jeune, et deux déclenchements d'individus solitaires. Les lions, eux, sont identifiables en utilisant les cicatrices, marques naturelles sur leur pelage mais ici cela n'a pas été possible car ils passaient trop loin des pièges photographiques (Wearn & Glover Kapfer, 2019), ne sont parfois visibles que de dos et avec une lumière trop faible pour pouvoir correctement voir leur pelage (Kelly et al, 2008 ; Kane et al.,2015).

Les guib harnachés sont également identifiables individuellement grâce à la combinaison de « points » et « lignes » qu'ils ont sur les flancs (Allsopp, 1978), mais la taille de leur domaine vital ne permet pas qu'ils soient photographiés sur plusieurs pièges photographiques.



Figure 11: Photographie d'une femelle léopard prise le 4 mars 2022 par l'appareil photographique TEAM n°1

Finalement, répéter à l'identique cet inventaire dans quelques années permettrait de confirmer, ou infirmer, les résultats de ce travail et confirmer ou infirmer une véritable tendance d'amélioration de l'état de la faune dans la zone d'étude.

4.2 INDICE KILOMÉTRIQUE

Les deux premiers parcours réalisés étaient des tests pour déterminer si l'itinéraire, la vitesse et le véhicule convenaient. Ces modalités ont été retenues, ces parcours ont donc été pris en compte dans l'analyse. C'est pour cette raison que les deux premiers parcours ont été effectués à deux jours d'intervalle.

Les parcours ont été interrompus avec le début de la saison humide, la pluie rendant certaines pistes impraticables.

4.2.1 STATISTIQUES DESCRIPTIVES

L'inventaire motorisé a permis de détecter 2 espèces d'oiseaux, 11 espèces de mammifères et des mangoustes dont l'espèce n'a pas pu être déterminée. Parmi ces espèces il y avait 3 primates, 6 bovidae, des phacochères et un chacal à flancs rayés. L'Indice Kilométrique d'Abondance moyen vaut 2,87 individus par kilomètre.

4.2.2 ANALYSE DES ÉQUIPES

La variable composition de l'équipe faisant le parcours a été traitée à part des variables durée, date et heure de départ car il est qualitatif et pas quantitatif.

Les équipes ont été anonymisées. La composition de celle-ci semble impacter le résultat du parcours (Figure 7), ce qui corrobore l'étude de Marchandeaude et al., (2006) démontrant que l'effet observateur peut affecter de manière importante les résultats de l'étude.

Néanmoins, certaines équipes analysées ici ne seront jamais amenées à se reformer et n'impacteront donc pas la suite des relevés. Il serait pertinent de refaire ces analyses d'ici quelques mois afin de voir ce qu'il en est avec les équipes régulières et s'il reste des écarts entre ces équipes. De plus, un plus grand échantillonnage permettra d'obtenir des résultats plus fiables.

4.2.3 IMPACT DE LA DURÉE, DE LA DATE ET DE L'HEURE DE DÉPART

L'analyse des régressions linéaires permet de conclure que mis à part la durée, qui est très hautement significative, les autres facteurs ne semblent pas expliquer les variations du nombre d'individus observés lors des parcours. Lorsque la transformation logarithme en base 10 est appliquée au nombre d'individus détectés l'analyse des résidus *a posteriori* permet de confirmer la validité des conditions d'utilisation du modèle linéaire. Il n'y a donc pas de précautions supplémentaires à prendre dans la lecture des résultats.

Il est possible de continuer avec des heures de départ un peu variables car l'impact sur les résultats ne semble pas significatif sur les relevés actuels.

4.2.4 RECOMMANDATION POUR LA REPRISE DES INVENTAIRES MOTORISÉS

Lorsque l'état de pistes permettra la reprise des inventaires motorisés, il faudra être particulièrement attentif à deux éléments. Tout d'abord, la composition de l'équipe, qui devra être clairement indiquée pour chaque inventaire. De plus, il faut garder autant que possible les mêmes équipes pour réaliser l'inventaire, car l'effet observateur apparaît clairement dans les données de ce travail. Ensuite, le conducteur devra être attentif à bien maintenir une vitesse moyenne d'environ 15 km/h car la durée a un impact significatif sur le nombre d'individus détectés.

4.2.5 COMPARAISON AVEC UNE ÉTUDE DE 2016

Les résultats de cet inventaire peuvent être comparés à ceux obtenus en 2016 par le Bureau de Suivi Écologique (Direction des Parcs Nationaux, 2016). Les différences majeures entre ces deux inventaires étant la longueur et la vitesse, 81 km et 20-25 km/h en 2016.

Bien que 15 espèces de mammifères aient été observées en 2016 contre 11 en 2022 cette différence peut être facilement expliquée par les éléments suivants :

- le parcours réalisé en 2016 enregistrait la présence d'écureuils (arboricoles et fousseurs) ce qui n'a pas été fait dans le cadre de ce travail ;
- les cobes de Buffon n'ont pas été aperçus en 2022, or le parcours de 2016 passant à côté de la mare de Simenti, cette différence est facilement expliquée par la dépendance de cette espèce à un accès à l'eau (Kingdon, 2015) ;
- L'absence de lion en 2022 est probablement lié au fait que le parcours de 2016 couvre une zone bien plus grande et se faisait sur une journée complète avec une pause aux heures les plus chaudes.

Les trois espèces ayant le taux de détection le plus élevé pour les deux inventaires sont les babouins, les guibs harnachés et les phacochères.

Le nombre d'individus détectés au kilomètre est plus élevé dans le cadre de ce travail. L'IKA obtenu en 2022 est de 2,87 contre 2,17 en 2016. Néanmoins l'équipe réalisant l'inventaire et la durée de celui-ci, donc indirectement la vitesse, impacte le nombre d'individus détectés par parcours. Cette augmentation ne peut donc pas être considérée comme étant intégralement due à une augmentation des populations animales.

4.2.6 APPLICATION À L'ÉCOTOURISME.

Les inventaires motorisés sont représentatifs de ce que les touristes peuvent observer comme animaux lors d'un safari. Il est généralement considéré que le nombre minimum de contacts lors d'un safari doit être d'un contact toutes les 15 minutes, pour pouvoir mettre en place du tourisme de vision (Vermeulen, 2022). L'inventaire motorisé durant environ une heure, minimum 4 contacts sont nécessaires. Cette valeur est largement atteinte avec un nombre de contacts minimum de 8 lors des inventaires. Le nombre de contact moyen étant de 15,1, la zone peut être considérée comme propice au tourisme de vision. Il est également pertinent de discuter cette valeur du point de vue des espèces ; ainsi avoir six contacts d'une même espèce n'entraînera pas la même satisfaction que six contacts de 6 espèces différentes. Le nombre minimal d'espèces observées par parcours était de 5 et la moyenne de 6,9.

Ce nombre de contact minimum à atteindre est discutable car toutes les espèces n'ont pas la même valeur aux yeux des touristes, qui seront généralement plus marqués par la vision d'un lion ou d'un léopard que d'un guib harnaché, c'est pourquoi il est particulièrement intéressant d'attirer leur attention sur l'avifaune et de raconter des anecdotes sur les différentes espèces du PNNK.

4.2.7 PERSPECTIVES

Certaines données ont été collectées lors des parcours mais n'ont pas pu être traitées dans le cadre de ce travail. Il serait par exemple intéressant de voir comment les proportions de juvéniles évoluent au cours de l'année, si certaines espèces sont invisibles à certaines périodes, etc.

4.3 SUIVI DES TERRIERS

4.3.1 STATISTIQUES DESCRIPTIVES

Bien qu'exclue des autres analyses l'avifaune a ici été conservée car le but était de prouver toute cooccurrence d'espèces au sein d'un terrier quelles que soient ces espèces.

Le suivi des terriers par pièges photographiques a permis la détection de 14 espèces de mammifères, hors chauve-souris et une espèce d'oiseau.

L'espèce la plus présente est la pintade dont le RAI vaut 79,7 mais cette impression de dominance doit être nuancée par le fait que ce ne sont pas des détections indépendantes. De plus, la pintade étant une espèce grégaire un même groupe peut entraîner énormément de détections. Elles n'ont d'ailleurs été filmées que dans deux terriers sur les six. Néanmoins, il semblerait que ce soit la première fois dans le PNNK qu'il y ai une observation de pintades

fréquentant des terriers. Vient ensuite le porc-épic, avec un RAI de 5,89, sa position dans le classement montre qu'il fréquente régulièrement les terriers.

Tous deux sont potentiellement impliqués dans la transmission de zoonose car ils occupent simultanément un terrier avec une autre espèce ; pintade et vervet d'une part et porc-épic et chauve-souris d'autre part. Le dernier binôme identifié est le ratel et des chauves-souris.

4.3.2 ZOONOSES

Parmi les huit zoonoses, trouvées dans la littérature, partagées par certains couples d'espèces décrits précédemment, une majorité a été décrite sur d'autres continents. En effet, la recherche bibliographique semble montrer que peu d'études sont faites sur les zoonoses en Afrique ; en effet pour la majorité des articles disponibles elles ont été réalisées en Amérique ou en Asie, avec de nombreuses études européennes pour le porc-épic italien. Il est surprenant que certaines zoonoses largement répandues ne soient pas plus documentées sur le continent africain.

Il serait pertinent de rechercher la présence des différentes zoonoses en bordure du parc, là où les animaux sauvages peuvent être en contact avec des animaux domestiques, afin de déterminer si les populations humaines sont impactées par cette proximité. *Cryptosporidium* et le virus de la rage sont notamment considérés comme des importants enjeux de santé (World Health Organization, 2013 cité par Faye et al., 2022 ; Msolo et al., 2020). L'article de Faye et al. (2022) mentionne notamment l'importance de suivre la présence de la rage chez la faune sauvage si le Sénégal veut atteindre son objectif d'éradiquer la rage d'ici 2030.

4.3.3 AMÉLIORATION DU PROTOCOLE

Le protocole de suivi des terriers pourra être amélioré à l'avenir. Le temps de suivi, une dizaine de jours, a été décidé compte tenu du matériel et du temps disponible pour permettre de suivre un maximum de terriers. Il serait pertinent, si cette étude venait à être répétée, de suivre les terriers sur une période bien plus longue. Dans l'étude de Coppola (2020a), les terriers ont été suivis pendant plusieurs années. Il serait également intéressant de suivre les mêmes terriers sur une année complète afin de voir s'il existe une saisonnalité dans l'occupation de ceux-ci, comme cela a été fait dans l'étude de Kondo (2018). Certains terriers étant situés en zones temporairement inondées, selon les employés du lodge, suivre par pièges photographiques l'adaptation des animaux pendant cette période pourrait être intéressant. Néanmoins, il faudrait, par précaution, ajuster la hauteur de fixation des pièges photographiques.

De même, le fait de suivre un même terrier avec deux pièges photographiques est pertinent mais la position des pièges photographiques est à revoir, il serait plus efficace d'orienter les deux pièges photographiques de manière à filmer un maximum d'entrées plutôt que d'en orienter une vers une gueule où la visibilité est systématiquement réduite.

A contrario le paramétrage des pièges photographiques semble adéquat. En effet, permettre le déclenchement 24h sur 24 avec une vidéo de quelques dizaines de secondes, afin de pouvoir observer les interactions entre espèces, est souvent ce qui se fait pour le suivi de terriers (Kondo 2018).

De plus le nombre de terriers suivis semble suffisant si on prolonge la durée d'étude, en effet Kondo (2018) n'a suivi qu'un terrier et Coppola (2020a) a suivi deux terriers pendant quatre ans puis dix terriers supplémentaires pendant trois ans.

Il serait pertinent dans une optique d'étude de potentielle transmission de zoonoses d'identifier les chauves-souris utilisant les terriers jusqu'au niveau de l'espèce. En effet, le nombre d'espèces possibles est assez élevé et complique la recherche bibliographique.

4.3.4 APPLICATION À L'ÉCOTOURISME

Les informations et images obtenues dans le cadre de ce travail pourront servir de base à la réalisation de posters sensibilisant sur la présence de terriers, leurs occupants etc.

4.4 COMPARAISON DES DIFFÉRENTES MÉTHODES

Comme attendu la richesse spécifique maximale est celle détectée grâce au protocole TEAM. Cela s'explique par différents facteurs.

En ce qui concerne l'indice kilométrique, celui-ci étant réalisé en journée, il ne permet pas de détecter les espèces strictement nocturnes. Étant donné qu'il est réalisé dans un véhicule allant à une vitesse de 15 km/h, les animaux de plus petite taille sont difficiles à voir, d'autant plus s'ils restent tapis dans la végétation et n'adoptent pas de comportement de fuite. Les animaux les plus craintifs de l'homme ne sont également pas visibles, d'autant plus que l'itinéraire empruntait les pistes les plus fréquentées du parc. L'itinéraire, qui couvre une plus petite superficie (Figure 2), comptait également une moins grande diversité de milieu que la grille TEAM, la zone de bambous et le bord de fleuve en étaient exclus. Or l'analyse des données TEAM semble lier le nombre de détections par piège photographique au type de végétation. Contrairement aux pièges photographiques, la détectabilité peut être affectée par des erreurs d'attention liées au caractère humain de l'observateur. Néanmoins ce type d'inventaire reflète bien le « produit » disponible pour le tourisme de vision en journée. Il montre que le potentiel est présent mais qu'une marge importante de progrès est encore possible.

Les pièges photographiques placés sur les terriers auraient pu permettre de détecter certaines espèces cryptiques mais ça n'a pas été le cas. Un élément permettant d'expliquer cela serait qu'un des pièges photographiques de la grille TEAM était déjà installé à proximité d'un terrier, permettant donc de photographier ces espèces de manière opportuniste.

Un élément expliquant le faible nombre d'espèces détectée pourrait être le temps de suivi de chaque terrier qui était possiblement trop faible, même si Bruce (2018) montre que, si un terrier est occupé par une espèce comme le pangolin, sa présence peut être mise en évidence en deux jours. Toutefois le comportement des espèces et la configuration des terriers peut faire varier ce nombre de jours. En effet si celui-ci est doté de plusieurs entrées et que l'animal est méfiant vis-à-vis de l'objet, il peut utiliser préférentiellement une autre entrée. Meek (2016) soutient en effet que certains animaux réagissent à la présence d'un piège photographique et cela a été constaté dans ce travail avec un serval qui semble avoir repéré le piège (illustrer par photo).

Une durée d'étude plus longue aurait donc probablement permis d'obtenir des informations plus complètes. Et enfin, l'orientation du piège photographique visant l'entrée du terrier limitait grandement la zone de détection.

Un autre élément de comparaison est le type d'espèces détectées par l'inventaire motorisé et les pièges photographiques visant les terriers. Le nombre d'espèces détectées est du même ordre de grandeur mais, même si la majorité des espèces sont communes, les pièges photographiques ont permis la détection d'espèces cryptiques et nocturnes telles que le porc-épic, l'oryctérope et le ratel. Cela vient appuyer le fait que les pièges photographiques sont plus efficaces pour le suivi de telles espèces (Sollmann, 2018).

5 CONCLUSION

Cette étude a permis de confirmer l'impression des membres du lodge : que la faune autour de celui-ci se porte mieux et se diversifie depuis 3 ans. Une zone d'étude de 70 km² majoritairement à l'est du lodge a été suivie au moyen de 40 pièges photographiques installés selon le protocole TEAM. Les résultats de cet inventaire ont été comparés à plusieurs publications récentes ayant eu lieu dans le PNNK et au dernier inventaire, mené en 2016 par le Bureau de Suivi Écologique du PNNK, disponible. Deux autres méthodes de suivi de la faune ont aussi été expérimentées: un inventaire motorisé permettant d'obtenir un Indice Kilométrique d'Abondance réalisé par le personnel du lodge et pouvant devenir un produit écotouristique permettant de sensibiliser les clients à l'importance du suivi de la faune dans les parc nationaux; et un suivi de terriers au moyen de pièges photographiques axés sur le potentiel de propagation de zoonoses.

Les 40 pièges photographiques ont permis de montrer que la richesse spécifique autour du lodge a augmenté, passant de 29 espèces à 33. Ainsi, le bubale, le caracal et le buffle n'avaient pas été photographiés dans la zone en 2016. Dans la même tendance, trois espèces de mammifères, la mangouste rouge, le chat forestier et le rat géant de Gambie n'apparaissent pas dans l'inventaire couvrant l'ensemble du parc en 2016 et elles ont été photographiées à proximité du lodge en 2022. *A contrario* certaines espèces présentes en 2016 ne sont pas comptabilisées dans ce travail, notamment car l'identification n'a pas pu être menée jusqu'à l'espèce pour les écureuils. Le retour de certaines espèces sensibles aux dérangements telles que le bubale et le buffle peut être lié à une meilleure lutte anti braconnage dans le parc, la zone d'étude étant particulièrement touchée par le pâturage illégal autrefois.

L'indice kilométrique d'abondance a été relativement facile à mettre en place et les collaborateurs étaient enthousiastes dans sa réalisation. Il a permis de détecter 11 espèces de mammifères et 2 espèces d'oiseaux. L'IKA moyen, issu de 10 répétitions vaut 2,87 individus par kilomètre. Une analyse visuelle a montré que l'effet observateur influe sur le nombre d'individus détectés et des régressions linéaires prouvent que la vitesse moyenne influe sur les résultats de l'inventaire. S'il est maintenu dans le temps et réinstauré dès que les pistes seront à nouveau praticables il permettra d'affiner les connaissances sur les zones occupées par certaines espèces au cours de l'année et pourra devenir un outil pédagogique très intéressant. De plus, la diversité mammalienne mise en avant par ce travail prouve que la zone est propice au tourisme de vision. L'étude des terriers a mis en lumière l'utilisation d'un même terrier de manière simultanée par différents couples d'espèces : pintade et vervet, chauves-souris et porc-épic et enfin chauves-souris et ratel. Les pintades et le vervet peuvent tous les deux être porteurs de *Giardia spp* et *Strongyloides spp*. Les chauves-souris et porc-épics quant à eux partagent notamment les zoonoses dues aux *Cryptosporidium*, *Capillaria*, *Coccidia* et *Encephalomyocarditis virus*. Et finalement, les chauves-souris et ratels ont en commun *Toxoplasma gondii* et le virus de la rage, rabies lyssavirus. Il serait pertinent de faire des analyses sur les populations humaines vivant en périphérie du parc afin de voir si elles sont porteuses de certaines de ces zoonoses.

Pour conclure, il serait intéressant de refaire à l'identique le protocole TEAM d'ici 5 ans afin de voir si ces tendances se confirment dans le temps. De plus, l'étude des terriers devrait être approfondie en intégrant les modifications suggérées dans ce travail et en approfondissant les modalités possibles de transmission des zoonoses. Toutes ces études permettraient d'un peu mieux connaître ce parc qui a un rôle fondamentale dans la conservation de plusieurs espèces emblématiques en Afrique de l'Ouest.

6 CONTRIBUTION PERSONNELLE DE L'ÉTUDIANTE

Ma contribution à ce travail a été de mener l'inventaire par pièges photographiques, l'inventaire motorisé et le suivi des terriers depuis la conception du dispositif d'échantillonnage à la rédaction du rapport final. Cela a impliqué :

- Le choix de la zone d'étude et l'élaboration des dispositifs d'échantillonnages ;
- L'installation et le retrait des pièges photographiques dans la zone d'étude ;
- Le test du parcours permettant la réalisation de l'inventaire motorisé, la formation des membres du lodge à ce type d'inventaire et la réalisation de 10 inventaires ;
- La recherche de terrier et la pose de pièges photographiques à proximité de ceux-ci ;
- L'identification manuelle des photos et vidéos enregistrées durant l'inventaire par pièges photographique TEAM et terriers ;
- L'ensemble des analyses décrites dans ce travail ;
- L'interprétation des résultats ;
- La rédaction finale de ce travail.

7 BIBLIOGRAPHIE

- Adamczak V., Dunbar R., 2007. Variation in the mating system of oribi and its ecological determinants. *Afr. J. Ecol.*, **46**, 197-206.
- Adie F., Galat-Luong A., Galat G., 1996. Les grands mammifères du Niokolo Badiar. Guide à l'usage des visiteurs du complexe écologique du Niokolo Badiar.
- Admasu E., Bekele A., Karen Laurenson M., 2004. A note on the spatial ecology of African civet *Civettictis civetta* and common genet *Genetta genetta* in farmland in the Ethiopian Highlands. *Afr. J. Ecol.*, **42**, 160-162.
- Allsopp R., 1978. Social biology of bushbuck (*Tragelaphus scriptus* Pallas 1776) in the Nairobi National Park, Kenya. *Afr. Wildl.J.*, **16**, 153-165.
- Angelici F., Vittorio M., Petrozzi F., 2012. New Records of a threatened lion population (*Panthera leo*) in a West African National Park. *African Zoology*, **47**, 353-357.
- Angelici F., Vittorio M., Petrozzi F., 2014. The Evidence of the Survival of the Lion in Mole National Park is Incontrovertible. Reply to: New Records of a Threatened Lion (*Panthera Leo*) Population in a West African National Park are Unconvincing by Luke T.B. Hunter, Philipp Henschel & Hans Bauer. *African Zoology*, **49**(1), 2-4.
- Apps P., Weldon McNutt J., 2018. How camera traps work and how to work them. *Afr J Ecol.*, **56**, 702-709.
- Assou D., D'Cruze N., Kirkland H., Auliya M., Macdonald D. W., Segniagbeto H. G., 2021. Camera trap survey of mammals in the Fazao-Malfakassa National Park, Togo, West Africa. *African Journal of Ecology*, **59**(3), 583- 596.
- Avenant N., Nel J., 1998. Home range use, activity and density of caracal in relation to prey density. *African Journal of Ecology*, **36**(4),347-59.
- Bearder S., Martin R., 1980. The Social Organization of a Nocturnal Primate Revealed by Radio Tracking. *A Handbook on Biotelemetry and Radio Tracking*. 633-648
- Becker A., Hutchinson M., Potter A., Park S., Guyton J., Abernathy K., Americo V., da Conceicao A., Kartzinel T., Kuziel L., Leonard N., Lorenzi E., Martins N., Pansu J., Scott W., Stahl M., Torrens K., Stalmans M., Long R., Pringle R., 2021. Ecological and behavioral mechanisms of density-dependent habitat expansion in a recovering African ungulate population. *Ecological Monographs*, **91**(4), 1-20.
- Begg C., Begg K., Du Toit J., Mills M., 2005. Spatial organization of the honey badger *Mellivora capensis* in the southern Kalahari: home-range size and movement patterns. *J.Zool.*, **265**, 23-35
- BIODEV2030, 2021. Evaluation de l'état de la biodiversité et de ses différentes menaces au Sénégal.
- Bird J., Fuller R., Pascoe P., Shaw J., 2021. Trialling camera traps to determine occupancy and breeding in burrowing seabirds. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, **8**(2),180-190.
- Blažek R., Ondracková M., Vošlajerová B., Vetešník L., Petrášová I., Reichard M., 2012. Fish diversity in the Niokolo Koba National Park, middle Gambia River basin, Senegal. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, **23**(3), 263-272.
- Bouche P., 2012. Recensement Pédestre Des Grands Mammifères de la Forêt Classée et Ranch de Gibier de Nazinga. Burkina Faso. Février 2012.
- Brandlová K., Hejcmanová P., Haberová T., Jůnková Vymyslická P., Záčková M., Ndiaye S., Mallon D., 2013. L'Éland de Derby Occidental (*Taurotragus derbianus derbianus*) Atelier de Conservation REVUE DU STATUT.

- Bruce T., Kamta R., Mbobda R., Kanto S., Djibrilla D., Moses I., Deblauwe V., Njabo K., LeBreton M., Ndjassi C., Barichievy C., Olson D., 2018. Locating Giant Ground Pangolins (*Smutsia gigantea*) Using Camera Traps on Burrows in the Dja Biosphere Reserve, Cameroon. *Tropical conservation science*, **11**, 1-5.
- Burton A., 2012. Critical evaluation of a long-term, locally-based wildlife monitoring program in West Africa. *Biodivers. Conserv.*, **21**, 3079-3094.
- Cant M., Oтали E., Mwanguhya F., 2001. Eviction and dispersal in co-operatively breeding banded mongooses (*Mungos mungo*). *J. Zool.*, **254**, 155-162.
- Cardeti G., Mariano V., Eleni C., Aloisi M., Grifoni G., Sittinieri S., Dante G., Antognetti V., Foglia E., Cersini A., Nardi A., 2016. Encephalomyocarditis virus infection in *Macaca sylvanus* and *Hystrix cristata* from an Italian rescue centre for wild and exotic animals. *Virology Journal*, **13**(193), 1-6.
- Ceballos G., Ehrlich P., Barnosky A., García A., Pringle R., Palmer T., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.*, **1**(5), 1-5.
- Ceballos G., Ehrlich P., Raven P., 2020. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. *PNAS*, **117**(24), 13596-13602.
- Commission allemande pour l'UNESCO, 2015. Guide de gestion des réserves de biosphère de l'UNESCO en Afrique.
- Chandler R., Royle J., 2013. Spatially explicit models for inference about density in unmarked or partially marked populations. *Ann Appl Stat*, **7**(2), 936-954.
- Clerici N., Bodini A., Eva H., Grégoire J. M., Dulieu D., Paolini C., 2007. Increased isolation of two Biosphere Reserves and surrounding protected areas (WAP ecological complex, West Africa). *Journal for Nature Conservation*, **15**, 26-40.
- Coates G., Downs C., 2005. A telemetry-based study of bushbuck (*Tragelaphus scriptus*) home range in Valley Bushveld. *Afr. J. Ecol.*, **43**, 376-384.
- (a) Coppola F., Dari C., Vecchio G., Scarselli D., Felicioli A., 2020. Cohabitation of settlements among crested porcupine (*Hystrix cristata*), red fox (*Vulpes vulpes*) and European badger (*Meles meles*). *Current science*, **119**(5), 817-822.
- (b) Coppola F., Maestrini M., Berrilli F., Guadano Procesi I., Felicioli A., Perrucci S., 2020. First report of *Giardia duodenalis* infection in the crested porcupine (*Hystrix cristata* L., 1758). *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, **11**, 108-113.
- Cowie R., Bouchet P., Fontaine B., 2022. The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? *Biological reviews*, **97**(2), 640-663.
- Craigie I., Baillie J., Balmford A., Carbone C., Collen B., Rhys E., Green R., Hutton J., 2010. Large mammal population declines in Africa's protected areas. *Biol. Conserv.*, **143**(9), 2221-2228.
- Cromsigt J., van Rensburg S., Etienne R., Olf H., 2008. Monitoring large herbivore diversity at different scales: comparing direct and indirect methods. *Biodivers. Conserv.*, **18**, 1219-1231.
- Dagorne, D., Kante A., Rose J., 2020. A citizen science approach to monitoring of the Lion *Panthera leo* (Carnivora: Felidae) population in Niokolo-Koba National Park, Senegal. *Journal of Threatened Taxa*, **12**(1), 15091-15105.
- Dal Pesco F., Trede F., Zinner D., Fischer J., 2022. Male-male social bonding, coalitionary support and reproductive success in wild Guinea baboons. *Proc. R. Soc. B.*, **289**, 20220347.

- Das M., Chatterjee B., 2015. Ecotourism/ A panacea or a predicament? *Tourism Management Perspectives*, **14**, 3-16.
- Daszak P., Cunningham A., Hyatt A., 2000. Emerging Infectious Diseases of Wildlife-- Threats to Biodiversity and Human Health. *Science*, **287**(5452), 443-449.
- Direction des Parcs Nationaux, 2016. Rapport d'activités de suivi écologique au Parc National du NiokoloKoba. Année 2016.
- Direction des Parcs Nationaux, 2019. Rapport sur l'état de conservation du bien. <https://whc.unesco.org/fr/list/153/documents/>, (12/08/2022)
- Direction des parcs nationaux, 2020. Rapport sur l'état de conservation des biens du patrimoine mondial par les états parties. Parc national du Niokolo-Koba. <https://whc.unesco.org/fr/list/153/documents/>, (12/02/2022)
- Direction des parcs nationaux, 2022. Rapport sur l'état de conservation. Parc national du Niokolo-Koba. <https://whc.unesco.org/fr/list/153/documents/>, (04/07/2022)
- Doysabas, C., Oba M., Furuta M., Iida K., Omatsu T., Furuya T., Okada T., Sutummaporn K., Shimoda H., Wong M., Wu C., Ohmori Y., Kobayashi R., Hengjan Y., Yonemitsu K., Kuwata R., Kim Y., Han S., Sohn J., Han S., Suzuki K., Kimura J., Maeda K., Oh H., Endohk D., Mizutani T., Hondo E., 2019. Encephalomyocarditis virus is potentially derived from eastern bent-wing T bats living in East Asian countries. *Virus Research*, **259**, 62-67.
- Drouilly M., Horion R., Henschel P., 2022. Not all black and white: Records of several melanistic honey badgers in Niokolo-Koba National Park, Senegal. *Afr J Ecol.*, online version, 1-6
- Dubey, J.P., 2010. Toxoplasmosis of Animals and Humans. 2nd ed. Florida :CRC Press.
- Dupuy A., 1971. Le parc national du Niokolo-Koba, Sénégal. *Biological conservation*, **3**(4), 308-310.
- Duszynski D., 2021. Biodiversity of the Coccidia (Apicomplexa/ Conoidasida) in Vertebrates/ What We Know, What We Do Not Know, and What Needs to Be Done. *Folia Parasitologica*, **68**, 1-18.
- Engeman R., 2005. Indexing principles and a widely applicable paradigm for indexing animal populations. *Wildlife Research.*, **32**, 203-210
- Faye M., Faye O., Di Paola N., Ndione M., Diagne M., Diagne C., Bob N., Fall G., Heraud J-M., Sall A., Faye O., 2022. Rabies surveillance in Senegal 2001 to 2015 uncovers first infection of a honey-badger. *Transboundary and emerging diseases*, online version.
- Fischer F., Linsenmair K., 2001. Spatial and temporal habitat use of kob antelopes (Kobuskob kob, Erxleben 1777) in the Comoe National Park, Ivory Coast as revealed by radiotracking. *Afr. J. Ecol.*, **39**, 249-256
- Fonteyn Davy, Doucet Jean-Louis, Fayolle Adeline, Monseur Alain, Quevauvillers Samuel, Holvoet Justin, Poulain Florine, Delame Hugo, Peeters Quentin, Vermeulen Cédric, 2021. FauneFAC : Boite à outils méthodologique pour la mise en place d'inventaires par pièges photographiques. ULiège/Gembloux Agro-Bio Tech, PPECF. <https://www.gembloux.ulg.ac.be/faunefac/> (02/06/2022)
- Furstenburg D., 2008. Common duiker (Grey duiker, Bush duiker, Grimm's duiker) *Sylvicapra grimmia* (Linnaeus, 1758).
- Galat G., Galat-Luong A., 1997. Circulation des virus en milieu tropical, socio-écologie des primates et équilibre des écosystèmes. *Cahiers santé*, **7**, 81-87.

- Galat G., Galat-Luong A., Luang T., Nizinski J., 2011. LE JOURNAL INTIME D'UN SINGE VERT face au réchauffement climatique.
- Gallagher C., Beierschmitt A., Cruz K., Choo J., Ketzis J., 2019. Should monkeys wash their hands and feet/ A pilot-study on sources of zoonotic parasite exposure. *One Health*, **7**, 1-3.
- Gebre B., Yirga S., 2004. Seasonal home range of swayne's hartebeest (*alcelaphus buselaphus swaynei*) in senkele swayne's hartebeest sanctuary. *Ethiop. J. Sci.*, **27**(2),121-126.
- Gittleman J., Harvey P., 1982. Carnivore Home-Range Size, Metabolic Needs and Ecology. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, **10**, 57-63.
- Gotelli, N., Colwell R., 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, **4**, 379-391.
- Gueye M., Brandlová K., Rabeil T., Diop M., Diop B., Hejzmanová P., 202. Spatially restricted occurrence and low abundance as key tools for conservation of critically endangered large antelope in West African savannah. *Scientific Reports*, **11**(19397), 1-11.
- Gueye M., Van Cauteren D., Mengual L., Pellaton R., Leirs H., Bertola L., de longh H., 2022. Conflicts between large carnivores and local pastoralists around Niokolo Koba National Park, Senegal. *European Journal of Wildlife Research*, **68**(9), 1-11.
- Harris N., Mills K., Harissou Y., Hema E., Gnoumou I., VanZoeren J., Abdel-Nasser Y., Doamba B., 2019. First camera survey in Burkina Faso and Niger reveals human pressures on mammal communities within the largest protected area complex in West Africa. *Conservation Letters*, **12**(5), 1-8.
- Havemann C., Retief T., Collins K., Fynn R., Tosh C., de Bruyn P., 2022. Home range and habitat use of roan antelope *Hippotragus equinus* in Northern Botswana. *Journal of Arid Environments*, **196**, 1-10.
- Henschel P., Coad L., Burton C., Chataigner B., Dunn A., MacDonald D., Saidu Y., Hunter L., 2014. The lion in West Africa is critically endangered. *PLoS ONE*, **9**(1), 1-11.
- Holekamp K., Smith J., Strelhoff C., Van Horn R., Watts H., 2012. Society, demography and genetic structure in the spotted hyena., **21**(3), 613-632.
- Hondo E., 2019. Encephalomyocarditis virus is potentially derived from eastern bent-wing bats living in East Asian countries. *Virus Res.* **259**, 62-67.
- Humle T., Maisels F., Oates J.F., Plumtre A., Williamson E.A., 2016. Pan troglodytes (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2016. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T15933A17964454.en> (20/02/2022)
- Hunter L., Henschel P., Bauer H., 2014. New records of a threatened lion (*Panthera leo*) population in a West African national park are unconvincing. *African Zoology*.**49**(1), 1-2.
- IUCN World Heritage Outlook, 2020. Parc national du Niokolo-Koba - 2020 Conservation Outlook Assessment <https://rris.biopama.org/sites/default/files/2020-12/Niokolo-Koba%20National%20Park%20-%202020%20COA%20-%20fr.pdf> (17/07/2022)
- IUCN SSC Antelope Specialist Group, 2017. *Tragelaphus derbianus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T44172A50197518.en>. (20/02/2022)
- IUCN SSC Antelope Specialist Group, 2019. *Alcelaphus buselaphus* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2019. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-1.RLTS.T811A143160967.en> (20/02/2022)

- Jajere S., Lawal J., Atsanda N., Hamisu T., Goni M., 2018. Prevalence and burden of gastrointestinal helminthes among grey-breasted T helmet guinea fowls (*Numida meleagris galeata*) encountered in Gombe state, Nigeria. *International Journal of Veterinary Science and Medicine*, **6**(1),73-79.
- Jansen P., Ahumada J., Fegraus E., O'Brien T., 2014. TEAM: a standardised camera trap survey to monitor terrestrial vertebrate communities in tropical forest. In: Fleming P., Meek P., Ballard G., Banks P., Claridge A., Sanderson J., Swann D., eds. *Camera Trapping: Wildlife Management and Research*. Australia: CSIRO publishing, 261-270.
- Juffe-Bignoli D., Burgess N., Bingham H., Belle E., de Lima M., Deguignet M., Bertzky B., Milam, A., Martinez-Lopez J., Lewis E., 2014. Protected Planet Report 2014. UNEP- WCMC, Cambridge.
- Justine J.-L., 1989. Une nouvelle espèce de *Capillaria* (Nematoda, Capillariinae) parasite de chauve-souris (Mammalia, Chiroptera) du Gabon. *Bull. Mus. nain. Hist. nat.*, **11**(2), 333-347.
- Kane O., 2005. Situation, enjeux et perspectives d'un riche réseau d'aires protégées géré par la Direction des Parcs Nationaux. *Bulletin d'information. Programme de Gestion Intégrée des Ressources Marines et Côtières*, **5**, 8-9.
- Kane M., Morin D., Kelly M., 2015. Potential for camera-traps and spatial mark-resight models to improve monitoring of the critically endangered West African lion (*Panthera leo*). *Biodiversity and Conservation*, **24**, 3527-3541.
- Kamel A., Abdel-Latef G., 2021. Prevalence of intestinal parasites with molecular detection and identification of *Giardia duodenalis* in fecal samples of mammals, birds and zookeepers at Beni-Suef Zoo, Egypt Asmaa. *Journal of Parasitic Diseases*, **45**, 695-705.
- Kelly M., Noss A., Arispe L., Di Bitetti M., De Angelo C., Di Blanco Y., 2008. Estimating puma densities from remote cameras across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *J. Mammal.*, **89**(2), 408-418.
- Kingdon J., 2015. The kingdon field guide to African mammals. 2nd ed. London: Bloomsbury publishing Pic.
- Kinlaw A., 1999. A review of burrowing by semi-fossorial vertebrates in arid environments. *J. Arid Environ.*, **41**, 127-145.
- Knight M., 1984, the ecophysiology of the african giant rat *cricketomys gambianus* (wetherhouse). Faculty of Science, University of Preicria Pretoria.
- Koláčková K., Hejčmanová P., Antonínová M., Brandl P., 2011. Population management as a tool in the recovery of the critically endangered western Derby eland *Taurotragus derbianus* in Senegal, Africa. *Wildlife Biology*, **17**, 299-310.
- Konate S., Sirima D., Ardjima L., Sanou Y., Hema E., Kabre B., Fa J., Luiselli L., Petrozzi F., 2020. Long-term changes in population size and the age structure and sex ratio of waterbuck in a Sudanian savannah of Burkina Faso. *Afr J Ecol.*, **59**, 132-141.
- Kondo A., 2018. Interspecific burrow sharing between mammals in countryside in Japan. *Mammal Study*, **43**(3), 213-218.
- Kumar C., Lokesh K., Madhavaprasad C., Shilpa V., Karabasanavar N., Kumar A., 2013. Occupational zoonoses in zoo and wildlife veterinarians in India/ A review. *Veterinary World*, **6**(9), 605-613.
- Lehmann D, Halbwax ML, Makaga L, Whytock R, Ndindiwe Malata L, Bombenda Mouele W, Momboua BR, Koumba Pambo AF, White LJ., 2020. Pangolins and bats living together in underground burrows in Lopé National Park, Gabon. *Afr. J. Ecol.*, **58**, 540-542.

- Lim B., Fenton M., Brigham R., Mistry S., Kurta A., Gillam E., Russell A., Ortega J., 2021. 50 Years Of Bat Research. 1st ed. Cham: Springer P317
- Loveridge A., Macdonald D., 2000. Seasonality in spatial organisation and dispersal of sympatric jackals: implications for rabies management. *Journal of Zoology*, **253**(1), 101-111.
- Lukášová R., Halajian A., Bártová E., Kobédová K., Swanepoel L., O'Riain M., 2018. The Occurrence of Some Nonblood Protozoan Parasites in Wild and Domestic Mammals in South Africa. *J. Wildl. Dis.*, **54**(2), 392-396.
- Lynne I., 1990. Contest and scramble competition: patterns of female aggression and ranging behavior among primates. *Behavioral Ecology*, **2**(2), 143-155.
- MacKinnon J., Aveling C., Murray M., Paolini C., 2016. Au-delà des éléphants. Éléments d'une approche stratégique de l'UE pour la conservation de la nature en Afrique - Analyse régionale. 1^{ère} éd. Luxembourg : office des publications de l'Union Européenne.
- Madsen I., Dione D., Traore A., Sambou B., 1996. Flora and vegetation of Niokolo-Koba National Park, Senegal. *The Biodiversity of African Plants*, 214-219.
- Maillard D., Calenge C., Jacobs T., Gaillard J-M., Merlot L., 2001. The Kilometric Index as a monitoring tool for populations of large terrestrial animals: a feasibility test in Zakouma National Park, Chad. *Afr. J. Ecol.*, **39**, 306-309
- Manraia L., Lascub D.-N., Manraia A., 2020. A study of safari tourism in sub-Saharan Africa: An empirical test of Tourism A-B-C (T-ABC) model. *Journal of Business Research*, 119, 639-65.
- Marchandeu S., Aubineau J., Berger F., Gaudin J-C., Roobrouck A., Corda E., Reitz F., 2006. Abundance indices: reliability testing is crucial - a field case of wild rabbit *Oryctolagus cuniculus*. *Wildl. Biol.*, **12**, 19-27.
- Mat Dia I., 2005. La reserve de biosphere du Delta du Saloum. Bulletin d'information. Programme de Gestion Intégrée des Ressources Marines et Côtieres, **5**, 9-10
- Matthews, Nixon N., von Hardenberg S., Geary A., M., 2022. Targeting burrows improves detection in giant pangolin *Smutsia gigantea* camera trap surveys. *Oryx*, in press
- Meek P., Ballard G., Fleming P., Schaefer M., Williams W., Falzon G., 2014. Camera traps can be heard and seen by animals. *PLOS ONE*, **9**(10).
- Meek P., Ballard G., Fleming P., Falzon G., 2016. Are We Getting the Full Picture? Animal Responses to Camera Traps and Implications for Predator Studies. *Ecology and Evolution*, **6**(10), 3216-3225.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Millennium Ecosystem Assessment, Washington, DC.
- Mills K.L., Harissou Y., Gnomou I., Abdel-Nasser Y.I., Doamba B., Harris N.C., 2020. Comparable space use by lions between hunting concessions and national parks in West Africa. *Journal of Applied Ecology*, **57**, 975-984.
- Morris P., 1987. A study of home range and movements in the hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *J. Zool.*, **214**, 433-449.
- Msolo L., Iweriebor B., Okoh A., 2020. Rotavirus and Cryptosporidium pathogens as etiological proxies of gastroenteritis in some pastoral communities of the Amathole District Municipality, Eastern Cape, South Africa. *BMC Research Notes*, **13**(187), 1-6.
- Mutani A., Rhynd K., Brown G., 2003. A preliminary investigation on the gastrointestinal helminths of the barbados green monkey, *Cercopithecus aethiops sabaeus*. *Rev. Inst. Med. trop. S. Paulo*, **45**(4), 193-195.

- Niang A., Ndiaye P., 2022. Apport des aires protégées de Koyli Alpha et du Ferlo nord dans la conservation de la biodiversité des grands mammifères sauvages au Ferlo (nord Sénégal). *Bulletin de l'IFAN Ch. A. Diop.*, **55**(1-2), 25-50
- Niedballa J., Sollmann R., Courtiol A., Wilting A., 2016. CamtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution*, **7**(12), 1457-1462.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solyoms P., Stevens M.H.H., Szoeacs E. & Wagner H., 2019. Vegan: Community ecology package.
- Pebesma E., 2018. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal*, **10** (1), 439-446.
- Pellerin M., Bessière A., Maillard D., Capron G., Gaillard J-M., Michallet J., Bonenfant C., 2017. Saving time and money by using diurnal vehicle counts to monitor roe deer abundance. *Wildlife Biology*, **2017**(1), 1-10.
- Pietersen D., McKechnie A., Jansen R., 2015. Home range, habitat selection and activity patterns of an arid-zone population of Temminck's ground pangolins, *Smutsia temminckii*. *African Zoology*, **49**(2), 265-276.
- Pimm S.L., Russell G.J., Gittleman J.L. & Brooks T.M., 1995. The future of biodiversity. *Science*. **269**, 347-350.
- Preatoni D., Tattoni C., Bisi F., Masseroni E., D'Acunto D., Lunardi S., Grimod I., Adriano A., Tosi G., 2012. Open source evaluation of kilometric indexes of abundance. *Ecological Informatics*, **7**, 35-40
- Rabeil T., 2015. Inventaire de la grande faune du Parc National du Niokolo Koba au Sénégal.
- Ryan S., Knechtel C., Getz W., 2006. Range and habitat selection of African buffalo in South Africa. *J Wildl Manag.*, **70**(3), 764-776.
- Scotson L., Johnston L., Iannarilli F., Wearn O., Mohd-Azlan J., Wong W., Gray T., Dinata Y., Suzuki A., Willard C., Frechette J., Loken B., Steinmetz R., Moßbrucker A., Clements G., Fieberg J., 2017. Best practices and software for the management and sharing of camera trap data for small and large scales studies. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, **3**(3), 158-172.
- Sene-Harper A., 2020. Routledge Handbook of Tourism in Africa. 1st ed. London: Routledge. Chapter Tourism development in Senegal Historical overview and new directions for community-based tourism. 13
- Seydack A., 1990. Ecology of the Bushpig *Potamochoerus porcus* Linn. 1758 in the Cape Province, South Africa. Thèse de doctorat. University of Stellenbosch.
- Sinclair A., 1974. The natural regulation of buffalo populations in East Africa. *Afr. Wild.J.*, **12**, 291-311.
- Sogbohossou E., 2011. Lions of West Africa: Ecology of Lion (*Panthera leo* Linnaeus 1758) Populations and Human-Lion Conflicts in Pendjari Biosphere Reserve. PhD-thesis, Leiden University.
- Sollmann R., 2018. A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African journal of ecology*, **56**(4), 740-749.
- Sonnino S., 1998. Spatial activity and habitat use of crested porcupine, *Hystrix cristata* L., 1758, (Rodentia, Hystricidae) in central Italy. *Mammalia*, **62**(2), 175-189.
- Streicher J., Ramesh T., Downs C., 2020. Home range and core area utilisation of three co-existing mongoose species: large grey, water and white-tailed in the fragmented landscape of the KwaZulu-Natal Midlands, South Africa. *Mammalian Biology*, **100**, 273-283.

- Swanson A., Kosmala M., Lintott C., Simpson R., Smith A., Packer C., 2015. Snapshot Serengeti, high-frequency annotated camera trap images of 40 mammalian species in an African savanna. *Scientific Data*, **2**, 1-14.
- Sylla S., Ndiaye P., Lindshield S., Bogart S., Pruetz J., 2022. The western chimpanzee (*pan troglodytes verus*) in the antenna zone (Niokolo Koba national park, Senegal): nesting ecology and sympatrics with other mammals. *Applied ecology and environmental research*, **20**(3), 2663-2681.
- Tagg N., Willie J., Duarte J., Petre C.-A., Fa J., 2015. Conservation research presence protects: a case study of great ape abundance in the Dja region, Cameroon. *Animal conservation*, **18**(6), 489-498
- Taylor W., Skinner J., 2003. Activity patterns, home ranges and burrow utilisation of aardvark (*Orycteropus afer*) in the Karoo. *Journal of Zoology*, **261**(3), 291-297.
- TEAM Network, 2011. Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual, v. 3.1. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Arlington, VA, USA.
- de Thoisy B., Brosse S., Dubois M., 2008. Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses: what is the minimal effort required? *Biodivers. Conserv.*, **17**, 2627-2644
- Tomlinson D., 1981. Effects of the social organization of waterbuck *Kobus ellipsiprymnus ellipsiprymnus* (Ogilby 1833) on forage-habitat utilization in a Rhodesian game park. *Afr. J. Ecol.*, **1981**(19), 327-339.
- UNEP-WCMC, IUCN, 2018a. Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA), July 2018 version. Cambridge, UK: UNEP-WCMC and IUCN, https://livereport.protectedplanet.net/pdf/Protected_Planet_Report_2018.pdf, (10/07/2022).
- UNESCO, 2010. Rapport de mission, parc national de Niokolo-Koba, Senegal 4 - 11 avril 2010. <https://whc.unesco.org/fr/list/153/documents/> (10/07/2022)
- Vermeulen C., 2022. Gestion de la grande faune en milieu tropical. Cours. Gembloux Agrobio tech, ULiège.
- Vincent J-P., Gaillard J-M., Bideau E., 1991. Kilometric index as biological indicator for monitoring forest roe deer populations. *Acta Theriologica*, **36**(3-4), 315- 328
- Vincke X., Hornick J.-L., Njikam N.I., Leroy P., 2005. Gestion de la faune sauvage au Sénégal : comparaison du Parc national du Niokolo Koba et de la Réserve privée de Bandia. *Ann. Méd. Vét.*, **149**, 232-237.
- Wallis J., Alonso C., Barlow C., Brito J., Ferreira da Silva M.J., Hernansaiz A., Kopp G.H., Vale C., Zinner, D. 2021. *Papio papio* (amended version of 2020 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T16018A190269269.en> (20/02/2022)
- Wearn O., Glover Kapfer P., 2019. Snap happy/ camera traps are an effective sampling tool when compared with alternative methods. *R. Soc. open sci.*, **6**(3).
- White F., 1983 The vegetation of Africa. A descriptive memoir to accompany the Unesco/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa. 1st ed. Switzerland: UNESCO.
- White A., 2010. A pigheaded compromise: do competition and predation explain variation in warthog group size? *Behavioral Ecology*, **21**(3), 485-492.
- Whittington-Jones G., Bernard R., Parker D., 2011. Aardvark burrows: a potential resource for animals in arid and semi-arid environments. *African Zoology*, **46**(2), 362-370.
- Wildlifeinsights, 2022. <https://www.wildlifeinsights.org/team-network>, (29/07/2022).

Woodroffe R. & Sillero-Zubiri C., 2020. *Lycaon pictus* (amended version of 2012 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2020. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-1.RLTS.T12436A166502262.en> (20/02/2022)

Wronslı T., 2005. Home-range overlap and spatial organization as indicators for territoriality among male bushbuck (*Tragelaphus scriptus*). *J. Zool.*, **266**, 227-235.

Yang Y., Xin S., Murata F., Cerqueira-Cézar C., Kwok O., Su C., Dubey J., 2021. Recent epidemiologic, clinical, subclinical and genetic diversity of *Toxoplasma gondii* infections in bats. *Research in Veterinary Science*, **140**, 193-197.

Zambrano A., Broadbent E., Durham H., 2010. Social and environmental effects of ecotourism in the Osa Peninsula of Costa Rica: The Lapa Rios case. *Journal of Ecotourism*, **9**(1), 62-83.

Zinner D., Klapproth M., Schell A., Ohrndorf L., Chala D., Ganzhorn J., Fischer J., 2021. Comparative ecology of Guinea baboons (*Papio papio*). *Primate Biol.*, **8**, 19-35.

8 ANNEXES

Annexe 1: Classification proposée par White (1983) dans son livre « The vegetation of Africa »

TABLE 3. Synopsis of the main vegetation types

FORMATIONS OF REGIONAL EXTENT:		TRANSITIONAL FORMATIONS OF LOCAL EXTENT:	EDAPHIC FORMATIONS:	FORMATION OF DISTINCT PHYSIOGNOMY BUT RESTRICTED DISTRIBUTION:
1. <i>Forest</i> . A continuous stand of trees at least 10 m tall, their crowns interlocking.	5. <i>Grassland</i> . Land covered with grasses and other herbs, either without woody plants or the latter not covering more than 10 per cent of the ground.	9. <i>Scrub forest</i> . Intermediate between forest and bushland or thicket.	12. <i>Mangrove</i> . Open or closed stands of trees or bushes occurring on shores between high- and low-water mark. Most mangrove species have pneumatophores or are viviparous.	15. <i>Bamboo</i>
2. <i>Woodland</i> . An open stand of trees at least 8 m tall with a canopy cover of 40 per cent or more. The field layer is usually dominated by grasses.	6. <i>Wooded grassland</i> . Land covered with grasses and other herbs, with woody plants covering between 10 and 40 per cent of the ground.	10. <i>Transition woodland</i> . Intermediate between forest and woodland.	13. <i>Herbaceous fresh-water swamp and aquatic vegetation</i> .	UNNATURAL VEGETATION:
3a. <i>Bushland</i> . An open stand of bushes usually between 3 and 7 m tall with a canopy cover of 40 per cent or more.	7. <i>Desert</i> . Arid landscapes with a sparse plant cover, except in depressions where water accumulates. The sandy, stony or rocky substrate contributes more to the appearance of the landscape than does the vegetation.	11. <i>Scrub woodland</i> . Stunted woodland less than 8 m tall or vegetation intermediate between woodland and bushland.	13. <i>Halophytic vegetation</i> (saline and brackish swamp).	16. <i>Anthropic landscapes</i> .
3b. <i>Thicket</i> . A closed stand of bushes and climbers usually between 3 and 7 m tall.	8. <i>Afroalpine vegetation</i> . Physiognomically mixed vegetation occurring on high mountains where night frosts are liable to occur throughout the year.			
4. <i>Shrubland</i> . An open or closed stand of shrubs up to 2 m tall.				

Annexe 1: Classification proposée par White (1983) dans son livre « The vegetation of Africa »

Annexe 2 : Fiche d'installation et de récupération des pièges photographiques (fiche terrain).

CAMERA SET UP / RECOVERY PHOTO SHEET			
MILIEU :	FORET FEU		
DATE (dd/mm/yyyy) :	03/03/2022	TIME :	10:17
REMARQUE :			
Wpt No. (saved in the gps)	2	GPS unit	UTM
GPS UTM X	28 P 0689170		
GPS UTM Y	1454137		
SETUP / SERVICE / RECOVERY			

Annexe 2: Fiche d'installation et de récupération des pièges photographiques (fiche terrain).

Annexe 3 : Domaine vitaux moyen tirés de la littérature, exprimé en km², les moyenne grisée ont été calculée en sommant les domaines vitaux minimum et maximum et en divisant cette somme par 2.

Espèce	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum	Source
<i>Tragelaphus scriptus</i>	0,23	/	/	/	Coates, 2005
<i>Chlorocebus sabaeus</i>	0,225	/	0,15	0,3	Galat et al., 2011
<i>Phacochoerus africanus</i>	0,33	0,07	/	/	White, 2010
<i>Hystrix cristata</i>	1,51	0,77	/	/	Sonnino, 1998
<i>Erythrocebus patas</i>	27,7	/	23,4	32	Lynne, 1990
<i>Orycteropus afer</i>	2,175	/	1,33	3,02	Taylor, 2003
<i>Ourebia ourebi</i>	0,453	0,048	/	/	Adamczak & Dunbar, 2008
<i>Genetta genetta</i>	1,7	/	/	/	Admasu et al., 2004
<i>Civettictis civetta</i>	11,1	/	/	/	Admasu et al., 2005
<i>Crocota crocota</i>	539	/	13	1065	Holekamp et al., 2012
<i>Canis adustus</i>	1,545	1,03	/	/	Loveridge & Macdonald, 2000
<i>Galago senegalensis</i>	0,10125	/	0,04	0,156	Bearder & Martin, 1980
<i>Mungos mungo</i>	0,685	0,071	/	/	Cant et al., 2001
<i>Herpestes ichneumon</i>	7,8	3,06	/	/	Streicher et al., 2020
<i>Herpestes sanguineus</i>	0,75	/	/	/	Gittleman & Harvey, 1982
<i>Felis silvestris</i>	1,01	/	/	/	Gittleman & Harvey, 1983
<i>Leptailurus serval</i>	1,5	/	/	/	Gittleman & Harvey, 1984
<i>Panthera leo</i>	200	141	/	/	Sogbohossou, 2011
<i>Cricetomys gambianus</i>	0,4295	/	0,089	0,77	Knight, 1984

Annexe 3: Domaine vitaux moyen tirés de la littérature, exprimé en km², les moyenne grisée ont été calculée en sommant les domaines vitaux minimum et maximum et en divisant cette somme par 2.

Annexe 4 : Tableau utilisé pour calculer les régressions linéaires.

jours	vegetation	nb_detection	dist_fleuve
43	bushland	99	0,53
43	bushland	101	0,38
44	bushland	32	2,33
44	wooded grassland	54	4,23
0	thicket	0	6,25
30	woodland	69	0,92
2	bushland	50	1,76
43	bushland	35	3,55
10	bushland	18	5,42

39	bushland	80	7,47
43	bushland	23	0,83
39	wooded grassland	35	2,01
3	wooded grassland	2	3,11
45	bushland	28	4,82
39	bushland	20	6,65
36	bushland	28	0,61
0	grassland	0	2,32
0	bushland	0	4,16
45	bushland	29	6,12
43	woodland	21	8,06
43	grassland	35	0,58
43	wooded grassland	26	1,15
43	bushland	80	3,12
39	bamboo	88	5,14
43	woodland	51	7,06
33	thicket	192	0,44
43	bushland	50	2,27
43	woodland	66	4,23
41	bamboo	26	6,18
48	bamboo	26	8,22
43	thicket	51	0,57
41	thicket	39	1,86
40	bushland	139	3,66
43	bushland	19	5,45
48	bushland	78	7,31
43	thicket	18	1,72
43	thicket	15	3,21
41	wooded grassland	118	4,91
44	wooded grassland	35	7,46
48	woodland	43	8,65

Annexe 4: Tableau utilisé pour calculer les régressions linéaires.

Vervet	<i>Chlorocebus sabaeus</i>
Patas	<i>Erythrocebus patas</i>
Ordre de rodentia	
Porc-épic	<i>Hystrix cristata</i>
Rat géant de gambie	<i>Cricetomys gambianus</i>
Écureuil fouisseur	<i>Euxerus erythropus</i>
Héliosciure de Gambie	<i>Heliosciurus gambianus</i>
Ordre des carnivora	
Chacal à flancs rayés	<i>Canis adustus</i>
Ratel	<i>Mellivora capensis</i>
Civette africaine	<i>Civettictis civetta</i>
Genettes	<i>Genetta spp.</i>
Mangouste ichneumon	<i>Herpestes ichneumon</i>
Mangue rayée	<i>Mungos mungo</i>
Mangouste rouge	<i>Herpestes sanguineus</i>
Mangouste à queue blanche	<i>Ichneumia albicauda</i>
Hyène tachetée	<i>Crocuta crocuta</i>
Léopard	<i>Panthera pardus</i>
Lion	<i>Panthera leo</i>
Serval	<i>Leptailurus serval</i>
Chat sauvage	<i>Felis silvestris</i>
Caracal	<i>Caracal caracal</i>
Ordre des tubulidentata	
Oryctérope	<i>Orycteropus afer</i>
Ordre des artiodactyla	
Hippopotame amphibie	<i>Hippopotamus amphibius</i>
Phacochère	<i>Phacochoerus africanus</i>
Potamochère roux	<i>Potamochoerus porcus</i>
Buffle	<i>Syncerus caffer</i>
Guib harnaché	<i>Tragelaphus scriptus</i>
Koba	<i>Hippotragus equinus</i>
Cobe de buffon	<i>Kobus kob</i>
Cobe defassa	<i>Kobus ellipsiprymnus</i>
Ourébi	<i>Ourebia ourebi</i>
Sylvicarpe de grimm	<i>Sylvicapra grimmia</i>
Céphalophe à flanc roux	<i>Cephalophus rufilatus</i>
Elands de Derby	<i>Tragelaphus derbianus</i>
Ordre des lagomorpha	
Lièvre des buissons	<i>Lepus saxatilis</i>

Annexe 6 : : Liste des espèces observées durant toute la phase de collecte de donnée.

Annexe 7 : Résultats des régression linéaire multiples effectuées sur le nombre de détections indépendantes par piège photographique.

Une première régression a été effectuée avec l'équation suivante :
 $nb_detection \sim -1 + jours + vegetation + dist_fleuve$

Les résultats sont :

```
> lm_team_no_int=lm(nb_detection~-1+jours+vegetation+dist_fleuve,data=data_team)
> summary(lm_team_no_int)

Call:
lm(formula = nb_detection ~ -1 + jours + vegetation + dist_fleuve,
    data = data_team)

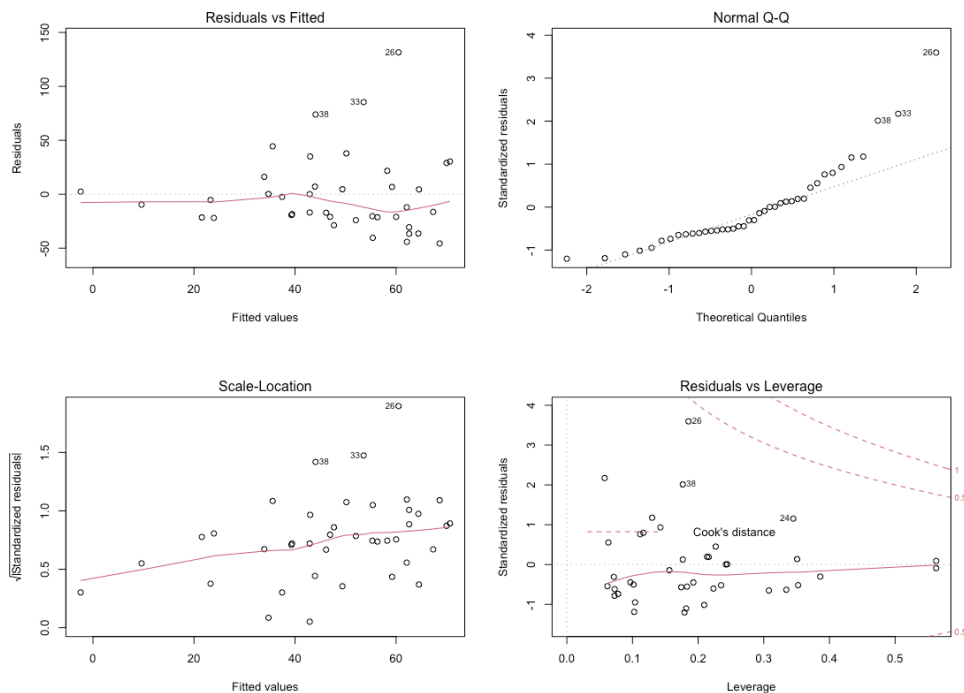
Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-45.629 -21.366 -10.861   9.317 131.505

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
jours              0.7442     0.4596   1.619  0.1152
vegetationbamboo   44.4191    36.1408   1.229  0.2280
vegetationbushland  40.3876    22.1192   1.826  0.0772
vegetationgrassland  8.0678    30.6261   0.263  0.7939
vegetationthicket   37.9284    23.8088   1.593  0.1210
vegetationwooded_grassland 35.7911    25.9703   1.378  0.1777
vegetationwoodland  46.3697    31.7656   1.460  0.1541
dist_fleuve        -4.5301     2.8909  -1.567  0.1269
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 40.51 on 32 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.6619,    Adjusted R-squared:  0.5774
F-statistic: 7.831 on 8 and 32 DF,  p-value: 8.973e-06
```

Annexe 7: Résultats des régression linéaire multiples effectuées sur le nombre de détections indépendantes par piège photographique.

Les résidus :



La seconde régression a été effectuée selon l'équation ci-dessous, où le type de végétation n'est plus pris en compte.

$$nb_detection \sim -1 + jours + dist_fleuve$$

Résultat de la seconde régression :

```

> lm_team_no_int_no_veg=lm(nb_detection~-1+jours+dist_fleuve,data=data_team)
> summary(lm_team_no_int_no_veg)

Call:
lm(formula = nb_detection ~ -1 + jours + dist_fleuve, data = data_team)

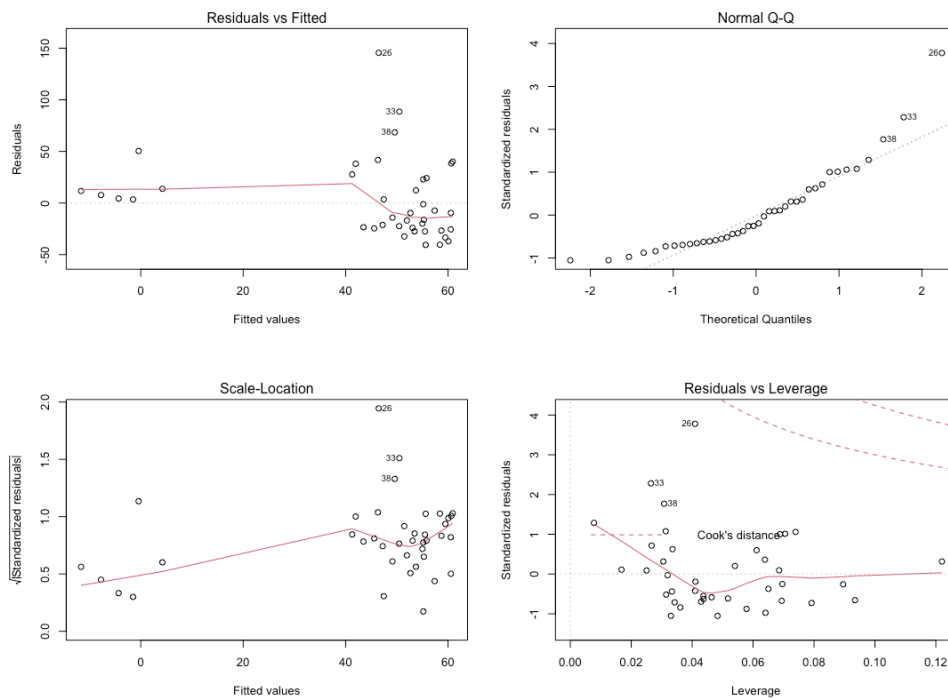
Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-40.630 -24.200  -8.466  23.186 145.536

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
    jours      1.4329    0.2638   5.432 3.43e-06 ***
    dist_fleuve -1.8638    2.1972  -0.848  0.402
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 39.32 on 38 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.6218,    Adjusted R-squared:  0.6018
F-statistic: 31.23 on 2 and 38 DF,  p-value: 9.499e-09

```

Résidus de la seconde régression :



Résultat de la troisième régression, où les pièges photographiques ayant fonctionné moins de 30 jours ont été exclus du jeu de données :

```
> lm_team_no_int_bis=lm(nb_detection~-1+jours+vegetation+dist_fleuve,data=data_team_bis)
> summary(lm_team_no_int_bis)
```

```
Call:
lm(formula = nb_detection ~ -1 + jours + vegetation + dist_fleuve,
    data = data_team_bis)
```

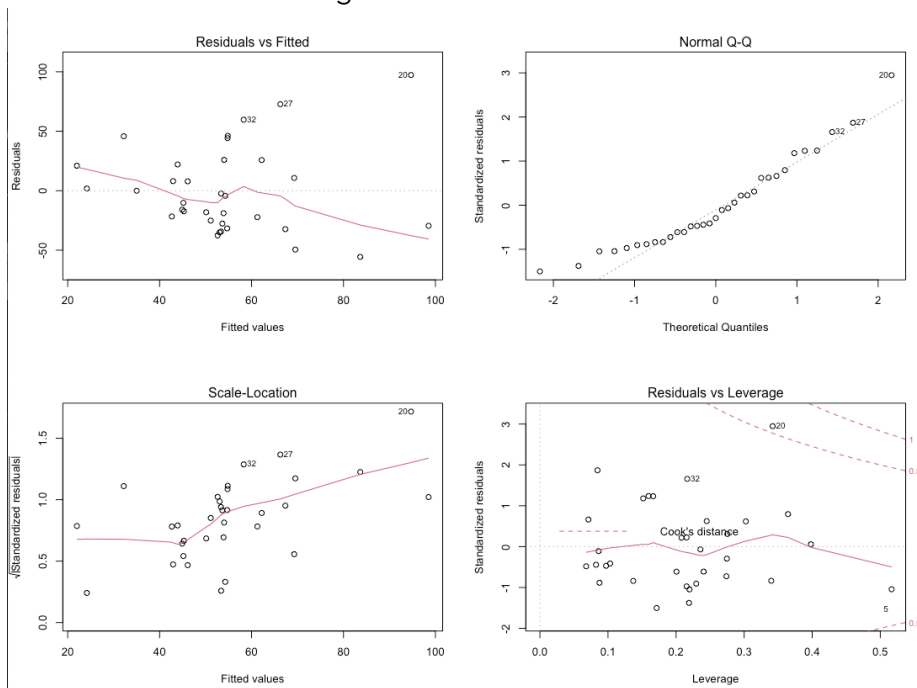
```
Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-55.639 -27.009  -7.217  21.820  97.312
```

```
Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
jours          -4.1269    2.2198  -1.859  0.0744 .
vegetationbamboo 224.6279   89.0060   2.524  0.0181 *
vegetationbushland 232.3822   89.2547   2.604  0.0150 *
vegetationgrassland 212.6231  102.8527   2.067  0.0488 *
vegetationthicket 231.0017   89.4212   2.583  0.0158 *
vegetationwooded grassland 228.9008   89.5318   2.557  0.0168 *
vegetationwoodland 222.5856   85.5680   2.601  0.0151 *
dist_fleuve     -0.2888    3.5792  -0.081  0.9363
```

```
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

```
Residual standard error: 40.69 on 26 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.7177,    Adjusted R-squared:  0.6308
F-statistic: 8.262 on 8 and 26 DF,  p-value: 1.631e-05
```

Résidus de la troisième régression :



Annexe 8 : résultats et résidus des régression linéaire effectuées sur le nombre d'individus vu par inventaire motorisé.

Résultats première régression linéaire pour l'indice kilométrique

```

> lm_ik_noint=lm(data_ik$somme_individus~-1+data_ik$Date+data_ik$Heure+data_ik$Duree,data=data_ik)
> summary(lm_ik_noint)

Call:
lm(formula = data_ik$somme_individus ~ -1 + data_ik$Date + data_ik$Heure +
    data_ik$Duree, data = data_ik)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-19.055  -5.225  -1.440   3.672  20.866

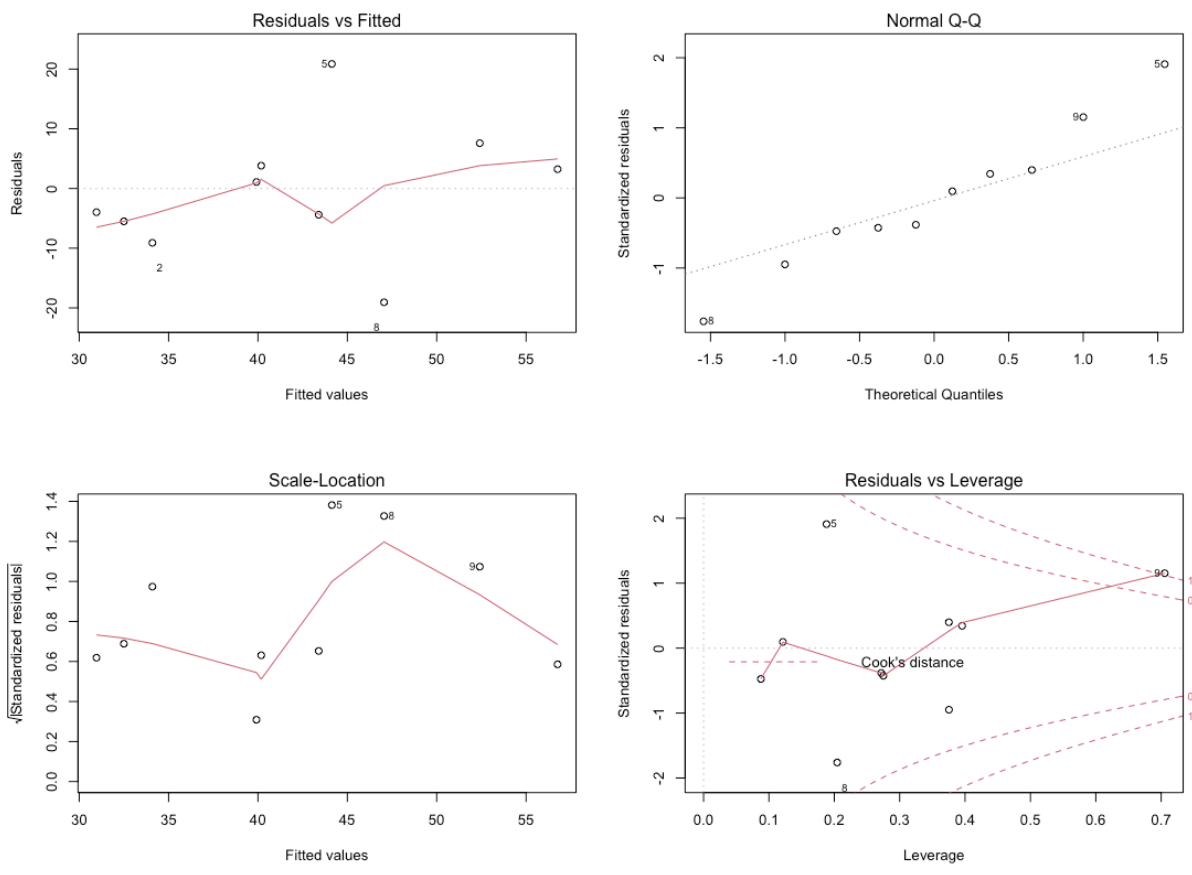
Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
data_ik$Date  0.38988    0.37682   1.035  0.33525
data_ik$Heure -0.01372    0.31708  -0.043  0.96669
data_ik$Duree  0.45637    0.10128   4.506  0.00278 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 12.13 on 7 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.947,    Adjusted R-squared:  0.9242
F-statistic: 41.67 on 3 and 7 DF,  p-value: 7.828e-05

```

Annexe 8: Résultats et résidus des régression linéaire effectuées sur le nombre d'individus vu par inventaire motorisé.

Résidus :



Résultat de la seconde régression linéaire :

```
Call:
lm(formula = data_ik$log_somme_individu ~ -1 + data_ik$Date +
    data_ik$Heure + data_ik$Duree, data = data_ik)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-0.152816 -0.072800  0.001026  0.086073  0.182169

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
data_ik$Date   0.006653   0.004086   1.628   0.147
data_ik$Heure -0.001987   0.003438  -0.578   0.581
data_ik$Duree  0.020838   0.001098  18.976 2.81e-07 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.1315 on 7 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.9953,    Adjusted R-squared:  0.9932
F-statistic: 490.6 on 3 and 7 DF,  p-value: 1.696e-08
```

Résidus de la régression linéaire

