h e p i a
Haute école du paysage, d'ingénierie
et d'architecture de Genève

Hes·so
Haute Ecole Spécialisée
de Suisse occidentale

« Etude de l'abondance relative et de la structure d'une communauté de carnivores dans un écosystème de forêt sèche sur une base de données de pièges photographiques »

Thèse de bachelor présentée par:

Damien ZURKINDEN

pour l'obtention du titre Bachelor of Science HES-SO en Gestion de la Nature

Septembre 2017

Répondant hepia
Yves Hausser

Conseiller scientifique
Fridolin Zimmermann

Responsable de la filière
Gestion de la Nature
Patrice Prunie

DECLARATION

Ce travail de bachelor est réalisé dans le cadre de l'examen final de la Haute école du paysage, d'ingénierie et d'architecture de Genève, en vue de l'obtention du titre de Bachelor HES en Gestion de la Nature.

L'étudiant assume la responsabilité du travail et en accepte, le cas échéant, la clause de confidentialité. L'utilisation des conclusions et recommandations formulées dans le travail de bachelor, sans préjuger de leur valeur, n'engage ni la responsabilité de l'auteur, ni celle du répondant hepia, ni celle du conseiller scientifique, des experts et de hepia.

« J'atteste avoir réalisé seul le présent travail, sans avoir utilisé des sources autres que celles citées dans la bibliographie. »

Fait à Yverdon, le 29 septembre 2017

Damien Zurkinden

AVANT-PROPOS

Toutes les images dont la source n'est pas mentionnée sont personnelles ou proviennent des pièges photographiques lors de la phase de terrain, s'étendant sur une période allant de juillet à août 2017. Les photos personnelles ont été prises avec un Canon EOS 600D, et celles des pièges photo avec le modèle Trophy Cam HD de la marque Bushnell. Les images des pièges photographiques se reconnaissent à la bande blanche dans le bas de la photo, qui mentionne l'heure, la date et le logo Bushnell.

Les langues nationales de la Tanzanie sont le swahili et l'anglais, c'est pourquoi les types d'aires protégées, les noms d'institutions et les lois sont en anglais dans le texte.

La nomenclature des espèces de mammifères de ce document est basée sur le guide de terrain « Mammifères d'Afrique » de Kingdon (2015). Les noms latins de certaines espèces peuvent donc être légèrement différents par rapport à d'autres références (articles, thèses de bachelor, …), mais elles seront considérées comme une même espèce lors de comparaisons.

Ci-dessous, une liste prédictive basée sur la littérature des espèces de carnivores présentes dans la région d'étude (Mermod, 2012). Un tableau plus complet avec ordres, familles, espèces français-anglais-swahili-latin et informations Liste Rouge UICN se trouve en ANNEXE 3.

Nom français	Nom latin	Nom français	Nom latin
Chacal à flancs rayés	*Canis adustus*	Mangouste rouge	*Herpestes sanguinea*
Chacal à chabraque	*Canis mesolemas*	Mangouste à queue blanche	*Ichneumia albicauda*
Lycaon	*Lycaon pictus*	Mangouste de Meller	*Rynchogale melleri*
Caracal	*Felis caracal*	Hyène tachetée	*Crocuta crocuta*
Serval	*Leptailurus serval*	Protèle	*Proteles cristatus*
Chat sauvage	*Felis sylvestris*	Ratel	*Mellivora capensis*
Léopard	*Panthera pardus*	Zorille commune	*Ictonyx striatus*
Lion	*Panthera leo*	Nandinie	*Nandinia binotata*
Mangouste des marais	*Atilax paludinosis*	Civette d'Afrique	*Civettictis civetta*
Mangouste à queue touffue	*Bdeogale crassicaudata*	Genette d'Angola	*Genetta angolensis*
Mangue rayée	*Mungos mungo*	Genette d'Europe	*Genetta genetta*
Mangouste naine du Sud	*Helogale parvula*	Genette pardine	*Genetta maculata*
Mangouste ichneumon	*Herpestes ichneumon*	Genette servaline	*Genetta servalina*

REMERCIEMENTS

De nombreuses personnes et institutions ont rendu ce travail possible. Je tiens donc à les remercier pour leur aide, leurs conseils, leur accueil, leur soutien et leur présence. Merci tout particulièrement à :

- L'association pour le développement des aires protégées (ADAP), pour avoir proposé et accueilli ce travail au sein de son projet en Tanzanie, et qui a investi beaucoup d'énergie, de ressources humaines ainsi que de moyens matériels et financiers lors de la collecte des données ;

- La HES-SO et hepia, filière Gestion de la Nature, pour avoir rendu possible ce travail de bachelor à l'étranger, ainsi que pour leur participation au financement ;

- Yves Hausser, représentant hepia, pour son énorme implication, que ce soit pour l'organisation, le suivi, les conseils, la présence sur le terrain et son expertise ;

- Fridolin Zimmermann, conseiller scientifique, pour ses conseils et commentaires concernant la méthodologie et la collecte de données par pièges photographiques ;

- Sandy Mermod, pour ses conseils avisés avant le départ, son aide précieuse dans l'utilisation du programme ArcGIS, la résolution de problèmes avec les cartes et sa présence sur le terrain ;

- Gabriel Valdez, pour ses analyses de l'*occupancy* et ses explications pour l'interprétation des résultats ;

- Ralph Thielen, pour ses conseils lors de l'étude bibliographique et méthodologique ;

- Jessica Ranzoni, pour les démarches administratives et la préparation du matériel de terrain avant le départ ;

- L'équipe de l'ADAP à Inyonga, plus spécialement à Shabani Halfani et Dickson Malembeka, pour l'organisation, l'encadrement et leur présence sur place ;

- Inyonga Beekeepers Association (IBA), pour son accueil et la mise à disposition de ses locaux ;

- Yahaya, chauffeur, pour les transports et sa sympathie ;

- Les Village Game Scouts (VGS), spécialement à Edga Emmili, Kalolo Alphonsi et Elnesti Kanumba, pour leur accompagnement sur le terrain, leur aide dans la pose des pièges photographiques et à Peter Nkumba pour sa cuisine ;

- Mes parents, pour leur soutien sans faille et leur contribution financière ;

- Eléonore Aveni, pour son soutien moral et pour la relecture du manuscrit.

GLOSSAIRE

- **Aire protégée** : « espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés » (Dudley, UICN, 2008).

- **Biodiversité** : "la diversité biologique se rapporte à la variété et à la variabilité parmi les diverses formes de vie et dans les complexes écologiques dans lesquels elles se rencontrent." (OTA, 1987) Il y a quatre niveaux de biodiversité : les individus d'une population, les individus d'une métapopulation (population de populations), les espèces et les écosystèmes (Ramade, 2009).

- **Camera trap days** : jours (période de 24h) pendant lesquels les pièges photographiques ont été fonctionnels (Rovero et Marshall, 2009). Par exemple, 3 pièges qui fonctionnent en même temps pendant 24h représentent 3 camera trap days (ou CT days).

- **Cohorte** : représente un niveau intermédiaire entre les classes et les ordres (Ramade, 2009).

- **Communauté** : représente un système au sein duquel des organismes vivants partagent un environnement commun et interagissent (Ramade, 2009).

- **Ecosystème** : biotope et biocénose réunis avec leurs interactions (Ramade, 2009).

- **Espèce** : population ou groupe de populations dont les individus sont en mesure de se reproduire les uns avec les autres dans la nature et de produire une descendance viable et féconde (Campbell et Reece, 2007)

- **Fréquence de capture** : événements de capture indépendants totaux pour une espèces/nombre camera trap days (Hausser *et al*., 2016)

- **Habitat** (= milieu) : lieu et environnement immédiat, composé de facteurs biotiques et abiotiques, dans lequel vit une espèce (Ramade, 2009).

- **Index** : dimension qui est en relation avec le nombre actuel total d'animaux (Sutherland, 1996).

- ***Naïve occupancy*** : est la proportion de caméras qui ont détecté une espèce donnée, en fonction du nombre total de caméras. Elle donne une indication quant à l'étendue de l'occupation d'une espèce dans l'aire de référence (Rovero et Zimmermann, 2016).

- ***Occupancy*** : représente la proportion d'un site occupé par une espèce (MacKenzie *et al*., 2002).

- **Périmètre d'étude** : partie de la zone d'étude où les pièges photographiques ont été placés.

- **Piège photographique** (camera trap en anglais) : appareil photographique sous forme de boîtier que l'on fixe à un arbre ou à un piquet et qui a pour but de photographier/filmer les animaux sauvages. Le choix de pièges photographiques sur le marché est très large et il en existe plusieurs types : avec ou sans déclencheur, détecteur de mouvement et/ou de chaleur, avec flash ou infrarouge, etc.) (O'Connell *et al*., 2011).

- **Population** : groupe d'individus appartenant à la même espèce, occupant le même biotope, et qui échangent librement son réservoir de gènes (Ramade, 2009).

- **Probabilité de détection** : est la probabilité qu'un individu est capturé au moins une fois durant K occasion de capture durant un suivi (Rovero et Zimmermann, 2016)

- **Région d'étude** : région dans laquelle se trouve la zone d'étude, dont les informations permettent de placer le contexte. Pour ce travail, cela concerne donc l'écosystème Katavi-Rukwa et les zones protégées et habitées qui les entourent, en particulier le district de Mlele.

- **Richesse spécifique** (= diversité spécifique) : nombre d'espèces d'un groupe systématique donné dans un écosystème déterminé. C'est le niveau le plus fréquemment utilisé en écologie appliquée à la protection de la nature et de ses ressources (Ramade, 2009).

- **Session** : période de trois semaines, pendant laquelle des pièges photographiques sont fonctionnels sur le terrain.

- **Site de pose** : intersection de la grille de 2x2 km, où un piège photographique a été posé en association avec un piège photographique le long d'une route/piste à proximité afin de générer des pairs au sein de la même unité d'échantillonnage.

- **Succès de capture** : représente l'effort nécessaire pour obtenir une image de l'espèce cible (Ancrenaz *et al*., 2012).

- **Taux de détection** : est calculé comme le ratio d'évènements par unité d'effort (Rovero et Zimmermann, 2016).

- **Zone/site d'étude** : utilisé pour parler de Mlele BKZ.

LISTE DES ACRONYMES

ADAP	Association pour le Développement des Aires Protégées
AP	Aires Protégées
BKA	Beekeeping Act
BKZ	Beekeeping Zone
CT days	Camera Trap days
FA	Forest Act
FR	Forest Reserve
GCA	Game Controlled Area
GR	Game Reserve
hepia	Haute École du paysage, d'ingénierie et d'architecture de Genève
HES – SO	Hautes Ecoles Spécialisées de Suisse Occidentale
IBA	Inyonga Beekeepers Association
LR	Liste Rouge
NP	National Park
PP	Pièges photographiques
RAI	Indice d'Abondance Relatif
TAWA	Tanzania Wildlife Autority
TAWIRI	Tanzania Wildlife Research Institute
TB	Thèse de bachelor
TFS	Tanzania Forest Service
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN en anglais)
VGS	Village Game Scout
WCA	Wildlife Conservation Act

TABLE DES MATIÈRES

1. Introduction 1

1.1 Contexte 1
1.2 Catégories de gestion UICN 3
1.3 Conflits humains/carnivores 5
1.4 Pièges photographiques 6
1.4.1 Estimation de l'abondance 6

1.5 Problématique 11
1.6 Questions de recherche 11
1.7 Hypothèses 12
1.8 Objectifs 12

2. Matériel et méthode 14

2.1 Terrain d'étude 14
2.2 Pièges photographiques 16
2.2.1 Méthode 16
2.2.2 Adaptation lors de la phase de terrain 18
2.2.3 Collecte des données 19
2.2.4 Analyse 20

2.3 Questionnaires 21
2.3.1 Méthode 21
2.3.2 Collecte des données 21
2.3.3 Analyse 22

3. Résultats 23

3.1 Jeux de données existant (2013-2016) 23
3.1.1 RAI et Naïve occupancy 23
3.1.2 Occupancy 28

3.2 Session 2017 29
3.2.1 Echantillonnage systématique 30
3.2.2 Echantillonnage le long des routes 33

3.3 Interviews 37
3.3.1 Connaissances et attitudes 37
3.3.2 Fréquences d'observations et attaques 38
3.3.3 Actions 39

4. Discussion 40

4.1 Comparaison des deux types d'échantillonnages 40
4.2 Comparaison des deux jeux de données 46
4.3 Fonctionnement de gestion 53
4.3.1 Conflits avec les carnivores 53
4.3.2 Stratégies de gestion 54

4.4 Remarques sur la méthode 56

5. Conclusion et synthèse 58

Bibliographie 61

ANNEXES 68

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

Figures

Figure 1: Localisation de la région d'étude en Tanzanie – Afrique 1
Figure 2: Catégories de gestion des aires protégées de l'UICN 3
Figure 3: Principaux parcs nationaux de la Tanzanie 3
Figure 4: Piège photographique Bushnell Trophy Cam HD 6
Figure 5: Une courbe d'accumulation permet d'apprécier l'effort de capture nécessaire pour capturer la totalité des espèces 7
Figure 6: La région d'étude se trouve dans l'écosystème Katavi-Rukwa, dans la vallée du Rift 14
Figure 7: Représentation graphique de la structure du Miombo 15
Figure 8: Ci-dessus, indice du passage d'un porc-épic dans le bush et ci-dessous, trace d'un léopard sur une route en terre battue 17
Figure 9: Capteur de piège photo dégradé par les flammes. Ceci peut avoir des conséquences sur la détectabilité des espèces 18
Figure 10: Pose d'un piège de l'échantillonnage systématique 19
Figure 11: Courbe d'accumulation randomisée (ligne pleine) et intervalle de confiance (hachures) 23
Figure 12: Graphiques représentant le taux de détection et la proportion des sites occupés par chaque espèce dans les 3 réserves échantillonnées entre 2013 et 2016 25
Figure 13: Graphique représentant le succès de capture de certains carnivores détectés lors de l'échantillonnage biaisé le long des routes en 2013 26
Figure 14: Graphiques en radar présentant le régime d'activité des six carnivores étudiés basés sur le nombre d'évènements par heure 27
Figure 15: Occupancy prédite par espèces dans la région d'étude 28
Figure 16: La courbe d'accumulation de l'échantillonnage systématique permet d'évaluer dans quelle mesure cet échantillonnage a été complet 30
Figure 17: Succès de capture des carnivores détectés lors de l'échantillonnage systématique 31
Figure 18: Représentation graphique de la structure de la communauté de carnivores détectée par l'échantillonnage systématique 32
Figure 19: Résultats des analyses d'occupancy pour les six espèces d'intérêt lors de l'échantillonnage systématique 33
Figure 20: La courbe d'accumulation de l'échantillonnage le long des routes permet d'évaluer dans quelle mesure cet échantillonnage a été complet 33
Figure 21: Succès de capture des carnivores détectés lors de l'échantillonnage bordant les routes 35
Figure 22 : Représentation graphique de la structure de la communauté de carnivores détectée par l'échantillonnage systématique 35
Figure 23: Résultats des analyses d'occupancy pour les six espèces d'intérêt le long des routes 36
Figure 24: Comparaison des courbes d'accumulation entre les deux méthodes d'échantillonnage 41
Figure 25: Différences de succès de capture entre les deux types d'échantillonnages 42
Figure 26 : Occupancy par espèce et par méthode d'échantillonnage 43
Figure 27: Représentation graphique de la structure de communauté de carnivores identifiés par les deux types d'échantillonnage (S: systématique ; T: routes) 44
Figure 28: Comparaison des succès de capture des carnivores détectés entre jeux de données et méthodes d'échantillonnage 47
Figure 29: Comparaison entre les résultats d'occupancy obtenus pour le jeu de données existant (2013-2016) sur l'ensemble de la BKZ de Mlele et les résultats d'occupancy obtenu en 2017 sur le quadrat M1 par l'échantillonnage systématique ... 48

Figure 30 : Comparaison des résultats d'occupancy obtenus par échantillonnage systématique entre 2013 et 2016 et les résultats obtenus en 2017 de manière systématique ou par échantillonnage biaisé de long des routiers 49
Figure 31: Comparaison du régime d'activité du léopard et de sa proie de prédilection, le céphalophe couronné. 50
Figure 32: Les analyses d'occupancy montrent la préférence de la genette d'Angola pour les forêts claires 51
Figure 33: La mangouste à queue touffue préfère les forêts denses et évite les habitats ouverts 52

Tableaux

Tableau 1: RAI et naïve occupancy des 17 espèces de carnivores capturés dans la BKZ entre 2013 et 2016 24
Tableau 2: Taux de détection (RAI) de certains carnivores détectés par un échantillonnage biaisé le long des routes en 2013 26
Tableau 3: Occupancy des six espèces cibles par réserve.....28
Tableau 4: dénombrement des espèces de carnivore détecté par l'échantillonnage systématique et le long des routes lors de la session 2017sur la base de la liste prédictive présentée en ANNEXE 3.....29
Tableau 5: Taux de détection (RAI) et naïve occupancy des carnivores détectés lors de l'échantillonnage systématique.....30
Tableau 6: Single season occupancy et probabilité de détection des six espèces cibles détecté lors de l'échantillonnage systématique et leur écart standard (SE) associé. ...32
Tableau 7: RAI et naïve occupancy des carnivores détectés lors de l'échantillonnage bordant les routes 34
Tableau 8: Single season occupancy et probabilité de détection des six carnivores détecter lors de l'échantillonnage biaisé le long des routes et l'écart standard associé 36
Tableau 9: Tableau récapitulatif des résultats bruts obtenus en 2017 pour l'échantillonnage systématique et l'échantillonnage biaisé le long des routes.....40

RÉSUMÉ

L'Hepia, en partenariat avec l'ADAP, appuie la mise en place d'un suivi de la faune de moyens et grands mammifères dans la réserve communautaire de Mlele dans l'ouest Tanzanien depuis 2008 (Juget, 2008). Différents travaux de recherche (Bachelor et Master) ont permis de démontrer la richesse spécifique conséquente de cette réserve et son importance pour la conservation des moyens et grands mammifères, dont on dénombre plus de cinquante espèces (Mermod, 2012), avec notamment une importante cohorte de carnivores (Fischer *et al*., 2013).

Cependant, compte tenu du manque de temps, il n'a pas été possible jusqu'ici de produire des estimations en termes d'abondance relative ou de densité. Dans ce contexte, l'étude des populations de carnivores, qui représentent un nombre plus restreint d'espèces, présente un intérêt, dans le sens où ils peuvent être considérés comme un indicateur de la santé globale de l'écosystème, puisqu'ils reflètent les bases de proies nécessaires à leur survie (Sergio *et al*., 2008).

Ainsi, sur la base des données existantes collectées par quadrat systématique entre 2013 et 2016, un récapitulatif en termes de fréquence de capture et d'indice d'abondance relatif (RAI) concernant spécifiquement les carnivores, a été produit (base de données mise à disposition par hepia / ADAP). Ces données ont été complétées par une analyse de l'*occupancy* sur six espèces de carnivores, dans le but d'obtenir des estimations en termes d'abondance. Ce premier jeu de données a été complété par une campagne de terrain impliquant de conduire en parallèle un quadrat systématique ainsi qu'un échantillonnage le long des routes, afin de maximiser les captures de carnivores. Ainsi, malgré une richesse spécifique similaire entre les deux types d'échantillonnages, ces deux méthodes ont été comparées afin de permettre aux gestionnaires de la *beekeeping zone* (BKZ) d'adapter les stratégies d'échantillonnage en fonction des objectifs. En effet, un échantillonnage biaisé le long des routes permet de détecter plus rapidement une bonne proportion des espèces présentes mais n'est pas représentatif de la structure de communauté alors qu'un échantillonnage systématique a une détection plus lente des espèces mais est représentatif de la structure de communauté effective. Il en resort que la combinaison de deux caméras par unité d'échantillonnage représente la méthode d'échantillonnage la plus efficace pour un suivi des carnivores mais est trop coûteuse à mettre en place. De plus, malgré la combinaison de ces deux modes d'échantillonnages, aucune espèce « habitat-spécifique » n'a été détectée. Ainsi, l'échantillonnage systématique actuel va être maintenu lors de la saison sèche et un échantillonnage biaisé le long des routes et pistes va être mis en place lors de la saison des pluies pour

des raisons d'accès et de logistique. Par ailleurs, les conflits Homme/Carnivores ont été évalués dans cinq villages bordant la BKZ par le biais d'entretiens semi-directifs afin de pouvoir proposer aux gestionnaires des mesures spécifiques relatives à la conservation des carnivores dans la réserve.

Mots-clés : Pièges photographiques, Indice d'abondance relatif (RAI), *Occupancy*, Carnivores, Miombo, Tanzanie, Aires protégées, Catégorie de gestion UICN

1. Introduction

1.1 Contexte

L'Association pour le Développement des Aires Protégées (ADAP), en partenariat avec la Haute école du paysage, d'ingénierie et d'architecture de Genève (hepia), a mis en place, au travers de son projet "Gestion communautaire des ressources naturelles dans le district de Mlele" en Tanzanie (www.ADAP.ch), un suivi de la faune de moyens et grands mammifères depuis 2008 (Juget, 2008) dans la *Beekeeping Zone* (BKZ) *de Mlele*[1] (Figure 1). Cet espace représente une portion de 850 km^2 de la *Mlele Forest Reserve*[2] (FR) et elle est gérée par les communautés locales, par le biais d'une organisation de base communautaire, IBA (*Inyonga Beekeepers Association*).

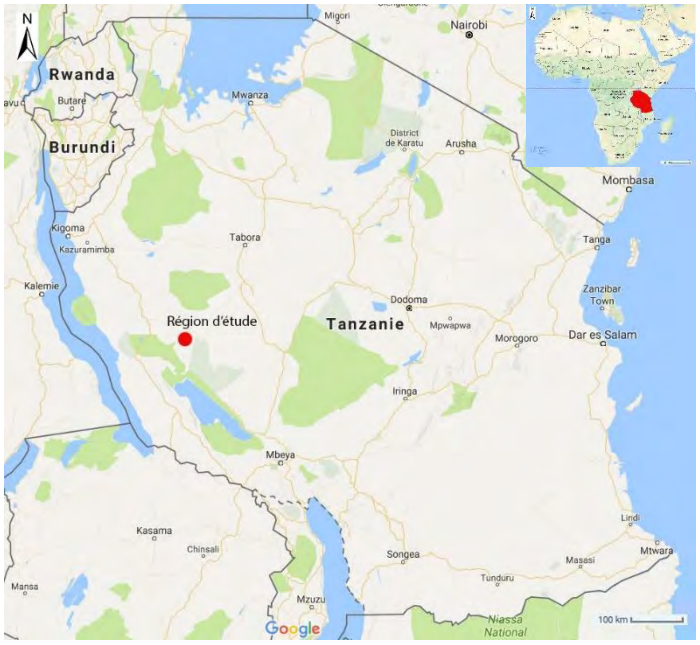


Figure 1: Localisation de la région d'étude en Tanzanie – Afrique
Adapté de http://maps.google.fr

Du point de vue de la gestion de la BKZ, la situation est complexe, compte tenu du double statut de la *Mlele ForestReserve* (FR) et de la *Mlele Game Controlled Area*[3] (GCA), qui placent la réserve sous la double tutelle de deux institutions, le *Tanzania Forest Service* (TFS) et le *Tanzania Wildlife Authority* (TAWA) (un organigramme est présenté en ANNEXE 1). Dès lors, la FR est une réserve gouvernementale et est donc soumise à des mesures plus contraignantes du point de vue normatif. Ainsi, la BKZ est soumise aux lois correspondantes, à savoir le Forest Act (FA) de 2002 et le Wildlife Conservation Act (WCA) de 2009. De plus, vu son statut particulier, la BKZ doit aussi se

[1] Zone dédiée à l'apiculture

[2] Reserve forestière de Mlele

[3] Reserve faunistique de Mlele

référer au Beekeeping Act (BA) de 2002 (Hausser et Mpuya 2004 et Hausser *et al*., 2009).

En ce qui concerne le suivi, différentes méthodes ont été testées (pièges photographiques, transect, observations fortuite) afin de déterminer la meilleure méthode de suivi à long terme. Hausser *et al*. (2016) ont finalement opté pour les pièges photographiques, car ceux-ci sont l'une des méthodes les plus fiables et efficaces pour échantillonner une grande quantité d'espèces, en particulier les mammifères (Rovero *et al*., 2010 ; O'Connell *et al*., 2011 ; Ancrenaz *et al*., 2012 ; Rovero et Zimmermann, 2016).

Différents travaux de recherche (Bachelor et Master) ont démontré la richesse spécifique[4] conséquente de la réserve de Mlele et son importance pour la conservation des moyens et grands mammifères (Mermod, 2012). De fait, des recherches ultérieures ont permis l'identification d'une cinquantaine d'espèces de mammifères, ce qui souligne la valeur potentielle de conservation des aires protégées (AP) à faible statut de conservation (UICN catégories de gestion IV-VI) (Hausser *et al*., 2016). Les travaux susmentionnés ont révélés que les groupes les plus représentés étaient les ongulés et les carnivores (ANNEXE 2), à raison de 18 espèces pour ces derniers. De plus, la réserve héberge la plupart des espèces rares (www.iucnredlist.org) de grands prédateurs que l'on s'attend à retrouver dans les parcs nationaux, comme par exemple le lion, *Panthera leo* (Linnaeus, 1758) (VU[5]), le léopard, *Panthera pardus* (Linnaeus, 1758) (VU) ou encore le lycaon, *Lycaon pictus* (Temminck, 1820) (EN). Les différents suivis mis en place ont donc révélés une importante cohorte de carnivores (ANNEXE 3) (Fischer *et al*., 2013) alors même que la *beekeeping zone* a le statut de protection le plus faible de l'UICN (catégorie de gestion VI) (www.uicn.org).

Dans la mesure où le piège photographique semble être la meilleure méthode pour détecter les espèces du miombo[6], Hausser *et al*. (2016) ont proposé la mise en place d'un suivi régulier par le biais de pièges photographiques par quadrat systématique. Malheureusement, malgré une haute diversité de mammifères dans la réserve, il n'a pas été possible jusqu'ici de produire des estimations en termes d'abondance relative ou de

[4] Fait référence au nombre d'espèces dans un milieu donné

[5] Avec le système de la Liste rouge de l'UICN, chaque espèce ou sous-espèce peut être classée dans l'une des neuf catégories suivantes : Eteinte (EX), Eteinte à l'état sauvage (EW), En danger critique (CR), En danger (EN), Vulnérable (VU), Quasi menacée (NT), Préoccupation mineure (LC), Données insuffisantes (DD), Non évaluée (NE)

[6] Forêt claire à *Brachystegia*, *Terminalia spp* (Banda *et al*., 2008)

densité. C'est donc dans ce contexte que l'étude des populations de carnivores, qui représentent un nombre plus restreint d'espèces, présente un intérêt.

Finalement, un autre enjeu, qu'il faut prendre en compte dans une étude sur les carnivores, est la problématique du conflit Homme/Carnivore. En effet, le risque d'extinction des espèces peut être déterminé par deux facteurs ; les risques biologiques intrinsèques et deuxièmement, l'exposition aux risques anthropogéniques extrinsèques (Cardillo, 2004).

La prise en compte de ces aspects permettra de formuler des recommandations sur une éventuelle modification des méthodes de monitoring ainsi que de proposer aux gestionnaires des mesures spécifiques relatives à la conservation ainsi qu'à la gestion des carnivores dans la réserve.

1.2 Catégories de gestion UICN

La plupart des parcs nationaux (NP) Tanzaniens (catégories de gestion I à III) (Figures 2 et 3) ont été comparés à des îles suivant la théorie de MacArthur et Wilson (1967). En effet, l'insularisation des parcs résulte de la sédentarisation des populations humaines, de l'expansion de l'agriculture et de l'élimination des espèces sauvages sur les terres alentours (Caro et Davenport, 2015).

Figure 3: Principaux parcs nationaux de la Tanzanie
Adapté de https://maps.google.fr

Catégorie	Titre	Objectifs de gestion
Ia	Réserve naturelle intégrale	Science
Ib	Zone de nature sauvage	Protection des régions sauvages
II	Parc national	Protection de l'écosystème et loisirs
III	Monument naturel	Préservation d'éléments naturels spécifiques
IV	Aire de gestion des habitats / des espèces	Conservation avec intervention au niveau de la gestion
V	Paysage terrestre ou marin protégé	Conservation des paysages terrestres ou marins et loisirs
VI	Aire protégée avec gestion des ressources	Utilisation durable des écosystèmes naturels

Figure 2: Catégories de gestion des aires protégées de l'UICN
Source : UNEP-WCMC (2008)

L'insularisation des parcs est un facteur important dans le déclin des grandes espèces de mammifères (Newmark, 1996), tout comme la fragmentation et la perte des milieux alentours, qui limitent le déplacement de la faune. Les grands carnivores en sont fortement impactés car ils ont des domaines vitaux de grande taille, dont dépend leur survie (Crooks, 2002). Ces espèces sont bien souvent les premières à disparaître d'une région lorsque les activités humaines n'utilisent pas de manière durable les ressources naturelles (Hilty *et al*., 2006). La plupart des espèces qui ont besoin d'espace

ne se confinent pas aux aires protégées ; les aires non-protégées font donc partie intégrante de leurs domaines vitaux. En conséquence, la qualité des milieux externes a un effet sur la densité et sur la persistance de ces populations dans les aires protégées (Beza et Estades, 2009), mais peuvent également contenir des communautés d'espèces moins étudiées, comme par exemple, les petits carnivores (Hausser *et al*., 2016 ; Fischer *et al*., 2013).

La création de corridors (Newmark, 1996 ; Jones *et al*., 2009 ; Caro *et al*., 2009 ; TAWIRI, 2010) ainsi que la mise en place de projets de gestion communautaire des ressources naturelles (Hausser *et al*., 2016), peuvent contribuer à réduire la perte d'espèces dans le futur, ce qui est souhaitable dans la mesure où les aires à faible statut de conservation, telles que les *Forest reserves*, recouvrent une grande partie de l'Afrique. Le fait que ces réserves permettent une forme d'exploitation, qui génère des ressources financières pour le pays, justifie leur existence et évite un changement d'affectation du sol (Waltert *et al*., 2009). En effet, il est désormais reconnu que la conservation des espèces sur les terres communautaires et privées fait partie intégrante de la préservation de la grande faune africaine. Le succès pour la gestion de la faune dépend de la reconnaissance au niveau national et de la délégation de la gestion de la faune sur ces territoires aux propriétaires, qu'ils soient communautaires ou privés (Kinnaird et O'Brien, 2012). Msuha *et al*. (2012) ont également démontré que des objectifs de conservation de la biodiversité peuvent être achevés en dehors des parcs nationaux, permettant ainsi aux espèces à grand domaines vitaux de se déplacer librement entre les différents systèmes de gestion (Kinnaird et O'Brien, 2012). Une meilleure gestion des aires non-protégées pourrait donc avoir un impact majeur sur la biodiversité du pays (Kauffman *et al*., 2007).

1.3 Conflits humains/carnivores

L'augmentation de la population humaine aux alentours des aires protégées amène un changement dans l'utilisation du sol pour l'agriculture et empêche la libre circulation des animaux, ce qui augmente les conflits avec la faune sauvage (Kinnaird et O'Brien, 2012).

Les carnivores sont particulièrement sensibles aux activités humaines car, comme discuté précédemment, leurs besoins entrent souvent en conflit avec les besoins des populations locales. Par ailleurs, les cultures locales, la politique gouvernementale et les échanges internationaux influencent le regard que portent les humains sur les prédateurs, ce qui les impacte à leur tour (Woodroffe, 2000). De plus, la prédation sur les animaux de rente ainsi que, parfois, sur les humains, rend la coexistence avec les sociétés humaines conflictuelle (Woodroffe et Ginsberg, 1998). En Afrique de l'est, les carnivores sont perçus négativement parce qu'ils sont considérés comme antagonistes des animaux de rente, qui ont une haute importance pour les pastoralistes (Sukuma, Masaïs, Barabaig, etc.) comme moyen de subsistance et comme source de revenus (Koziarski *et al*., 2016). Finalement, Burton *et al*. (2011) ont démontré que les variations dans la persistance des carnivores n'était pas due à leur écologie, à la taille de leur corps ou à celle de leur domaine vital, ce qui démontre l'importance d'étudier la réponse de ces espèces face aux impacts anthropogéniques.

La disparition des carnivores, étant donné leur influence sur différents processus écologiques, a bien souvent des répercussions sur la santé de l'écosystème tout entier. Afin de mieux gérer les communautés animales, il est donc essentiel de mieux comprendre la vulnérabilité des carnivores. Leur perte, en plus de conséquences écologiques, a des implications socio-culturelles dramatiques – notamment en limitant le potentiel économique de la région par le tourisme – de même que sur la conservation (Burton *et al*., 2011). Le développement de stratégies effectives de conservation dépend donc majoritairement de la résolution des conflits entre populations locales et prédateurs. Le succès de telles stratégies dépendra avant tout de leur habileté à réduire les impacts des carnivores sur les biens et sur les vies humaines jusqu'à un niveau "acceptable" pour ces dernières, sans pour autant réduire les populations de carnivores (Michalski *et al*., 2006).

1.4 Pièges photographiques

Figure 4: Piège photographique Bushnell Trophy Cam HD

Evaluer l'abondance et la distribution des cohortes de carnivores est un objectif vital pour définir des programmes de conservation sur le long-terme (Kauffman *et al.*, 2007). Les pièges photographiques (Figure 4) sont un moyen idéal pour y parvenir car ils fonctionnent de jour comme de nuit, durant plusieurs semaines, permettant ainsi de détecter des espèces rares et cryptique comme les carnivores, dont ils fournissent la preuve de la présence par des images, le tout pour un coût total relativement faible (l'achat de pièges photographiques est coûteux mais de la main d'œuvre et du temps sont économisés lors de la phase de terrain). Ils ont également l'avantage de donner des résultats rapides, nécessitent un effort de recherche modeste, sont facilement mis en place (même par les Village Game Scouts (VGS), qui n'ont qu'un faible niveau d'éducation (Hausser, com. pers., 2017) et sont une méthode non intrusive pour la faune, causant un minimum de dérangement (Rovero *et al*., 2010 ; O'Connell *et al*., 2011 ; Ancrenaz *et al*., 2012 ; Rovero et Zimmermann, 2016).

Les pièges photographiques peuvent être utilisés pour étudier la taille, la composition et la dynamique des communautés animales. Ainsi, les données peuvent être utilisées pour déterminer la taille des populations, leur richesse spécifique, l'occupation d'un territoire ou encore pour calculer un indice d'abondance relatif (RAI). De plus, une étude par pièges photographiques relève également des données sur les covariables[7] du site où la caméra a été posée. Ces covariables devraient être choisies en fonction de leur influence sur l'abondance, la détectabilité des espèces ou sur tout autre paramètre d'intérêt (O'Connell *et al*. 2011).

1.4.1 Estimation de l'abondance

La plupart des suivis environnementaux cherchent à comprendre les effets des interventions de gestion ou des covariables sur une population donnée. Les méthodes de suivi permettent une évaluation de la population concernée ou, au minimum, de

[7] On appelle covariable une variable indépendante qui n'a pas d'intérêt direct en tant que tel mais dont dépend une autre variable indépendante d'intérêt. La prise en compte d'une ou de plusieurs covariables va permettre de contrôler une partie de la variation de la variable d'intérêt (http://cognition.ups-tlse.fr)

générer un indice relié à l'abondance des espèces via la probabilité de détection. Ainsi, la méthode des pièges photographiques est particulièrement adaptée à des études s'intéressant à des animaux qui ont des territoires trop larges pour être échantillonnés totalement ou pour des espèces discrètes et difficiles à observer, telles que les carnivores (O'Connell *et al*. 2011).

La plupart des études par pièges photographiques ont pour objectif d'estimer l'abondance d'une population à un site donné, dans un système temporel et spatial fermé. Ainsi, l'estimation d'une abondance sur une grande surface d'étude implique que l'investigateur accorde une attention particulière aux variations spatiales de l'abondance (O'Connell *et al*. 2011).

La détection est source de variations dans l'estimation de l'abondance parce que toutes les espèces ne vont pas être détectées de manière uniforme durant un effort d'échantillonnage. En effet, les individus varient dans leur détectabilité et leur détection varie dans le temps et l'espace. Afin d'évaluer le rapport entre l'effort de capture et le succès de capture, ce qui permet d'évaluer dans quelle mesure un inventaire est complet, il est possible de construire une courbe d'accumulation (Figure 5). Ainsi, la probabilité de détecter un individu pendant une occasion T nous donne la clé pour convertir cette occasion en une estimation d'abondance (O'Connell *et al*. 2011).

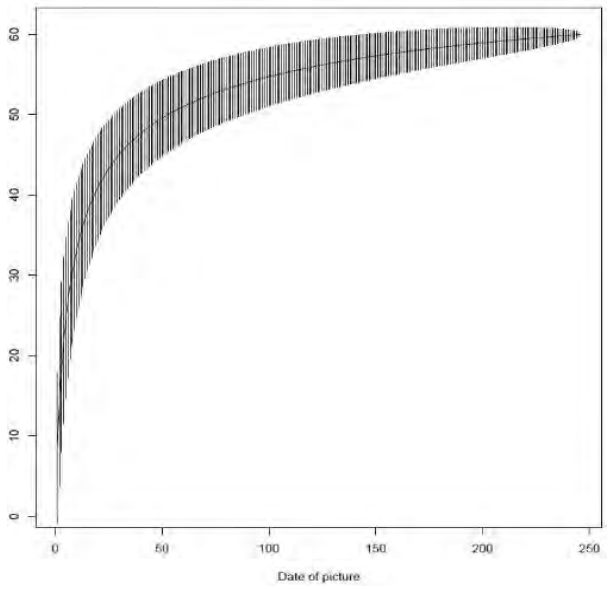


Figure 5: Une courbe d'accumulation permet d'apprécier l'effort de capture nécessaire pour capturer la totalité des espèces
Source : Hausser et Fischer (2017) unpublished data

Pour une estimation de l'abondance, les caméras devraient être placées dans une localisation qui maximise les chances de détectabilité de l'espèce recherchée. Ainsi, le maillage de la zone d'échantillonnage doit être inférieur au plus petit domaine vital de l'une des espèces cibles (Zimmermann, com. pers., 2017). Par exemple, si les caméras sont trop distantes les unes des autres, il risque d'y avoir des espaces suffisamment grands pour contenir le domaine vital d'un individu qui demeurerait non échantillonné, ce qui résulterait dans la non-détection de cet individu et donc, dans une sous-évaluation de l'abondance. Ainsi, plus il y a de caméras dans le domaine vital d'un individu, plus il aura de chances de le détecter. De ce fait, le placement et l'espacement approprié des caméras dépendra de la compréhension de l'utilisation du territoire et des mouvements des espèces étudiées (O'Connell *et al*. 2011).

Si la probabilité de détection, p, peut être estimée, alors l'abondance, *N*, peut être décrite comme suis :

$$N = \frac{C}{p}$$

où C est un décompte d'animaux collectés.

Diverses méthodes ont été développées afin d'estimer l'abondance et la densité d'une population animale étudiée. L'une des plus robustes est celle de la capture – recapture, mais elle requiert l'identification individuelle des individus au sein d'une même espèce (Karanth, 1995 ; Karanth et Nichols, 1998 et Karanth *et al.,* 2004 et 2006) et ne sera donc pas traitée dans ce travail faute de temps.

Deux autres méthodes permettent d'approcher les estimations d'abondance, et sont décrites ci-dessous :

1.4.1.1 ***Les Indices d'Abondance Relatif (RAI)***

Pour les espèces qui ne peuvent être identifiées individuellement sur la base de photographies, des indices sont souvent utilisés pour faire des analogies sur les différences d'abondance au travers du temps, de l'espace et des espèces (Sollmann *et al*., 2013). Ces méthodes sont utiles pour permettre l'évaluation initiale des données issues d'un suivi par pièges photographiques (Rovero et Zimmermann, 2016).

Le problème fondamental de cette méthode est le fait qu'il faut, pour faire des comparaisons valides entre espèces, espace et temps, faire la supposition que la détectabilité des espèces est constante entre les dimensions susmentionnées (Sollmann *et al*., 2013). Les auteurs ont pu démontrer que les RAI ne prennent pas en compte les

variations et les imperfections dans la détection et rejoignent Ancrenaz *et al*. (2012) sur le fait qu'il ne faut pas utiliser les RAI comme mesure de l'abondance, mais plutôt comme outil pour mesurer le succès de capture. Ainsi, les données brutes issues du suivi à long terme nous permettent de produire deux descripteurs de base, à savoir, la *naïve occupancy* et le taux de détection (RAI) par caméras. Ces descripteurs sont utiles pour obtenir une évaluation initiale des données issues d'un suivi par PP (Rovero et Zimmermann, 2016) et permettent d'évaluer le succès de capture des différentes espèces de carnivores présentes dans la zone d'étude.

La *naïve occupancy* est la proportion de caméras qui ont détecté une espèce donnée, en fonction du nombre total de caméras. Elle donne une indication quant à l'étendue de l'occupation d'une espèce dans l'aire de référence (Rovero et Zimmermann, 2016).

Le taux de détection est calculé comme le ratio d'évènements par unité d'effort (Rovero et Zimmermann, 2016).

*1.4.1.1.1 **Régime d'activité***

Lorsqu'un suivi accumule un effort de suivi robuste (>500 CT days) et qu'il y a suffisamment de données (>20) pour certaines espèces, il est alors possible de déterminer les heures d'activité dédites espèces (Rovero et Zimmermann, 2016). Ainsi, si les données le permettent, ce paramètre sera traité lors de l'analyse du jeu de données existant s'étendant de 2013 à 2016.

*1.4.1.2 **L'analyse de l'occupancy***

Une des solutions envisageables pour contourner la difficulté d'estimer l'abondance, est d'utiliser l'*occupancy* comme proxy de l'abondance (MacKenzie et Nichols, 2004). L'*occupancy* se définit alors comme la proportion d'un site occupé par une espèce (MacKenzie *et al*., 2002). Ainsi, l'estimation de l'*occupancy* est particulièrement adaptée pour les espèces qui ne peuvent être identifiées individuellement, ce qui permet de déterminer la distribution et l'utilisation de l'espace d'une espèce tout en prenant en compte la détection imparfaite de celle-ci (Ancrenaz *et al*., 2012). De plus, cette méthode permet l'inclusion de covariables, ce qui en fait un modèle statistique robuste (Rovero *et al*., 2010), présentant de fortes similitudes avec les méthodes de capture – recapture (MacKenzie et Nichols, 2004).

L'*occupancy* est basée sur des suivis répétés de présence/absence sur différents sites et permet l'estimation et la correction de détections imparfaites. En effet, la détection

d'une espèce indique clairement que cette espèce est présente, mais sa non-détection n'implique pas forcement qu'elle est absente.

Dans ce cadre également, différents modèles ont été développés :

1.4.1.2.1 Modèle à une saison avec probabilité de détection homogène

Ce modèle a été développé par MacKenzie *et al*. (2002) et implique de visiter plusieurs fois, de manière aléatoire, les sites de l'aire de référence. Les informations sur la détection – non-détection sont collectées durant chaque visite, qui se font dans un court laps de temps afin de garantir un système clos aux changements (émigration/immigration) (Rovero et Zimmermann, 2016). Ce modèle requiert que 1) les sites et les détections sont indépendante, 2) les espèces ne sont pas confondues et 3) les probabilités d'*occupancy* et de détectabilité sont constantes au travers des sites ou peuvent être modelées en utilisant des covariables (O'Connell *et al*. 2011).

1.4.1.2.2 Modèle à une saison avec probabilité de détection hétérogène

Royle et Nichols (2003) ont incorporé dans le premier modèle l'hétérogénéité dans la détectabilité et utilisent cette dernière pour extraire des informations quant à l'abondance, dans la mesure où elles sont liées. Ceci est rendu possible par le fait que la variation dans l'abondance induit de l'hétérogénéité dans la probabilité de détection entre les sites. De ce fait, l'abondance peut être déduite de la détection.

1.4.1.2.3 Modèle à deux saisons

Finalement, MacKenzie *et al*. (2003) ont développé un modèle qui permet d'inclure deux nouveaux paramètres : la colonisation (γ_t) et l'extinction (ε_t). Le premier est la probabilité qu'un site non-occupé durant la saison t soit occupé durant la saison $t+1$, et la seconde est la probabilité qu'un site occupé durant la saison t ne soit plus occupé durant la saison $t+1$.

Le schéma de base implique une répétition de suivis k durant la saison t sur le même site s que le suivi de la saison t. Ainsi, une matrice peut être construite, ce qui permet de construire un historique de capture. Par exemple, l'historique de capture pour un site i étudié durant trois saisons et surveillé deux fois chaque saison, pourrait être $\boldsymbol{h_i}$ = 01 00 10. Ainsi, durant la première saison l'espèce cible n'a été détectée que durant la deuxième session, alors qu'elle n'a pas été détectée durant la deuxième saison, puis recapturée lors de la première session de la troisième saison (Rovero et Zimmermann, 2016).

1.5 Problématique

Comme mentionné ci-dessus, par manque de temps, l'équipe de hepia n'a pu produire jusqu'ici des estimations en terme d'abondance relative ou de densité. Fischer *et al*. (2013) ont démontré la présence d'une cohorte de carnivores complète, ce qui indique l'existence d'un écosystème bien structuré, où toutes les niches sont occupées. Ainsi, l'étude des populations de carnivores permettrait d'obtenir les données quantitatives afin de les extrapoler à l'ensemble de la communauté des mammifères. En effet, le nombre de carnivores reflète le nombre de proies, ces dernières étant nécessaires à leur survie (Sergio *et al*., 2008). De ce fait, la disparition d'un carnivore entraine souvent une cascade d'impact dans un écosystème (Burton, 2011). Pour cette raison, les carnivores représentent un bon indicateur pour déterminer la santé d'un écosystème (Cardillo, 2004) et contribuent à déterminer si les aires protégées à faible statut de protection (IV à VI) peuvent achever des objectifs de conservation en comparaison avec des aires plus strictement protégées (I à III).

1.6 Questions de recherche

1. **« Les aires protégées à faible statut de protection sont-elles à même de contribuer aux objectifs de conservation pour les espèces de moyens et grands carnivores ?»**

Pour répondre à cette question, les sous-questions ci-dessous devront être investiguées :

- L'étude des structures de communauté des carnivores issues des suivis systématiques conduits jusqu'ici permet-elle de produire des données quantitatives suffisantes pour générer des estimations en terme d'abondance ?
- La stratégie d'échantillonnage systématique utilisée est-elle optimale pour le suivi des carnivores ?
- Ces données quantitatives confirment ou infirment-elles la qualité de cet écosystème, et donc la valeur potentielle de conservation des aires protégées à faible statut de protection ?
- Quelle est la situation du point de vue des conflits Homme/Carnivores dans les villages bordant la beekeeping zone de Mlele ?

2. **« Un échantillonnage ciblé le long des routes permet-il d'avoir suffisamment de données pour détecter des tendances dans l'évolution des populations ? »**

1.7 Hypothèses

Les aires protégées à statut de protection élevé, telles que les parcs nationaux, servent de refuge à la faune sauvage et contribuent à la conservation des espèces. En revanche, les carnivores – qui ont de grands domaines vitaux – n'en reconnaissent pas les frontières et entrent bien souvent en conflit avec les populations humaines qui vivent aux abords des parcs (Koziarski *et al*., 2016). Les aires protégées à faible statut de protection ont un rôle à jouer dans la conservation des carnivores (Woodroffe et Ginsberg, 1998 ; Newmark, 1996) dans la mesure où :

- Les aires protégées à haut statut de protection ne suffisent pas à garantir la conservation sur le long terme des populations de carnivores ;
- La conservation des carnivores doit inclure la gestion des terres alentours. De ce fait, les aires protégées à statut de protection plus faible sont un outil à considérer ;
- Une stratégie d'échantillonnage biaisée en faveur de la capture des carnivores générerait des données permettant de détecter les tendances évolutives au niveau des populations de manière fiable, tout en réduisant les coûts liés au monitoring systématique.

1.8 Objectifs

Le premier objectif de ce travail est d'évaluer les structures des communautés de carnivores dans la *beekeeping zone* de Mlele par l'analyse de leur abondance relative et de l'*occupancy*[8], dans le but de déterminer la valeur de conservation des aires protégées à faible statut de protection. Le second objectif est relatif aux méthodes d'échantillonnage. Il s'agit de comparer le suivi systématique actuel avec un suivi ciblé et de déterminer lequel des deux types de suivi est le plus à même d'identifier les tendances dans l'évolution des populations de carnivores, l'enjeu étant qu'un suivi qui

[8] L'*occupancy* est définie comme la proportion d'un site occupé par une espèce (MacKenzie *et al*., 2002)

se limiterait à une pose le long des routes serait nettement moins coûteux qu'un suivi systématique.

Pour ceci, les étapes suivantes ont été menées :

- Sur la base des données existantes collectées par quadrat systématique entre 2013 et 2016 sur trois réserve différentes[9], ainsi que l'intégration d'un test d'échantillonnage biaisé le long des routes en 2013, produire les Indices d'abondance relatif (RAI) et de *naïve occupancy* concernant spécifiquement la cohorte des carnivores (base de données mise à disposition par hepia/ADAP) ;

- Pour un nombre limité d'espèces (cf. Analyse), estimer leur distribution au travers de leur *occupancy*[10] ;

- Compléter ces données par une campagne de terrain impliquant de conduire en parallèle un quadrat systématique et un échantillonnage non-systématique le long des routes et sur la même unité d'échantillonnage, dans le but de maximiser les captures de carnivores ;

- Comparer les données issues des deux types d'échantillonnages ;

- Pour les données récoltées sur le terrain, produire les RAI et la *naïve occupancy* afin de déterminer la probabilité de détection des espèces de carnivores et, pour un nombre limité d'espèces (voir ci-dessus), estimer leur distribution grâce à l'analyse de leur *occupancy* ;

- Evaluer, par le biais d'entretiens semi-directifs, l'importance des conflits Homme/Carnivores dans la région ;

- Proposer aux gestionnaires des mesures spécifiques relatives à la conservation et au monitoring des carnivores dans la réserve.

[9] Ces trois AP sont différentes dans leur mode de gestion et leur gouvernance (gestion de TAWA pour la GR, gouvernance de type gouvernement central ; gestion par IBA et TFS pour Mlele, gouvernance de type co-gestion ; et gestion par TFS et District pour Rungwa, gouvernance de type gouvernementale)

[10] En effet, l'une des exigences de l'*occupancy* est de disposer d'un nombre élevé d'évènements de capture par session, ce qui limite le nombre d'espèces qui peuvent être investiguées.

2. Matériel et méthode

2.1 Terrain d'étude

La *beekeeping zone* de Mlele se trouve dans la vallée du Rift et fait partie de l'écosystème Katavi-Rukwa. Cet écosystème est composé de grandes plaines inondables (dans le Katavi NP), par le lac Rukwa et un paysage vallonné au sud de la Rukwa GR. De plus, des escarpements granitiques s'érigent pour former des plateaux au nord de Rukwa GR et dans Mlele BKZ (Figure 6). L'altitude varie donc fortement entre les plaines, situées à environ 800 mètres d'altitude, et les plateaux au sommet des escarpements, à environ 1600 mètres (Mermod, 2012).

Figure 6: La région d'étude se trouve dans l'écosystème Katavi-Rukwa, dans la vallée du Rift
La Beekeeping Zone de Mlele est représentée en rouge
Adapté de https://maps.google.fr

Deux saisons rythment cet écosystème, la saison des pluies, de novembre à avril (600-1200 mm), et la saison sèche, de mai à octobre (Banda *et al.*, 2008). Une carte de la topographie et de l'hydrographie se trouve en ANNEXE 4.

La région d'étude est principalement composée de quatre classes principales de végétation, à savoir, les prairies inondables, les broussailles mixtes, la forêt ouverte et le miombo (Mermod, 2012). Le miombo correspond à la forêt tropicale semi-décidue du Zambèze Central (Hausser *et al*., 2009) et est dominée par les genres *Brachystegia*, *Julbernardia* et *Isoberlinia*. Cette forêt claire, d'une quinzaine de mètres de haut maximum (Figure 7), présente de grandes variations régionales. Par exemple, en ce qui concerne l'écosystème de Katavi-Rukwa, celui-ci n'est pas dominé par les espèces typiques au miombo, mais par les genres *Markhamia*, *Grewia*, *Terminalia*, *Syzygium*, *Acacia* et *Combretum* (Banda *et al*., 2008). Une autre végétation caractéristique de la région est formée par les importantes forêts galeries qui bordent les cours d'eau principaux. Sur les plateaux en haut de l'escarpement de Mlele se trouvent également quelques plaines marécageuses, temporairement inondées, qui créent de grands espaces ouverts (Mermod, 2012). Une carte de la végétation se trouve en ANNEXE 5.

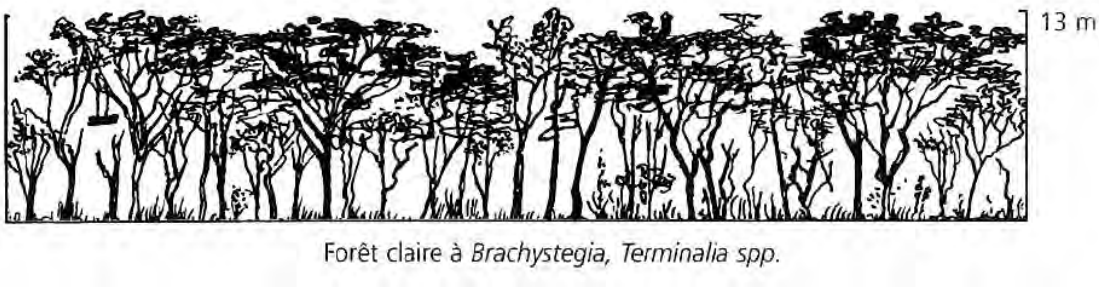


Figure 7: Représentation graphique de la structure du Miombo
Source : Kingdon (2015)

Les principales infrastructures présentent sur le site d'étude (ANNEXE 6) sont des routes importantes mais non goudronnées, à l'image de la route Inyonga-Mpanda qui borde le nord-est de la BKZ, ainsi que quelques routes secondaires, de même qu'une quantité importante de pistes. Le site d'étude est également parsemé de sentiers et de camps d'apiculteurs. Finalement, la BKZ héberge le headquarter (HQ) de Rukwa GR, où vivent les employés de TAWA et leur famille. A noter également la présence d'une piste d'atterrissage. L'ADAP possède un camp pour les touristes (avec toilettes et bungalows) au sud-ouest de la BKZ (Mermod, 2012).

2.2 Pièges photographiques

L'étude de l'abondance relative et de l'*occupancy* des carnivores dans un écosystème de forêt sèche sur la base de données de pièges photographiques implique l'analyse de deux jeux de données :

1) Un jeu de données récoltées entre 2013 et 2016 par quadrats systématiques sur les trois aires protégées. Une première analyse permettra d'évaluer les indices d'abondance relatifs (RAI) de la cohorte de carnivores, ce qui permettra de comparer le succès de captures des différentes espèces entre l'échantillonnage systématiques et l'échantillonnage biaisé le long de routes. Dans un deuxième temps, une analyse plus fine, basée sur l'*occupancy* – qui intègrera également des données issues des réserves adjacentes – permettra d'estimer la distribution de six espèces de carnivores.

2) Le jeu de données récolté lors de la phase de terrain en 2017. Ici, l'analyse se concentrera sur la probabilité de détection des carnivores entre les deux types d'échantillonnages.

2.2.1 Méthode

La campagne de terrain implique l'utilisation de pièges photographiques afin de proposer un suivi des carnivores sur la zone d'étude. Pour ce faire, deux échantillonnages vont être menés en parallèle suivant la méthodologie proposée par Cusack *et al*. (2015).

Comme pour la plupart des méthodes d'échantillonnages, qui ne prennent en compte qu'une fraction d'un écosystème, le choix du design du suivi par pièges photographiques est la clé pour obtenir des données non-biaisées sur la structure des populations. Ainsi, les stratégies de placement peuvent être classées en deux types :

1. Les échantillonnages non-systématiques qui visent des structures du paysage – comme des coulées, des routes, des points d'eau – et qui permettent donc d'augmenter la probabilité de photographier la/les espèce(s) cible(s). Ces méthodes sont typiquement utilisées pour les études de capture – recapture ou d'occupancy, et visent des espèces rares ou élusives ;

2. Les échantillonnages systématiques, qui permettent de choisir au hasard l'emplacement des pièges photographiques par des coordonnées géographiques précises, ignorant de ce fait les caractéristiques du paysage (Cusack *et al*. 2015).

Dans cette étude, nous allons mettre en place ces deux types échantillonnages en parallèle dans la même unité de suivi, afin d'étudier la cohorte de carnivores de la Mlele BKZ en Tanzanie. Nous utiliserons pour ce faire, comme unité de suivi, un quadrat de 10 x 10 km, constitué d'une grille d'échantillonnage avec des mailles de 2 x 2 km, mises au point par Claude Fischer en 2010, pour l'échantillonnage systématique. Ce calibrage n'est pas adapté aux domaines vitaux de toutes les espèces, mais permet de maximiser la capture, compte tenu du nombre de pièges à disposition. La grille permet l'échantillonnage aléatoire du quadrat, en plaçant les pièges à leur intersection. Ce mode aléatoire conduit au fait que chaque intersection a la même chance d'être choisie. Ainsi, l'emplacement des pièges n'est pas influencé par les caractéristiques du milieu (Mermod, 2012). L'emplacement du piège se fera sur l'arbre le plus proche du point d'intersection, dans un rayon de 100 m et présentant des évidences du passage d'animaux (traces et indices) (Figure 8), identifiées grâce au guide de terrain de Stuart et Stuart (2000). Pour l'échantillonnage non-systématique, le piège sera placé sur la route la plus proche (max. 2 km) du piège de l'échantillonnage systématique. Ensemble, la caméra systématique et la caméra sur la route/piste forment, dans une même maille, une unité de suivi. Ainsi, 36 unités sont projetées, pour un total de 72 pièges (ANNEXES 7 et 8). Il faut préciser qu'un piège prévu pour l'échantillonnage le long des routes ne peut être placé en dehors d'une piste alors qu'un piège de l'échantillonnage systématique peut être placé le long d'un chemin s'il est présent dans le rayon de 100 m de l'intersection (Cusack *et al*. 2015).

Figure 8: Ci-dessus, indice du passage d'un porc-épic dans le bush et ci-dessous, trace d'un léopard sur une route en terre battue

Les deux appareils photographiques d'une même unité devront être du même modèle (Bushnell Trophy Cam HD) et utiliser le même type de carte SD. De plus, toutes les caméras devront être placées à une hauteur de 0.3 à 1 m du sol (0.5 m selon Tobler *et al*., 2008) et les pièges situés sur une piste seront positionnés à une distance de 3 à 5 m de celle-ci avec un angle approprié, dans le but de garantir la bonne détectabilité des animaux (Cusack *et al*. 2015).

On procédera à une session de 30 jours lors de la phase de terrain. Une visite à mi-temps sera par ailleurs effectuée afin de changer les éventuelles batteries et cartes SD le nécessitant (Hausser, com. pers., 2017).

2.2.2 Adaptation lors de la phase de terrain

D'importants changements ont dû être apportés au plan d'échantillonnage. En effet, suite à une perte de temps considérable à Dar es Salaam pour l'obtention des permis, et la détention prolongée des caméras aux douanes de l'aéroport, il a été nécessaire de réduire le temps de pose à 21 jours. Les calendriers (projeté et effectif) sont présents respectivement en ANNEXES 8 et 9 pour comparaison.

Le problème majeur qui conditionne le plan d'échantillonnage final et le fait que les 25 pièges photographiques complémentaires et le matériel associé (300 batteries neuves et chargées, des cartes SD et des cadenas) sont resté bloqués aux douanes de la capitale. De plus, sur les 47 pièges à disposition, 9 caméras sont défectueuses (dommages divers) (Figure 9) et les batteries, trop vieilles, ne sont plus fonctionnelles, ou se déchargent rapidement. En effet, la pose a dû être momentanément interrompue après deux jours afin de recharger des batteries qui s'étaient sont déchargées entre temps. Il a été nécessaire d'aller jusqu'à Tabora (2 jours) pour charger les batteries défaillantes (gain de temps puisqu'il y a de l'électricité de manière continue) car la génératrice du Headquarter ne fonctionnait plus à ce moment-là et qu'à Inyonga, l'électricité est disponible seulement grâce à des génératrices ou des panneaux solaires et à certaines périodes de la journée, ce qui ne permettait pas de recharger assez de batteries pour la suite (plus qu'un chargeur à disposition sur trois).

Figure 9: Capteur de piège photo dégradé par les flammes. Ceci peut avoir des conséquences sur la détectabilité des espèces

Au vu des conditions précitées, il a été décidé de se concentrer le long des routes et pistes déjà identifiées, amenant de ce fait à un total de 41 pièges (21 unités). Le nouveau plan d'échantillonnage (avec la position exacte des PP) se trouve en ANNEXE 10. Pour quatre unités, il a été nécessaire d'avoir recours aux pièges photographiques de la marque Reconyx afin de compléter le plan d'échantillonnage. L'utilisation de PP de la marque Reconyx a été décidée car ces pièges sont similaires aux Bushnell quant à leur performance en termes de vitesse de détection et de déclenchement.

2.2.3 Collecte des données

Pour ce travail de Bachelor, la collecte de données s'est concentrée sur le quadrat M1. Dans un premier temps, deux équipes devaient être occupées à la pose des pièges, mais finalement, en raison du nombre limité de pièges à disposition, une seule équipe a été suffisante. L'équipe était donc composée du chef des VGS, de deux VGS (dont un armé pour assurer notre protection), d'un chauffeur, d'un cuisinier et du diplômant. Il fallait compter trois jours pour la pose et trois jours pour la dépose.

Les déplacements s'effectuaient en voiture jusqu'au site de pose le long des routes et pistes, puis à pied pour les points systématique. L'accès aux coordonnées exactes des sites se faisait au moyen de GPS Garmin GPSMAP64s.

Les pièges ont été placés selon la méthode exposée ci-dessus et ont été posés en suivant la marche à suivre détaillée pour la pose et dépose des pièges photographiques (Figure 10) qui se trouve en ANNEXE 11. De plus, pour chaque site, un protocole était rempli (ANNEXE 12). La liste détaillée du matériel utilisé pour cette étude est donnée dans l'ANNEXE 13.

L'ordre de pose des pièges s'est fait en fonction de l'accès le plus simple, mais a aussi été conditionné par le chargement des batteries.

Figure 10: Pose d'un piège de l'échantillonnage systématique

Comme précédemment mentionné, la qualité du matériel, tout comme des chargeurs ou des batteries performantes, joue un rôle prédominant pour le bon fonctionnement d'une étude. Malheureusement, de telles conditions n'ont pas pu être respectées lors de la pose (batteries chargées trois mois en avance, et donc déchargées lors de la pose, ainsi que deux des trois chargeurs non-fonctionnels). C'est pourquoi, à mi-session, les batteries des pièges photographiques ont dû être contrôlées. La recharge des batteries était un point clé de la collecte de données. Il a donc fallu gérer minutieusement la recharge pour que chaque piège ait des batteries chargées pour la suite de l'étude.

2.2.4 Analyse

Une première analyse a été effectuée sur un jeu de données de pièges photographiques existant – s'étendant entre 2013 et 2016 – et mis à disposition par l'ADAP en association avec hepia, et concerne spécifiquement l'ordre Carnivora. Une première analyse a permis d'évaluer les indices d'abondance relatif (RAI) et la *naïve occupancy* de la cohorte de carnivore, ce qui a permis de mesurer le succès de capture des différentes espèces et d'appréhender les premières différences entre la détectabilité des carnivores le long des routes en comparaison avec un échantillonnage systématique. Dans un deuxième temps, une analyse plus fine, basée sur l'*occupancy* – avec le modèle à une saison – a permis d'estimer la distribution de six espèces de carnivores choisies sur la base de données suffisantes, à savoir, la hyène tachetée, *Crocuta crocuta* (Erxleben, 1777), le léopard, la civette, *Civettictis civetta* (Schreber, 1776), la genette du miombo, *Genetta angolensis* (Bocage, 1882), la genette pardine, *Genetta maculata* (Gray, 1830) et la mangouste à queue touffue, *Bdeogale crassicauda* (Peters, 1852). Cette analyse, réalisée par Gabriel Valdez a permis d'évaluer la distribution et l'abondance relative de ces six espèces et de mesurer l'influence d'une série de co-variables sur ces paramètres (altitude, pente distance à la pente, distance aux rivières, distances aux villages, distance au PN de Katavi, distance aux routes et structures de l'habitat). Ces analyses ont ensuite été réalisées en conjonction avec l'analyse des interviews, afin d'appréhender les liens entre les conflits, les facteurs qui les favorisent et les variables biologiques sur la distribution et l'abondance relative des carnivores dans la BKZ.

La deuxième analyse s'est concentrée sur la probabilité de détection entre les deux types d'échantillonnages décrits dans la méthode. Là aussi, les RAI et la *naïve occupancy* ont été traités dans un premier temps, suivi d'une analyse d'*occupancy*. Ainsi, les carnivores ont été identifiés à l'espèce grâce au guide des mammifères d'Afrique (Kingdon, 2015), et les évènements d'une même espèce ont été jugés temporellement indépendants s'ils étaient séparés d'au moins trente minutes (Ancrenaz *et al*., 2012).

2.3 Questionnaires

2.3.1 Méthode

Entre la pose et la dépose des PP, des interviews semi-dirigées (ANNEXE 14) – adaptées de Dickman (2008) – ont été passées dans cinq villages qui bordent la BKZ (Uzega, Mgombe, Kanoge, Wachawaseme et Mapili). Dans chacun de ces villages, quatre acteurs ont été interrogés, à savoir, un agriculteur, un apiculteur, un éleveur et un *Village Executive Officer*[11] (VEO). Ces données doivent permettre d'évaluer l'importance des conflits humains/carnivores dans la région.

Les interviews semi-dirigées permettent d'obtenir des réponses plus élaborées et complètes que les interviews structurées, et sont suffisamment flexibles pour permettre à l'interviewé d'expliquer son point de vue, ce qui est important afin de mieux comprendre la nature d'une certaine situation. En revanche, ils peuvent être biaisés aussi bien par celui qui pose les questions que par le répondant. De plus, les interviews traitant spécifiquement des conflits avec la faune sauvage, et en particulier les pertes subies par une attaque de prédateurs sont sujettes à des biais particuliers. En effet, ces biais peuvent être une exagération des pertes subies, un manque de précision, la tendance générale du répondant à attribuer ces pertes à une espèce plus charismatique en comparaison d'espèces moins visibles, et la tendance d'attribuer des pertes à la prédation, alors qu'elles ont été causées par d'autres phénomènes, comme les maladies ou le vol. En revanche, malgré ces biais, ce type d'interview permet d'approcher efficacement les attitudes et perceptions des populations locale face aux carnivores (Dickman, 2008).

2.3.2 Collecte des données

La collecte de données a suivi celle de Dickman (2008), avec des questions simples et moins polémiques au début de l'interview vers des questions plus complexes et sensibles sur la fin.

Les questions ont été posées dans l'ordre en swahili, et les réponses ont été traduites directement en anglais, puis transcrites en français. Cependant, certains points ont été approfondis par la suite en fonction de l'intérêt, des connaissances et de la motivation de la personne interrogée.

[11] Représentant officiel du village

2.3.3 Analyse

Un des aspect clé de cette étude était d'évaluer la connaissance de la population par rapport aux carnivores présents dans la région et leurs identification, la classification des espèces problématiques, le regard porté sur les prédateurs, la proportion de perte de bétail due aux grands carnivores, le détail des attaques de carnivores aussi bien sur le bétail que sur les humains, la description des stratégie de gestion et leur efficacité, de potentiel observations de carnivores et le nombre de carnivores tués (Dickman, 2008).

Il a également été demandé aux interviewés de lister toutes les espèces sauvages de mammifères (free-list) présentes aux alentours du village et auxquelles ils pouvaient penser. En se basant sur Dickman (2008), ces listes ont été utilisées pour définir, grâce à une classification multidimensionnelle (MDS) basée sur la distance relative entre les noms d'espèces de la liste, si oui ou non l'interviewé voyait les carnivores comme un groupe distinct.

3. Résultats

3.1 Jeux de données existant (2013-2016)

Les données issues des jeux de données existants ont permis d'obtenir des estimations en termes d'*occupancy* pour les six espèces de carnivores étudiées plus en détail et ont également permis une première comparaison entre des données systématiques et des données issues de l'échantillonnage biaisé le long des routes et pistes.

3.1.1 RAI et *Naïve occupancy*

La courbe d'accumulation présentée ci-dessous (tout mammifères confondu) (Figure 11) permet d'apprécier l'effort de capture effectué. La forme de cette asymptote nous renseigne sur le fait que le suivi, s'étendant du 14 juin 2013 au 26 décembre 2016, a permis de capturer la majorité de la cohorte de carnivores (18 espèces).

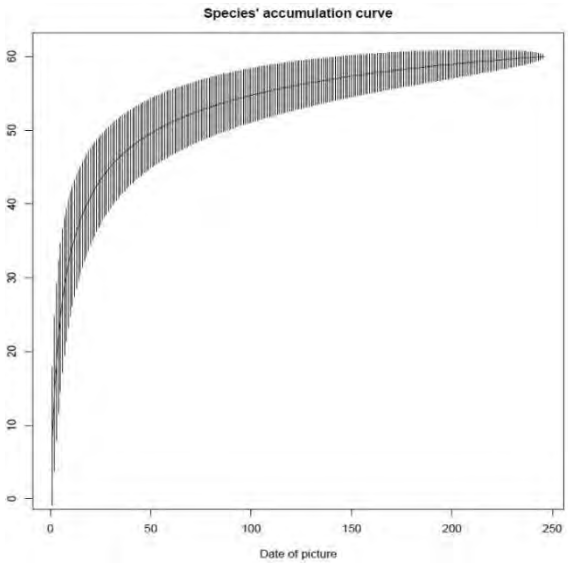


Figure 11: Courbe d'accumulation randomisée (ligne pleine) et intervalle de confiance (hachures)
Source : Hausser et Fischer (2017) unpublished data

Le Tableau 1 présente les résultats en termes de diversité spécifique des espèces de carnivores détectées sur la période s'étendant de 2013 à 2016 et permettent d'identifier une variation inter-espèces en termes de taux de détection (RAI) et de *naïve occupancy*. La Figure 12 illustre ceci sous forme graphique et permet d'apprécier le succès de capture de chaque espèce.

Tableau 1: RAI et naïve occupancy des 18 espèces de carnivores capturés dans les trois réserves échantillonnées entre 2013 et 2016

Nom vernaculaire	**Nom scientifique**	**Images indépendantes**	**RAI**	***Naïve occupancy***
Mangouste des marais	*Atilax paludinosus*	2	0.001030559	0.0079
Mangouste à queue touffue	*Bdeogale crassicauda*	58	0.013706437	0.1905
Chacal à flancs rayés	*Canis adustus*	0	0.000309168	0
Civette d'Afrique	*Civettictis civetta*	21	0.004843628	0.1032
Hyène tachetée	*Crocuta crocuta*	25	0.007935306	0.0873
Chat sauvage	*Felis silvestris*	0	0.000103056	0
Genette d'Angola	*Genetta angolensis*	38	0.014427828	0.1667
Genette pardine	*Genetta maculata*	8	0.003813069	0.0556
Mangouste naine du Sud	*Helogale parvula*	1	0.000412224	0.0079
Mangouste rouge	*Herpestes sanguineus*	0	0.000103056	0
Mangouste à queue blanche	*Ichneumia albicauda*	1	0.001648895	0.0079
Serval	*Leptailurus serval*	1	0.001030559	0.0079
Lycaon	*Lycaon pictus*	1	0.000206112	0.0079
Ratel	*Mellivora capensis*	8	0.002370286	0.0397
Mangue rayée	*Mungos mungo*	14	0.002370286	0.0794
Lion	*Panthera leo*	3	0.00051528	0.0159
Léopard	*Panthera pardus*	16	0.003606957	0.1111
Mangouste de Meller	*Rhynchogale melleri*	10	0.001030559	0.0159

Source : Hausser et Fischer (2017) unpublished data

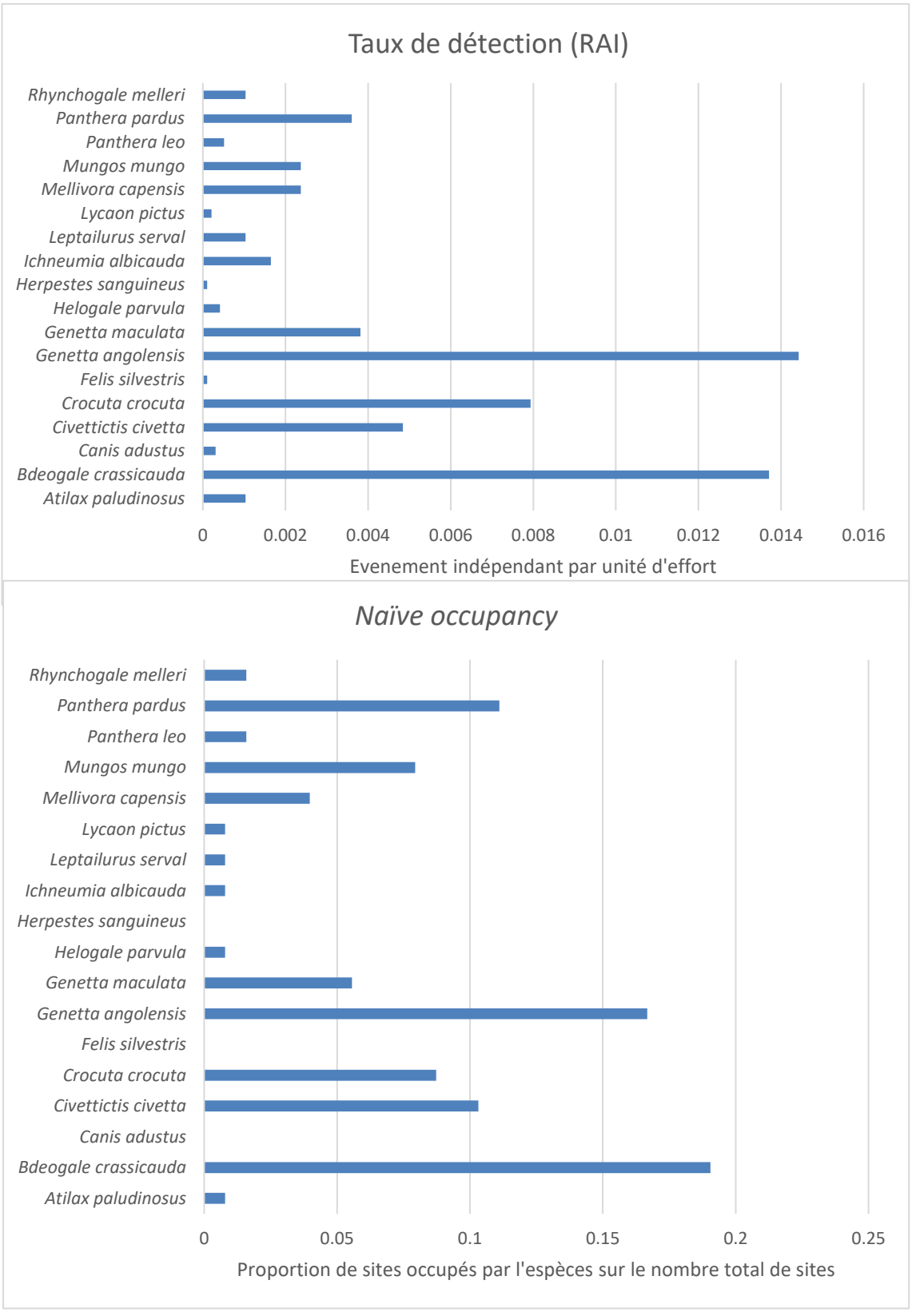


Figure 12: Graphiques représentant le taux de détection et la proportion des sites occupés par chaque espèce dans les 3 réserves échantillonnées entre 2013 et 2016

Le Tableau 2 présente les résultats du taux de détection (RAI) de certaines espèces de carnivores détectées lors d'un échantillonnage biaisé le long des routes en 2013. A noter que ces résultats sont également représentés graphiquement dans la Figure 13.

Tableau 2: Taux de détection (RAI) de certains carnivores détectés par un échantillonnage biaisé le long des routes en 2013

Nom vernaculaire	Nom scientifique	Images indépendantes	RAI
Mangouste des marais	*Atilax paludinosus*	1	0.002194908
Civette d'Afrique	*Civettictis civetta*	3	0.004389816
Hyène tachetée	*Crocuta crocuta*	45	0.021949078
Genette d'Angola	*Genetta angolensis*	2	0.004389816
Serval	*Leptailurus serval*	4	0.004389816
Ratel	*Mellivora capensis*	6	0.006584723
Mangue rayée	*Mungos mungo*	4	0.006584723
Lion	*Panthera leo*	1	0.002194908
Léopard	*Panthera pardus*	26	0.010974539

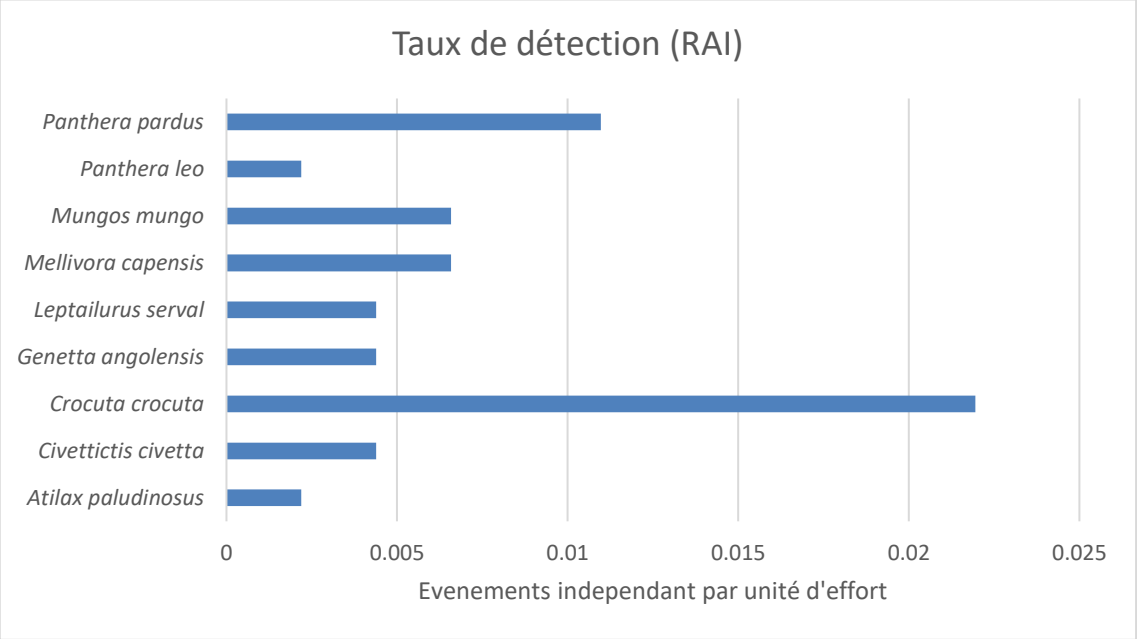


Figure 13: Graphique représentant le succès de capture de certains carnivores détectés lors de l'échantillonnage biaisé le long des routes en 2013

3.1.1.1 ***Régime d'****activité*

Cette étude a permis d'évaluer la répartition temporelle des six espèces étudiées en comparant pour chacune la probabilité de détection (Tableau 1) au cours des journées (24h). Il devient alors possible de comparer leur régime d'activité afin de voir si elles sont en compétition pour les ressources, et ont donc dû ajuster leurs périodes d'activités (Figure 14). Ces analyses permettent également de comparer le régime d'activité des carnivores avec celui de leurs proies.

Figure 14: Graphiques en radar présentant le régime d'activité des six carnivores étudiés basés sur le nombre d'évènements par heure
Source : Hausser et Fischer (2017) unpublished data

3.1.2 Occupancy

Au total, 3839 photos indépendantes ont été obtenues, et 59 espèces (toutes espèces confondues) ont été identifiées. Pour les 6 espèces d'intérêt, 473 images ont été collectées. Un résumé du nombre d'images pris par espèce ainsi que du nombre de stations se trouve dans le Tableau 3.

Tableau 3: Occupancy des six espèces cibles par réserve

Réserve	*Bdeogale Crassicauda*	*Genetta Angolensis*	*Genetta maculata*	*Civettictis Civetta*	*Crocuta Crocuta*	*Panther Pardus*
Mlele	0.371 (0.06)	0.316 (0.06)	0.261 (0.105)	0.266 (0.075)	0.116 (0.038)	0.419 (0.203)
Rukwa	0.329 (0.06)	0.356 (0.07)	0.148 (0.076)	0.213 (0.067)	0.183 (0.052)	0.226 (0.126)
Rungwa	0.09 (0.04)***m,rk	0.471 (0.787)	0.461 (0.17)	0.134 (0.056)	0.295 (0.067)**m	0.279 (0.148)

*Un calcul a été effectué afin de mettre à jour de potentielles différences dans l'occupancy entre les trois réserves étudiées. * Indique que la réserve est significativement différente d'une autre (m=mlele, rk=rukwa ou rg=rungwa) de 5%. ** Indique une différence significative de 1% et *** indique une différence significative de 0.01%.*
Adapté de Hausser et Fischer (2017) unpublished data

Certaines espèces occupent un territoire plus important que d'autres (cartes en ANNEXE 15). La Figure 15 montre l'*occupancy* des six espèces de carnivores étudiées, classées par ordre décroissant. La genette d'Angola, la genette pardine et le léopard sont les espèces dont l'*occupancy* est la plus élevée, bien que la première ait été détectée bien plus de fois (N=144) que les deux autres (N=37 et N=35 respectivement).

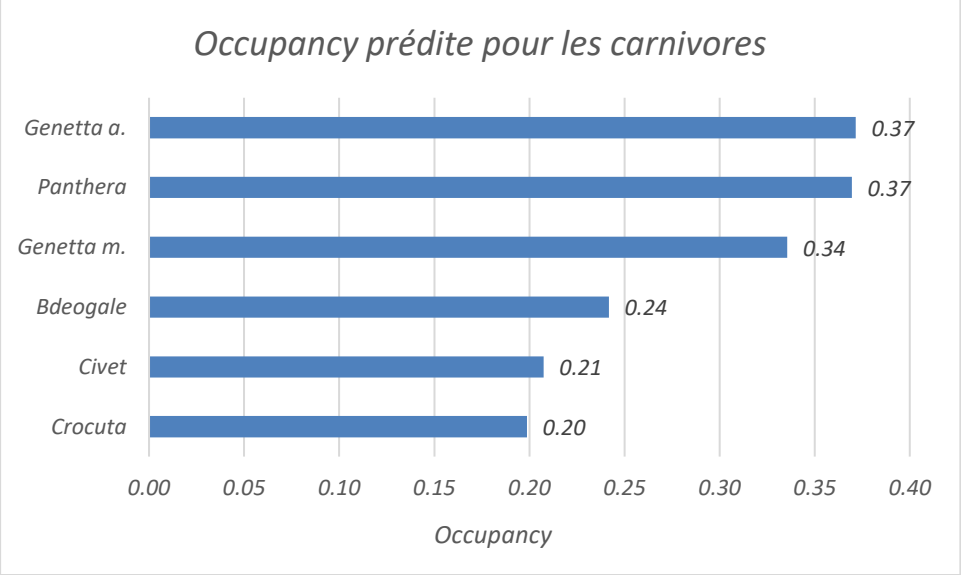


Figure 15: Occupancy prédite par espèces dans la région d'étude
Adapté de Hausser et Fischer (2017) unpublished data

3.2 Session 2017

Le piégeage photographique de la cohorte de carnivores a été effectué durant 28 jours, du 6 juillet 2017 au 2 août 2017, dans le quadrat M1 de la BKZ de Mlele. 21 unités d'échantillonnages ont été surveillées à l'aide de paires de PP (échantillonnages systématiques et échantillonnages le long des routes). Les PP ont fonctionnés pendant 599 jours sur les 933 jours potentiels (64.2%). L'échantillonnage systématique a été effectif à 76.1%, alors que l'échantillonnage le long des routes n'a été effectif qu'à 54.2%. Dans le périmètre d'étude, 375 évènements indépendants de carnivores – 86 pour l'échantillonnage systématique et 289 pour l'échantillonnage le long des routes – ont été détectés durant la session (KORA Bericht Nr. 77 et 78). Ainsi, 80% des caméras de l'échantillonnage le long des routes ont détectés des carnivores, contre 78.94% de caméras pour l'échantillonnage systématique. Au total 12 espèces de carnivore ont été détecter lors de la session 2017 (Tableau 4). Le détail des paramètres de piégeage se trouve en ANNEXE 16.

Tableau 4: dénombrement des espèces de carnivore détecté par l'échantillonnage systématique et le long des routes lors de la session 2017sur la base de la liste prédictive présentée en ANNEXE 3

N°	Nom français	Nom latin	Systématique	Routes
1	Chacal à flancs rayés	*Canis adustus*		
2	Chacal à chabraque	*Canis mesolemas*		
3	Lycaon	*Lycaon pictus*		
4	Caracal	*Felis caracal*		
5	Serval	*Leptailurus serval*	X	X
6	Chat sauvage	*Felis sylvestris*		
7	Léopard	*Panthera pardus*	X	X
8	Lion	*Panthera leo*		
9	Mangouste des marais	*Atilax paludinosis*		
10	Mangouste à queue touffue	*Bdeogale crassicaudata*	X	X
11	Mangue rayée	*Mungos mungo*	X	
12	Mangouste naine du Sud	*Helogale parvula*	X	
13	Mangouste ichneumon	*Herpestes ichneumon*		
14	Mangouste rouge	*Herpestes sanguinea*		
15	Mangouste à queue blanche	*Ichneumia albicauda*		X
16	Mangouste de Meller	*Rynchogale melleri*	X	X
17	Hyène tachetée	*Crocuta crocuta*	X	X
18	Protèle	*Proteles cristatus*		
19	Ratel	*Mellivora capensis*	X	X
20	Zorille commune	*Ictonyx striatus*		
21	Nandinie	*Nandinia binotata*		
22	Civette d'Afrique	*Civettictis civetta*	X	X
23	Genette d'Angola	*Genetta angolensis*	X	X
24	Genette d'Europe	*Genetta genetta*		
25	Genette pardine	*Genetta maculata*	X	X
26	Genette servaline	*Genetta servalina*		
	Total		11	10

3.2.1 Echantillonnage systématique

La courbe d'accumulation présentée ci-dessous (Figure 16) permet d'évaluer le rapport entre l'effort de capture et le succès de capture, ce qui permet d'évaluer dans quelle mesure l'échantillonnage systématique est complet.

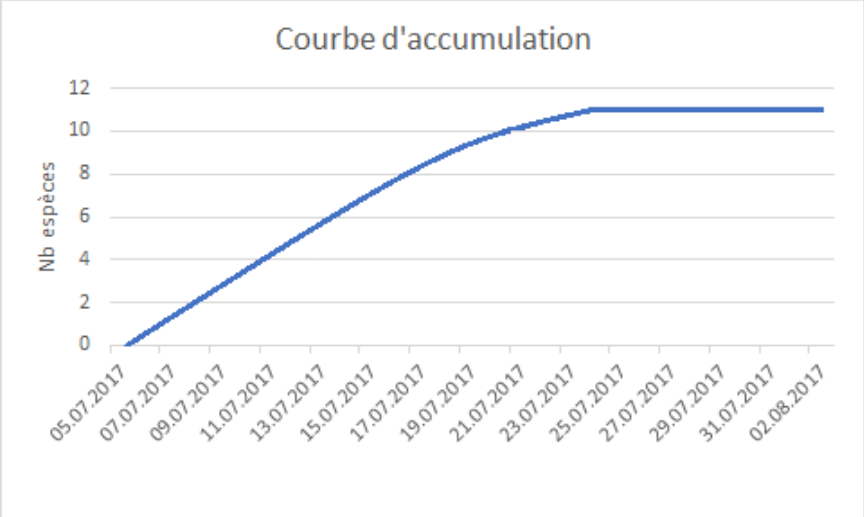


Figure 16: La courbe d'accumulation de l'échantillonnage systématique permet d'évaluer dans quelle mesure cet échantillonnage a été complet

3.2.1.1 RAI et naïve Occupancy

Le Tableau 5 présente les résultats de diversité spécifique des espèces de carnivores détectées lors de l'échantillonnage systématique et permettent ainsi d'identifier la variabilité inter-espèces en termes de taux de détection (RAI) et de *naïve occupancy*. La Figure 17 illustre ceci sous forme de graphique et permet d'apprécier le succès de capture pour chacune des espèces.

Tableau 5: Taux de détection (RAI) et naïve occupancy des carnivores détectés lors de l'échantillonnage systématique

Nom vernaculaire	**Nom scientifique**	**Images indépendante**	**RAI**	***Naïve occupancy***
Mangouste à queue touffue	*Bdeogale crassicauda*	26	0.0734	0.5
Civette d'Afrique	*Civettictis civetta*	8	0.0226	0.25
Hyène tachetée	*Crocuta crocuta*	2	0.0056	0.125
Genette d'Angola	*Genetta angolensis*	25	0.0706	0.6875
Genette pardine	*Genetta maculata*	4	0.0113	0.1875
Mangouste naine du Sud	*Helogale parvula*	1	0.0028	0.0625
Serval	*Leptailurus serval*	1	0.0028	0.0625
Ratel	*Mellivora capensis*	2	0.0056	0.125
Mangue rayée	*Mungos mungo*	1	0.0028	0.0625
Léopard	*Panthera pardus*	3	0.0085	0.1875
Mangouste à queue blanche	*Rhynchogale melleri*	2	0.0056	0.125

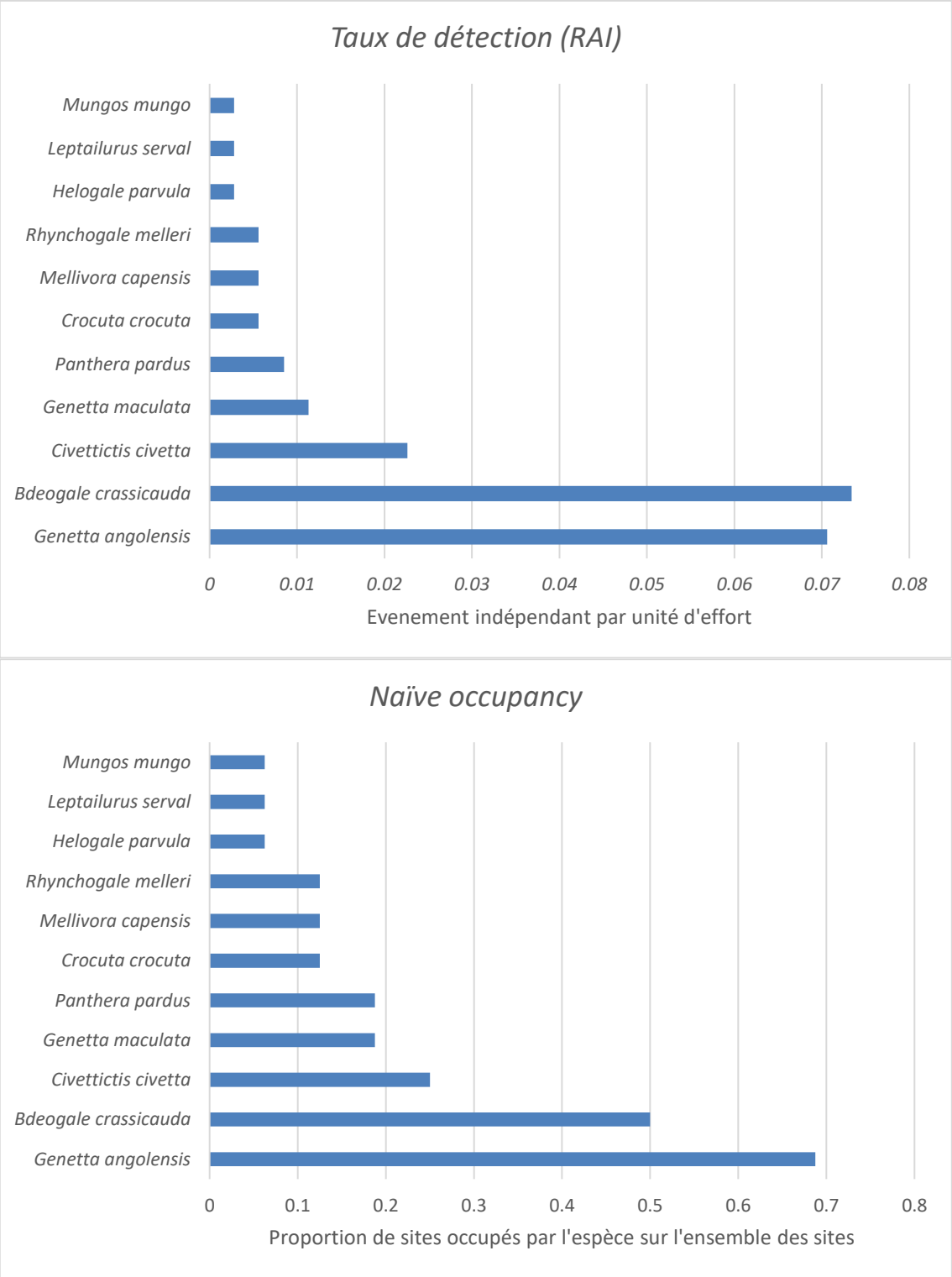


Figure 17: Succès de capture des carnivores détectés lors de l'échantillonnage systématique

Les descripteurs de base permettent encore de déterminer la composition de la structure de la communauté de carnivore détecté par l'échantillonnage systématique (Figure 18).

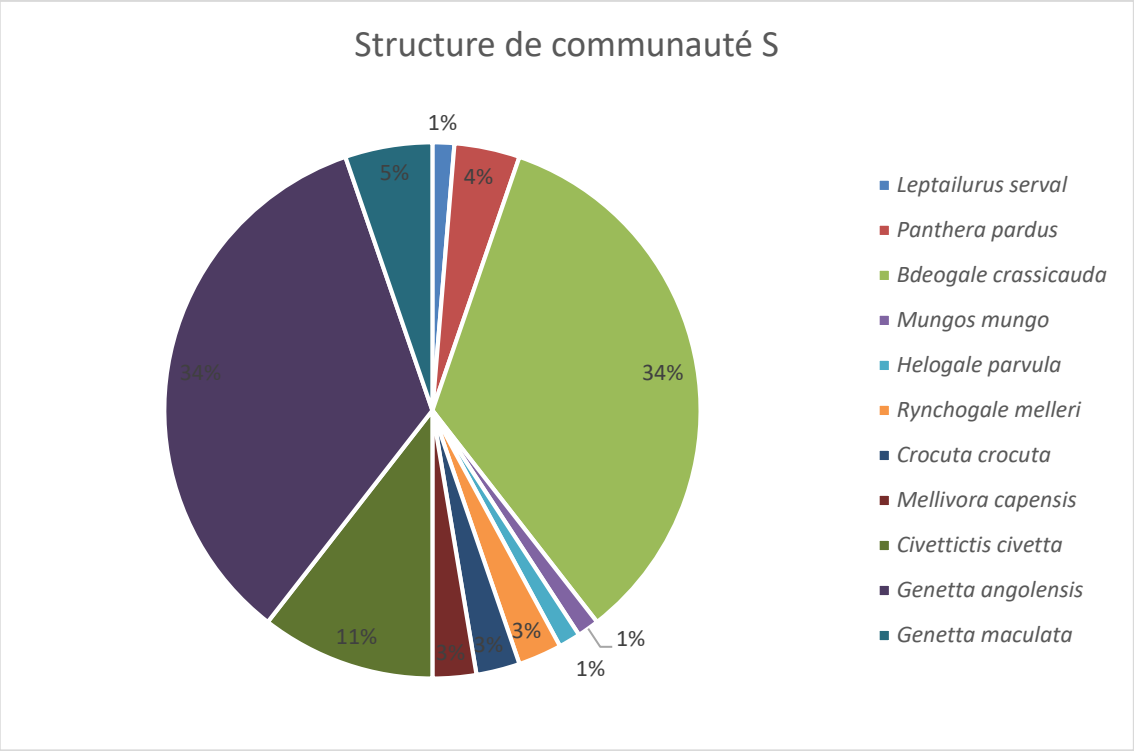


Figure 18: Représentation graphique de la structure de la communauté de carnivores détectée par l'échantillonnage systématique

3.2.1.2 Occupancy

Les analyses ont été faites en considérant chaque jour comme une occasion de capture. Malheureusement, il n'a pas été possible de produire des estimations en termes d'*occupancy* (Figure 19) pour le léopard et la hyène tachetée, en raison du nombre limité de données (voir Tableau 6).

Tableau 6: Single season occupancy et probabilité de détection des six espèces cibles détecté lors de l'échantillonnage systématique et leur écart standard (SE) associé.

Espèces	***Occupancy***	**SE**	**P. détection**	**SE**
Bdeogale crassicauda	0.47	0.13	0.125	0.029
Civettictis civetta	0.33	0.16	0.064	0.032
Crocuta crocuta	-	-	0.006	0.004
Genetta angolensis	0.87	0.17	0.073	0.019
Genetta maculata	0.37	0.31	0.032	0.03
Panthera pardus	-	-	0.009	0.005

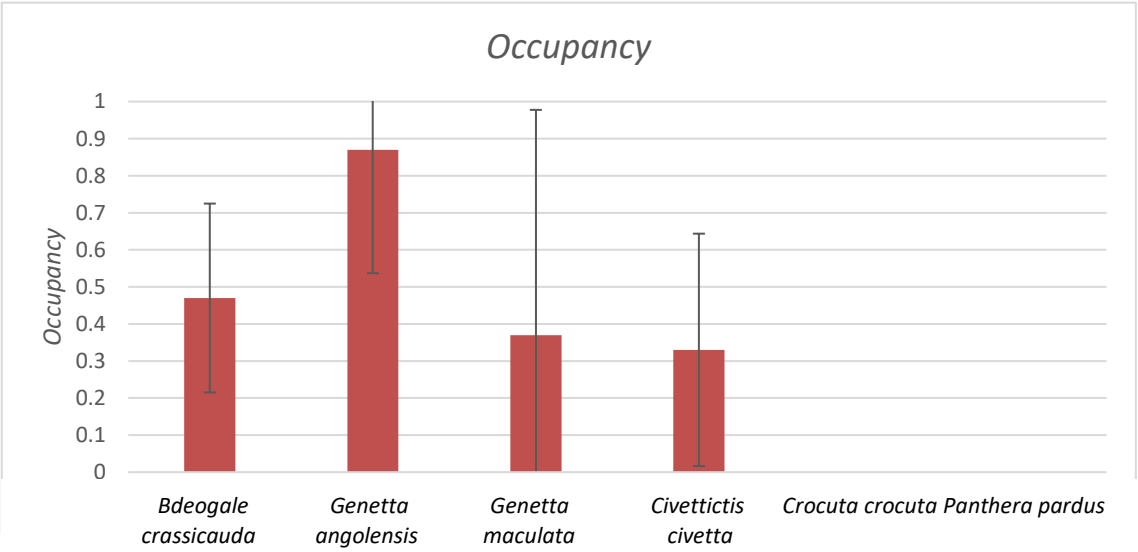


Figure 19: Résultats des analyses d'occupancy pour les six espèces d'intérêt lors de l'échantillonnage systématique

3.2.2 Echantillonnage le long des routes

La courbe d'accumulation présentée ci-dessous (Figure 20) permet d'évaluer le rapport entre l'effort de capture et le succès de capture, ce qui permet d'évaluer dans quelle mesure l'échantillonnage biaisé le long des routes est complet.

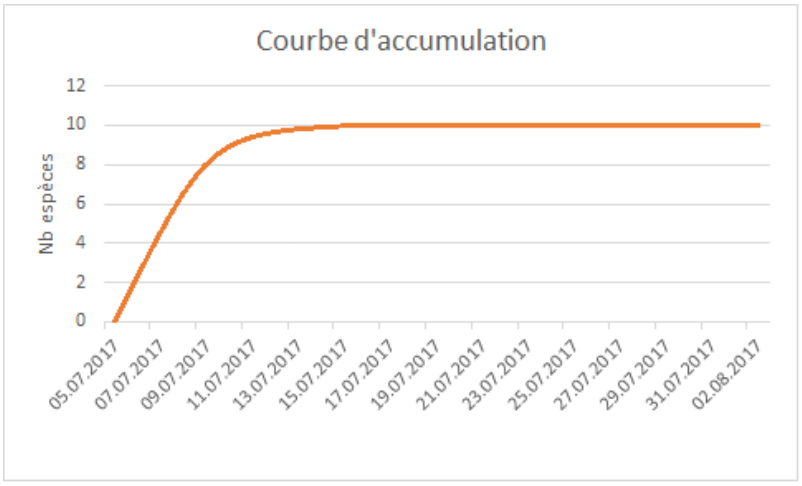


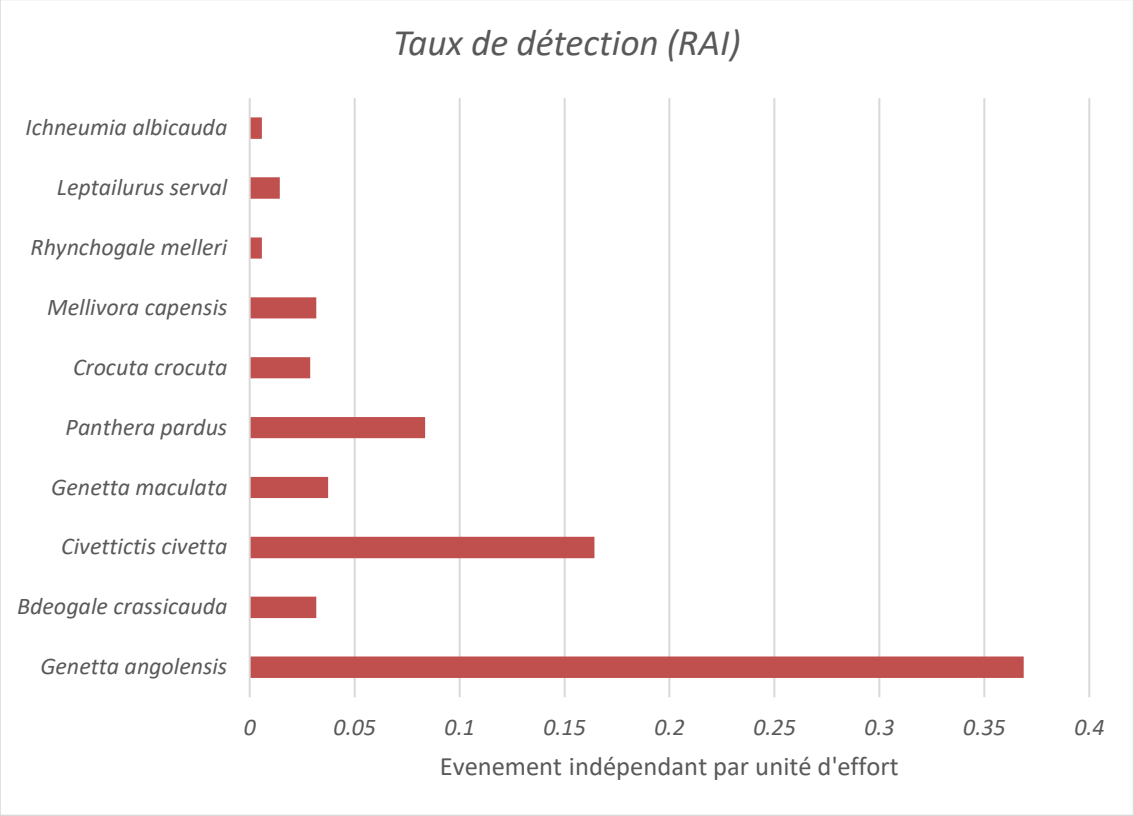
Figure 20: La courbe d'accumulation de l'échantillonnage le long des routes permet d'évaluer dans quelle mesure cet échantillonnage a été complet

3.2.2.1 RAI et naïve occupancy

Le Tableau 7 et la Figure 21 présentent les RAI et la *naïve occupancy* des carnivores détectées lors de l'échantillonnage se concentrant le long des routes et pistes. Ainsi, le succès de capture de chaque espèce peut être apprécié.

Tableau 7: RAI et naïve occupancy des carnivores détectés lors de l'échantillonnage bordant les routes

Nom vernaculaire	**Nom scientifique**	**Images indépendante**	**RAI**	***Naïve occupancy***
Mangouste à queue touffue	*Bdeogale crassicauda*	11	0.0317	0.3125
Civette d'Afrique	*Civettictis civetta*	57	0.1642	0.875
Hyène tachetée	*Crocuta crocuta*	10	0.0288	0.3125
Genette d'Angola	*Genetta angolensis*	128	0.3687	0.8125
Genette pardine	*Genetta maculata*	13	0.0374	0.375
Mangouste à queue blanche	*Ichneumia albicauda*	2	0.0058	0.125
Serval	*Leptailurus serval*	5	0.0144	0.25
Ratel	*Mellivora capensis*	11	0.0317	0.25
Léopard	*Panthera pardus*	29	0.0835	0.5625
Mangouste de Meller	*Rhynchogale melleri*	2	0.0058	0.125



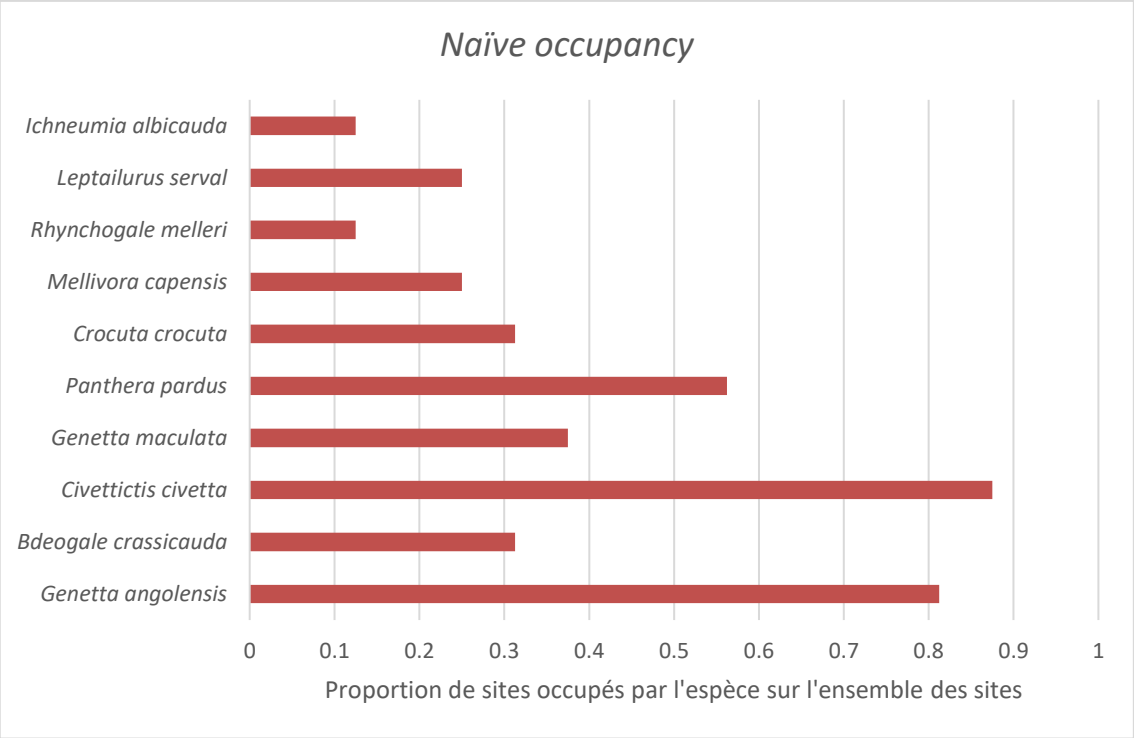


Figure 21: Succès de capture des carnivores détectés lors de l'échantillonnage bordant les routes

Comme pour l'échantillonnage systématique, il a été possible de déterminer la composition de la structure de la communauté de carnivore détecté par l'échantillonnage le long des routes et pistes (Figure 22).

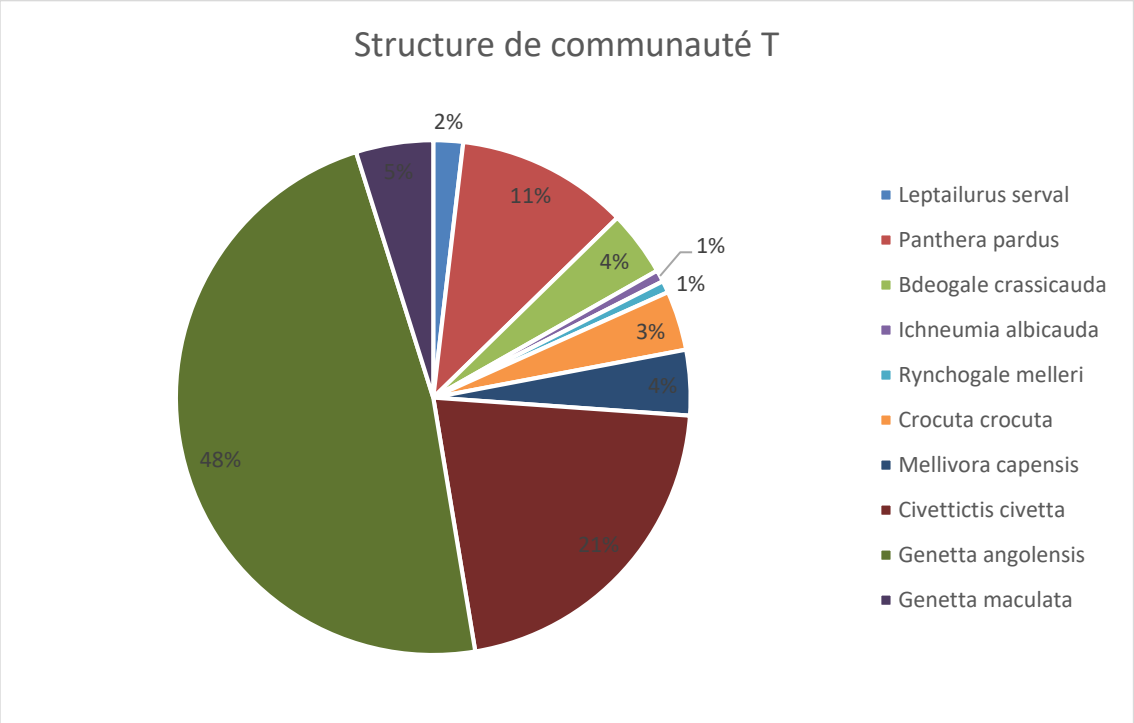


Figure 22 : Représentation graphique de la structure de la communauté de carnivores détectée par l'échantillonnage systématique

3.2.2.2 Occupancy

Les données concernant l'échantillonnage le long des routes ont été suffisantes pour produire une analyse d'occupancy pour les six espèces de carnivores étudiées plus en détails. Les résultats se trouvent dans le Tableau 8, qui reprend l'*occupancy* (Figure 23) et la probabilité de détection de ces espèces, avec leur écart standard (SE).

Tableau 8: Single season occupancy et probabilité de détection des six carnivores détecter lors de l'échantillonnage biaisé le long des routes et l'écart standard associé

Espèces	***Occupancy***	**SE**	**P. détection**	**SE**
Bdeogale crassicauda	0.38	0.15	0.081	0.031
Civettictis civetta	0.91	0.09	0.145	0.022
Crocuta crocuta	0.99	0.27	0.018	0.009
Genetta angolensis	0.81	0.10	0.336	0.028
Genetta maculata	0.45	0.16	0.081	0.029
Panthera pardus	0.60	0.13	0.129	0.026

A noter toutefois les résultats d'*occupancy* de la hyène, qui sont imprécis (SE de 0.27).

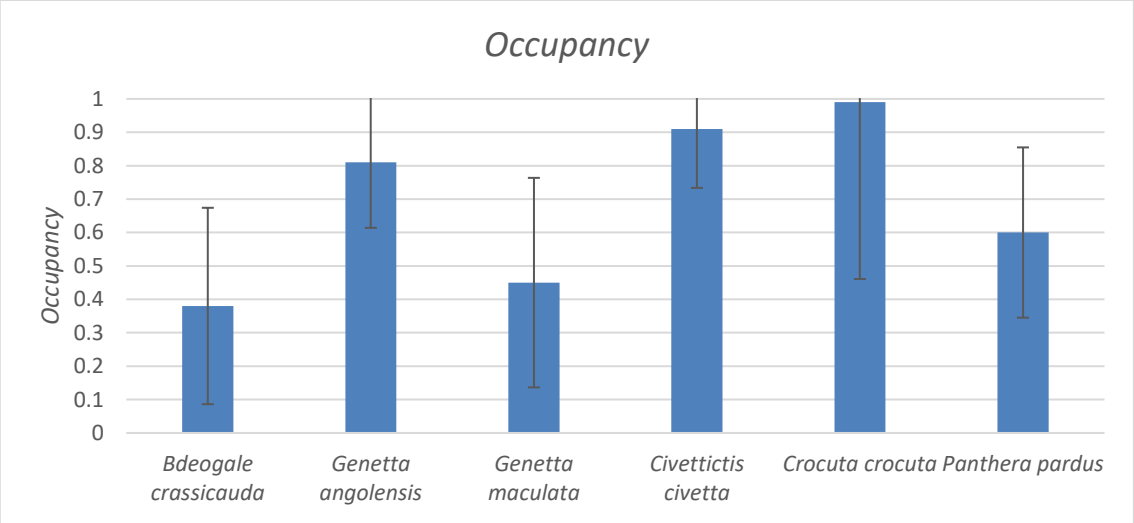


Figure 23: Résultats des analyses d'occupancy pour les six espèces d'intérêt le long des routes

3.3 Interviews

Les réponses aux questions ont été regroupées par thème et se trouvent en ANNEXE 17.

3.3.1 Connaissances et attitudes

Afin d'évaluer les connaissances de la population par rapport aux carnivores présents dans la région, et en se basant sur Dickman (2008), des free-lists ont été utilisées afin de définir, grâce à une classification multidimensionnelle (MDS), basée sur la distance relative entre les noms d'espèces de la liste, si oui ou non les personnes questionnaires voyaient les carnivores comme un groupe distinct. Sur 20 personnes interrogées, 17 (85%) ont regroupés les carnivores dans la liste. Une petite proportion d'entre eux (23%) classait dans deux groupes distincts les grands carnivores et les méso-prédateurs. En ce qui concerne la classification des espèces problématiques, 8 espèces sont régulièrement réapparues, à savoir, 1) le lion, 2) le potamochère, 3) le grand Kudu, 4) le babouin, 5) le léopard, 6) la hyène tachetée et 7) le chacal (espèce non identifiée) et le vervet bleu qui sont apparus le même nombre de fois.

Deux questions ont permis d'apprécier le regard que portent les villageois sur quatre grands prédateurs (lion, léopard, hyène tachetée et lycaon). En ce qui concerne les effectifs de populations, les interviewés n'ont pas su juger si les populations de lion et de léopard avaient augmentés (40% des interviewés) ou diminués (un autre 40%). En revanche, 60% d'entre eux ont jugé que le nombre de hyènes avait clairement augmenté. Pour le lycaon, les avis étaient moins clairs, avec 50% des répondants qui pensaient que les populations avaient diminué et 25% qui n'ont pas pu répondre à la question. Lorsque la question (no 15) – concernant les envies des répondants quant aux nombres de prédateurs – a été posée, les avis étaient plus tranchés. En effet, 35% d'entre eux voulaient voir le lion et le léopard disparaitre complètement. De même, 40% voulaient voire la hyène disparaitre totalement. En revanche, 45% étaient satisfaits des effectifs de lycaon et voulaient voir leurs populations rester au même niveau, voire souhaitaient les voir augmenter (25%). A Uzega, la majorité des répondants voulaient voir les effectifs de lions, de léopards et de lycaons rester au même niveau, alors qu'ils voulaient voir les effectifs de hyènes diminuer. A Mgombe, tous voulaient voir disparaitre le lion, le léopard et la hyène de leur territoire. Seules les populations de lycaon pouvaient rester stables, selon leur désir. A Kanoge, les avis généraux étaient en faveur d'une augmentation du nombre de prédateurs dans la région. A Wachawaseme, les avis étaient pour une stabilisation des effectifs de carnivores et à Mapili, la majorité des

répondants étaient pour une augmentation des effectifs de lions, léopards et lycaons, alors qu'ils voulaient voir ceux de hyènes diminuer.

3.3.2 Fréquences d'observations et attaques

A Uzega, on note deux observations de lions en 2017 durant la saison des pluies. Une observation de léopard est décrite en 2016 durant la saison sèche et une observation, remontant à 2011, de lycaon a été faite durant la saison des pluies. Pour ce qui est des hyènes, ces dernières sont observées tous les jours. Il en va de même à Mgombe, où les hyènes sont observées de manière régulière autour du village. Une observation de lion et de léopard ont également été reportées en 2017, durant la saison des pluies. A Kanoge, quatre observations de lions ont été signalées durant la saison sèche en 2017, alors qu'aucune observation de léopard, hyène ou lycaon n'ont été relevées. A Wachawaseme, deux observations de lions ont été décrites, une durant la saison sèche et une autre durant la saison des pluies. La hyène est, ici aussi, observée quotidiennement, tout comme le léopard, bien que plus fréquemment durant la saison humide. Finalement, à Mapili, une observation de lion a été signalée en 2014 durant la saison des pluies. On note une observation de léopard en 2016 durant la saison sèche et une de hyène en 2015, durant la saison sèche également.

En ce qui concerne les attaques sur le bétail, deux attaques de lions et deux attaques de hyènes ont été relevées à Uzega. Une attaque de lions, une de léopard et une de hyènes ont été signalées à Mgombe. Kanoga a subi uniquement trois attaques de lions, tout comme Mapili, qui a subi en plus une attaque de hyènes. Le village de Wachawaseme, quant à lui, a essuyé deux attaques de lions et trois de hyènes. Pour ce qui est de la proportion de perte de bétail due aux grands carnivores, le lion (attaques dans les cinq villages) et la hyène (attaques dans quatre villages) semblent être les espèces les plus problématiques. A titre d'exemple, seule une attaque de léopard a été signalée à Mgombe, et aucune de lycaon n'est décrite. Les lions semblent s'intéresser à tous types de proies (bovins, caprins, cochons et chiens), avec une préférence pour les plus grandes espèces (vaches). La hyène semble s'être spécialisée sur les chiens et le bétail à plumes (poules et canards). Au total, les bovins représentent 41.66% des pertes totale et le bétail à plumes 22.22%, alors que les caprins représente 16.66% des pertes. Les chiens représentent quant à eux les 19.44% restants.

Au total, sept attaques de carnivores sur des humains ont été recensées dans les cinq villages, dont une attaque mortelle. Une personne a été attaquée par des lions en 2017 à Uzega durant la saison des pluies et une autre par un léopard en 2011 durant la saison

sèche. A Mgombe, trois attaques ont été répertoriées en 2017 (lions, léopard et hyènes) et toutes ont eu lieu durant la saison des pluies. Wachawaseme n'a subi qu'une attaque de lion, qui remonte à 2013 durant la saison sèche et, pour finir, Mapili a également subi une attaque de lion en 2016, durant la période sèche.

Si l'on regarde la proportion d'attaques (toutes confondues) et d'observations, l'on obtient que 51.75% des interactions humain/prédateur se font durant la période des pluies, contre 48.24% durant la saison sèche.

3.3.3 Actions

La question s'est posée de savoir si des personnes (pas forcément l'interviewés lui-même) utilisaient du poison ou des pièges pour réguler le nombre de prédateurs. A une exception près, 95% des interviewés ont répondu ne pas utiliser ce type de méthodes. La raison principale mentionnée était le fait que la loi tanzanienne l'interdisait, suivi du fait que les personnes n'avaient pas les connaissances nécessaires pour ce type de régulation. En revanche, l'utilisation de clôtures est apparue comme la méthode la plus couramment mentionnée (45%) pour éviter le plus possible des attaques. L'utilisation de spot lumineux, en association ou non à du bruit, tout comme le gardiennage du bétail, représentent des méthodes couramment utilisées (15%), alors que l'utilisation du feu, des chiens ou d'armes (flèches) ne sont utilisées qu'à raison de 5%. En ce qui concerne leur mise en application, 55% des répondants disent utiliser une méthode ou une autre. Le 45% restant n'utilisent pas ces méthodes, évoquant le manque d'éducation, et donc le manque de connaissances et de moyens techniques pour y avoir recours, notamment du point de vue financier.

En réponse aux différentes attaques, un léopard a été tué à Uzega, un lion à Wachawaseme, un (2016) ou deux léopard(s) ainsi qu'un lion à Mapili.

4. Discussion

Cette analyse, si elle devait rejoindre les conclusions de Cusack *et al*. (2015), permettrait de proposer aux gestionnaires de Mlele un suivi plus rentable que le suivi systématique actuel et permettrait, sur la base des travaux de Sergio *et al*. (2008), d'utiliser les carnivores comme espèces bioindicatrices et clé de voûte, dans le but de proposer des mesures de conservation centrées sur les prédateurs, dans la mesure où leur conservation implique la préservation de la diversité biologique de leur écosystème.

4.1 Comparaison des deux types d'échantillonnages

« Un échantillonnage ciblé le long des routes permet-il d'avoir suffisamment de données pour détecter des tendances dans l'évolution des populations ? »

Cette étude a permis d'évaluer les espèces présentes (composition de la cohorte), le nombre d'espèces présentes (richesse spécifique) ainsi que la distribution de leur abondance relative (structure de communauté).

Le tableau 9 récapitule les résultats bruts obtenu lors de la session 2017 et permet une comparaison rapide entre les deux types d'échantillonnage, ce qui permet déjà de montrer une tendance selon laquelle l'échantillonnage biaisé le long des routes a permis une meilleure détectabilité des carnivores.

Tableau 9: Tableau récapitulatif des résultats bruts obtenus en 2017 pour l'échantillonnage systématique et l'échantillonnage biaisé le long des routes

		Systématique			Trail		
Nom vernaculaire	**Nom scientifique**	**Images indépendantes**	***Naïve occupancy***	**RAI**	**Images indépendantes**	***Naïve occupancy***	**RAI**
Mangouste à queue touffue	*Bdeogale crassicauda*	26	0.5	0.0734	11	0.3125	0.03168
Civette d'Afrique	*Civettictis civetta*	8	0.25	0.0226	57	0.875	0.16418
Hyène tachetée	*Crocuta crocuta*	2	0.125	0.0056	10	0.3125	0.0288
Genette d'Angola	*Genetta angolensis*	25	0.6875	0.0706	128	0.8125	0.36868
Genette pardine	*Genetta maculata*	4	0.1875	0.0113	13	0.375	0.03744
Mangouste naine du Sud	*Helogale parvula*	1	0.0625	0.0028			
Mangouste à queue blanche	*Ichneumia albicauda*				2	0.125	0.00576
Serval	*Leptailurus serval*	1	0.0625	0.0028	5	0.25	0.0144
Ratel	*Mellivora capensis*	2	0.125	0.0056	11	0.25	0.03168
Mangue rayée	*Mungos mungo*	1	0.0625	0.0028			
Léopard	*Panthera pardus*	3	0.1875	0.0085	29	0.5625	0.08353
Mangouste de Meller	*Rhynchogale melleri*	2	0.125	0.0056	2	0.125	0.00576

Les descripteurs de base permettent donc de construire des courbes d'accumulation qui nous renseignent sur le fait que les deux types d'échantillonnages (échantillonnage systématique et le long des routes) ont permis de détecter une richesse spécifique relativement similaire. En revanche, une dizaine de jours supplémentaires auront été nécessaires à l'échantillonnage systématique pour attendre l'asymptote (Figure 24). La forme de la courbe de l'échantillonnage non-systématique, avec sa tendance à atteindre rapidement un plateau, nous indique que cet échantillonnage a capturé une bonne proportion des espèces de la communauté en peu de temps en comparaison avec la courbe de l'échantillonnage systématique, qui a mis plus de temps à s'aplanir. En revanche, l'échantillonnage systématique a capturé deux espèces de plus que l'échantillonnage le long des routes, à savoir la mangue rayée, *Mungos mungo* (Gmelin, 1788) et la mangouste naine du sud, *Helogale parvula* (Sundevall, 1847), alors que l'échantillonnage biaisé en faveur des routes n'en a détecté qu'une de plus, la mangouste à queue blanche, *Ichneumia albicauda* (G.[Baron] Cuvier, 1829). Cette dissemblance dans la structure de la communauté est principalement due à la détection/non-détection d'espèces rares ou « habitat-spécifiques », telles que la mangouste naine du sud (Cusack *et al*., 2015).

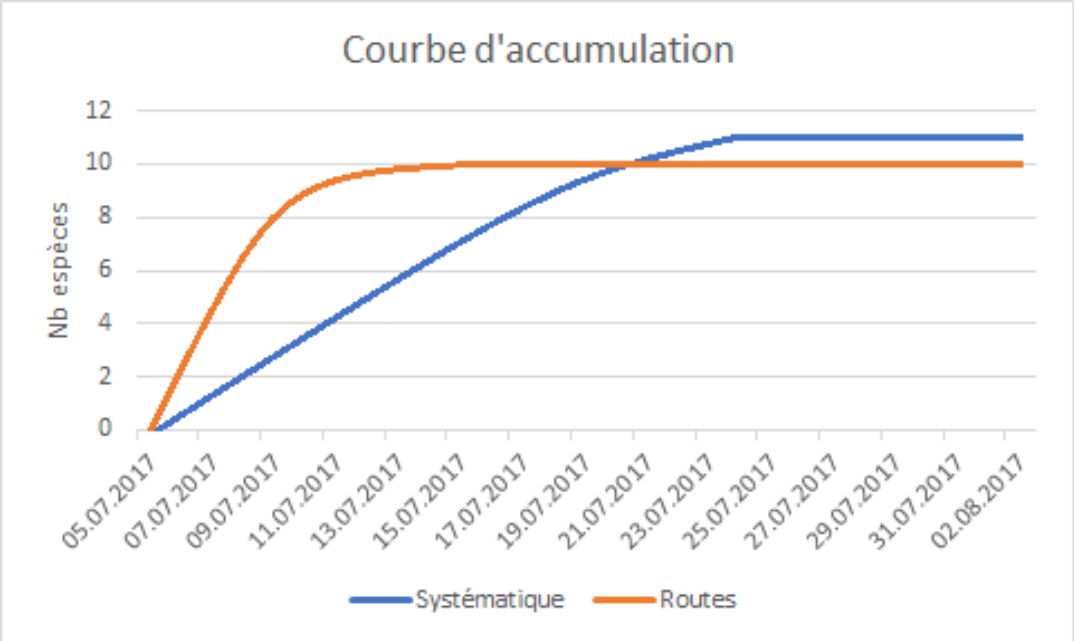


Figure 24: Comparaison des courbes d'accumulation entre les deux méthodes d'échantillonnage

Les boxplot de la Figure 25 confirment la tendance démontrée par les courbes d'accumulation et indiquent que le succès de capture pour les carnivores est significativement meilleur le long des routes et des pistes durant la saison sèche (Cusack *et al*., 2015).

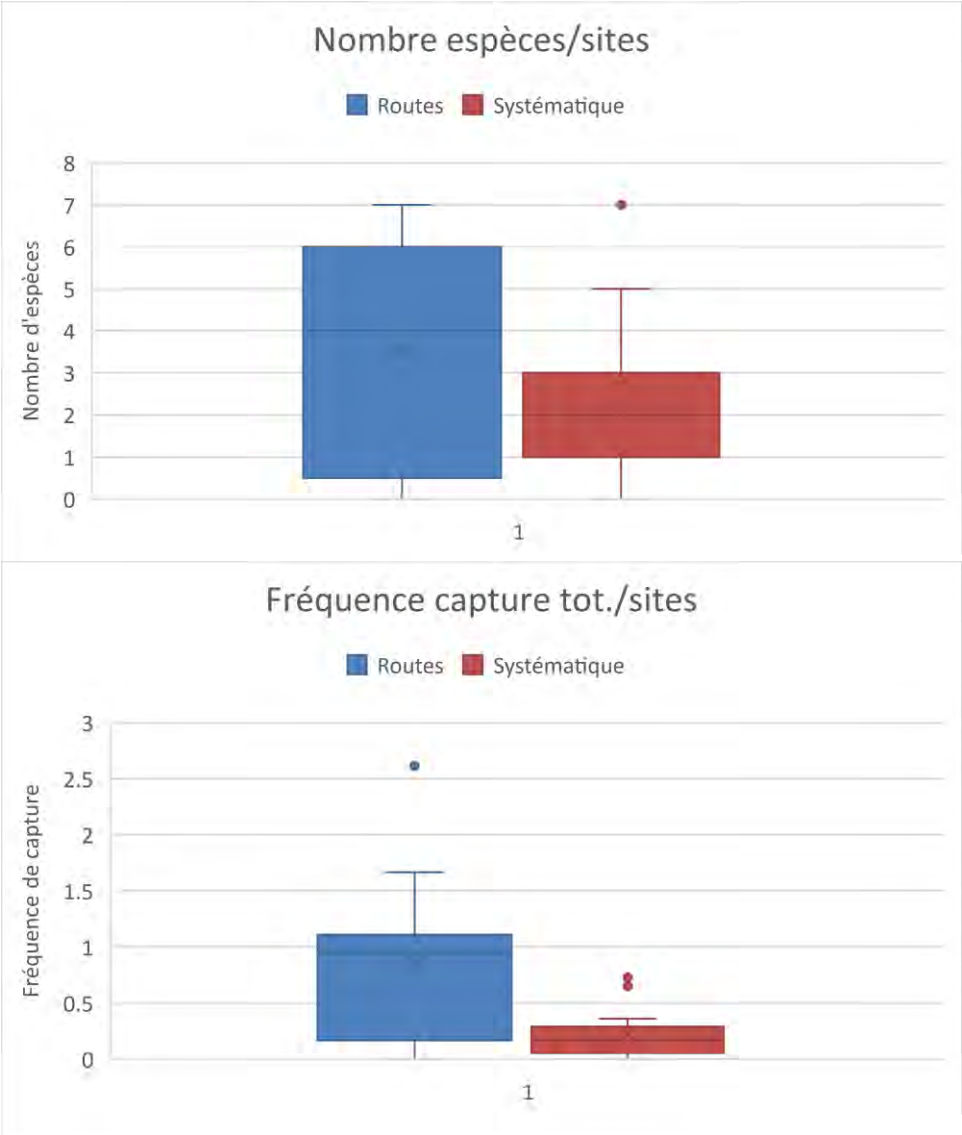


Figure 25: Différences de succès de capture entre les deux types d'échantillonnages

Les analyses d'*occupancy*, elles, permettent une comparaison plus précise entre les méthodes d'échantillonnages. Il semblerait qu'il n'y ait pas de différence significative entre la méthode systématique et celle biaisé le long des routes pour les petits carnivores, alors qu'elle devient claire pour les plus grandes espèces (Figure 26). En effet, lorsqu'une approche biaisée en faveur des routes est utilisée, beaucoup plus de civettes, hyènes et léopards sont détectés. Même si ces espèces ne sont pas montrées

dans le graphique de la Figure 19, il faut retenir qu'il y a significativement plus de données sur ces espèces lors d'un échantillonnage biaisé le long des routes.

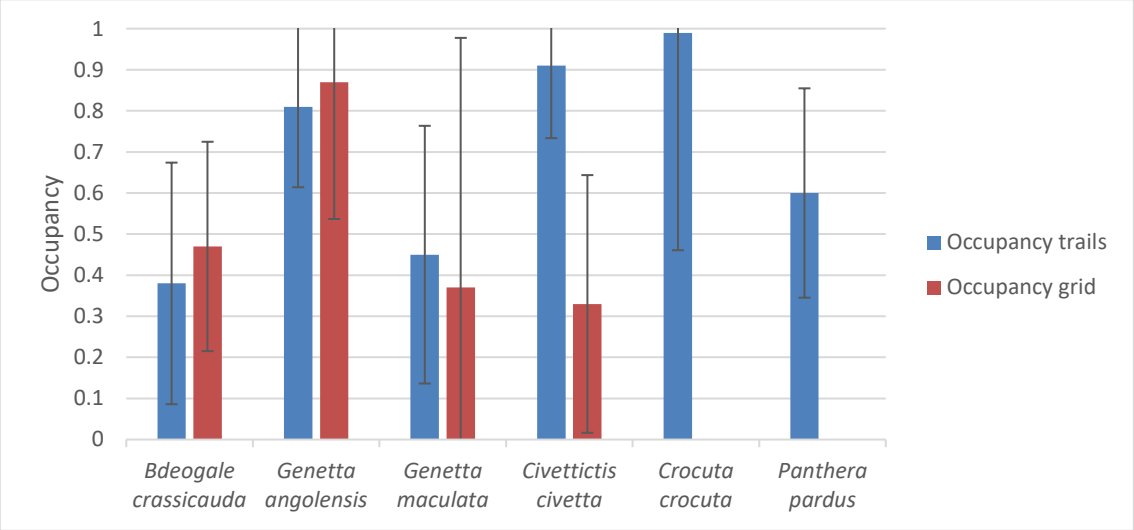


Figure 26 : Occupancy par espèce et par méthode d'échantillonnage

Comme mentionné dans le chapitre sur la méthodologie, l'échantillonnage systématique et l'échantillonnage le long des routes ont permis d'échantillonner les mêmes unités d'échantillonnages au même moment, ce qui permet, tout comme le travail de Cusack *et al*. (2015), de tester l'influence du type de placement sur la richesse, la composition et la structure de la cohorte de carnivores. Ainsi, le choix du placement semble affecter la composition de la communauté de carnivore. En effet, le léopard et la civette sont bien plus représentés dans l'échantillonnage non-systématique, alors que la mangouste à queue touffue n'est que peu représentée, alors même qu'elle est abondante au regard de l'échantillonnage systématique (Figure 27). Les espèces ayant naturellement une densité plus faible, comme la civette ou le léopard (Kingdon et Hoffmann, 2013), semblent être plus détectées par l'échantillonnage le long des routes (Cusack *et al*., 2015). En effet, par site de pose, l'échantillonnage biaisé en faveur des routes présente un nombre d'espèces plus élevé que ceux de l'échantillonnage systématique (ANNEXE 16).

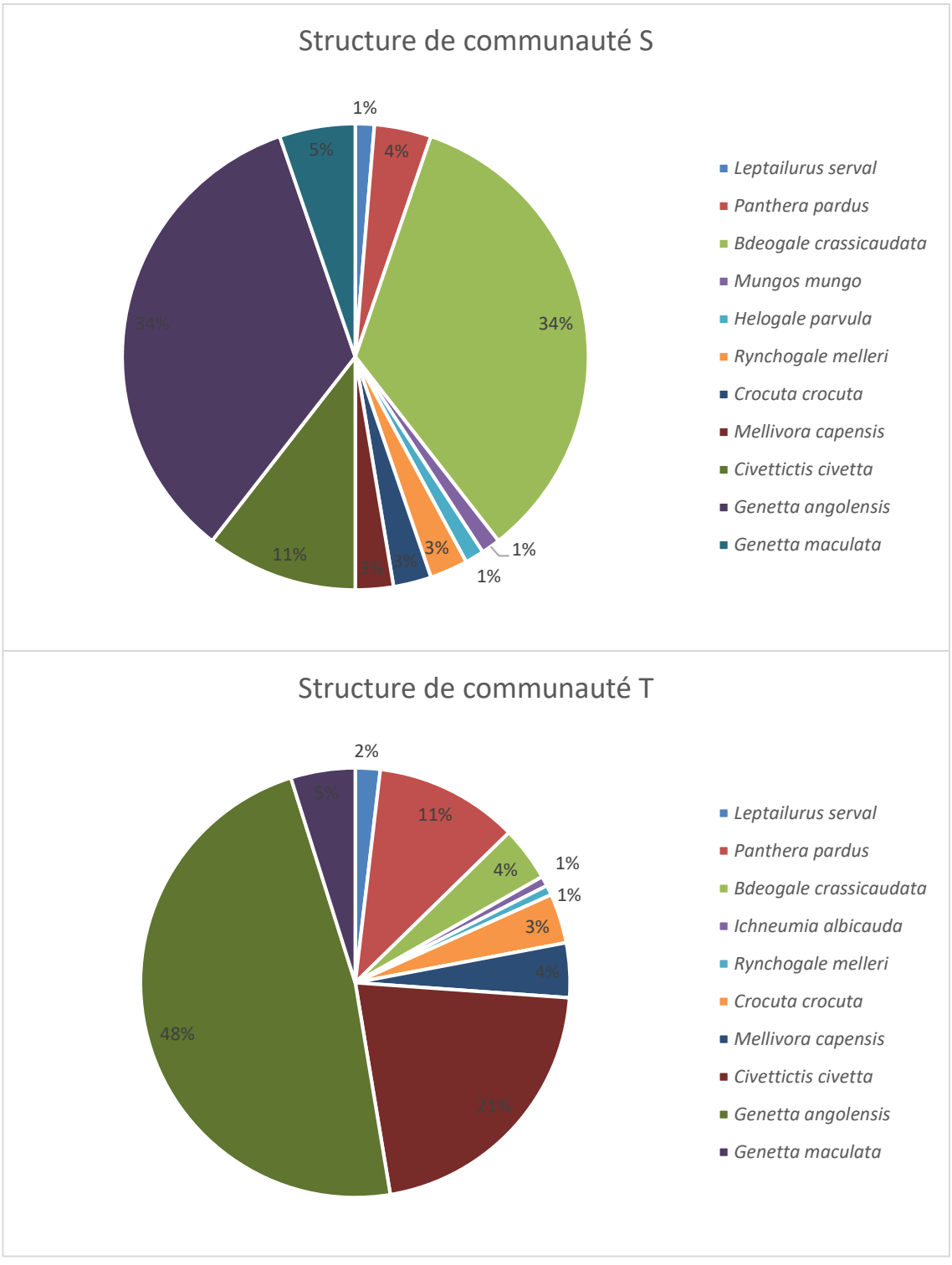


Figure 27: Représentation graphique de la structure de communauté de carnivores identifiés par les deux types d'échantillonnage (S: systématique ; T: routes)

La stratégie d'échantillonnage systématique semble ne pas être optimale pour la détection des carnivores en comparaison avec un échantillonnage biaisé en faveur des routes et pistes. En revanche, cette dernière stratégie ne permet pas d'apprécier la structure de communauté effective et semble favoriser la capture de certaines espèces. Elle ne rejoint donc pas sur ce fait les conclusions de Cusack *et al*. (2015). Ceci peut s'expliquer par le fait que la présente thèse de bachelor s'est concentrée, pour l'échantillonnage non-systématique, sur des routes et des pistes, alors que Cusack *et al*. (2015) ont utilisé des sentes d'animaux. Ainsi, à condition que le suivi soit assez long ou répété dans le temps (voir ci-dessous), des placements aléatoires permettent d'obtenir une liste d'espèces plus complète. Un placement le long des routes permet, lui, une détection plus rapide, et est donc à favoriser si la période d'échantillonnage est courte ou s'il y a peu de caméras à disposition (Cusack *et al*., 2015). Ainsi, au vu de la non-détection d'espèces « habitat-spécifique » comme la mangouste naine du Sud ou encore la non-détection d'espèces à grand domaine vital comme le lion ou le lycaon (ou il faudrait probablement plus de temps et une aire plus largement couverte), les stratégies d'échantillonnage seraient donc à adapter en fonction des objectifs du suivi (échantillonnage systématique pour échantillonner la totalité de la communauté, échantillonnage biaisé le long des routes et pistes pour utiliser la CMR sur les moyens et grands carnivores, échantillonnage stratifié par habitat pour détecter les espèces « habitat-spécifique »).

La répétition de l'échantillonnage biaisée le long des routes permettra de générer des données suffisantes pour détecter les tendances évolutives au niveau des populations de manière fiable. De plus, sur la base de ces données quantitatives, il est possible, en se basant sur les travaux de Karanth *et al*. (2004), de déterminer l'abondance de leurs proies. En effet, un changement des facteurs limitants (i.e. pour les carnivores, une base de proies suffisante) entraine des changements dans l'équilibre des densités de populations. Ainsi, il est possible de prédire l'abondance des proies, dans la mesure où la densité de prédateur est fonction de celle-ci. En effet, le déclin des populations de carnivores et principalement une conséquence de la fluctuation des populations de leurs proies – ceci est d'autant plus vrai pour les petites espèces de carnivores (Kingdon et Hoffmann, 2013). Il devient alors possible de prédire la densité de proies U_j, à un endroit j, en se basant sur la densité de carnivores T_j, suivant l'expression suivante :

$$U_j = \frac{T_j}{\frac{0.10}{50} * \delta_j}$$

où δ_j est une variable aléatoire. Il est à noter qu'une relation linéaire significative existe entre la biomasse des proies de prédiction des lions, léopards, hyènes tachetées et lycaons. Ainsi, la capacité à prédire la capacité de charge[12] des grands carnivores est fondamentale pour leur conservation (Hayward *et al*., 2007). Hayward (2006) a mis en avant que la hyène préfère des proies ayant un poids compris entre 56 et 182 kg et qu'il y avait une corrélation significative entre ce que chassent les hyènes et les proies disponibles. De ce fait, les proies de prédilection pour la hyène sont l'impala, le guib harnaché, le grand koudou, le bubale de Lichtenstein, le cob defassa et le buffle d'Afrique. Caro (2008) a estimé, pour l'écosystème Katavi-Rukwa, que les hyènes consommaient entre 492'312 à 1'024'920 kg de viandes (chassés) par an et les lions 378'164 kg. Ce dernier, quant à lui, a une nette préférence pour le buffle d'Afrique, la girafe, et le zèbre des plaines, des proies ayant un poids moyen de 350 kg (Hayward et Kerley, 2005), alors que le léopard est plus sélectif dans le choix de ces proies, chassant quasiment exclusivement des ongulés de taille moyenne (10-40 kg) comme l'impala, le guib harnaché et le céphalophe couronné (Hayward *et al*., 2006). Le lycaon, quant à lui, chasse des proies dans une fourchette de 16 à 32 kg et de 120 à 140 kg, suivant la taille du pack de chasse. Ses proies de prédilection sont le grand koudou, l'impala et le guib harnaché (Hayward *et al*., 2006).

En théorie, si l'on répétait l'échantillonnage biaisé le long des routes, il serait donc possible de faire des estimations de densités de proies et de carnivores sur la base de cette méthode.

4.2 Comparaison des deux jeux de données

La comparaison des différents descripteurs de base - que sont les RAI et la *naïve occupancy* - avec les différents jeux de données étudiés concorde sur le fait que deux espèces sont détectées de manière régulière dans la BKZ (Figure 28). Il s'agit de la mangouste à queue touffue et la genette d'Angola. De plus, les espèces suivantes ont un bon taux de capture : la civette d'Afrique, la hyène tachetée et le léopard, suivies de près par la genette pardine et le ratel, *Mellivora capensis* (Schreber, 1776).

La comparaison des différentes cartes est intéressante. En effet, les cartes produites avec les données issues des transect routiers de 2013 (ANNEXE 18) laissent déjà penser à une utilisation de ces structures par des espèces autrement plus cryptiques,

[12] Désigne ici le nombre de carnivores qu'un territoire donné peut tolérer sans que la ressource en proies ne subisse de dégradation irrémédiable (Berthet, 2005)

comme la civette par exemple. Les données plus complètes récoltées lors de la session de 2017 ont permis de produire des cartes de répartition (ANNEXE 19), qui suggèrent que certaines espèces de carnivores seraient plus abondantes que ne le laissaient prédire les cartes d'*occupancy* basées sur les résultats du jeu de données de 2013-2016 (ANNEXE 15). Ceci pouvant s'expliquer par l'augmentation de l'intensité d'échantillonnage de 2017 avec deux caméras par unité d'échantillonnage à la place d'une seul pour le jeu de données ultérieur, ce qui permet d'avoir une vision plus précise de l'abondance relative des espèces.

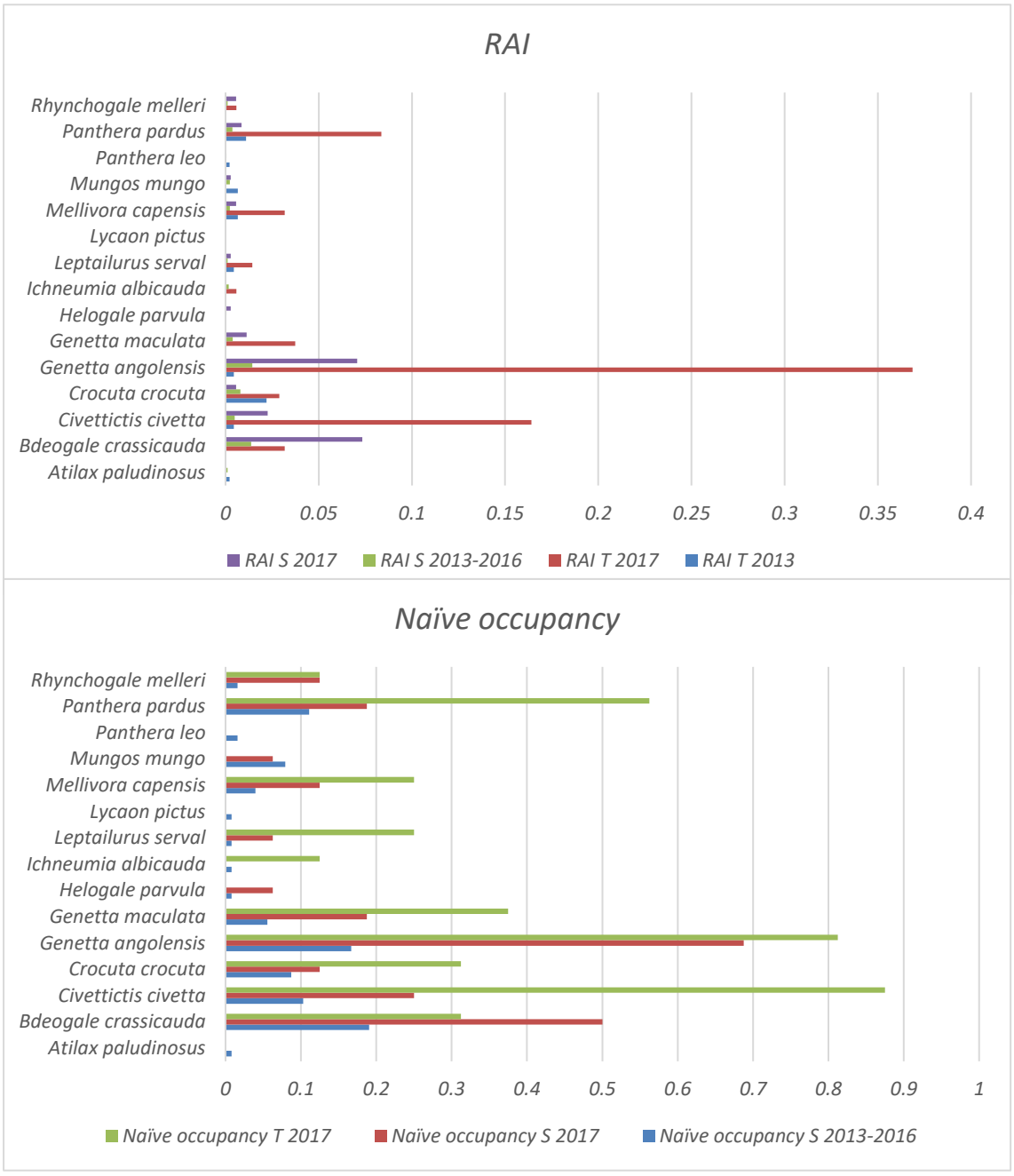


Figure 28: Comparaison des succès de capture des carnivores détectés entre jeux de données et méthodes d'échantillonnage

Bien qu'il n'ait pas été possible d'estimer directement la densité au travers des résultats d'*occupancy*, la densité de carnivores semble être relativement élevée dans la région d'étude. Tout comme les travaux de Durant *et al*., 2010, l'analyse spatiale présentée ci-dessous a permis de paramétrer la sélectivité en habitats des six espèces étudiées plus en détail, en se basant sur leurs occurrences. Si ces analyses étaient appliquées à l'ensemble de la cohorte, il serait donc possible de documenter la sélectivité en habitat de la communauté tout entière pour cet écosystème.

Au niveau de l'analyse de l'*occupancy* et en comparant les résultats 2017 à ceux du jeu de données 2013-2016, les valeurs d'*occupancy* obtenues lors de la session 2017 sont, en général, plus élevées, mais aussi moins précises (les erreurs standard (SE) sont plus grandes)[13]. Ceci s'explique par le nombre de données inférieur à celles récoltées entre 2013 et 2016.

Le graphique de la Figure 29 compare les résultats de l'échantillonnage systématique 2017 avec les résultats obtenus jusqu'ici (2013-2016) pour l'ensemble de la BKZ. D'une manière générale, les données obtenues en 2017 pour la mangouste à queue touffue, la genette pardine et la civette d'Afrique confirme les résultats du jeu de données 2013-2016.

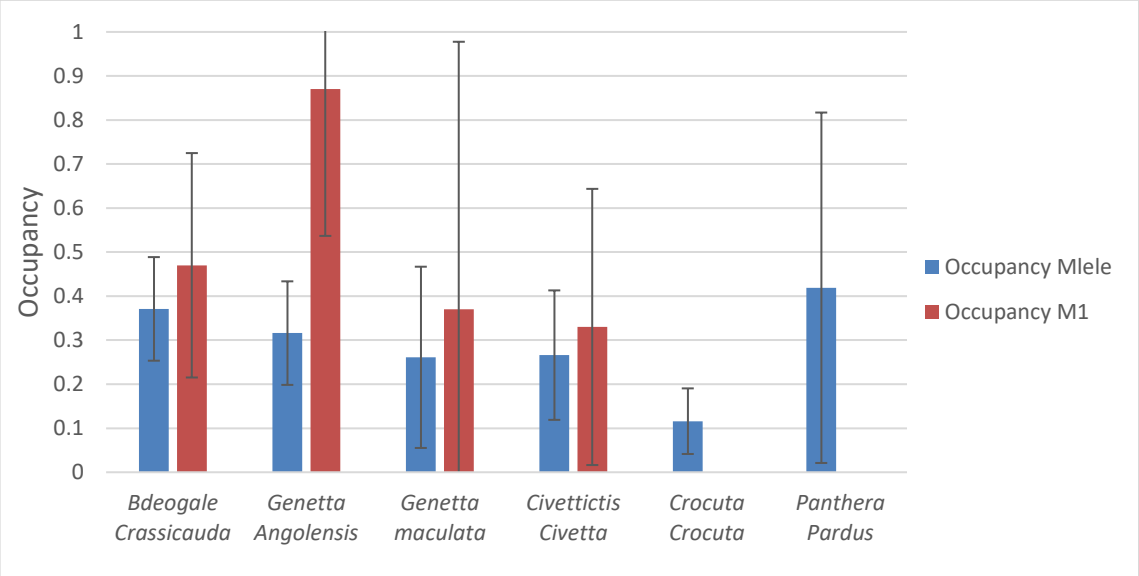


Figure 29: Comparaison entre les résultats d'occupancy obtenus pour le jeu de données existant (2013-2016) sur l'ensemble de la BKZ de Mlele et les résultats d'occupancy obtenu en 2017 sur le quadrat M1 par l'échantillonnage systématique

[13] Le SE (Standard Error) montre l'intervalle autour duquel on est sûr que notre estimation de l'*occupancy* se trouve réellement. Par exemple pour *Genette angolensis*, on est certain à 95% que l'*occupancy* se trouve entre 0.87-1.96*(0.17)=0.53 et entre 0.87+1.96*(0.17)=1.2. La formule pour un intervalle de confiance à 95% est [Occupancy-1.96*SE ; Occupancy+ 1.96*SE].

Toutefois, les données obtenues pour la genette d'Angola sont nettement supérieures à celles obtenues sur l'ensemble du territoire. En regardant la carte de prédiction d'*occupancy* de la genette d'Angola (ANNEXE 15), les résultats ne prédisent pas une *occupancy* aussi élevée que celle mise à jour dans le présent travail (la couleur laisse penser à une *occupancy* tournant autour de 0.4 plus ou moins). Cette sous-estimation peut s'expliquer par le fait que le jeu de données 2013-2016 pour le quadrat M1 contenait uniquement 22 caméras fonctionnelles et qu'il n'a été relevé qu'en 2015. Par contre, la question se pose de savoir si le jeu de données 2017 n'a pas surestimé les populations de petites espèces (mangouste à queue touffue, genette d'Angola, genette pardine). En effet, la densité de ces espèces fluctue grandement, de même que celle de leurs proies (Kingdon et Hoffmann, 2013). L'année 2017 ayant été très humide, la végétation a été luxuriante plus longtemps, favorisant de ce fait les populations de micromammifères (Hausser com. pers. 2017).

Le graphique présenté ci-dessous (Figure 30) reprend les données des Figures 26 et 29 et démontre clairement que la session 2017 a permis une estimation bien plus élevée de l'*occupancy* que ne l'avait permis jusqu'ici les données récoltées entre 2013 et 2016 grâce à la combinaison des deux méthodes d'échantillonnage, ce qui permet d'avoir deux caméras par unité d'échantillonnage. De plus, ces deux méthodes donnent également de précieuses informations sur l'utilisation de l'habit et des infrastructures par certaines espèces.

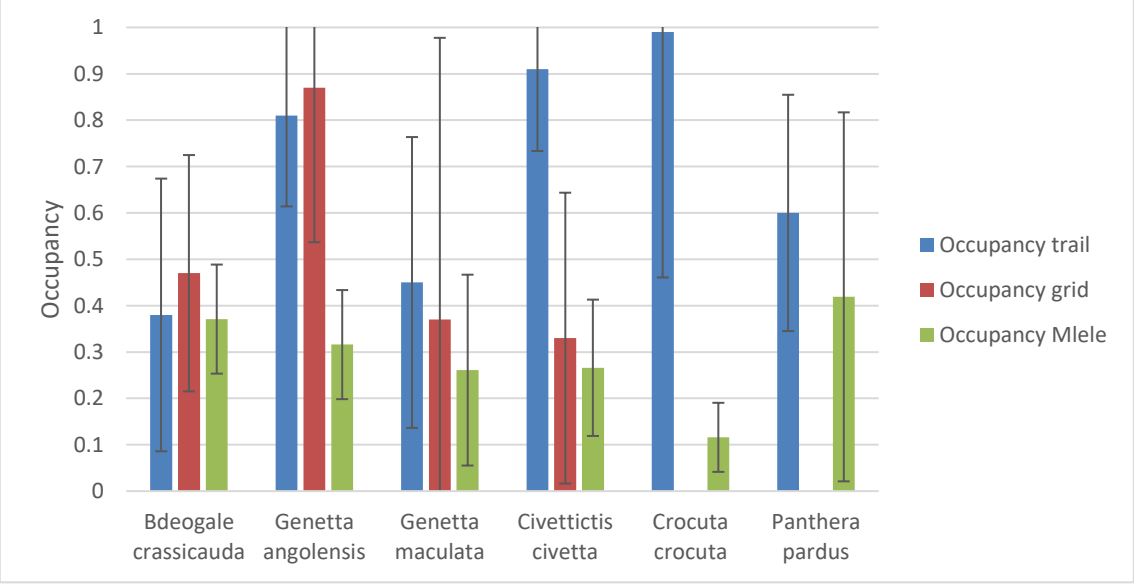


Figure 30 : Comparaison des résultats d'occupancy obtenus par échantillonnage systématique entre 2013 et 2016 et les résultats obtenus en 2017 de manière systématique ou par échantillonnage biaisé de long des routiers

L'étude des structures de communautés des carnivores issue des suivis systématiques conduits jusqu'ici permet donc de produire des données quantitatives suffisantes pour générer des estimations en termes d'abondance, mais pourrait aussi sous-estimer l'*occupancy* des carnivores. Ces données quantitatives ont également permis de comparer les régimes d'activité des six espèces de carnivores étudiées plus en détail (Figure 14). Ainsi, toutes les six sont actives de nuit. Si ce régime d'activité est naturel chez la plupart de ces espèces (genettes, mangouste à queue touffue, civette, léopard), il l'est moins chez la hyène tachetée, qui peut tout aussi bien avoir des activités durant la journée (Estes, 2012). Cette adaptation peut s'expliquer par une activité humaine relativement soutenue dans la beekeeping zone (récolte de miel, coupe de bois, etc.).

Les deux espèces dominantes - hyène et léopard - semblent avoir ajusté leurs périodes d'activités pour éviter une compétition interspécifique. Le léopard semble plus crépusculaire alors que la hyène domine la première partie de la nuit (20-24h). En effet, les léopards préfèrent les heures bleues de la nuit pour chasser à l'affût (Kingdon et Hoffman, 2013) et dissimuler leurs proies aux autres carnivores (Estes, 2012). En contraste, les plus petites espèces semblent avoir des périodes d'activité plus larges, qui se concentrent juste avant ou après minuit (Schuette *et al*., 2013). C'est le cas de la civette, dont le taux d'activité est le maximal entre 21 heure et 22 heure, puis de 1 heure à 6 heure du matin. La mangouste à queue touffue – une proie potentielle de la civette, quant à elle, concentre son activité durant la première partie de la nuit, avec un pic vers 23 heure. Il est également très intéressant de comparer le régime d'activité des prédateurs avec celui de leurs proies potentielles. L'exemple donné ici avec le léopard et le céphalophe couronné est très parlant (Figure 31), et montre une similitude dans le régime d'activité des deux espèces.

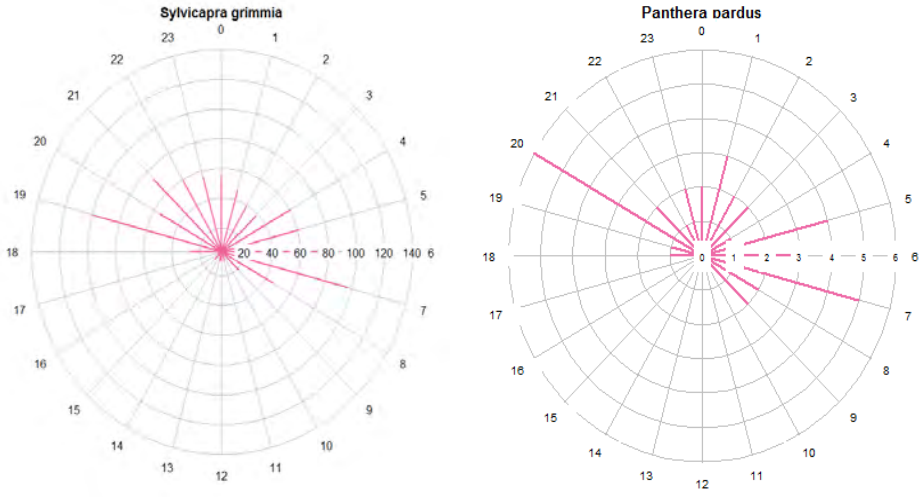


Figure 31: Comparaison du régime d'activité du léopard et de sa proie de prédilection, le céphalophe couronné.

Ces résultats concordent avec ceux de Schuette *et al*. (2013), qui montrent que les heures d'activité des petites espèces chevauchent partiellement celles des plus grandes. Ceci confirme donc un shift temporel entre les "tops-prédateurs", qui choisissent les heures qui leur conviennent le mieux, et les espèces subordonnées, le partitionnement temporel entre espèces encourageant de ce fait leur coexistence.

En ce qui concerne les résultats d'*occupancy* obtenus sur le jeu de données 2013-2016, l'interprétation se fait sur la base des différentes covariables[14] utilisées et se concentre sur trois facteurs qui peuvent influencer l'occupation d'un territoire :

1. Facteurs environnementaux

Le Tableau 4 présenté dans le chapitre *Occupancy* des Résultats démontre que la distance à l'eau est le facteur qui prédit le mieux l'occupation d'un territoire, ce qui rejoint les conclusions de Pettorelli *et al.* (2010) et Schuette *et al*. (2013). L'*occupancy* augmente donc autour des cours d'eaux principaux durant la saison sèche. Ceci peut grandement s'expliquer par le fait que la dense végétation des ripisylves[15] dissimule les prédateurs à l'affût de proies se désaltérant (Schuette *et al*. 2013).

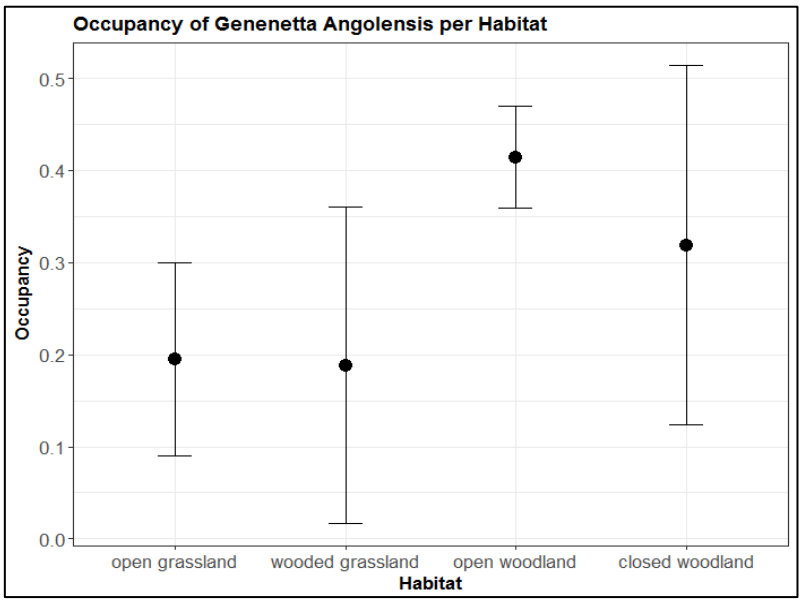


Figure 32: Les analyses d'occupancy montrent la préférence de la genette d'Angola pour les forêts claires
Source : Hausser et Fischer (2017) unpublished data

[14] Les données mises à disposition par hepia comprenaient la modélisation de ces paramètres. ceux-ci sont présenté ici car ils permettent de comprendre les résultats présentés

[15] Forêt linaire bordant les cours d'eau

L'altitude semble également jouer un rôle pour la mangouste à queue touffue. En effet, la carte en ANNEXE 15 montre clairement que cette espèce se concentre sur les hauts plateaux de Mlele et Rukwa. A l'opposé, la genette pardine préfère les régions de basse altitude.

A l'opposé, certaines espèces sont influencées négativement par la pente et la distance à la pente. C'est le cas de la hyène et de la genette d'Angola. Cette dernière est en revanche distribuée de manière homogène sur le territoire, ce qui s'explique grandement par sa préférence pour les *open woodland*[16] (Figure 32), qui représentent la majorité des habitats (85% de la surface de l'aire de référence).

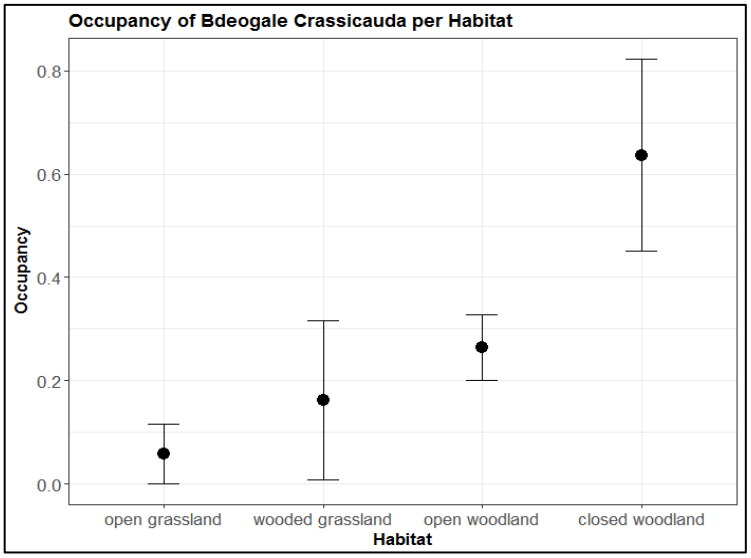


Figure 33: La mangouste à queue touffue préfère les forêts denses et évite les habitats ouverts
Source : Hausser et Fischer (2017) unpublished data

L'habitat joue également un rôle pour la mangouste à queue touffue qui semble préférer les forêts denses (Figure 33), ce qui rejoint les conclusions de Pettoreli *et al*. (2010).

2. Statuts de protection

La distance à Katavi influence l'*occupancy* de la genette pardine et du léopard. La distance à Katavi est corrélée positivement avec l'*occupancy* de la genette pardine, ce qui confirme à nouveau sa préférence pour la région de Rungwa. A l'opposé, la distance au parc est négativement corrélée à l'*occupancy* du léopard, ce qui se traduit par une occupation du territoire plus grande autour du parc national, ce qui semble tendre vers les conclusions de Pettorelli *et al*. (2010) sur le fait que les léopards évitent les terres cultivées.

[16] Forêt claire

3. Facteurs anthropiques

La distance aux routes influence négativement l'*occupancy* des plus petites espèces, comme la civette et la mangouste à queue touffue. Ainsi, ces espèces sont facilement observées à proximité des routes et pistes, ce qui a été grandement démontré pour la civette lors de la session 2017. Il est toutefois à noter que les données obtenues pour la mangouste à queue touffue ont montré une détection favorisée par les caméras de l'échantillonnage systématique.

Les résultats 2013-2016 montraient que la hyène semblait éviter ces axes, alors qu'il s'agit de l'espèce qui a le taux d'occupation le plus élevé pour l'échantillonnage biaisé en faveur des route en 2017.

La distance aux villages n'influence pas l'*occupancy* de cinq espèces de carnivores. Seuls les léopards occupent des portions de territoire éloignés des villages, ce qui concorde avec ce qui a été dit ci-dessus.

4.3 Fonctionnement de gestion

« Les aires protégées à faible statut de protection sont-elles à même de contribuer aux objectifs de conservation pour les carnivores ?»

4.3.1 Conflits avec les carnivores

Les grands carnivores subissent un important déclin dans l'ensemble de leur aire de répartition. En effet, les lions ont disparu de 80% de leur aire, alors que le lycaon a perdu jusqu'à 90% de la sienne (www.ruahacarnivoreproject.com), ce qui semble concorder avec les résultats des interviews, en particulier pour les effectifs de populations de lycaon, qui semblent avoir fortement régressé. La *beekeeping zone* joue donc un rôle important pour la conservation des carnivores. En revanche, même ici, leurs populations, en particulier celles des grandes espèces, sont menacées par différents facteurs, tels que les conflits avec les populations locales. En effet, les grands carnivores peuvent causer d'importants conflits, de par leur potentiel impact sur les espèces domestiques (chiens), le bétail et les humains eux-mêmes. En Afrique de l'est, les grands carnivores sont perçus de manière négative par les locaux (ici les Konongos et les Sukumas) parce qu'ils sont considérés comme antagonistes principaux du bétail et que ce dernier représente une part importante de la culture locale, dans la mesure où les villageois en dépendent pour se nourrir, qu'il donne un statut social et représente une forme de monnaie. De plus, la perte de bétail peut représenter une perte substantielle du revenu

annuel d'une famille (Koziarski *et al*. 2016). Ceci est illustré par le fait que 40% des interviewés voulaient voire la hyène disparaître complétement de la région. La relation au lion semble être plus affective et semble être ancrée dans les mœurs. Ceci peut s'expliquer par le fait qu'une attaque de lion est impressionnante, en plus du fait qu'il attaque non seulement du gros bétail mais également des humains. En conséquence, les lions sont constamment identifiés comme problématiques et sont donc les carnivores qui sont les plus susceptibles d'être tués (Koziarski *et al*. 2016). En contraste la hyène semble poser plus de problème, mais n'attaque que les animaux domestiques et le petit bétail et s'enfuit rapidement à l'approche de personnes. Le léopard, quant à lui, n'attaque que rarement, mais au vu de la notion d'attaques sur des humains, il reste classé comme une espèce problématique. Malgré la valeur culturelle, économique et écologique de ces prédateurs, les populations locales voient peu, voire pas de valeur à leur présence, ce qui s'explique par les pertes subies secondairement aux attaques, notamment sur le bétail (www.ruahacarnivoreproject.com).

Les données obtenues jusqu'ici ont permis d'obtenir des informations sur la diversité spécifique, la structure de communauté et l'écologie des carnivores, ce qui devrait permettre de développer des stratégies de conservation appropriées. En effet, sur la base de ces données, il serait possible de travailler avec les communautés locales pour réduire de manière effective les conflits humain-carnivore (voir ci-dessous). En effet, les carnivores dépendent grandement des terres bordant les aires protégées. De ce fait, leur gestion, dans des terres dominées par les êtres humains, est d'une importance primordiale pour leur conservation. En revanche, il n'est pas surprenant que les villageois ne veuillent pas vivre à proximité de ces prédateurs, sauf si les bénéfices qu'ils en tiraient pouvaient surpasser celui des pertes occasionnées (www.ruahacarnivoreproject.com).

4.3.2 Stratégies de gestion

L'utilisation de pièges photographiques donne d'importantes données sur la présence des carnivores et de leurs proies, sur l'utilisation de l'habitat, sur la taille de leurs populations et sur la structure de leur communauté (www.ruahacarnivoreproject.com). En combinant ces données avec des systèmes d'information géographique comme ArcGIS, il a été possible de produire des cartes d'*occupancy* (ANNEXE 15). Si le même procédé était élargi aux terres communautaires, il serait possible de définir précisément les aires potentielles à haut risque d'attaques et de conflits, ce qui permettrait de cibler les actions de gestion de conflits sur ces hotspots et de prévenir, dans l'idéal, les conflits et la mise à mort des carnivores avant qu'ils ne se produisent. Il serait donc envisageable

de mettre en place un système de *citizen science*[17], en se basant sur l'initiative du Ruaha Carnivore Project (www.ruahacarnivoreproject.com), afin de collecter des données issues de caméras misent en place par les villageois. Ceci permettrait d'obtenir des informations quant à l'utilisation des terres villageoises par les carnivores, ce qui permettrait d'effectuer des actions de mitigation de conflits plus précises.

Des efforts substantiels ont déjà été entrepris pour développer des méthodes de mitigation de conflits effectives pour prévenir les attaques de carnivores. L'utilisation de clôtures, de spots lumineux et le gardiennage semblent être bien mise en place mais d'autres méthodes, considérées comme étant les plus efficaces, comme le fait de rentrer le bétail le soir et d'avoir des chiens de protection (Koziarski *et al*. 2016), ne sont pas utilisées, voire pas connues.

Il est de plus en plus reconnu que les bénéfices provenant de services écosystémiques au travers du développement institutionnel au niveau villageois, comme à Inyonga avec IBA[18], de l'industrie du miel, de l'engagement de VGS[19] et de l'écotourisme permettent de "responsabiliser" les communautés locales et de leur donner un meilleur sens de contrôle et de sécurité quant à leur futur (Koziarski et al. 2016). Dans l'ensemble, la tolérance pour les carnivores semble élevée et peut s'expliquer par le fait que ces derniers n'ont que peu d'impact sur les populations. De plus, l'autorisation gouvernementale pour tuer les individus problématiques semble participer à ladite tolérance (Hausser com. pers., 2016). De ce fait, les efforts de conservation doivent se concentrer en priorité dans les zones à forts conflits et le gouvernement devrait proposer des mesures de compensation lorsque les mesures de mitigation ne sont pas envisageables. Bien que ces mesures à court-terme soient cruciales, la réduction des conflits avec la faune sauvage, et la conservation de la biodiversité en général, dépendra davantage de notre capacité à réduire la croissance de la population humaine sur le long-terme (Koziarski et al. 2016), ceci passant avant tout par l'éducation des femmes, comme l'explicite clairement Sir David Attenborough à la radio de la BBC : « There's only one straw that you can cling onto and that's where women are given the rights over their own bodies. Where they have political independence; where they have medical facilities to enable them to control the number of children they bear; where they are literate; where they have the vote. […] When those things happen, the birth rate falls. »

[17] Collecte de données par des citoyens non-scientifiques (Rovero et Zimmermann, 2016).

[18] *Inyonga Beekeepers Association*

[19] *Villages Game Scout*

Pour conclure, les aires protégées à haut statut de protection ne suffisent pas à garantir la conservation sur le long terme des populations de carnivores, de par leur petite taille et leur nature insulaire. La conservation des carnivores doit donc inclure la gestion des terres alentours (Kinnaird et O'Brien, 2012). Les résultats obtenus dans la présente étude confirment que cette aire protégée à faible statut de protection permet de maintenir une riche cohorte de carnivores dans un paysage mixte (aire protégée, réserve forestière, terre villageoise) (Schuette *et al*., 2013). De ce fait, les aires protégées à statut de protection plus faible sont un outil à considérer, tout comme le droit des villageois à gérer les animaux sauvages sur leur terre afin que les bénéfices qu'ils en retirent surpassent les pertes engendrées. Ceci permettrait à la faune sauvage de se déplacer librement entre les différents systèmes de gestion. De ce fait, la décentralisation des plans de conservation à un niveau local de décision et d'implémentation, augmente la participation des communautés dans la conservation et la préservation de la faune sauvage (Kinnaird et O'Brien, 2012). De nouveaux projets dans la région d'étude pourraient achever ces objectifs de conservation. En effet, un projet de corridors entre Katavi NP et Ruaha NP pourrait voir le jour et intégrerait deux réserves communautaires, ce qui impliquerait de définir des hotspot de conflits au travers de la méthode explicitée ci-dessus, dans le but de proposer des mesures de mitigation de conflits avec les éleveurs au travers d'une planification territoriale (Hausser et Mermod com. pers. 2017). De plus, un focus sur les carnivores pourrait être utile pour promouvoir l'idée de conserver et gérer une aire de grand tenant (Sergio *et al*., 2008). Ceci pourrait être mis en place au travers du partenariat avec S.P.E.C.I.E.S. (carnivores.org), en utilisant les grandes espèces comme le léopard et le lycaon comme espèces « porte-drapeau » afin de collecter des fonds (Sergio *et al*., 2008).

4.4 Remarques sur la méthode

Concernant les données s'étendant entre 2013 et 2016, plusieurs points peuvent être améliorés d'un point de vue méthodologique.

TEAM Network recommande une période d'échantillonnage de 30 jours (Rovero et Zimmermann, 2016) alors que les sessions effectuées jusqu'ici n'ont pu collecter des données que sur une période de 21 jours. De plus, des données ont été perdues à cause de la qualité des batteries. Ces problèmes peuvent avoir une influence sur la détectabilité des espèces.

La durée de vie trop courte des batteries âgées peut aussi avoir eu une influence sur l'interprétabilité des résultats. En effet, certaines espèces cryptiques peuvent être

manquées dans le sens où elles ne passent peut-être qu'une seule fois sur le site de pose et qu'il devient alors difficile d'établir l'importance de variables moins importantes, comme par exemple chez le léopard ou la genette pardine. Les résultats d'*occupancy* pour le jeu de données 2013-2016, effectué par Gabriel Valdez, montrent une claire influence de l'eau sur l'*occupancy*. En revanche, le rôle du PN Katavi est moins claire, dans le sens où son influence devient moins significative lorsque d'autres variables sont prises en compte.

Malheureusement, il n'a pas été possible jusqu'ici de couvrir toute la zone d'étude, c'est pourquoi les données proviennent d'années différentes sur la période de 2013 à 2016. Ceci n'a pas d'influence dans la mesure où il a été supposé que l'*occupancy* durant cette période était constante au sein des espèces et qu'il n'y a pas eu d'extinction ou de colonisation. En revanche, un plus grand problème provient lorsque des données sont collectées durant différentes saisons, car ceci a une influence sur l'*occupancy*. Heureusement, la grande majorité des caméras ont fonctionnés durant la saison sèche, réduisant ainsi que ce biais, mais il est à noter que certaines ont tout-de-même été déployées en mars, novembre et décembre.

Pour la session 2017, en raison des difficultés rencontrées et au vu de la réduction du plan d'échantillonnage, les mêmes remarques concernant le matériel s'appliquent. Il est toutefois intéressant de mettre en évidence, sur la base de la comparaison des deux jeux de données, que l'utilisation de la *single-season occupancy* pour le jeu de données 2013-2016 – à la place de la *multi-season occupancy* – peut, peut-être, expliquer certaines sous- ou sur-estimations d'*occupancy* présentées dans les résultats. En effet, l'utilisation de la *single-season occupancy* a été obligatoire pour ce jeu de données car la disposition des cameras n'a pas été constante d'une année à l'autre. Il n'est donc pas possible de prendre en compte des variations dans la taille et la composition de la communauté. La population n'est pas fermée et des erreurs de faux-positif peuvent avoir lieu, ce qui biaise la probabilité d'occurrence (Rovero et Zimmermann, 2016).

5. Conclusion et synthèse

Cette thèse de Bachelor a permis une analyse de l'abondance et de la structure des communautés de carnivores dans une réserve naturelle (Mlele, Tanzanie), qui pourra par la suite être extrapolée à la population globale des mammifères.

Les méthodes utilisées dans ce travail permettent de prendre en compte la totalité de la cohorte des carnivores, en incluant les espèces qui ne peuvent être identifiées individuellement. Ces méthodes permettent également de valoriser la grande quantité de données précédemment collectées et donc d'augmenter grandement la valeur des études par pièges photographique (Rowcliffe et Carbone, 2008).

Les résultats présentés dans cette thèse de bachelor ont démontré que les stratégies d'échantillonnages sont à adapter en fonction des objectifs à atteindre. En effet, la combinaison de deux modes d'échantillonnages au sein de la même unité ont permis la comparaison entre un échantillonnage systématique et un échantillonnage biaisé le long des routes. Il en ressort que :

1. Un échantillonnage biaisé le long des routes permet de détecter plus rapidement une bonne proportion des espèces présentes mais n'est pas représentatif de la structure de communauté ;

2. Un échantillonnage systématique a une détection plus lente des espèces mais est représentatif de la structure de communauté effective ;

3. La combinaison de deux caméras par unité d'échantillonnage représente la méthode d'échantillonnage la plus efficace pour un suivi des carnivores mais est trop coûteuse à mettre en place ;

4. Malgré la combinaison de ces deux modes d'échantillonnages, aucune espèce « habitat-spécifique » n'a été détectée ;

5. L'échantillonnage systématique actuel va être maintenu lors de la saison sèche et un échantillonnage biaisé le long des routes et pistes va être mis en place lors de la saison des pluies pour des raisons d'accès et de logistique.

Une adaptation de la stratégie d'échantillonnage en fonction des objectifs permettrait, par exemple, de mettre en place un échantillonnage biaisé le long des routes pour détecter plus facilement et rapidement les espèces de grands carnivores, ce qui permettrait d'obtenir suffisamment de données pour faire de la CMR sur ces espèces. Un échantillonnage systématique est quant à lui à favoriser si le gestionnaire est

intéressé à avoir un échantillonnage exhaustif permettant d'obtenir une image juste de la structure de communauté de mammifères présents dans la réserve. Finalement, une adaptation supplémentaire serait de mettre en place un échantillonnage stratifié par habitat pour détecter les espèces « habitat-spécifiques ».

Les données quantitatives récoltées devraient permettre la comparaison ultérieure entre une aire protégée à faible statut de protection avec des aires dont la réglementation est plus stricte, l'objectif étant de démontrer que les premières permettent également d'atteindre des objectifs de conservation. En effet, les résultats présentés ici semblent confirmer la tendance selon laquelle les aires protégées à statut de conservation plus faible permettent également de préserver une haute biodiversité de carnivores, ce qui pourrait amener des résultats quantitatifs quant aux allocations en termes de ressources suivant le type d'aires protégées (Pettorelli *et al*., 2010).

Cette étude participera peut-être à combler le manque d'études quantitatives traitant du rôle des prédateurs dans la conservation d'écosystèmes tout entier, vu qu'elle pourrait amener quelques pistes quant à leur potentiel structurant et à leur efficacité en tant que bio-indicateurs (Sergio *et al*., 2008). Une autre contribution serait d'utiliser les données sur la richesse spécifique de la cohorte de carnivores comme mesure de la biodiversité. En effet, la faible redondance d'espèces dans une cohorte de carnivores et leur richesse spécifique sont considérées comme un prédicteur fiable de la richesse spécifique de leurs proies (Woodroffe et Ginsberg, 2005 et Sergio *et al*., 2008).

Les stratégies de conservation et de gestion dépendent d'informations sur l'abondance. Les données d'abondance peuvent être complétées par des données de présence/absence et peuvent être analysées conjointement pour améliorer les estimations d'abondance. Ainsi, une amélioration future serait de combiner, comme Blanc *et al*. (2014), les données d'*occupancy* avec des données de capture-recapture afin d'améliorer les estimations d'abondance. L'un des avantages en est que cela permet de compléter les données des suivis intensifs avec des données d'observations fortuites. De plus, en combinant ces deux méthodes, l'ensemble de la base de données est exploitée, ce qui permet de développer des stratégies de conservation et de gestion sur des estimations d'abondance précises. De manière plus générale, les auteurs affirment que la combinaison de différentes sources de données dans un cadre statistique intégré a un grand potentiel, et en particulier pour des espèces cryptiques.

Finalement, ces analyses ont permis de formuler des recommandations sur une éventuelle modification des méthodes de monitoring ainsi que de proposer aux

gestionnaires des mesures spécifiques relatives à la conservation ainsi qu'à la gestion des carnivores dans la réserve. En effet, la détectabilité le long des routes semble tout aussi, voire plus, efficace que le suivi systématique en ce qui concerne les carnivores et plus particulièrement les grandes espèces (civette d'Afrique, hyène tachetée et léopard). Une adaptation du plan d'échantillonnage pourrait donc avoir des implications importantes, car cette stratégie est économique en temps et en coûts. Les mesures spécifiques proposées seront, dans un premier temps de définir précisément les aires potentielles à haut risque d'attaques et de conflits, ce qui permettrait de cibler les actions de gestion de conflits sur ces hotspots. Ces actions pourraient être de rentrer le bétail le soir et d'avoir des chiens de protection mais lorsque ces mesures de mitigation ne sont pas envisageables, un système de compensation devrait être mis en place bien que son financement reste encore à définir. De plus, afin de changer le regard des populations humaine sur les carnivores, il faudrait augmenter la participation des communautés dans la conservation et la préservation de la faune sauvage afin que les bénéfices qu'ils en retirent surpasse les pertes et dommages engendré par les carnivores.

Bibliographie

Articles scientifiques

Baeza, A. et Estades, C. (2010) *Effect of the landscape context on the density and persistence of a predator population in a protected area subject to environmental variability*. Biology Conservation: 7p.

Banda, T. Mwangulango, N. Meyer, B. Schwartz, M.W. Mbago, F. Sungula, M. et Caro, T. (2008) *The woodland vegetation of the Katavi-Rukwa ecosystem in wester Tanzania.* Forest Ecology and Management: 15p.

Burton, A.C. Sam, M.K. Kpelle, D.G. Balangtaa, C. Buedi, E.B. et Brashares, J. (2011) *Evaluation persistence and its predictors in a West African carnivore community*. Biological Conservation: 32p.

Cardillo, M. Purvis, A. Sechrest, W. Gittleman, J.L. Bieldy, J. et Mace, G.M. (2004) *Human population density and extinction risk in the World's carnivores*. PLoS Biol: 5p.

Caro, T. (2008) *Decline of large mammals in the Katavi-Rukwa ecosystem of western Tanzania*. African Zoology: 18p.

Caro, T. et Davenport, T.R.B. (2015) *Wildlife and wildlife management in Tanzania*. Conservation Biology: 8p.Crooks, K.R. (2002) *Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation*. Conservation Biology: 14p.

Caro, T.M. Jones, T. et Davenport, T.R.B. (2009) *Realities of documenting wildlife corridors in tropical countries*. Biological Conservation: 5p.

Cusack, J.J. Dickman, A.J. Rowcliffe, J.M. Carbone, C. Macdonald, D.W. et Coulson, T. (2015) *Random versus Game Trail-Based Camera Trap Placement Strategy for Monitoring Terrestrial Mammals Communities.* PLOS ONE: 14p.

Durant, S.M. Craft, M.E. Foley, C. Hampson, K. Lobora, A.L. Msuha, M. Eblate, E. Bukombe, J. Mchetto, J. et Pettorelli, N. (2010) *Does size matter? An investigation of habitat use across a carnivore assemblage in the Serengeti, Tanzania*. Journal of Animal Ecology: 11p.

Fischer, C. Tagand, R. et Hausser, Y. (2013) *Diversity and distribution of small carnivores in a miombo woodland within the Katavi region, Western Tanzania*. Small Carnivores Conservation: 7p.

Hausser, Y. et Mpuya, P. (2004) *Beekeeping in Tanzania: when the bees get out of the woods… An innovative cross sectoral approach to community based natural resource management*. Game and Wildlife Science: 21p.

Hausser, Y. Weber, H. et Meyer, B. (2009) *Bees, farmers, tourists and hunters: conflict dynamics around Western Tanzania protected areas*. Biodiversity and Conservation: 24p.

Hausser, Y. Tagand, R. Vimercati, E. Mermod, S. et Fischer, C. (2016) *Comparing survey methods to assess the conservation value of a community-managed protected area in western Tanzania*. African Journal of Ecology: 11p.

Hayward, M.W. (2006) *Prey preferences of spotted hyaena (Crocuta crocuta) and degree of dietary overlap with the lion (Panthera leo)*. Journal of Zoology: 9p.

Hayward, M.W. Henschel, P. O'Brien, J. Hofmeyr, M. Balme, G. et Kerley, G.I.H. (2006) *Prey preferences of the leopard (Panthera pardus)*. Journal of Zoologie: 16p.

Hayward, M.W. O'Brien, J. Hofmayr, M. et Kerley, G.I.H. (2006) *Prey preferences of the african wild dog lycaon pictus (Canidae: carnivora): ecological requirements for conservation*. Journal of Mammalogy: 10p.

Hayward, M.W. et Kerley, G.I.H. (2005) *Prey preferences of the lion (Panthera leo)*. Journal of Zoology: 14p.

Hayward, M.W. O'Brien, J. et Kerley, G.I.H. (2007) *Carrying capacity of large African predators: Predictions and tests*. Biological Conservation: 13p.

Hilty, J.A. Brooks, C. Heaton, E. et Merenlender, A.M. (2006) *Forecasting the effect of land-use change on native and non-native mammalian predator distribution*. Biodiversity Conservation: 18p.

Karanth, K.U. (1995) *Estimating tiger Panthera tigris populations from camera trap data using capture-recapture models*. Biology Conservation: 5p.

Karanth, K.U. Chundawat, R.S. Nichols, J.D. et Kumar, N.S. (2004) *Estimation of tiger densities in the tropical dry forests of Panna, Central India, using photographic capture-recapture sampling*. Animal Conservation: 6p.

Karanth, K.U. Nichols, J.D. (1998) *Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures*. Ecology: 11p.

Karanth, K.U. Nichols, J.D. Kumar, N.S. Link, W.A. et Hines, J.E. (2004) *Tigers and their prey: Predicting carnivore densities from prey abundance*. PNAS: 5p.

Karanth, K.U. Nichols, J.D. Kumar, N.S. et Hines, J.E. (2006) *Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling*. Ecology: 13p.

Kauffmann, M.J. Sanjayan, M. Lowenstein, J. Nelson, A. Joe, R.M. et Crooks, K.R. (2007) *Remote camera-trap methods and analyses reveal impacts of rangeland management on Namibian carnivore communities*. Oryx: 8p.

Kinnard, M.F. et O'Brien, T.G. (2012) *Effects of private-land use, livestock management, and human tolerance on diversity, distribution, and abundance of large African mammals*. Conservation Biology: 14p.

Koziarski, A. Kissui, B. et Kiffner, C. (2016) *Patterns and correlates of perceived conflict between humans and large carnivores in Northern Tanzania*. Biological Conservation: 9p.

MacKenzie, D. I. Nichols, J. D. Hines, J. E., Knutson, M. G. et Franklin, A. D. (2003) *Estimating site occupancy, colonization and local extinction probabilities when a species is not detected with certainty*. Ecology: 7p.

MacKenzie, D.I. et Nichols, J.D. (2004) *Occupancy as a surrogate for abundance estimation*. Animal Biodiversity and Conservation: 7p.

MacKenzie, D.I. Nichols, J.D. Lachman, G.B. Droege, S. Royles, J.A. et Langtimm, C.A. (2002) *Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one*. Ecology: 8p.

Michalski, F. Boulhosa, R.L.P. Faria, A. et Peres, C.A. (2006) *Human – Wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock*. Animal Conservation: 9p.

Msuha, M.J. Carbone, C.; Pettorelli, N. et Durant, S.M. (2012) *Conserving biodiversity in a changing world: land use change and species richness in northern Tanzania*. Biodiversity Conservation: 13p.

Newmark, W.D. (1996) *Insularization of Tanzanian parks and the local extinction of large mammals*. Conservation Biology: 7p.

Pettorelli, P. Lobora, A.L. Msuha, M.J. Foley, C. et Durant, S.M. (2010) *Carnivore biodiversity in Tanzania: revealing the distribution patterns of secretive mammals using camera traps*. Animal Conservation: 9p.

Rovero, F. et Marshall, A.R. (2009) *Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates*. Journal of applied science: 6p.

Royle, J.A. Nichols, J.D., (2003) *Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts*. Ecology: 14p.

Schuette, P. Wagner, A.P. Wagner, M.E. et Creel S. (2013) *Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures*. Biological Conservation: 11p.

Sergio, F. Caro, T. Brown, D. Clucas, B. Hunter, J. Ketchum, J. McHugh, K. et Hiraldo, F. (2008) *Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics: 19p.

Sollmann, R. Mohamed, A. Samejima, H. et Wilting, A. (2013) *Risky business or simple solution – Relative abundance indices from camera-trapping*. Biological Conservation: 8p.

Tobler, M.W. Carrillo-Percastegui, S.E. Pitman, R.L. Mares, R. et Powell, G. (2008) *An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals*. Animal Conservation: 10p.

Waltert, M. Meyer, B. et Kiffner, C. (2009) *Habitat availability, hunting or poaching: what affects distribution and density of large mammals in western Tanzania woodlands?*. Blackwell Publishing Ltd: 10p.

Woodroffe, R. (2000) *Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores*. Animal Conservation: 8p.

Woodroffe, R. et Ginsberg, J.R (1998) *Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas.* Science: 3p.

Littératures grise

Ancrenaz, M. Ross, A.J.H.J. Sollmann, R. et Wilting, A. (2012) *Handbook for wildlife monitoring using camera-traps*. BBEC II Secretariat, 83p.

Dickman, A.J. (2008) *Key determinants of conflict between people and wildlife, particularly large carnivores, around Ruaha National Park, Tanzania*. PhD Thesis, University College London (UCL) and Institute of Zoology, Zoological Society of London, 373p.

Dudley, N. (2008) *Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées*. Gland, Suisse, UICN, 96p.

Jones, T., Caro, T. et Davenport, T.R.B. (Eds.), 2009. *Wildlife Corridors in Tanzania*. Unpublished Report. Tanzania Wildlife Research Institute (TAWIRI), Arusha, 60p.

Juget, S. (2008) *Identification et évaluation des populations de moyens et grands mammifères et estimation préliminaire de l'exploitation de la faune dans la Beekeeping Zone de Mlele, Tanzanie*. Travail de Diplôme eil, Genève, 110p.

Kunz, F. Brun, L. Zurkinden, D. Breitenmoser-Würsten, C. Breitenmoser U. et Zimmermann, F. (2017) *Abundanz und Dichte des Luchses im Berner Oberland Ost: Fang-Wiederfang-Schätzung mittels Fotofallen im Teil-Kompartiment-IVb im Witner 2016/17*. KORA Bericht Nr. 77. 21p.

Mermod, S. (2012) *Etude et comparaison de la diversité spécifique des moyens et grands mammifères des deux aires protégées à statut de protection différent*. Thèse de bachelor hepia, Genève, 211p.

TAWIRI (2010) *Small fauna survey of the Selous-Niassa wildlife protection corridor*. Study Report N°9, Tanzania Wildlife Research Institute, 60p.

Zimmermann, F. Zurkinden, D. Brun, L. Breitenmoser-Würsten, C. Breitenmoser, U. et Kunz, F. (2017) *Abundanz und Dichte des Luchses in der Zentralschweiz Mitte: Fang-Wiederfang-Schätzung mittels Fotofallen im Teil-Kompartiment IIIb im Winter 2016/17*. KORA Bericht Nr. 78, 23p.

Ouvrages

Berthet, J. (2005) *Dictionnaire de biologie*. 1re édition, éditions DeBoeck, 1034p.

Campbell, N. A. et Reece, J. B. (2007) *Biologie*. 7ème édition française, éditions DeBoeck, 1482p.

Estes, R. (2012) *The behavior guide to African Mammals*. Univerity of California Press, Ltd. London, England, 611p.

Kingdon J. (2015) *Mammifère d'Afrique*. Delachaux et Niestlé, Paris, 272p.

Kingdon, J. et Hoffmann, M. (2013) *Mammals of Africa. Volum V: Carnivores, Pangolins, Equids and Rinoceroses*. Bloomsbury Publishing, London, 560p.

O'Connell A.F. Nichols J.D. et Karanth K.U. (2011) *Camera Traps in Animal Ecology: Methodes and Analyses*. Springer, London, 279p.

Ramade, F. (2009) *Eléments d'écologie, Ecologie fondamentale*. 4ème édition, Dunod, Paris, 690p.

Rovero F. et Zimmermann F. (2016) *Camera Trapping for Wildlife Research*. Exeter: Pelagic Publiching, UK, 232p.

Rovero, F. Tobler, M. et Sanderson, J. (2010) Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. *In* Eymann, J. Degreef, J. Häusser, C. Monje, J.C. Samyn, Y. et VandenSpiegel, D. (editors) *Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories and monitoring*. Abc Taxa, pp. 100–128.

Stuart, C. et Stuart, T. (2000) *A Field Guide to the Tracks & Signs of Souther and East African Wildlife.* Struik Nature, Cape Town, 310p.

Sutherland, W.J. (1996) *From Individual Behaviour to Population Ecology*. Oxford University Press, Oxford, 213p.

VanderSpiegel, D., *Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories – Volume 8.* Abc Taxa, Brussels, 28p.

Autres sources d'informations

Filière gestion de la nature (2017) *Directives pour la réalisation d'une thèse de bachelor*. hepia, document non publié.

Hausser et Fischer (2017) unpublished data.

Communications personnelles

Hausser Yves et Mermod Sandy, 2017, coordinateur de projet à l'ADAP

Hausser Yves, 2016, professeur à hepia, répondant hepia

Hausser Yves, 2017, professeur à hepia, répondant hepia

Zimmermann Fridolin, 2017, biologiste de la faune au KORA, conseiller scientifique

Sites internet

Association pour le Développement des Aires Protégées : http://www.adap.ch, consulté le 20.02.2017

BBC – Radio 4 : http://www.bbc.co.uk/radio4, consulté le 20.08.2017

Ruaha Carnivore Project : http://www.ruahacarnivoreproject.com, consulté le 19.08.2017

S.P.E.C.I.E.S. : http://carnivores.org, consulté le 21.08.2017

The IUCN Red List of Threaten Species : http://www.uicnredlist.org, consulté le 21.02.2017

Union Internationale pour la Conservation de la Nature : http://www.iucn.org, consulté le 23.02.2017

h e p i a
Haute école du paysage, d'ingénierie et d'architecture de Genève

Hes·so
Haute Ecole Spécialisée de Suisse occidentale

« Etude de l'abondance relative et de la structure d'une communauté de carnivores dans un écosystème de forêt sèche sur une base de données de pièges photographiques »

ANNEXES

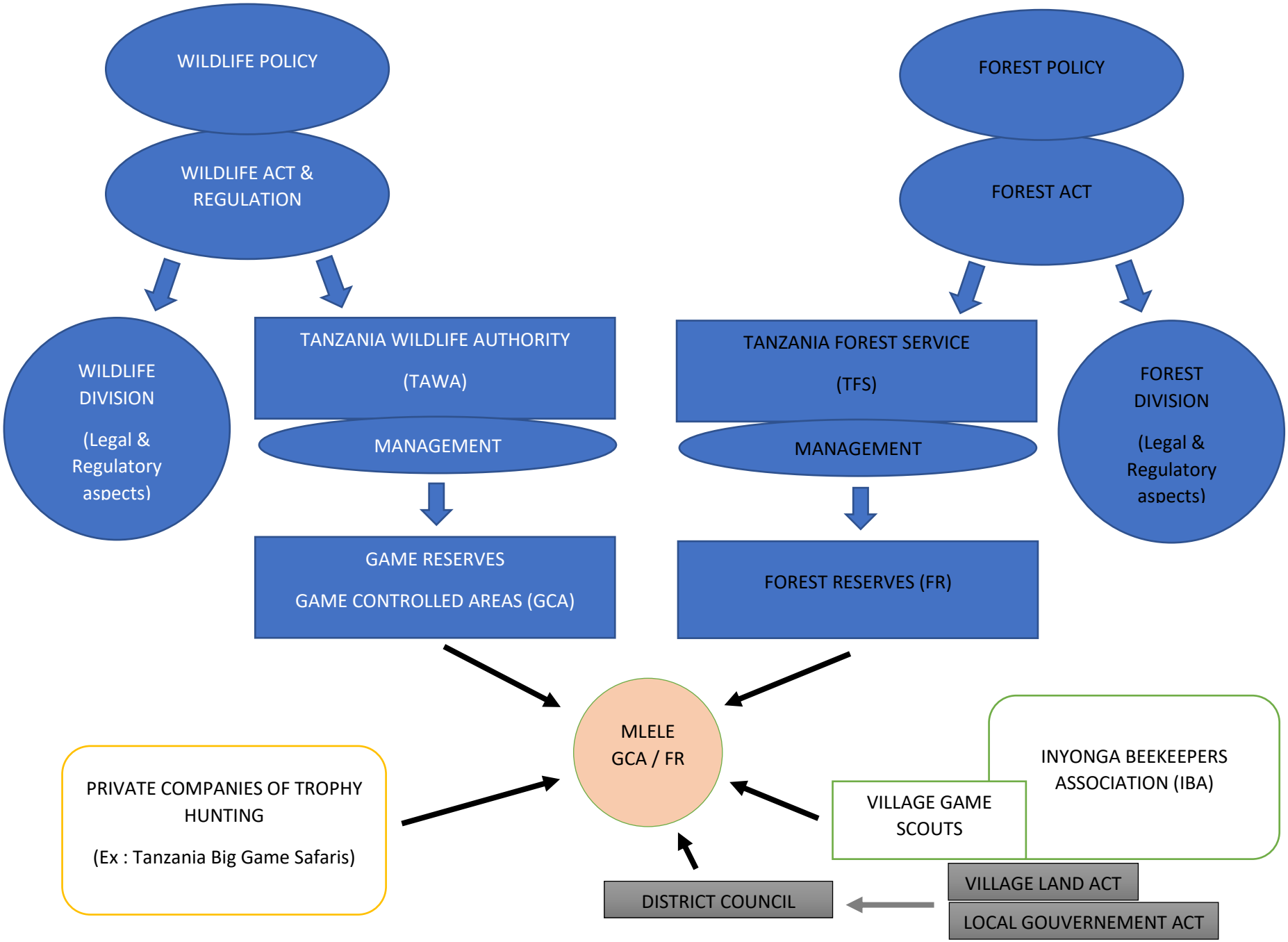
Thèse de Bachelor présentée par:

Damien ZURKINDEN

pour l'obtention du titre Bachelor of Science HES-SO en gestion de la nature

Septembre 2017

<u>ANNEXE 1</u> : Organigramme de la gestion de Mlele



ANNEXE 2 : Liste prédictive (basée sur la littérature) des mammifères présent dans l'écosystème Katavi-Rukwa*

*adapté de Mermod (2012)

N°	Ordre	Famille	Nom français	Nom anglais	Nom swahili	Nom latin	Red Liste*
1	Proboscidea	Elephantidae	Eléphant d'Afrique	African elephant	Tembo	*Loxodonta africana*	*VU*
2	Proboscidea	Hyracoidae	Daman des steppes	Bush hyrax	Pimbi	*Heterohyrax brucei*	*LC*
3	Proboscidea	Hyracoidae	Daman des arbres	Tree hyrax	Pimbi mti / Perere	*Dendrohyrax arboreus*	*LC*
4	Proboscidea	Orycteropodidae	Oryctérope	Aardwark	Muhanga	*Orycteropus afer*	*LC*
5	Artiodactyla	Bovidae	Impala	Impala	Swala pala	*Aepyceros melampus*	*LC*
6	Artiodactyla	Bovidae	Budale de Lichtenstein	Lichtenstein's hartebeest	Kongoni	*Alcelaphus lichtensteinii*	*LC*
7	Artiodactyla	Bovidae	Damalisque	Topi	Nyamera	*Damaliscus lunatus*	*LC*
8	Artiodactyla	Bovidae	Antilope rouanne	Roan antelope	Korongo	*Hippotragus equinus*	*LC*
9	Artiodactyla	Bovidae	Hippotrague noir	Sable antelope	Palahala	*Hippotragus niger*	*LC*
10	Artiodactyla	Bovidae	Cobe defassa	Defassa waterbuck	Kuro	*Kobus ellipsiprymnus*	*LC*
11	Artiodactyla	Bovidae	Puku	Puku	Sheshe	*Kobus vardoni*	*NT*
12	Artiodactyla	Bovidae	Dik-dik de Kirk	Kirk's dik dik	Digidigi	*Madoqua kirkii*	*LC*
13	Artiodactyla	Bovidae	Oréotrague	Klipspringer	Mbuzi mawe	*Oreotragus oreotragus*	*LC*
14	Artiodactyla	Bovidae	Ourébi	Oribi	Taya	*Ourebia ourebi*	*LC*
15	Artiodactyla	Bovidae	Raphicère de Sharpe	Sharpe's grysbok	Dondoro	*Raphicerus sharpei*	*LC*
16	Artiodactyla	Bovidae	Cobe des roseaux	Southern reedbuck	Tohe ndope	*Redunca arundinum*	*LC*
17	Artiodactyla	Bovidae	Redunca	Bohor reedbuck	Tohe	*Redunca redunca*	*LC*
18	Artiodactyla	Bovidae	Buffle d'Afrique	African buffalo	Nyati	*Syncerus caffer*	*LC*
19	Artiodactyla	Bovidae	Céphalophe bleu	Blue duiker	Ndimba / Paa chesi	*Philantombam onticola*	*LC*
20	Artiodactyla	Bovidae	Céphalophe couronné	Common duiker	Nsha / Nsya	*Sylvicapra grimmia*	*LC*
21	Artiodactyla	Bovidae	Eland du Cap	Common eland	Pofu	*Tragelaphus oryx*	*LC*
22	Artiodactyla	Bovidae	Guib harnaché	Bushbuck	Pongo / Mbawala	*Tragelaphus scriptus*	*LC*
23	Artiodactyla	Bovidae	Grand koudou	Greater kudu	Tandala mkubwa	*Tragelaphus stepsiceros*	*LC*

24	Artiodactyla	Giraffidae	Girafe	Giraffe	Twiga	*Giraffa camelopardalis*	*LC*
25	Artiodactyla	Hippopotamidae	Hippopotame	Hippopotamus	Kiboko	*Hippopotamus amphibius*	*VU*
26	Artiodactyla	Suidae	Phacochère commun	Warthog	Ngiri	*Phacocherus africanus*	*LC*
27	Artiodactyla	Suidae	Potamochère	Bushpig	Nguruwe pori / Mwitu	*Potamochoerus larvatus*	*LC*
28	Carnivora	Canidae	Chacal à flancs rayés	Side-striped jackal	Bweha miraba	*Canis adustus*	*LC*
29	Carnivora	Canidae	Chacal à chabraque	Black backed jackal	Bweha mgongo mweusi	*Canis mesolemas*	*LC*
30	Carnivora	Canidae	Lycaon	Wild dog	Mbwa mwitu	*Lycaon pictus*	*EN*
31	Carnivora	Felidae	Caracal	Caracal	Simbamangu	*Felis caracal*	*LC*
32	Carnivora	Felidae	Serval	Serval	Mondo	*Leptailurus serval*	*LC*
33	Carnivora	Felidae	Chat sauvage	Wild cat	Kimburu / Pakapori	*Felis sylvestris*	*LC*
34	Carnivora	Felidae	Léopard	Leopard	Chui	*Panthera pardus*	*NT*
35	Carnivora	Felidae	Lion	Lion	Simba	*Panthera leo*	*VU*
36	Carnivora	Herpestidae	Mangouste des marais	Marsh mongoose	Nguchiro maji	*Atilax paludinosis*	*LC*
37	Carnivora	Herpestidae	Mangouste à queue touffue	Bushy tailed mongoose	Nguchiro kijivu	*Bdeogale crassicaudata*	*LC*
38	Carnivora	Herpestidae	Mangue rayée	Banded mongoose	Nguchiro miraba	*Mungos mungo*	*LC*
39	Carnivora	Herpestidae	Mangouste naine du Sud	Dwarf mongoose	Nguchiro mfupi / Kitafe	*Helogale parvula*	*LC*
40	Carnivora	Herpestidae	Mangouste ichneumon	Egyptian mongoose	Nguchiro mkubwa	*Herpestes ichneumon*	*LC*
41	Carnivora	Herpestidae	Mangouste rouge	Slender mongoose	Nguchiro (mwembamba) / Kicheche	*Herpestes sanguinea*	*LC*
42	Carnivora	Herpestidae	Mangouste à queue blanche	White tailed mongoose	Nguchiro (mkiamweupe)	*Ichneumia albicauda*	*LC*
43	Carnivora	Herpestidae	Mangouste de Meller	Meller's mongoose	Nguchiro	*Rynchogale melleri*	*LC*
44	Carnivora	Hyaenidae	Hyène tachetée	Spotted hyena	Fisi	*Crocuta crocuta*	*LC*
45	Carnivora	Hyaenidae	Protèle	Aardwolf	Fisi Mdogo	*Proteles cristatus*	*LC*
46	Carnivora	Mustelidae	Ratel	Honey badger	Nyegere	*Mellivora capensis*	*LC*
47	Carnivora	Mustelidae	Zorille commune	Zorilla (striped polecat)	Kicheche	*Ictonyx striatus*	*LC*
48	Carnivora	Nandinidae	Nandinie	African palm civet	Fungo	*Nandinia binotata*	*LC*

49	Carnivora	Viverridae	Civette d'Afrique	African civet	Ngawa / Paka wa zabidi	*Civettictis civetta*	*LC*
50	Carnivora	Viverridae	Genette d'Angola	Miombo genet	Kanu / Kamsimba	*Genetta angolensis*	*LC*
51	Carnivora	Viverridae	Genette d'Europe	Common genet	Kamsimba	*Genetta genetta*	*LC*
52	Carnivora	Viverridae	Genette pardine	Large spotted genet	Kanu / Kamsimba / mavalevale	*Genetta maculata*	*LC*
53	Carnivora	Viverridae	Genette servaline	Servaline genet	Kanu	*Genetta servalina*	*LC*
54	Lagomorpha	Leporidae	Lièvre des rochers	Scrub hare	Sungura	*Lepus victoriae*	*LC*
55	Insectivora	Erinaceidae	Hérisson africain	White-bellied hedgehog	Kalunguyeye	*Atelerix albiventris*	*LC*
56	Perissodactyla	Equidae	Zèbre des plaines	Plain zebra	Punda milia	*Equus q. boehmi*	*LC*
57	Primates	Cercopithecinae	Cercopithèque diadème	Mitis monkey	Karasinga / Kima	*Cercopithecus mitis*	*LC*
58	Primates	Cercopithecinae	Vervet bleu	Vervet monkey	Tumbili	*Chlorocebus pygerythrus*	*LC*
59	Primates	Cercopithecinae	Cynocéphale	Yellow baboon	Nyani njano	*Papio cynocephalus*	*LC*
60	Primates	Galagonidae	Galago moholi	Southern lesser Galago	Komba mdogo	*Galago moholi*	*LC*
61	Primates	Galagonidae	Galago à queu touffue	Large-eared Greater Galogo	Komba makubwa	*Otolemur crassicaudatus*	*LC*
62	Rodentia	Hystricidae	Porc-épic à crête	African Porcupine	Nungunungu	*Hystrix africaeaustralis*	*LC*
63	Rodentia	Pedetidae	Lièvre sauteur	Spring hare	Kamendegere	*Pedetes surdaster*	*LC*
64	Pholidota	Manidae	Pangolin terrestre du Cap	Ground pangolin	Kakakuon (waaridhini)	*Smutia temminckii*	*LC*

*LC = least concern, NT = nearly threatened, VU = vulnerable, EN = endangered (IUCN, 2017)

ANNEXE 3 *: Liste prédictive (basé sur la litérature) des carnivores présent dans l'écosystème Katavi-Rukwa**

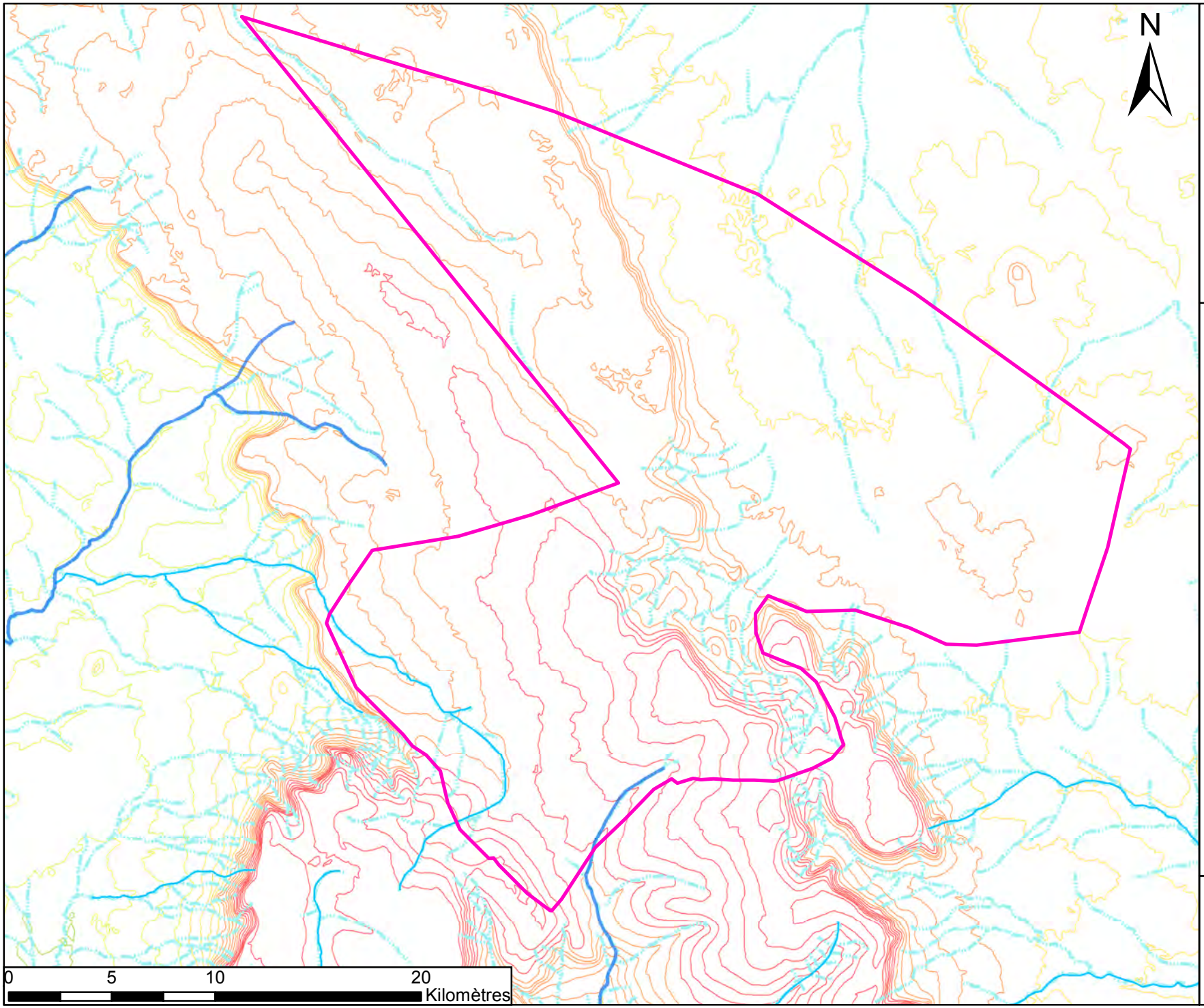
*adapté de Mermod (2012)

N°	Ordre	Famille	Nom français	Nom anglais	Nom swahili	Nom latin	Red Liste*
1	Carnivora	Canidae	Chacal à flancs rayés	Side-striped jackal	Bweha miraba	*Canis adustus*	*LC*
2	Carnivora	Canidae	Chacal à chabraque	Black backed jackal	Bweha mgongo mweusi	*Canis mesolemas*	*LC*
3	Carnivora	Canidae	Lycaon	Wild dog	Mbwa mwitu	*Lycaon pictus*	*EN*
4	Carnivora	Felidae	Caracal	Caracal	Simbamangu	*Felis caracal*	*LC*
5	Carnivora	Felidae	Serval	Serval	Mondo	*Leptailurus serval*	*LC*
6	Carnivora	Felidae	Chat sauvage	Wild cat	Kimburu / Pakapori	*Felis sylvestris*	*LC*
7	Carnivora	Felidae	Léopard	Leopard	Chui	*Panthera pardus*	*NT*
8	Carnivora	Felidae	Lion	Lion	Simba	*Panthera leo*	*VU*
9	Carnivora	Herpestidae	Mangouste des marais	Marsh mongoose	Nguchiro maji	*Atilax paludinosis*	*LC*
10	Carnivora	Herpestidae	Mangouste à queue touffue	Bushy tailed mongoose	Nguchiro kijivu	*Bdeogale crassicaudata*	*LC*
11	Carnivora	Herpestidae	Mangue rayée	Banded mongoose	Nguchiro miraba	*Mungos mungo*	*LC*
12	Carnivora	Herpestidae	Mangouste naine du Sud	Dwarf mongoose	Nguchiro mfupi / Kitafe	*Helogale parvula*	*LC*
13	Carnivora	Herpestidae	Mangouste ichneumon	Egyptian mongoose	Nguchiro mkubwa	*Herpestes ichneumon*	*LC*
14	Carnivora	Herpestidae	Mangouste rouge	Slender mongoose	Nguchiro (mwembamba) / Kicheche	*Herpestes sanguinea*	*LC*
15	Carnivora	Herpestidae	Mangouste à queue blanche	White tailed mongoose	Nguchiro (mkiamweupe)	*Ichneumia albicauda*	*LC*
16	Carnivora	Herpestidae	Mangouste de Meller	Meller's mongoose	Nguchiro	*Rynchogale melleri*	*LC*
17	Carnivora	Hyaenidae	Hyène tachetée	Spotted hyena	Fisi	*Crocuta crocuta*	*LC*
18	Carnivora	Hyaenidae	Protèle	Aardwolf	Fisi Mdogo	*Proteles cristatus*	*LC*
19	Carnivora	Mustelidae	Ratel	Honey badger	Nyegere	*Mellivora capensis*	*LC*
20	Carnivora	Mustelidae	Zorille commune	Zorilla (striped polecat)	Kicheche	*Ictonyx striatus*	*LC*
21	Carnivora	Nandinidae	Nandinie	African palm civet	Fungo	*Nandinia binotata*	*LC*
22	Carnivora	Viverridae	Civette d'Afrique	African civet	Ngawa / Paka wa zabidi	*Civettictis civetta*	*LC*
23	Carnivora	Viverridae	Genette d'Angola	Miombo genet	Kanu / Kamsimba	*Genetta angolensis*	*LC*
24	Carnivora	Viverridae	Genette d'Europe	Common genet	Kamsimba	*Genetta genetta*	*LC*
25	Carnivora	Viverridae	Genette pardine	Large spotted genet	Kanu / Kamsimba / mavalevale	*Genetta maculata*	*LC*
26	Carnivora	Viverridae	Genette servaline	Servaline genet	Kanu	*Genetta servalina*	*LC*

*LC = least concern, NT = nearly threatened, VU = vulnerable, EN = endangered (IUCN, 2017)

ANNEXE 4

Carte de la topographie et de l'hydrographie du terrain d'étude



Topographie et hydrographie

1:250 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Juin 2017

Légende

- Mlele BKZ
- rivières principales
- rivières secondaires
- rivières temporaires

Courbes de niveau

- 800 -900 m alt
- 901 -1000 m alt
- 1001 -1100 m alt
- 1101 -1200 m alt
- 1201- 1400 m alt
- 1401 -1600 m alt

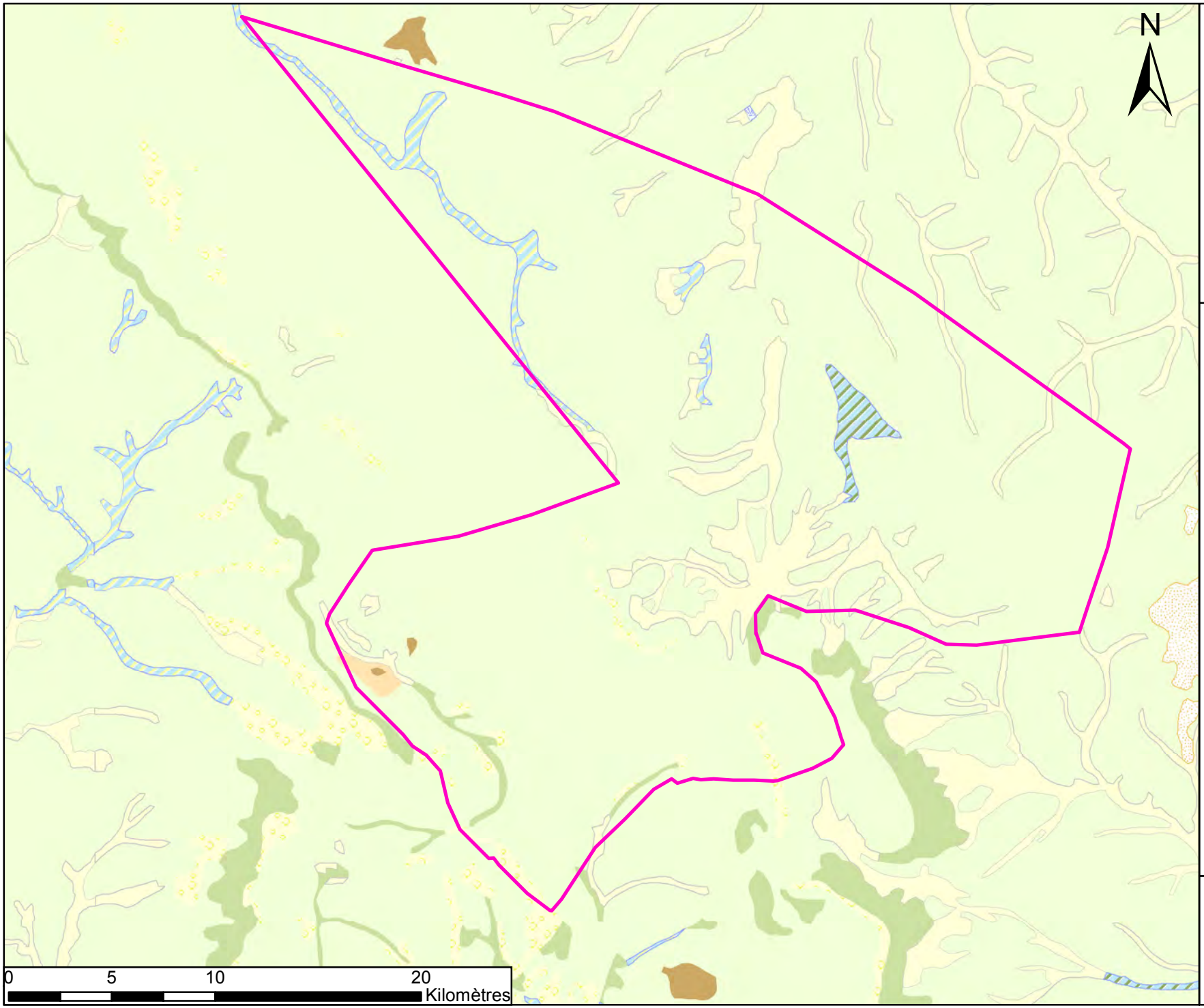
hepia Haute école du paysage, d'ingénierie et d'architecture de Genève

Hes·so Genève

© base layers adapted from ADAP and hepia

ANNEXE 5

Carte de la végétation du terrain d'étude



Végetation

1:250 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Juin 2017

Légende

- Mlele BKZ

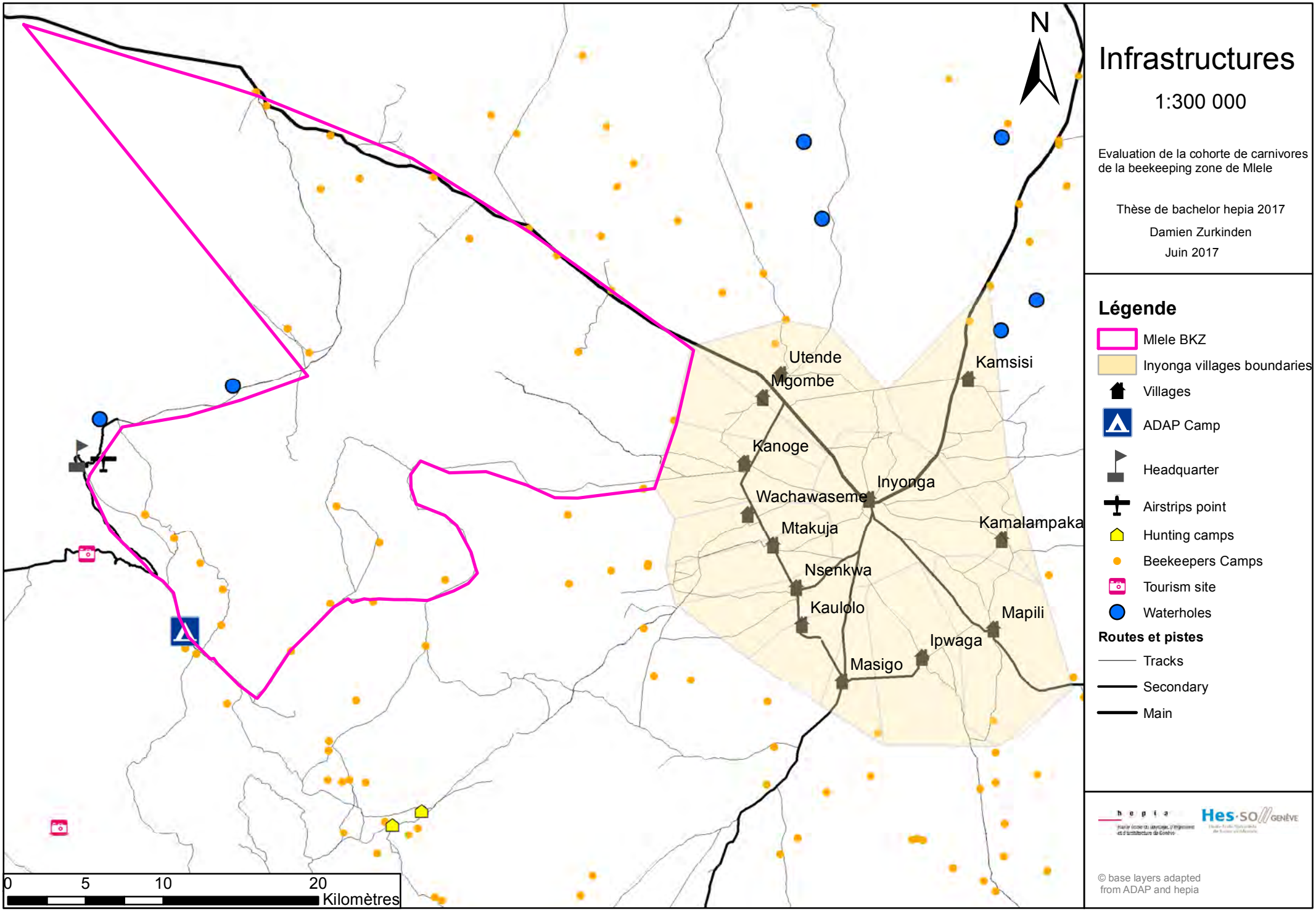
Végetation

- open grassland seasonally inundated
- open woodland
- dense bushland
- thicket
- urban area
- bare soil
- grassland with scattered cultivation
- bushed grassland
- closed woodland
- woodland with scattered cultivation
- bushland with emergent trees
- swamp
- wooded grassland seasonally inundated
- open bushland
- natural forest
- wooded grassland
- mixed cultivation
- bushland with scattered cultivation
- open grassland

© base layers adapted from ADAP and hepia

ANNEXE 6

Carte des infrastructures présentes sur le terrain d'étude



Infrastructures

1:300 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Juin 2017

Légende

- Mlele BKZ
- Inyonga villages boundaries
- Villages
- ADAP Camp
- Headquarter
- Airstrips point
- Hunting camps
- Beekeepers Camps
- Tourism site
- Waterholes

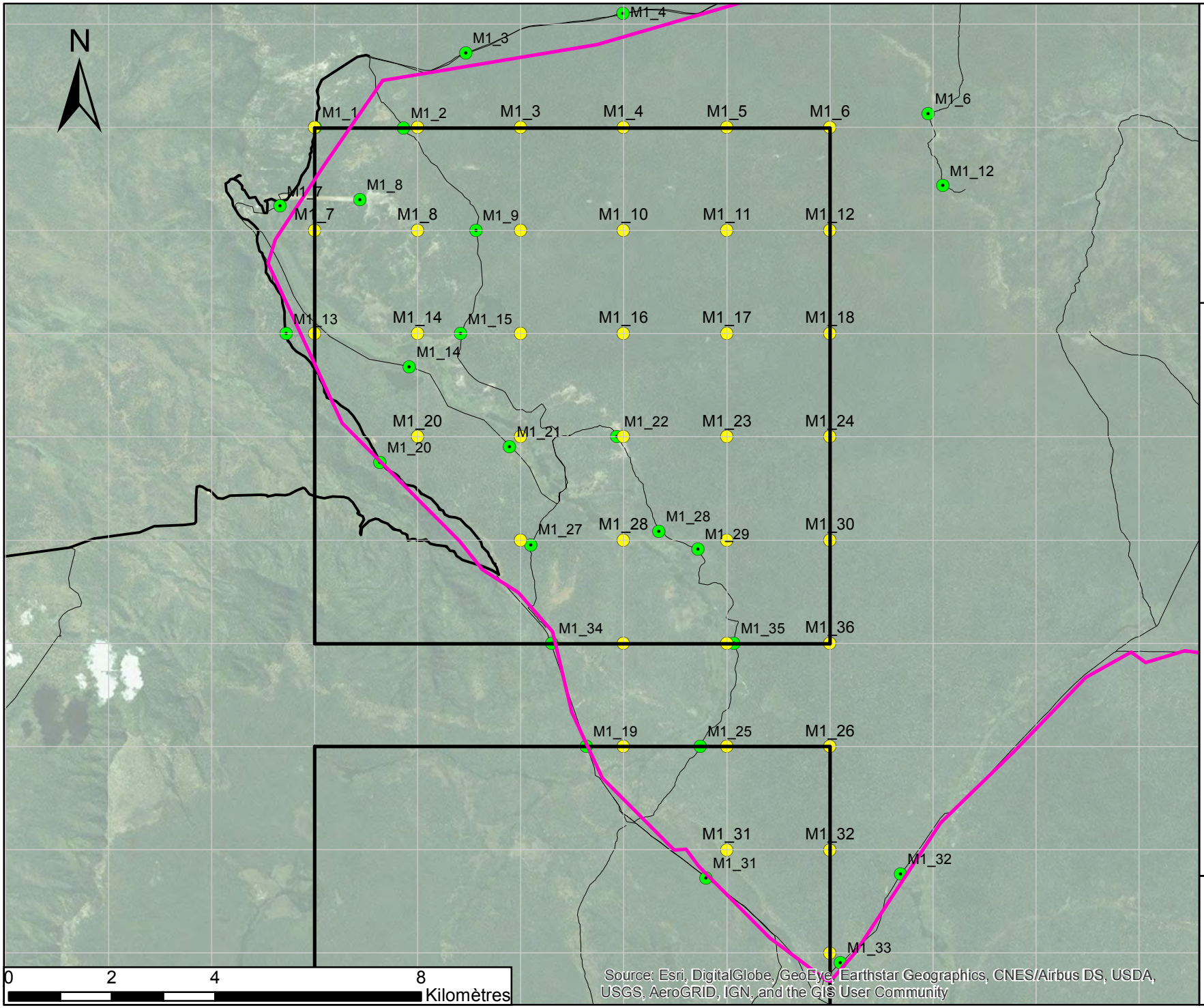
Routes et pistes

- Tracks
- Secondary
- Main

© base layers adapted from ADAP and hepia

ANNEXE 7

Carte des sites de pose projetés



Site de pose des pièges photographiques

1:100 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Juin 2017

Légende

- Mlele BKZ
- Quadrat M1
- Maillage de 2x2km
- PP systématique
- PP routes

Routes et pistes

- Tracks
- Secondary
- Main

© base layers adapted from ADAP and hepia

ANNEXE 8 : Coordonnées GPS PP

	Projeté				Réel			
	Systématique		**Routes**		**Systématique**		**Routes**	
	E	S	E	S	E	S	E	S
M1_1	31.61058	-6.68640	31.61063	-6.68688	31.61028	-6.68640	31.61065	-6.68707
M1_2	31.62867	-6.68645	31.62656	-6.68640	31.62887	-6.68636	31.62676	-6.68683
M1_3	31.64676	-6.68650	31.63678	-6.67364			31.63705	-6.67341
M1_4	31.66485	-6.68655	31.66552	-6.66719				
M1_5	31.68294	-6.68660						
M1_6	31.70104	-6.68665	31.71874	-6.68483				
M1_7	31.61053	-6.70449	31.60432	-6.69992	31.61033	-6.70394	31.60398	-6.70045
M1_8	31.62862	-6.70454	31.61816	-6.69970				
M1_9	31.64671	-6.70459	31.63930	-6.70419	31.64731	-6.70403	31.63884	-6.70418
M1_10	31.66480	-6.70464						
M1_11	31.68290	-6.70469						
M1_12	31.70099	-6.70473	31.72027	-6.69710				
M1_13	31.61448	-6.72257	31.60557	-6.72237	31.61130	-6.72193	31.60547	-6.72229
M1_14	31.62857	-6.72262	31.62696	-6.72870	31.62931	-6.72374	31.62712	-6.72860
M1_15	31.64666	-6.72268	31.63664	-6.72298	31.64634	-6.72187	31.63611	-6.72189
M1_16	31.66476	-6.72272						
M1_17	31.68285	-6.72277						
M1_18	31.70094	-6.72282						
M1_19	31.66491	-6.79486	3165812	-6.79510	31.66519	-6.79459	31.65811	-6.79531
M1_20	31.62852	-6.74071	31.62195	-6.74513	31.62817	-6.74122	31.62236	-6.74542
M1_21	31.64661	-6.74076	31.64494	-6.74206	31.64642	-6.74114	31.64660	-6.74319
M1_22	31.66471	-6.74081	31.66375	-6.74107	31.66504	-6.74080	31.66375	-6.74094
M1_23	31.68280	-6.74086						
M1_24	31.70089	-6.74091						
M1_25	31.68267	-6.79543	31.67797	-6.79489	31.68282	-6.79552	31.67819	-6.79479
M1_26	31.70121	-6.79495						
M1_27	31.64656	-6.75885	31.64829	-6.75930	31.64685	-6.75848	31.64851	-6.75944
M1_28	31.66466	-6.75890	31.67102	-6.75728	31.66470	-6.75912	31.67113	-6.75745
M1_29	31.68275	-6.75895	31.67780	-6.75991	31.68288	-6.75927	31.67785	-6.75987
M1_30	31.70084	-6.75900						
M1_31	31.68210	-6.81318	31.67869	-6.81813	31.68230	-6.81299	31.67884	-6.81797
M1_32	31.70064	-6.81323	31.71317	-6.81770	31.70038	-6.81349	31.71326	-6.81747
M1_33	31.70059	-6.83072	31.70268	-6.83255	31.70080	-6.83059	31.70248	-6.83308
M1_34	31.66461	-6.77699	31.65190	-6.77759	31.66530	-6.77675	31.65227	-6.77750
M1_35	31.68270	-6.77704	31.68428	-6.77716	31.68258	-6.77664	31.68419	-6.77686
M1_36	31.70080	-6.77708						

ANNEXE 9 *: Planning provisoire tel que présenté lors de l'EBM*

FEVRIER	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28			
THESE						Recherches bibliographique							Recherches bibliographique							Rédaction Plan de travail				RENDU PLAN DE TRAVAIL			Recherches bibliographique				
Info																															

MARS	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
THESE						Recherches bibliographique								RDV répondant hepia						Rédaction							Rédaction				
Info																															

AVRIL	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
THESE			Production des Annexes			RDV répondant hepia et conseiller scientifique	Rédaction			Finalisation / Impression			RENDU EBM											Réalisation du poster							
Info														Pâques																	

MAI	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
THESE		Réalisation du poster + PPT			RDV répondant hepia			Préparation de la soutenance + PPT				ORAL EBM													Ascencion					RDV répondant hepia	
Info																															

JUIN	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu.	Ven.	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
THESE					Pentecôte	Travail sur la base de données						Travail sur la base de données				RDV répondant hepia et conseiller scientifique			Préparation au départ	Départ de Genève	Arrivée à Dar es Salam	Obtention des permis		Départ et Arrivée à Inyonga + Obtention du VISA		Mise en place des pièges photos				
Info																															

JUILLET	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeud	Ven	Sam	Dim.	Lun.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
THESE			Rédaction							Interviews	Contrôl des pièges	Rédaction + Annexes					Analyses							Retrai des pièges photos						
Info																															

AOUT	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeud	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
THESE		Analyses					Rédaction + Annexes							Finalisation / Impression							Rendu (+10j)	Départ et Arrivé à Genève		Réalisation du poster				Réalisation du poster + PPT			
Info																															

SEPTEMBRE	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeud	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven.	Sam.	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
THESE				Préparation de la soutenance + PPT							Défense et rendu du poster							Corrections finales TB							Corrections finales TB					
Info																															

OCTOBRE	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeud	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven.	Sam.	Dim.	Lun.	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
THESE		Corrections finales TB				Rendu final																									
Info																															

***ANNEXE 10* : Planning de la thèse de Bachelor**

FEVRIER	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28			
THESE						Recherches bibliographique							Recherches bibliographique							Rédaction Plan de travail				RENDU PLAN DE TRAVAIL			Recherches bibliographique				
Info																															

MARS	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
THESE						Recherches bibliographique								RDV répondant hepia						Rédaction							Rédaction				
Info																															

AVRIL	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
THESE			Production des Annexes			RDV répondant hepia et conseiller scientifique	Rédaction			Finalisation / Impression			RENDU EBM												Réalisation du poster						
Info														Pâques																	

MAI	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
THESE		Réalisation du poster + PPT			RDV répondant hepia			Préparation de la soutenance + PPT				ORAL EBM													Ascencion					RDV répondant hepia	
Info																															

JUIN	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu.	Ven.	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
THESE					Pentecôte	Travail sur la base de données						Travail sur la base de données				RDV répondant hepia et conseiller scientifique			Préparation au départ	Départ de Genève	Arrivée à Dar es Salam	Obtention des permis									
Info																															

JUILLET	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeud	Ven	Sam	Dim.	Lun.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
THESE			Obtention des permis				Arrivée à Tabora	Arrivée à Inyonga		Pose des pièges		Chargement batteries Tabora		Pose des pièges		Chargement batteries Tabora		Rédaction		Interviews				Control batteries							
Info																															

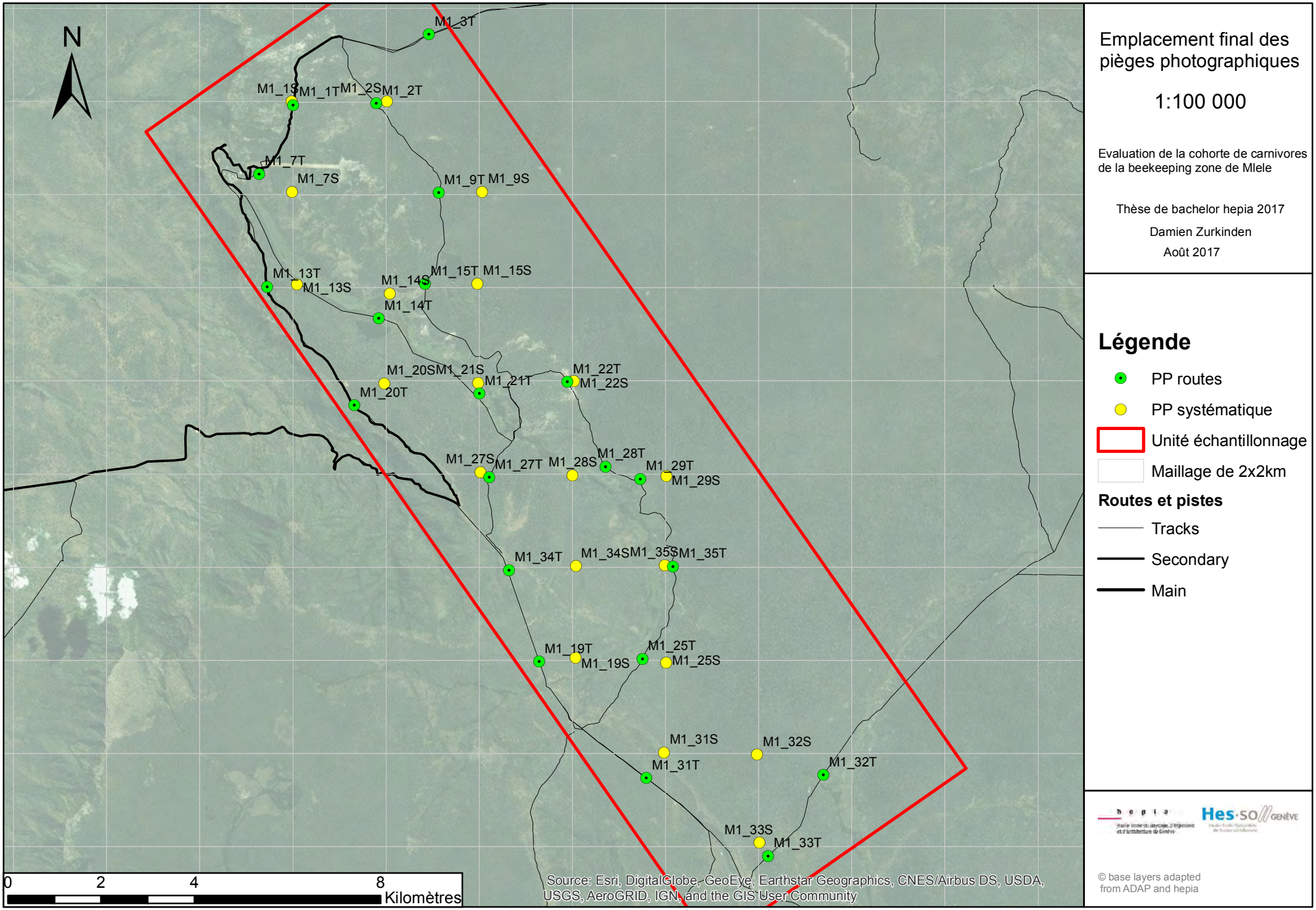
AOUT	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeud	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
THESE				Dépose des pièges							Analyse + Rédaction										Départ d'Inyonga	Arrivée à Genève	Relecture		Rendu TB			Rattrapage projet téchnique			
Info																															

SEPTEMBRE	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeud	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven.	Sam.	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
THESE				Rattrapage projet téchnique							Défense et rendu du poster							Corrections finales TB							Corrections finales TB					
Info																															

OCTOBRE	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeud	Ven	Sam	Dim	Lun	Mar	Mer	Jeu	Ven.	Sam.	Dim.	Lun.	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
THESE		Corrections finales TB				Rendu final																									
Info																															

ANNEXE 11

Carte de l'emplacement définitif des pièges photographique



Emplacement final des pièges photographiques

1:100 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Août 2017

Légende

- PP routes
- PP systématique
- Unité échantillonnage
- Maillage de 2x2km

Routes et pistes

- Tracks
- Secondary
- Main

© base layers adapted from ADAP and hepia

ANNEXE 12* : Collecte de données au moyen de PP

* adapté de Mermod (2012)

Pose des pièges

1. Vérifier qu'on a tout le matériel avant de partir : pièges, piles, cartes mémoires, chaînes, cadenas, clés avec porte-clés, protocoles, GPS et batteries pour le GPS.

2. Enregistrer les coordonnées du site de pose.

3. Déplacement en véhicule jusqu'à l'endroit du site de pose non-systématique. Ne pas mettre les batteries dans les PP !

4. Suivre la direction indiquée par le GPS pour le site de pose systématique.

5. Arrivé au site, choisir un endroit dans un rayon de 100m selon les critères suivants :

- A 3 m minimum d'un passage avéré d'animaux (sentiers, traces, carcasse, point d'eau, etc.) et 15 m maximum (détection des animaux jusqu'à 15 m en face de l'appareil d'après le fabricant).
- Sur un arbre solide qui résiste aux détériorations des animaux et ne bouge pas sous l'effet du vent.
- Positionnement à 0.5 - 1 m du sol. Peut-être plus ou moins haut selon la configuration du terrain. Dans ce cas, l'inclinaison du PP sera nécessaire au moyen d'un bois calé entre le tronc et le PP.
- Dégager/supprimer la végétation devant le PP.
- Faire attention à l'exposition en plein soleil. Les vagues de chaleur peuvent faire déclencher l'appareil !
- Eviter les endroits fortement fréquentés par les hommes.

6. Mettre la carte mémoire puis les batteries dans l'appareil.

7. Régler l'appareil : date, heure et mettre en position « test »

8. Fixer le piège au tronc au moyen de la sangle.

9. Tester le déclenchement en passant devant à l'endroit idéal.

10. Armer à 1 min d'intervalle entre les photos, fermer et cadenasser l'appareil.

11. Faire la photo de démarrage en passant avec une ardoise ou feuille blanche, où sont notés: START, le site, les coordonnées, la date et l'heure.

Attention : attendre 40 s avant le déclenchement de la première photo, ne pas parti avant !

12. Remplir le protocole de terrain et prendre une photo (éloigné) du milieu où le piège a été posé. Ne pas oublier d'enregistrer les coordonnées de l'emplacement final du piège.

Contrôle des pièges

1. Photo intermédiaire : TEST, le site, les coordonnées, la date et l'heure.

2. Ouvrir l'appareil.

3. Noter le nombre de photos prises.

4. Mettre le piège sur « off » et visualiser les photos à l'aide d'un ordinateur, d'un appareil photos ou de Cuddeview. Attendre que la lumière verte soit éteinte pour enlever la carte mémoire !

5. Changer l'angle ou la hauteur du piège si besoin (d'après les photos).

6. Vérification de la charge des batteries et les remplacer si nécessaire.

7. Réarmer le piège.

8. Refaire une photo de démarrage.

9. Noter sur le protocole les actions effectuées.

Retrait des pièges

1. Photo de fin avec l'ardoise : END, le site, les coordonnées, la date et l'heure.

2. Noter nombre de photos prises, l'heure et la date sur le protocole.

3. Mettre le piège sur off, mettre la carte mémoire dans un étui (ou les laisser dans le pièges si pas d'endroit sûr où les mettre) et retirer les batteries. Attendre que la lumière verte soit éteinte pour enlever la carte mémoire !

4. Enlever le piège.

Matériel nécessaire pour l'étude par pièges photos

- 41 pièges photos numériques avec un Passive Infrared Motion Detector (PIR) avec cartes mémoires SD : modèle TrophyCAM HD de la marque Bushnell.
- 192 batteries rechargeables NiMH (120 de 1.2 V et 9000mAh et 72 de 1.2 V et 7000 mAh) + une quarantaine supplémentaire pour charger en avance et permettre le remplacement des batteries vides sur le terrain lors des contrôles.
- 42 chaînes, cadenas et clé avec porte-clés.
- 1 gros chargeurs de batterie.
- 2 GPS et des batteries rechargeables.
- 1 véhicules 4x4.
- Guides de terrain.
- Cartes avec sites, routes, courbes de niveau et infrastructures.
- Protocoles de terrain.
- Feuille avec coordonnées des sites.
- Ordinateur portable avec le programme ArcGIS, Excel, R et Photoshop

ANNEXE 13 : Protocole PP

installation		information								Checking batteries			Recovery			
Date	time	Camera no	Card no	Lock no	Coordinates	Grid number	Cross point number	Time lag	Habitats (MBUGA, MSITU ULIO Funga, MSITU ULIO WAZI, BUSH)	Date	Time	Empty ?	Date	Time	No of pictures	Empty battery

ANNEXE 14 : Interview semi-structuré *

*adapté de Dickman (2008)

1. Date	2. Interview no.	3. Interviewer		

4. Localisation GPS			5. Village
S:		E:	

6. Nom	7. Age	8. Sex	9. Groupe Ethnique	10. Fonction

Connaissances et attitudes

11. Please tell me all of the wild animals that live in the area around the village (within 1 day's walk) that you may think of:

1	
2	
3	
4	
5	
6	
7	
8	
9	
10	

12. What do you think about wild animals living in the area around the village (within 1 day's walk)?

13. Which animal (even if it has not been mentioned so far) causes the biggest problems in the area (within 1 day's walk) and why?

14. What do you think has happened to the numbers of the following animals in the area?

	Increase	Decrease	Stayed the same	Don't know
Lion				
Leopard				
Spotted hyaena				
African wild dog				

15. What would you like to see happen to the numbers of the following animals in the area?

	Increase	Decrease	Disapper completely	Stay the same	Don't know	Why?
Lion						
Leopard						
Spotted hyaena						
African wild dog						

Fréquence d'observation et attaques

16. When was the last attack on your livestock by … ?	Lion	Leopard	Spotted hyaena	African wild dog
17. Season of attack (dry/wet)				
18. Location of attack				
19. Time of day of attack				
20. Livestock type attacked				
21. Who was with the livestock?				
22. Number of predators involved				
23. What happened to the predator?				

24. When was the last time you saw … around the village?	Lion	Leopard	Spotted hyaena	African wild dog
25. Season of sighting (dry/wet)				
26. Time of day				
27. How many				
28. What were they doing?				

29. Has anyone her been attacked by … ?	Lion	Leopard	Spotted hyaena	African wild dog
30. Year of attack				
31. Location of attack				
32. Season of attack (dry/wet)				
33. What was the person doning?				
34. Was the person injured or killed?				
35. What appened to the predator				
Actions				

36. Do people in the area use poisons or traps to control the numbers of predators here?	Yes/No	If yes, type?	If no, why not?

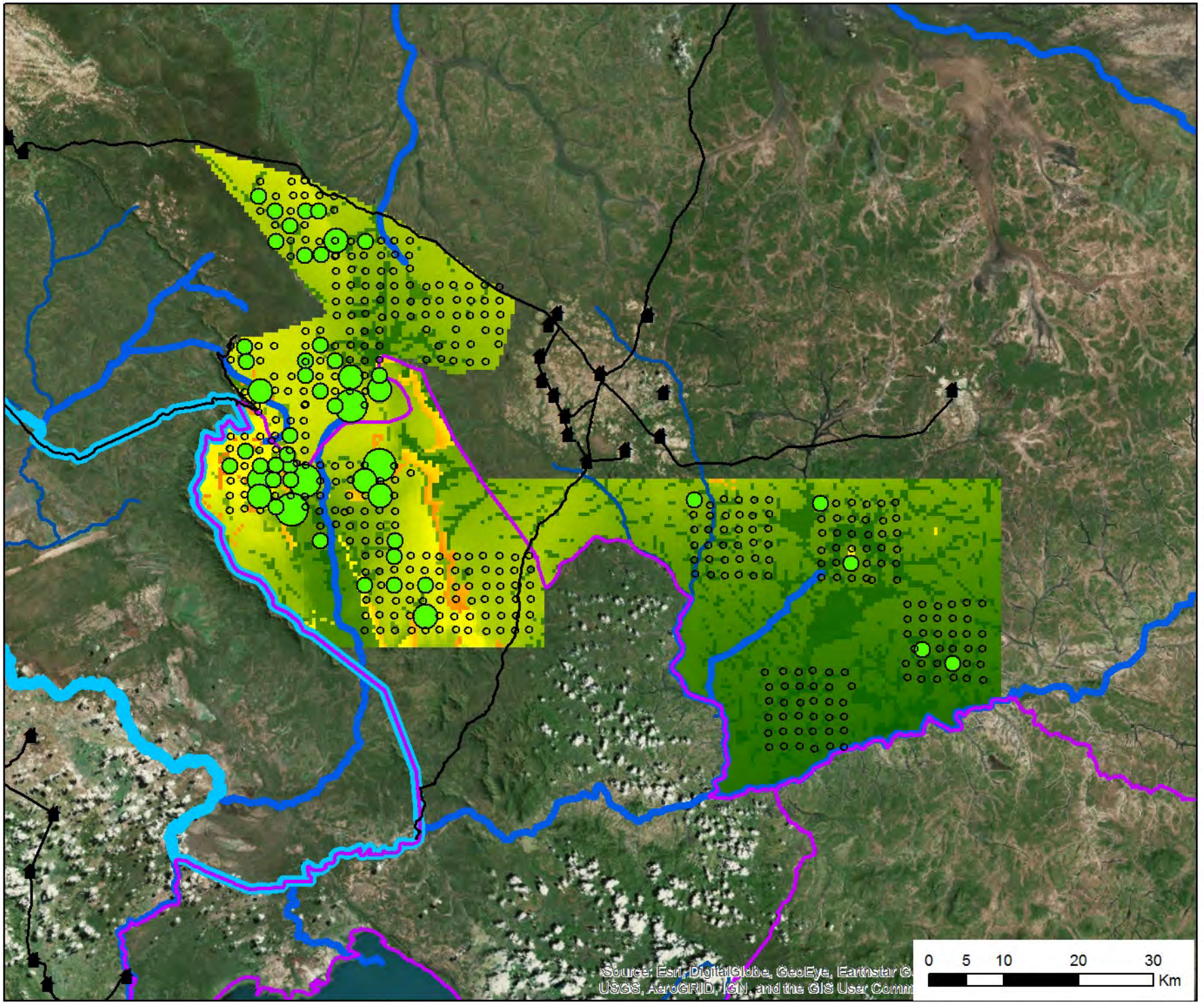
37. Have you ever killed a predator	Yes/No	If yes, what kinds, how many, and when?

38. What do you think are the most effective ways of protecting livestock from predator?
39. Do you use these methods? If not, why not?
Thank you for your participation!

ANNEXE 15

Carte de l'occupancy des six espèces de carnivores étudiées plus en détail

Source : Valdez (2017)



Study area

N

Legend

Detected Bdeogale - Days

- 0
- 1 - 2
- 3 - 5
- 6 - 9
- Villages
- Main & Secondary roads
- Game Reserve
- Katavi National Park
- main_rivers
- Rivers major

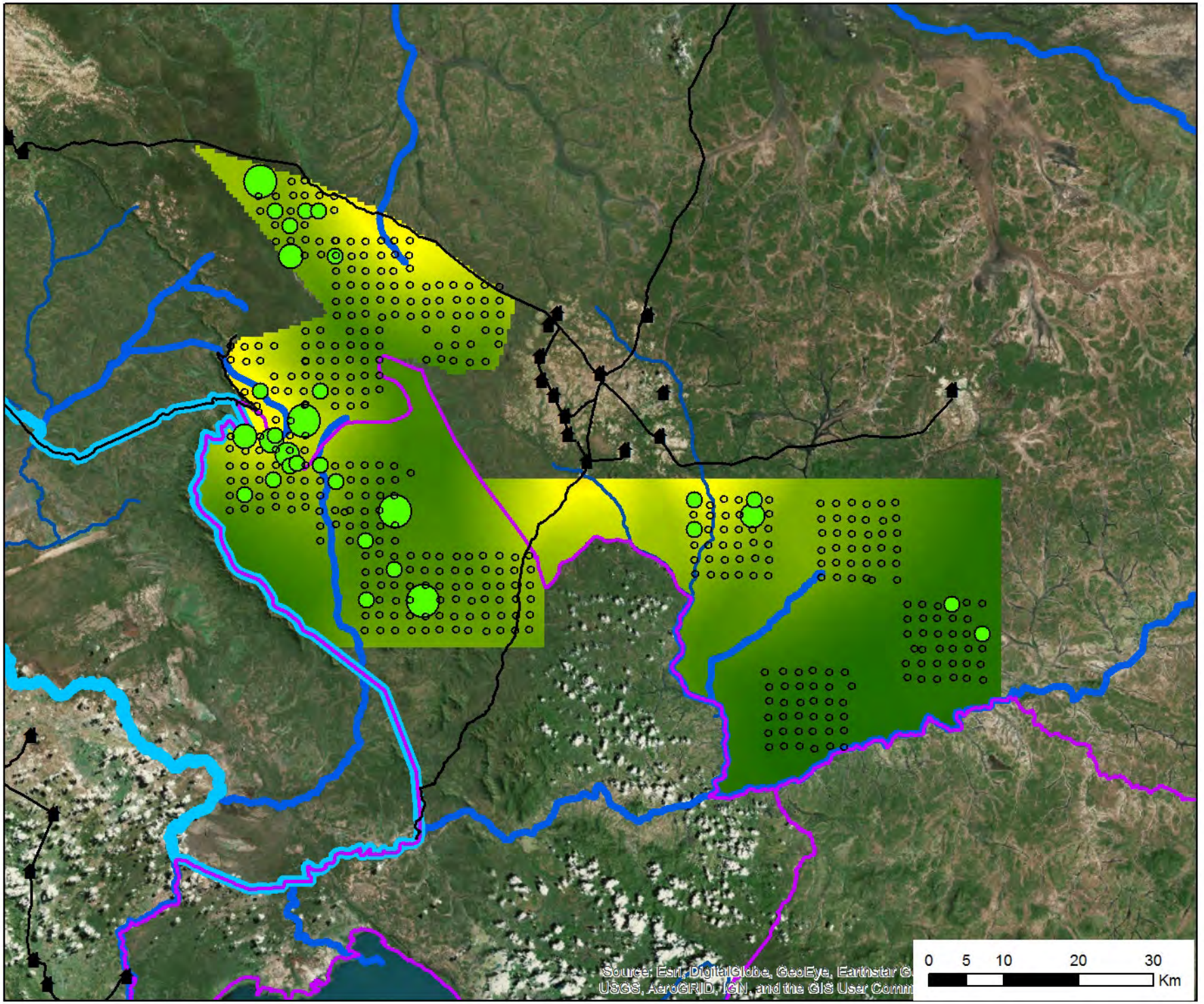
Occupancy Bdeogale

Occupancy

1

0

© base layers adapted from ADAP and hepia



Study area

N

Legend

Detected Civet - Days

- 0
- 1
- 2
- 3 - 4
- Villages
- Main & Secondary roads
- Game Reserve
- Katavi National Park
- main_rivers
- Rivers major

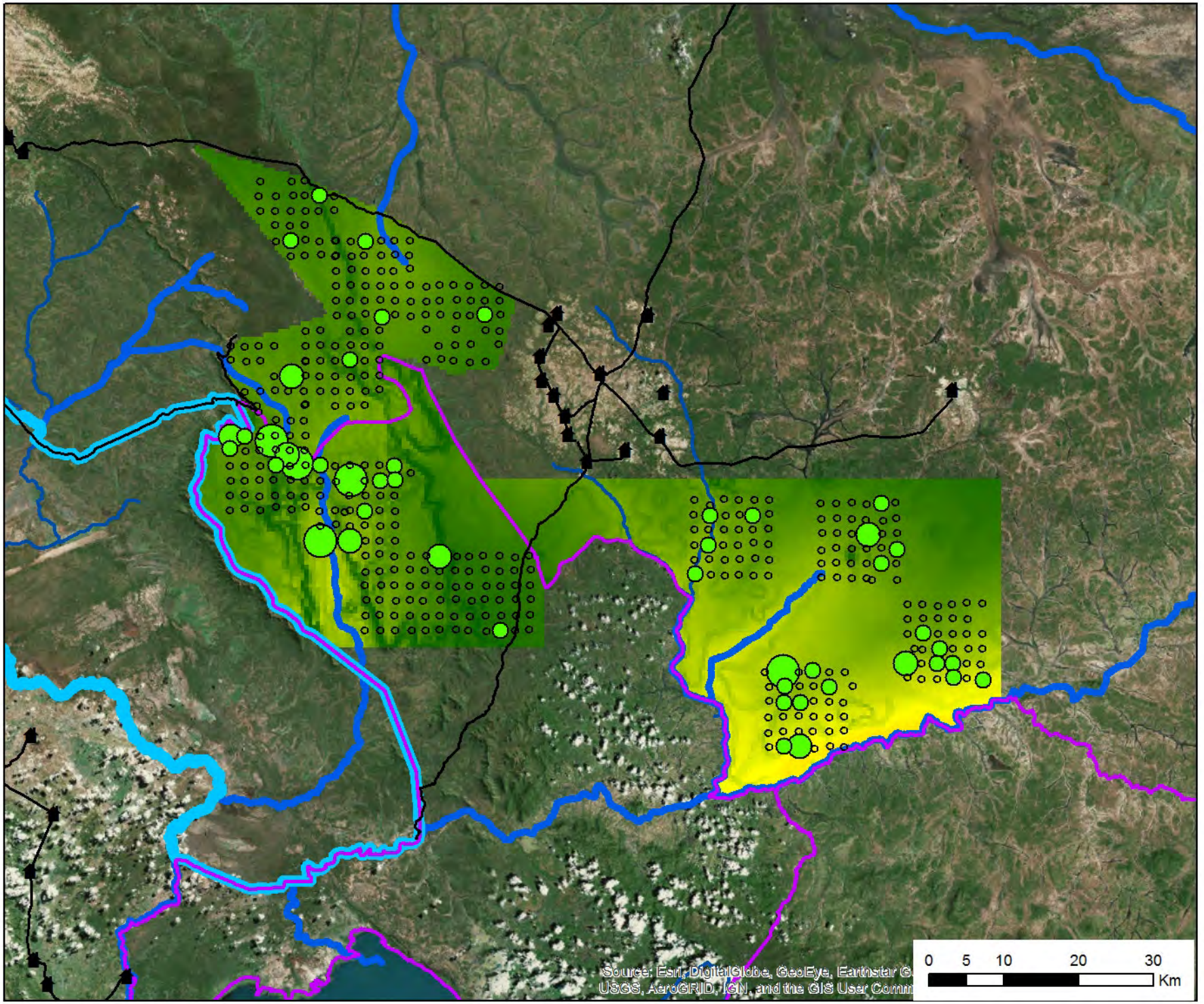
Occupancy Civet

Occupancy

1

0

© base layers adapted from ADAP and hepia



Study area

N

Legend

Detected Crocuta - Days

- 0
- 1
- 2
- 3 - 4
- Villages
- Main & Secondary roads
- Game Reserve
- Katavi National Park
- main_rivers
- Rivers major

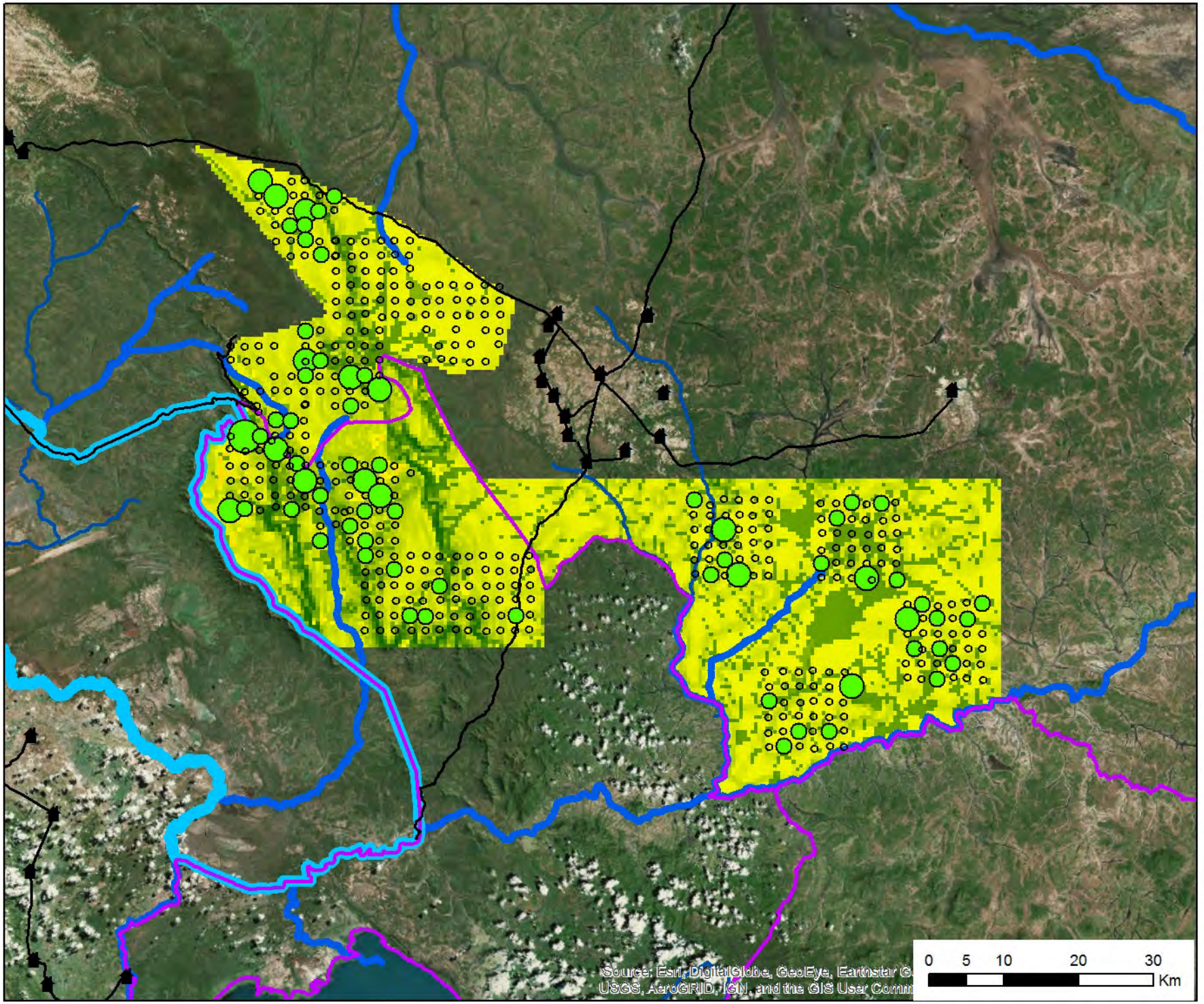
Occupancy

Crocuta Crocuta

1

0

© base layers adapted from ADAP and hepia



Study area

N

Legend

Detected Genetta a. - Days

- 0
- 1 - 2
- 3 - 6
- 7 - 9
- Villages
- Main & Secondary roads
- Game Reserve
- Katavi National Park
- main_rivers
- Rivers major

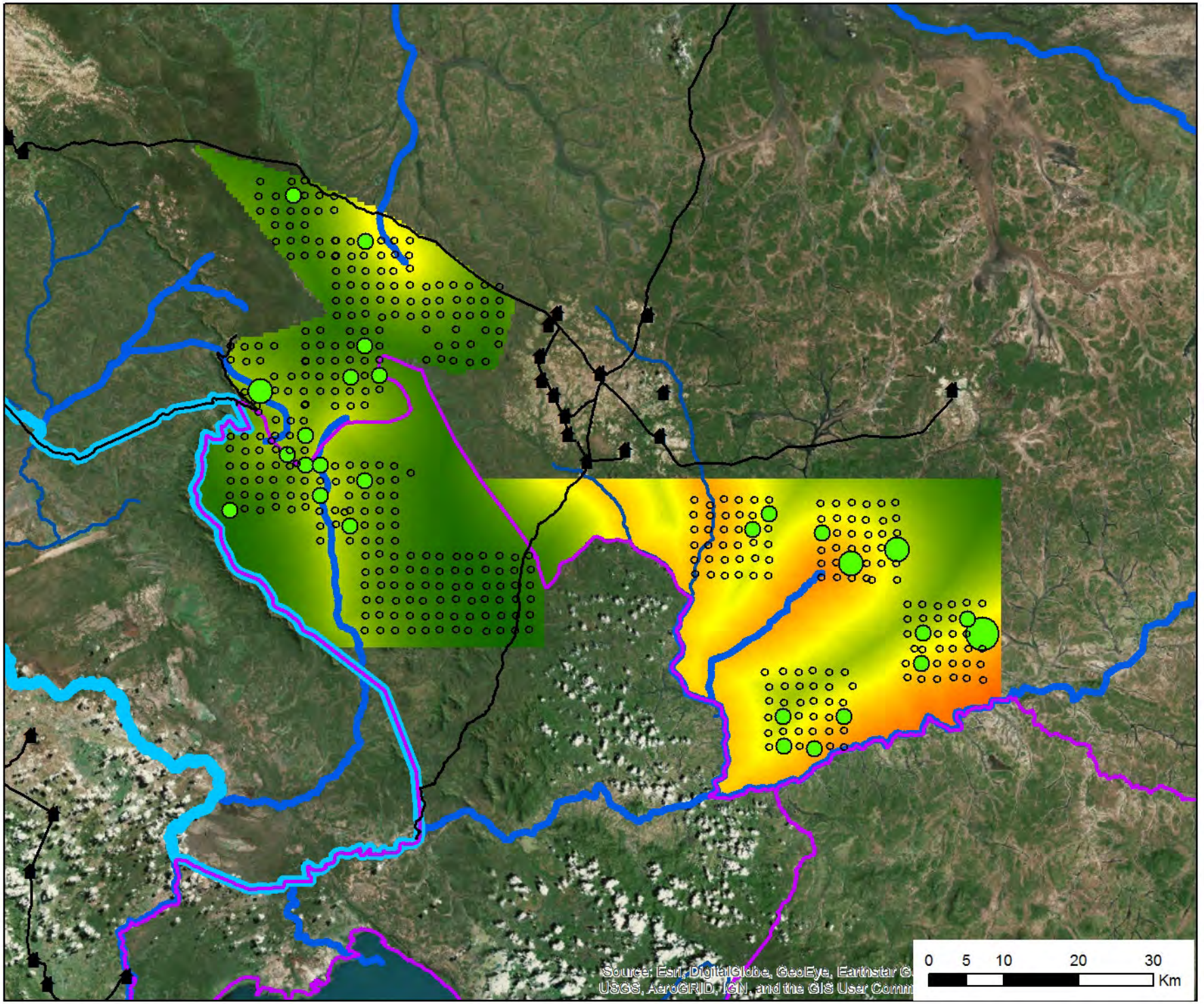
Occupancy Genetta a.

Occupancy

Elevée : 1

Faible : 0

© base layers adapted from ADAP and hepia



Study area

N

Legend

Detected Genetta m.

- 0
- 1
- 2
- 3 - 5
- Villages
- Main & Secondary roads
- Game Reserve
- Katavi National Park
- main_rivers
- Rivers major

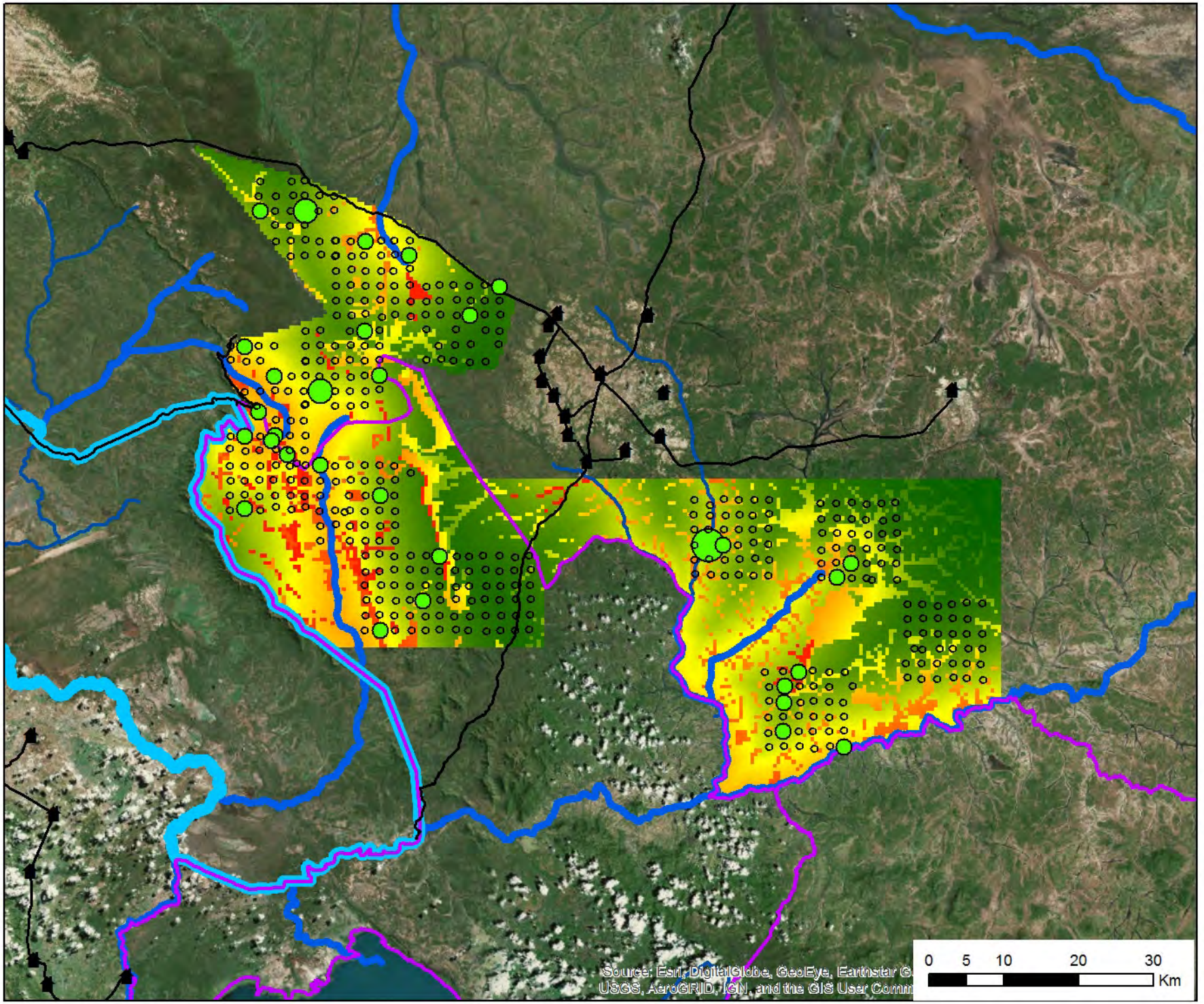
Occupancy Genetta m.

Occupancy

1

0

© base layers adapted from ADAP and hepia



Study area

N

Legend

Detected Panthera - Days

0
1
2
3

Villages
Main & Secondary roads
Game Reserve
Katavi National Park
main_rivers
Rivers major

Occupancy

Panthera Pardus

1
0

© base layers adapted from ADAP and hepia

ANNEXE 16 *: Nombres d'espèces et photos indépendantes/PP*

Site	Heure fonctionnement	CT days	nb espèces	nb photos indépendantes	Fréquence de capture	espèces
M1_1T	574.8333333	25	6	28	1.12	*Mellivora capensis, Ichneumia albicauda, Genetta angolensis, Panthera pardus, Civettictis civetta, Rhynchogale melleri*
M1_1S	574.8333333	25	4	9	0.36	*Bdeogale crassicauda, Mongoose sp., Genetta angolensis, Panthera pardus*
M1_2T	456.1666667	20	6	17	0.85	*Genetta angolensis, Panthera pardus, Crocuta crocuta, Civettictis civetta, Genetta sp., Ichneumia albicauda*
M1_2S	456.1333319	20	2	3	0.15	*Crocuta crocuta, Genetta angolensis*
M1_3T	451.7666667	19	7	18	0.947368421	*Civettictis civetta, Genetta angolensis, Mellivora capensis, Panthera pardus, Rhynchogale melleri, Bdeogale crassicauda, Genetta sp.*
M1_7T	0	0	0	0	0	
M1_7S	573.9166667	25	3	3	0.12	*Mongoose sp., Genetta angolensis, Bdeogale crassicauda*
M1_9T	456.4000014	11	6	12	1.090909091	*Panthera pardus, Genetta angolensis, Leptailurus serval, Genetta sp., Civettictis civetta, Genetta maculata*
M1_9S	0	20	0	0	0	
M1_13T	573.4999986	6	4	6	1	*Genetta angolensis, Genetta sp., Bdeogale crassicauda, Genetta maculata*
M1_13S	0	0	0	0	0	
M1_14T	452.2	3	1	1	0.333333333	*Civettictis civetta*
M1_14S	0	12	0	0	0	
M1_15T	456.4500014	12	5	16	1.333333333	*Genetta angolensis, Genetta maculata, Genetta sp., Civettictis civetta, Bdeogale crassicauda*
M1_15S	456.2499986	20	2	4	0.2	*Bdeogale crassicauda, Genetta angolensis*
M1_19T	604.2500014	26	7	68	2.615384615	*Genetta angolensis, Mellivora capensis, Civettictis civetta, Crocuta crocuta, Genetta sp., Panthera pardus, Genetta maculata*
M1_19S	601.4333333	26	1	1	0.038461538	*Crocuta crocuta*
M1_20T	574.8333319	10	3	11	1.1	*Genetta angolensis, Civettictis civetta, Crocuta crocuta*
M1_20S	574.7500014	25	2	6	0.24	*Genetta angolensis, Civettictis civetta*
M1_21T	0	2	0	0	0	
M1_21S	0	5	0	0	0	
M1_22T	450.0833347	11	4	6	0.545454545	*Civettictis civetta, mongoose sp., Panthera pardus, Leptailurus serval*
M1_22S	450	20	7	13	0.65	*Genetta sp., Genetta angolensis, Genetta maculata, Mongoose sp., Mellivora capensis, Rhynchogale melleri, Bdeogale crassicauda*
M1_25T	582.6666653	3	3	3	1	*Civettictis civetta, Genetta angolensis, Leptailurus serval*
M1_25S	599.8333319	26	3	5	0.192307692	*Civettictis civetta, Bdeogale crassicauda, Genetta angolensis*

M1_27T	470.9166681	21	6	35	1.666666667	*Panthera pardus, Genetta angolensis, Civettictis civetta, Genetta sp., Genetta maculata, Crocuta crocuta*
M1_27S	470.8000014	21	3	15	0.714285714	*Bdeogale crassicauda, Genetta angolensis, Genetta maculata*
M1_28T	451.4166653	20	3	20	1	*Genetta angolensis, Genetta maculata, Bdeogale crassicauda*
M1_28S	451.3333333	20	3	5	0.25	*Civettictis civetta, Helogale parvula, Leptailurus serval*
M1_29T	0	12	0	0	0	
M1_29S	453.3333319	20	3	6	0.3	*Bdeogale crassicauda, Mungos mungo, Rhynchogale melleri*
M1_31T	601.0833333	19	6	27	1.421052632	*Panthera pardus, Mellivora capensis, Civettictis civetta, Genetta sp., Bdeogale crassicauda, Genetta angolensis*
M1_31S	601.0833319	26	2	3	0.115384615	*Genetta angolensis, Panthera pardus*
M1_32T	600.5000014	23	6	18	0.782608696	*Genetta angolensis, Panthera pardus, Civettictis civetta, Genetta sp., Leptailurus serval, Crocuta crocuta*
M1_32S	600.1666667	11	5	8	0.727272727	*Genetta sp., Genetta angolensis, Bdeogale crassicauda, Genetta maculata, Mellivora capensis*
M1_33T	0	4	0	0	0	
M1_33S	600.75	5	1	1	0.2	*Genetta angolensis*
M1_34T	575.0833333	4	1	3	0.75	*Civettictis civetta*
M1_34S	575.9166667	10	1	1	0.1	*Panthera pardus*
M1_35T	0	4	0	0	0	
M1_35S	454.8333333	7	1	1	0.142857143	*Civettictis civetta*
Total T	396.7690478	255	12	289	1.133333333	*Civettictis civetta, Genetta angolensis, Panthera pardus, Genetta sp., Genetta maculata, Bdeogale crassicauda, Crocuta crocuta, Mellivora capensis, Leptailurus serval, Ichneumia albicauda, Rhynchogale melleri, Mongoose sp.*
Total S	424.7683331	344	13	86	0.25	*Bdeogale crassicauda, Civettictis civetta, Genetta maculata, Mongoose sp., Panthera pardus, Crocuta crocuta, Genetta sp., Mellivora capensis, Rhynchogale melleri, Helogale parvula, Leptailurus serval, Mungos mungo, Genetta angolensis*
Total M1	410.7686904	599	14	375	0.626043406	*Bdeogale crassicauda, Civettictis civetta, Genetta maculata, Mongoose sp., Panthera pardus, Crocuta crocuta, Genetta sp., Mellivora capensis, Rhynchogale melleri, Helogale parvula, Leptailurus serval, Mungos mungo, Genetta angolensis, Ichneumia albicauda*

ANNEXE 17 : Réponses aux Interviews semi-structuré *

*adapté de Dickman (2008)

Connaissances et attitudes

Question 13. Animaux problématiques

1	Lion (12x)
2	Potamochère (11x)
3	Grand Kudu (9x)
4	Babouin (8x)
5	Léopard (6x)
6	Hyène tachetée (4x)
7	Chacal sp. (3x)
8	Vervet bleu (3x)
9	Hipopotame (1x)
10	Waterbuck (1x)

Question 14. Effectif de population

	Increase	Decrease	Stayed the same	Don't know
Lion	8x	8x	2x	2x
Leopard	8x	8x	1x	3x
Spotted hyaena	12x	1x	5x	2x
African wild dog	2x	10x	3x	5x

Question 15. Attitudes

	Increase	Decrease	Disapper completely	Stay the same	Don't know
Lion	4x	4x	7x	5x	0x
Leopard	4x	3x	7x	5x	1x
Spotted hyaena	2x	4x	8x	5x	1x
African wild dog	5x	1x	0x	9x	5x

Par villages

Uzega	Increase	Decrease	Disapper completely	Stay the same	Don't know
Lion		1x	1x	2x	
Leopard		1x	1x	2x	
Spotted hyaena		2x	1x	1x	
African wild dog		1x		2x	1x

Mgombe	Increase	Decrease	Disapper completely	Stay the same	Don't know
Lion			4x		
Leopard			4x		
Spotted hyaena			4x		
African wild dog				4x	

Kanoge	Increase	Decrease	Disapper completely	Stay the same	Don't know	
Lion	2x		1x	1x		
Leopard	2x		1x		1x	
Spotted hyaena	1x		1x	1x	1x	
African wild dog	2x				2x	
Wachawaseme	Increase	Decrease	Disapper completely	Stay the same	Don't know	
Lion		2x		2x		
Leopard		1x		3x		
Spotted hyaena			1x	3x		
African wild dog				2x	2x	
Mapili						
	Increase	Decrease	Disapper completely	Stay the same	Don't know	
Lion	2x	1x	1x			
Leopard	2x	1x	1x			
Spotted hyaena	1x	2x	1x			
African wild dog	3x			1x		
Fréquence d'observation et attaques						
Question 16. Attaques sur le bétail			Lion	Leopard	Spotted hyaena	African wild dog
Uzega			2x (cow)	0x	2x (dog, goat)	0x
Mgombe			1x (cow, goat)	1x (chicken, duc)	1x (goat, chicken, duc)	0x
Kanoge			3x (cow, goat, dog)	0x	0x	0x
Wachawaseme			2x (cow, pig)	0x	3x (dog, duc)	0x
Mapili			3x (cow)	0x	1x (dog, chicken, duc)	0x

Question 24. Observations			Lion	Leopard	Spotted hyaena	African wild dog
Uzega			2x en 2017 (wet)	1x en 2016 (dry)	tj	1x en 2011 (wet)
Mgombe			1x en 2017 (wet)	1x en 2017 (wet)	tj	0x
Kanoge			4x en 2017 (dry)	0x	0x	0x
Wachawaseme			2x (wet) et 1x (dry) en 2017	souvent (wet)	souvent	0x
Mapili			2x en 2017 (dry et wet)	1x en 2016 (dry)	1x en 2015 (dry)	0x
			1x en 2014 (wet)			

Question 29. Attaques sur des humains			Lion	Leopard	Spotted hyaena	African wild dog
Uzega			1x 2017 (wet)	1x 2011 (dry)	0x	0x
Mgombe			1x 2017 (wet)	1x2017 (wet)	1x 2017 (wet)	0x
Kanoge			0x	0x	0x	0x
Wachawaseme			1x 2013 (dry) --> killed	0x	0x	0x
Mapili			0x	1x 2016 (dry)	0x	0x

Periode d'attaque (bétail+humain) et d'observation

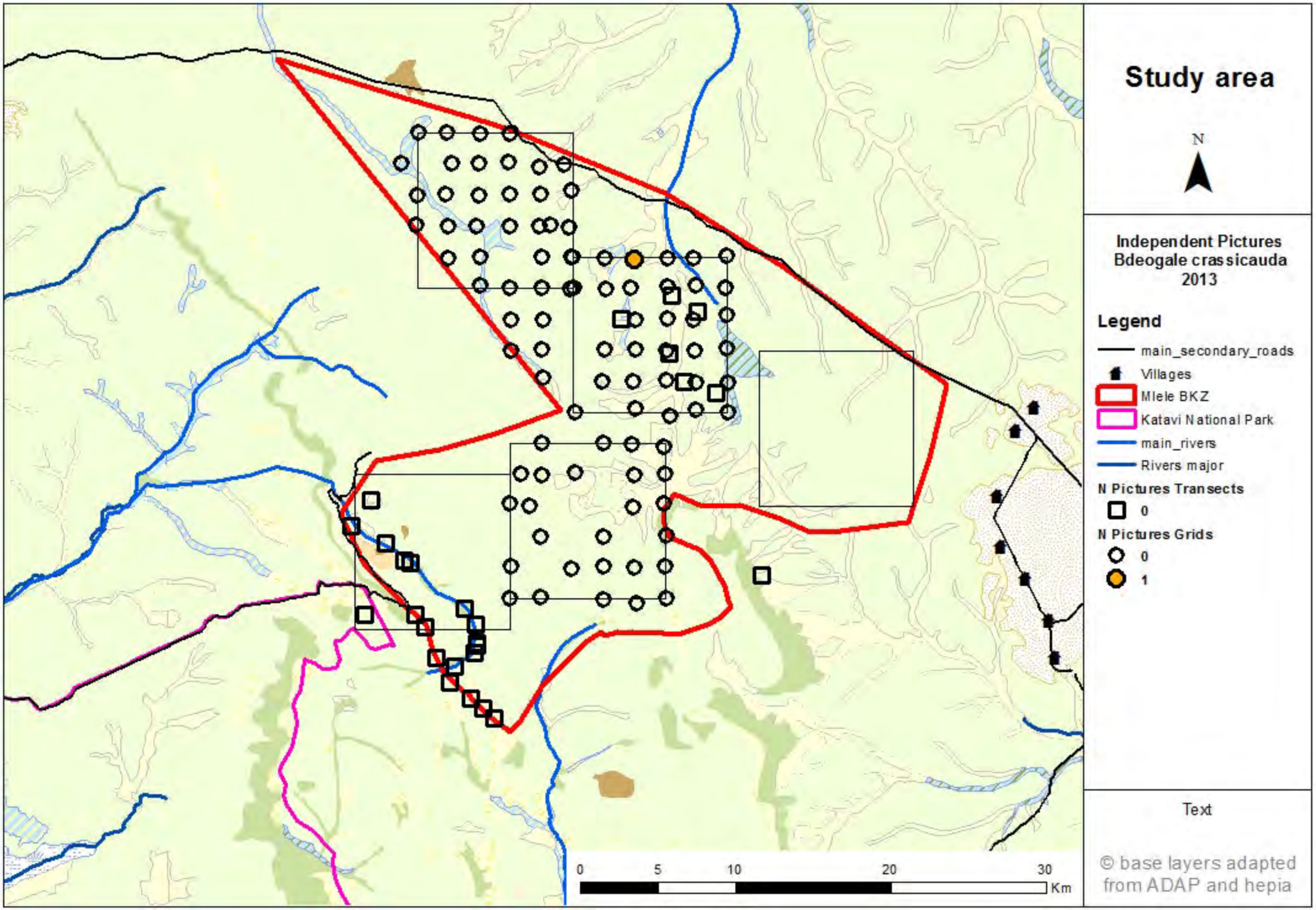
	Dry	Wet
Uzega	11x	14xs
Mgombe	13x	31x
Kanoge	6x	2x
Wachawaseme	8x	9x
Mapili	17x	3x
Total	55x	59x

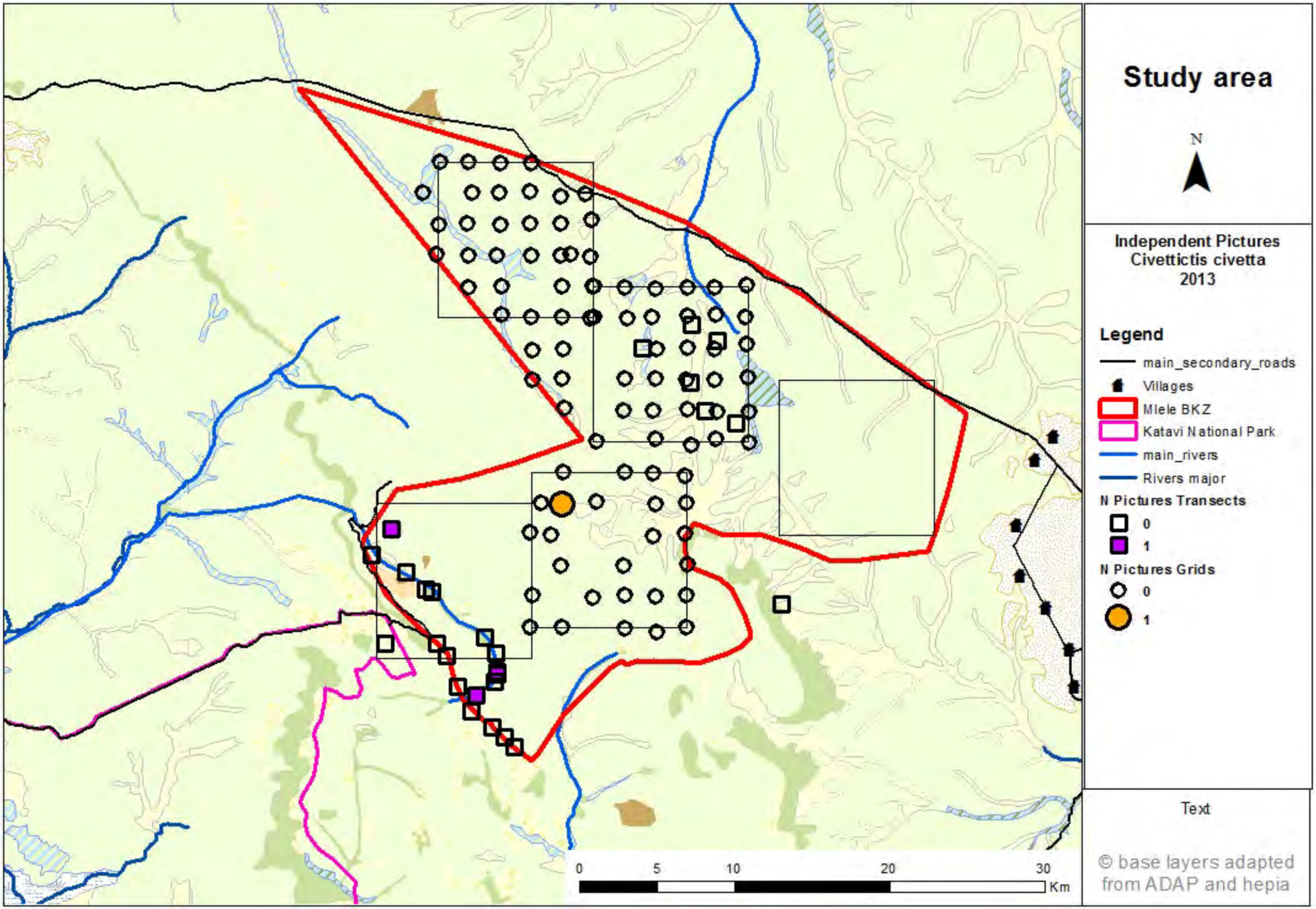
Actions						
Question 36. Utilisation de pièges ou poison				Yes 0%	No 95%	Don't know 5%
			Raison principale:	1. la loi l'interdit		
				2. n'ont pas les connaissances		
Question 37. Nombre de carnivores tués				1 Léopard (Uzega)		
				1 Lion (Wachawaseme)		
				1-2 Léopard en 2016 (Mapili)		
				1 Lion (Mapili)		
Question 38. Méthode de protection						
1	Strong wall (fences) --> 9 personnes					
2	Spot light --> 3 personnes					
	Noise --> 3 personnes					
	Guarding --> 3 personnes					
3	Fire --> 1 personne					
	Dog --> 1 personne					
	Attack (arows) --> 1 personne					
4	1 voit pas de méthodes de protection					
5	3 ne connaissent pas					
Question 39. Utilisation des méthodes						
11 utilise						
9 utilise pas	--> manque de connaissance					
	--> trop cher					

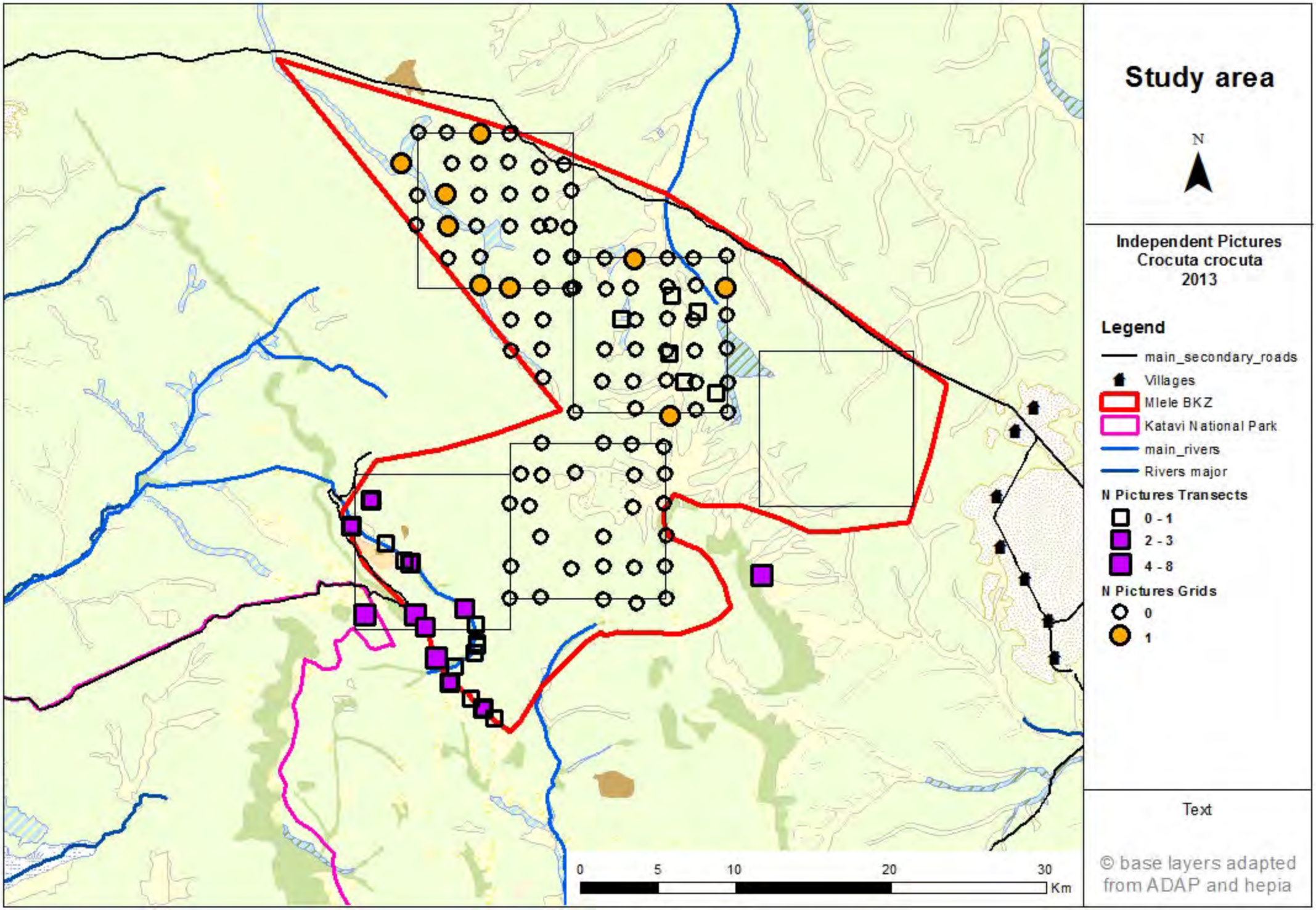
ANNEXE 18

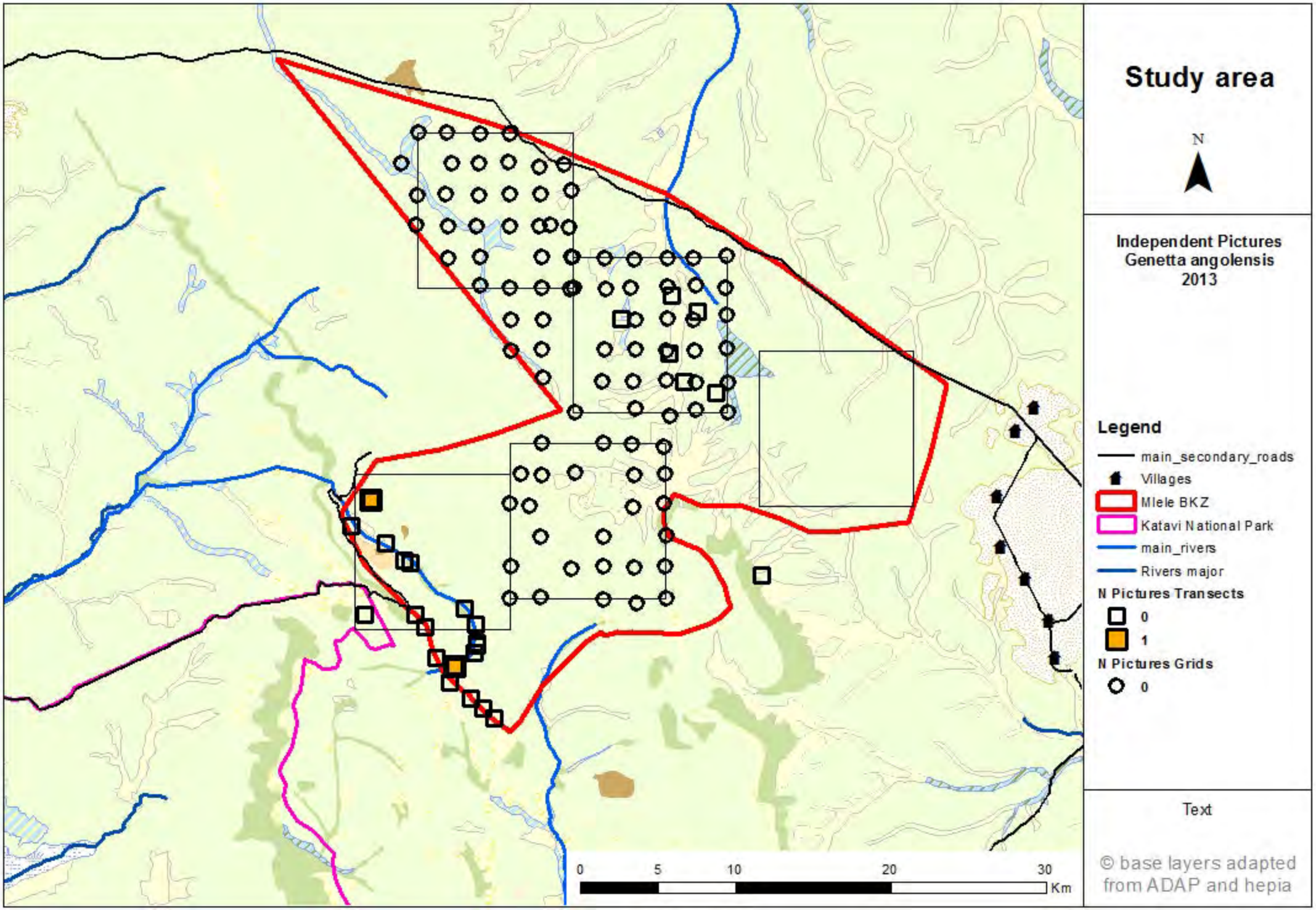
Carte de répartition des carnivores détectés lors des transects routiers de 2013

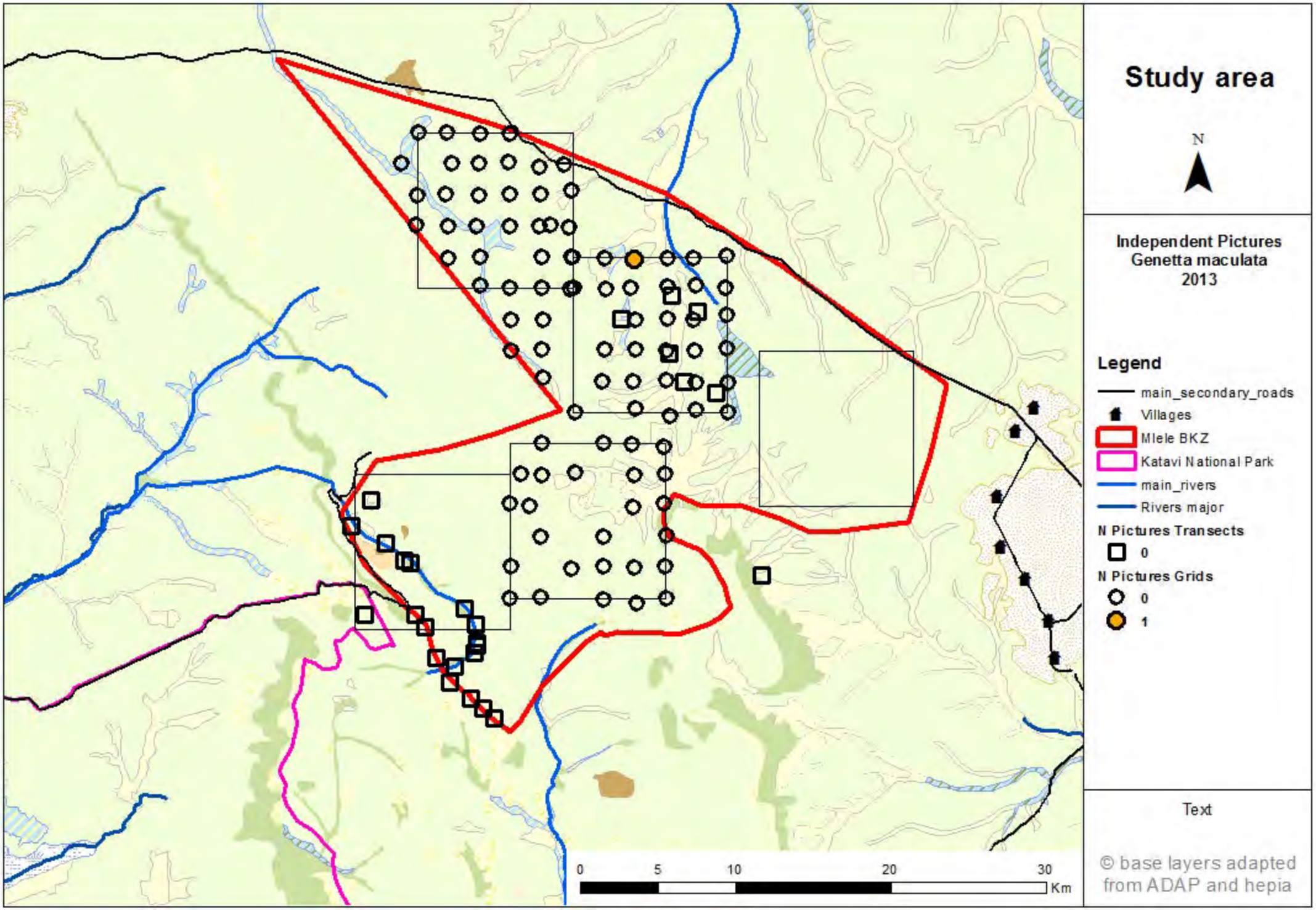
Source : Valdez (2017)

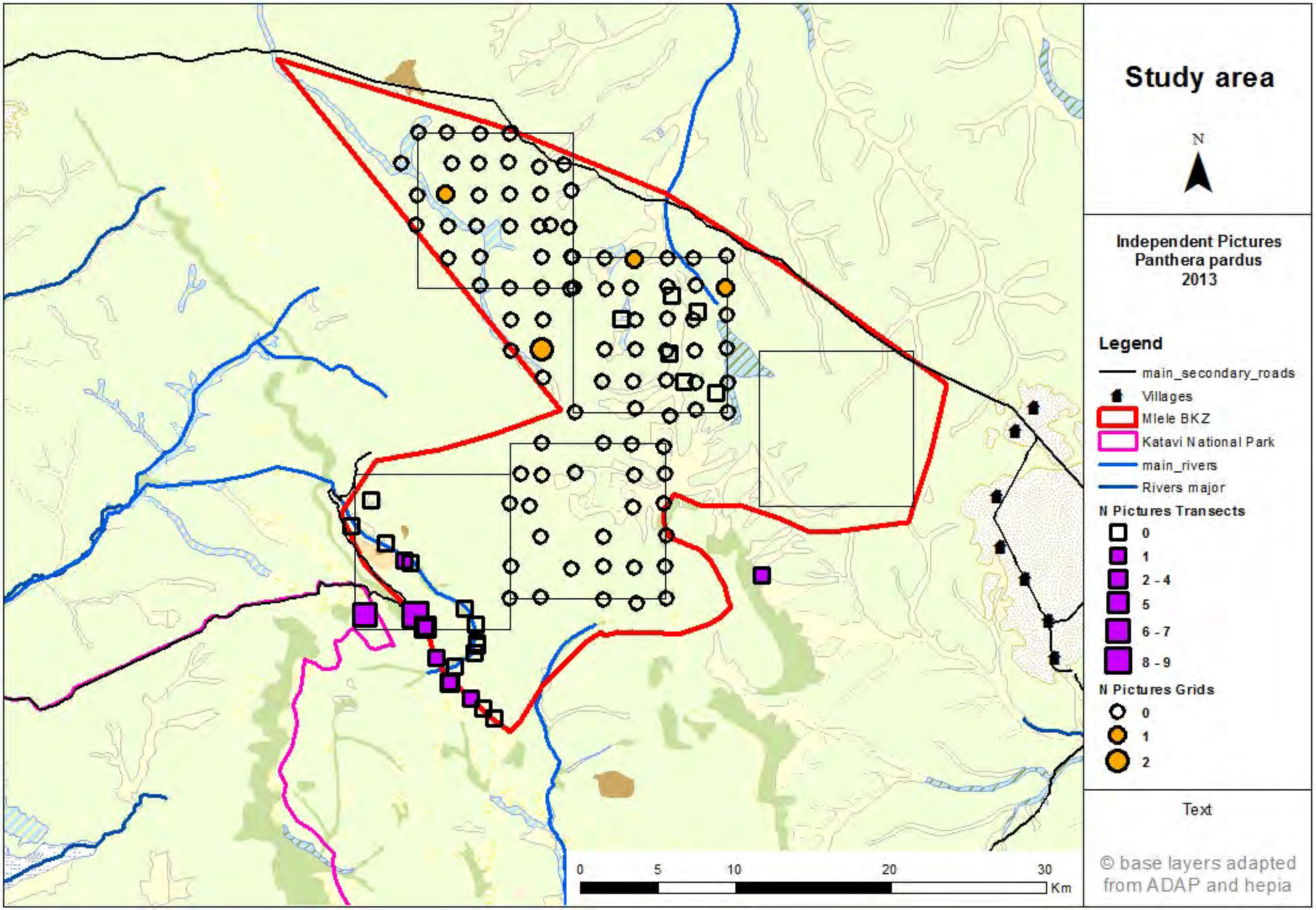

Study area
N
Independent Pictures
Bdeogale crassicauda
2013
Legend
main_secondary_roads
Villages
Mlele BKZ
Katavi National Park
main_rivers
Rivers major
N Pictures Transects
0
N Pictures Grids
0
1
0
5
10
20
30
Km
Text
© base layers adapted from ADAP and hepia


Study area
N
Independent Pictures
Civettictis civetta
2013
Legend
main_secondary_roads
Villages
Mlele BKZ
Katavi National Park
main_rivers
Rivers major
N Pictures Transects
0
1
N Pictures Grids
0
1
0
5
10
20
30
Km
Text
© base layers adapted from ADAP and hepia


Study area
N
Independent Pictures
Crocuta crocuta
2013
Legend
main_secondary_roads
Villages
Mlele BKZ
Katavi National Park
main_rivers
Rivers major
N Pictures Transects
0 - 1
2 - 3
4 - 8
N Pictures Grids
0
1
0
5
10
20
30
Km
Text
© base layers adapted from ADAP and hepia

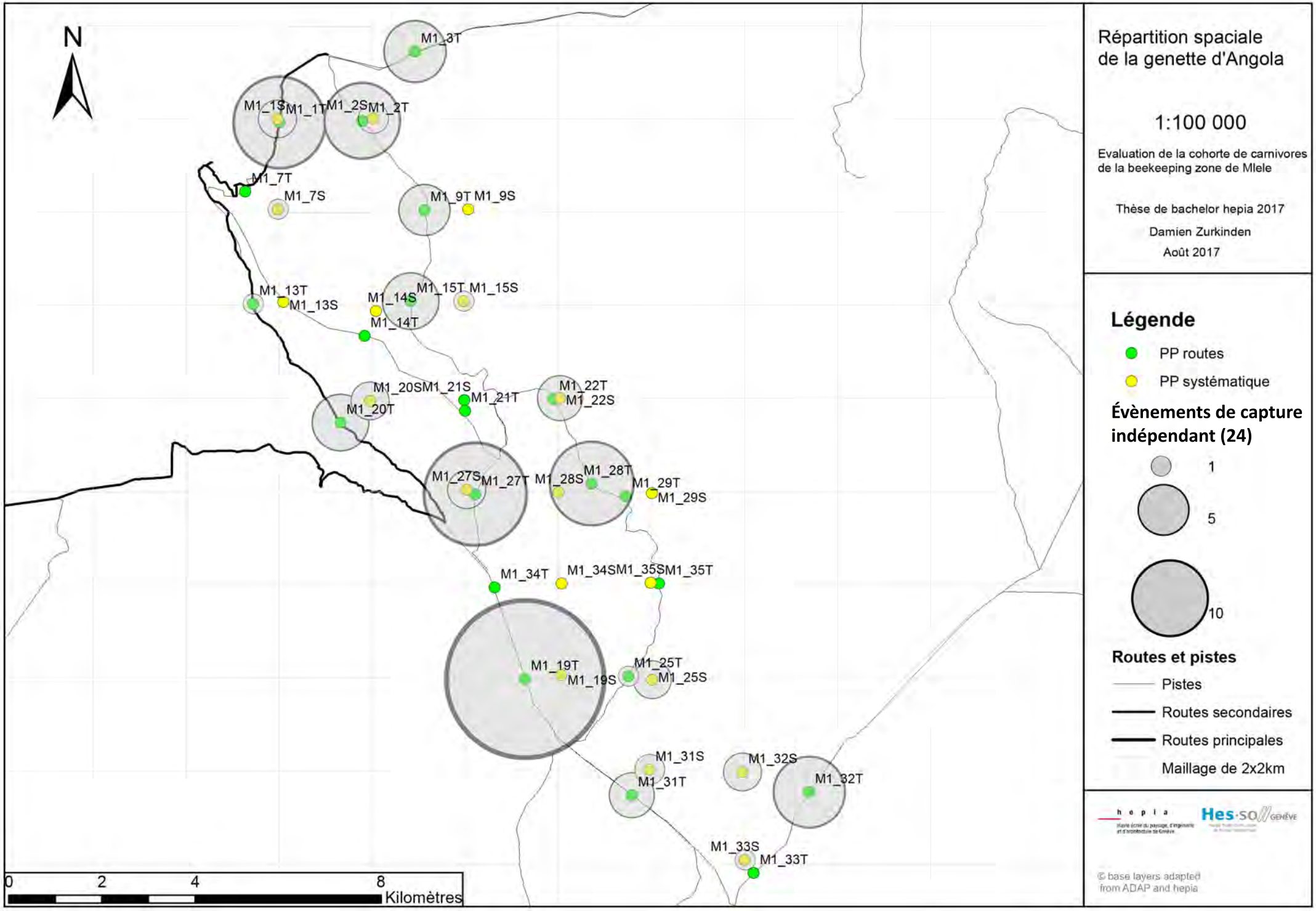

Study area
N
Independent Pictures
Genetta angolensis
2013
Legend
main_secondary_roads
Villages
Mlele BKZ
Katavi National Park
main_rivers
Rivers major
N Pictures Transects
0
1
N Pictures Grids
0
0
5
10
20
30
Km
Text
© base layers adapted from ADAP and hepia


Study area
N
Independent Pictures
Genetta maculata
2013
Legend
main_secondary_roads
Villages
Mlele BKZ
Katavi National Park
main_rivers
Rivers major
N Pictures Transects
0
N Pictures Grids
0
1
0
5
10
20
30
Km
Text
© base layers adapted from ADAP and hepia


Study area
N
Independent Pictures
Panthera pardus
2013
Legend
main_secondary_roads
Villages
Mlele BKZ
Katavi National Park
main_rivers
Rivers major
N Pictures Transects
0
1
2 - 4
5
6 - 7
8 - 9
N Pictures Grids
0
1
2
0
5
10
20
30
Km
Text
© base layers adapted from ADAP and hepia

ANNEXE 19

Carte de répartition des carnivores détectés en 2017



Répartition spaciale de la genette d'Angola

1:100 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Août 2017

Légende

- PP routes
- PP systématique

Évènements de capture indépendant (24)

1

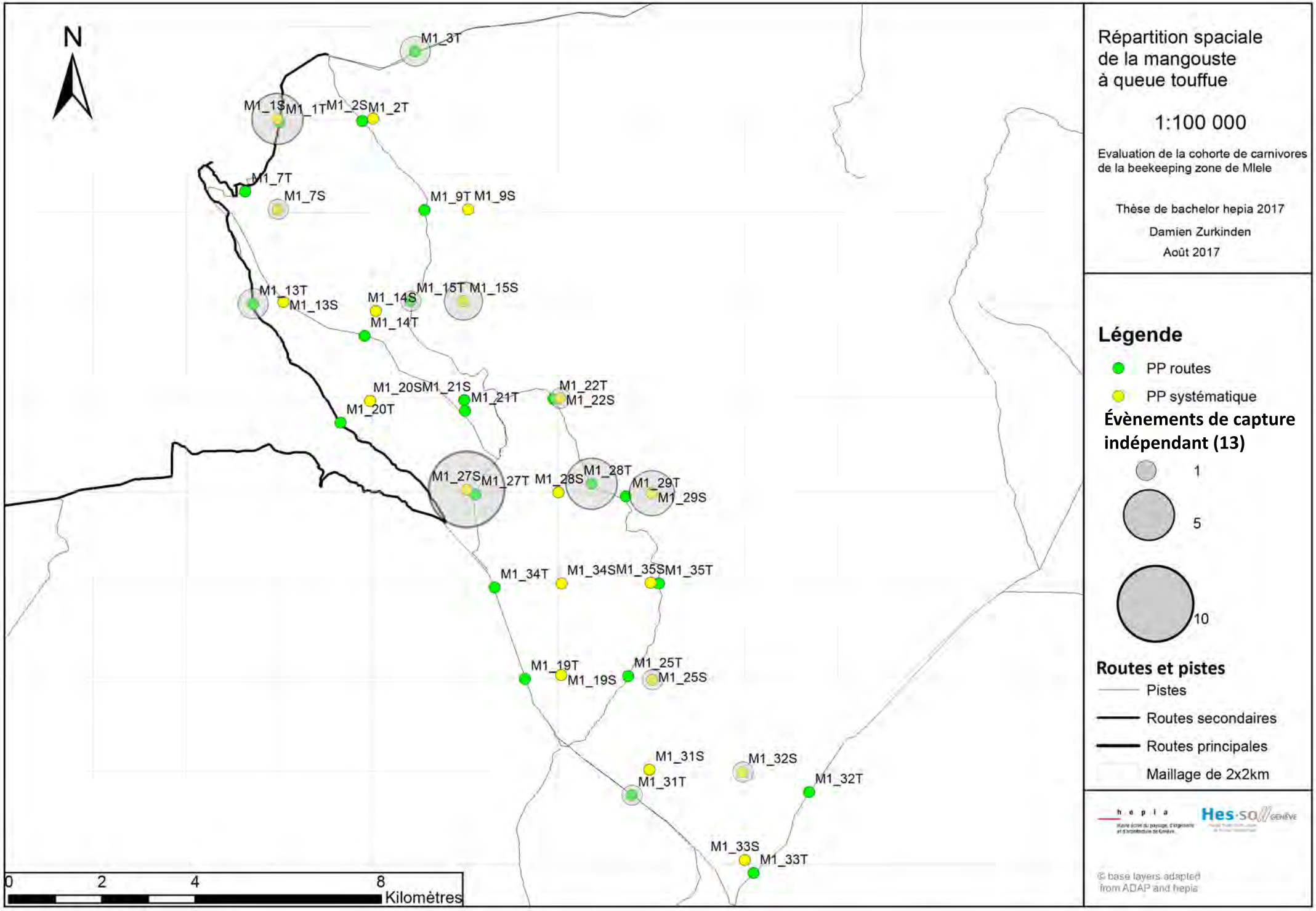
5

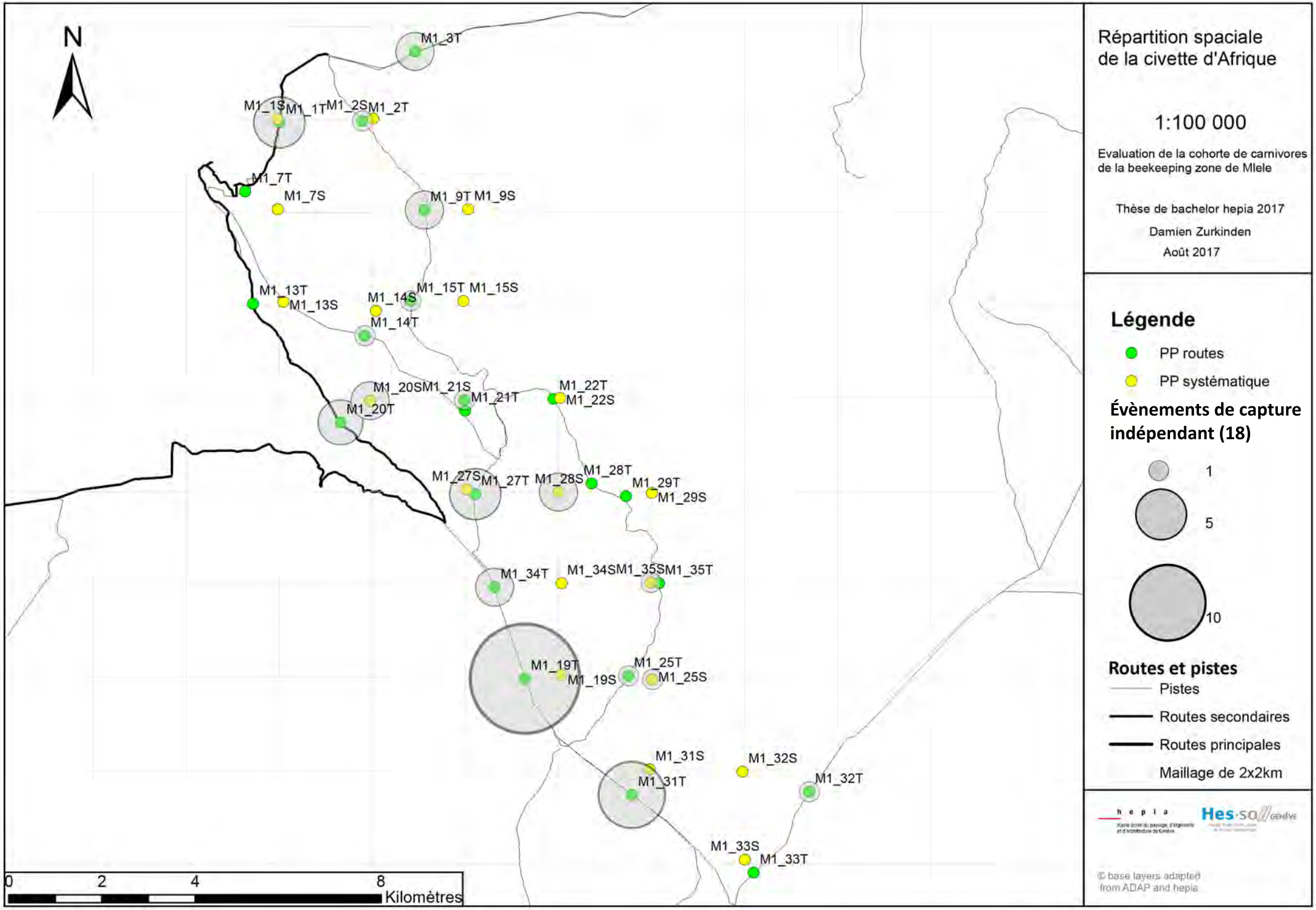
10

Routes et pistes

- Pistes
- Routes secondaires
- Routes principales
- Maillage de 2x2km

© base layers adapted from ADAP and hepia


N
M1_3T
M1_1S
M1_1T
M1_2S
M1_2T
M1_7T
M1_7S
M1_9T
M1_9S
M1_13T
M1_13S
M1_14S
M1_14T
M1_15T
M1_15S
M1_20S
M1_21S
M1_21T
M1_22T
M1_22S
M1_20T
M1_27S
M1_27T
M1_28S
M1_28T
M1_29T
M1_29S
M1_34T
M1_34S
M1_35S
M1_35T
M1_19T
M1_19S
M1_25T
M1_25S
M1_31S
M1_31T
M1_32S
M1_32T
M1_33S
M1_33T
0
2
4
8
Kilomètres
Répartition spaciale
de la mangouste
à queue touffue
1:100 000
Evaluation de la cohorte de carnivores
de la beekeeping zone de Mlele
Thèse de bachelor hepia 2017
Damien Zurkinden
Août 2017
Légende
PP routes
PP systématique
Évènements de capture
indépendant (13)
1
5
10
Routes et pistes
Pistes
Routes secondaires
Routes principales
Maillage de 2x2km
hepia
Hes·so GENÈVE
© base layers adapted
from ADAP and hepia



Répartition spaciale de la civette d'Afrique

1:100 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Août 2017

Légende

- PP routes
- PP systématique

Évènements de capture indépendant (18)

1

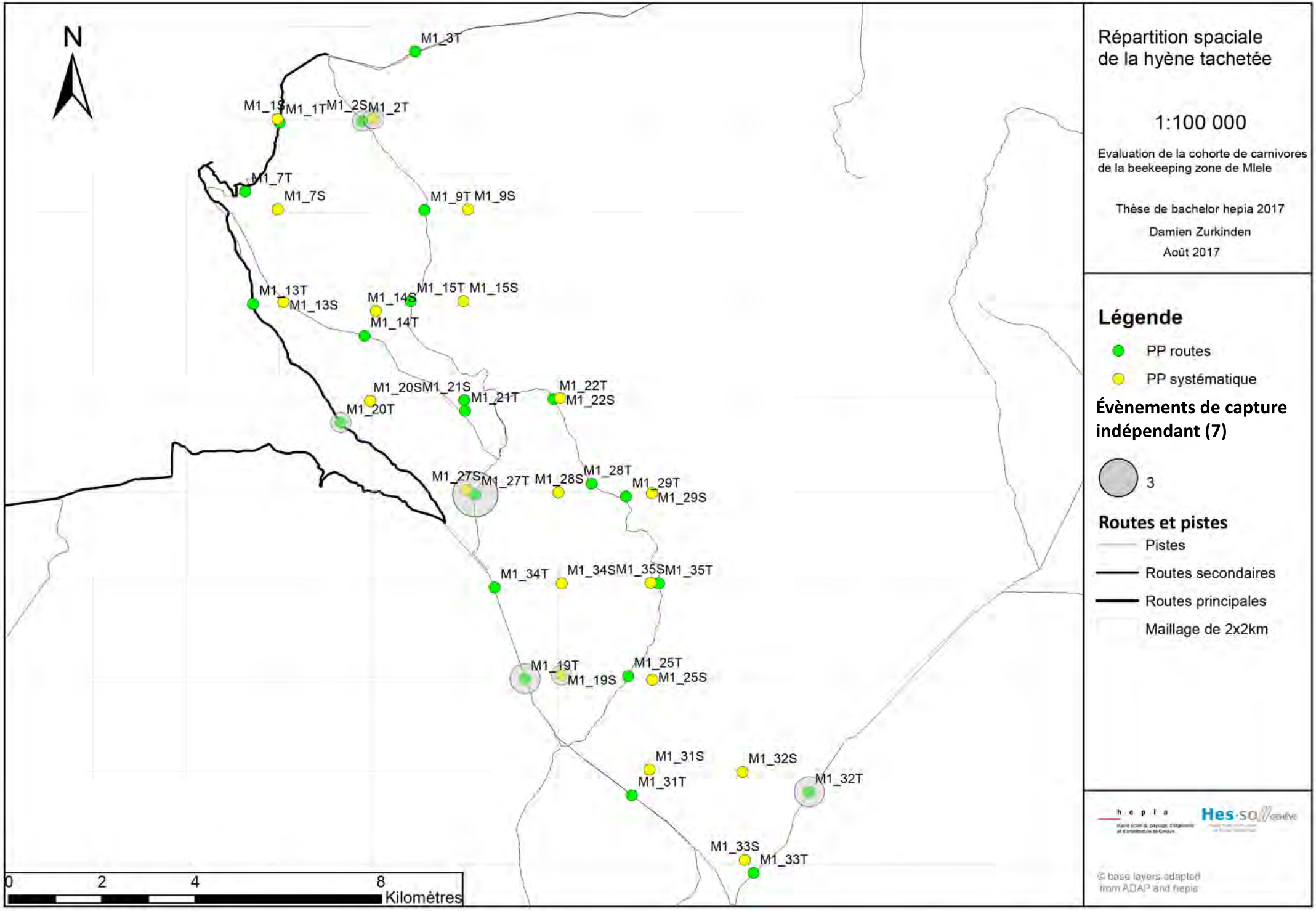
5

10

Routes et pistes

- Pistes
- Routes secondaires
- Routes principales
- Maillage de 2x2km

© base layers adapted from ADAP and hepia



Répartition spaciale de la hyène tachetée

1:100 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Août 2017

Légende

- PP routes
- PP systématique

Évènements de capture indépendant (7)

3

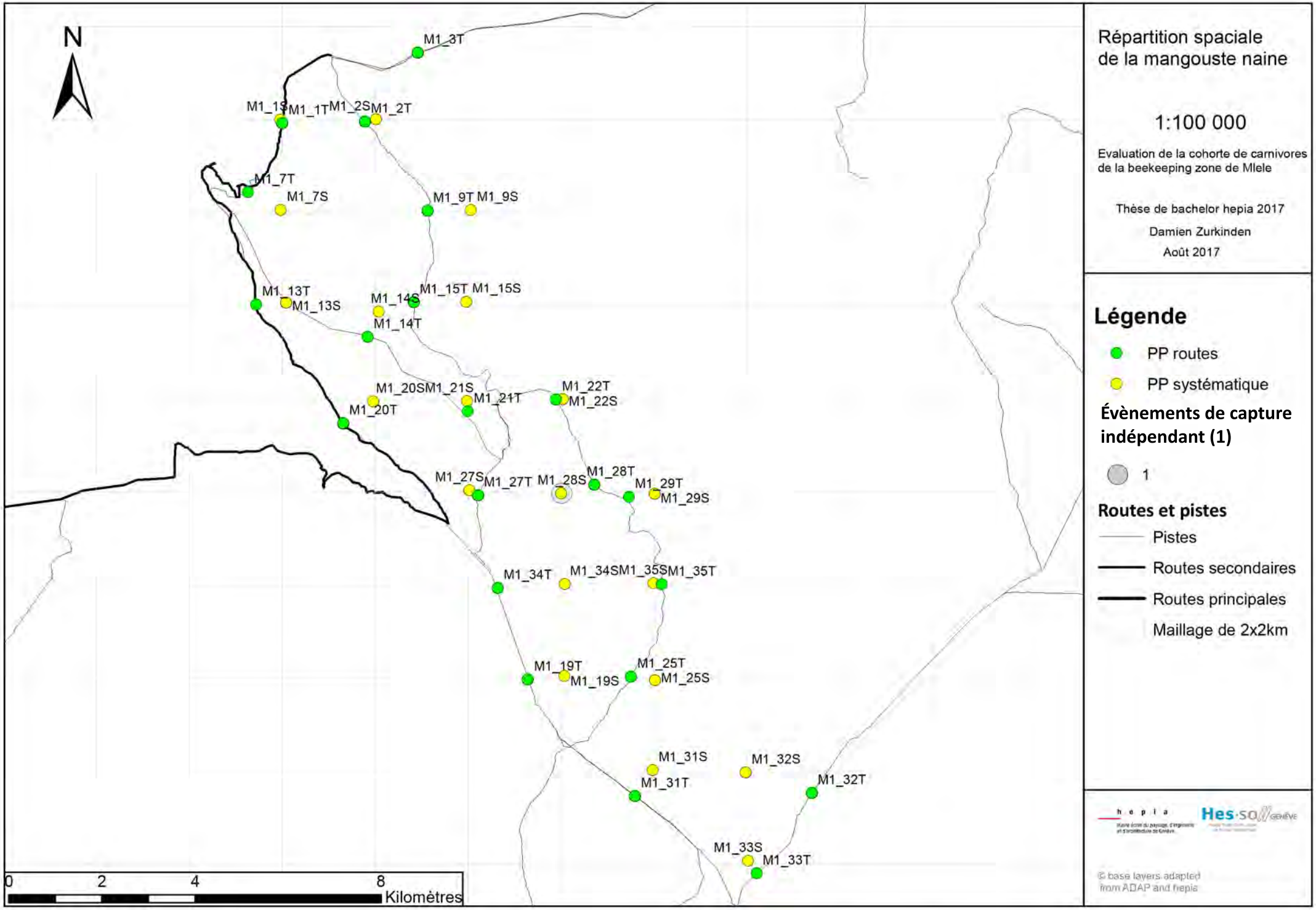
Routes et pistes

- Pistes
- Routes secondaires
- Routes principales
- Maillage de 2x2km

hepia

Hes·so GENÈVE

© base layers adapted from ADAP and hepia



Répartition spaciale de la mangouste naine

1:100 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Août 2017

Légende

- PP routes
- PP systématique

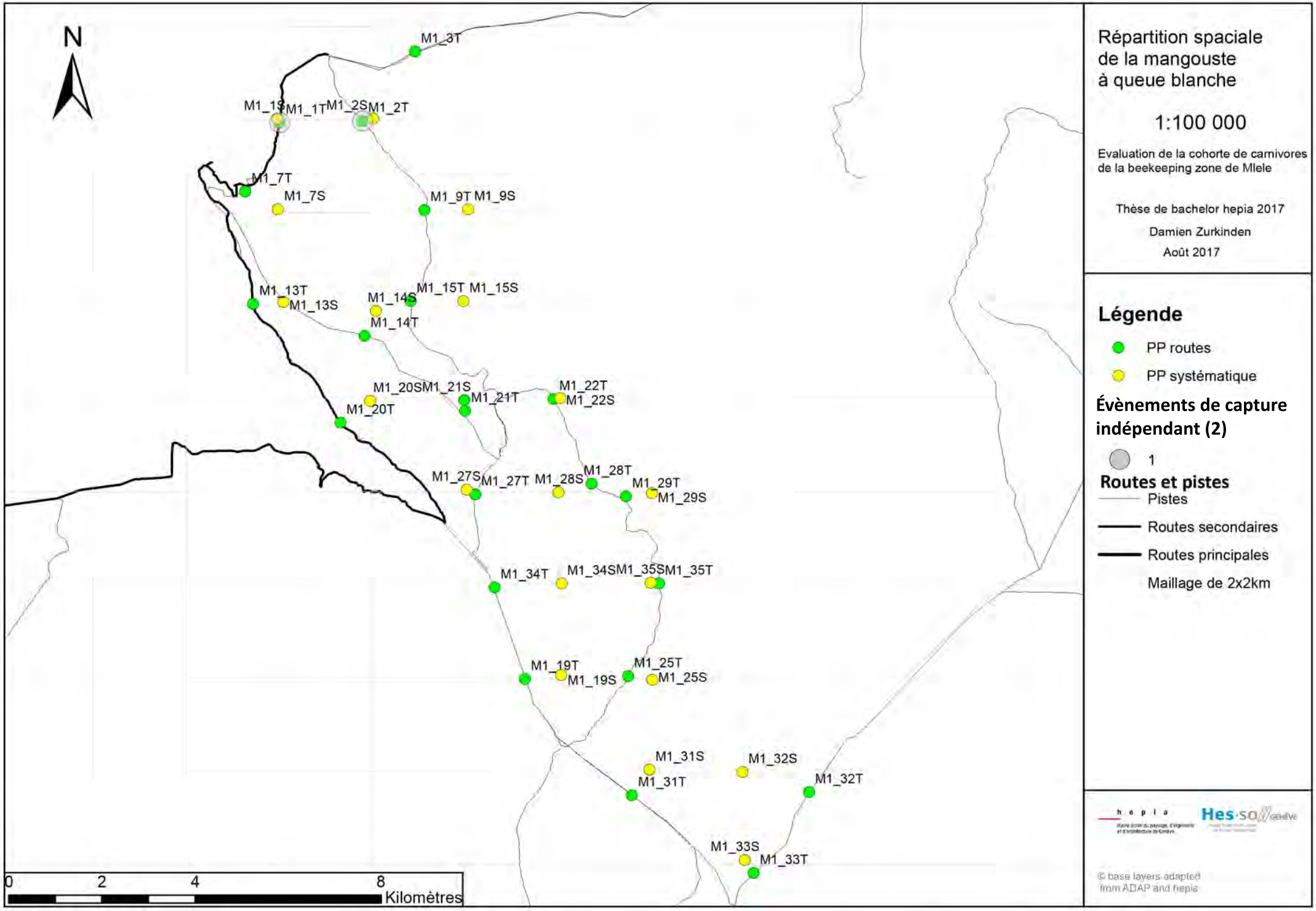
Évènements de capture indépendant (1)

- 1

Routes et pistes

- Pistes
- Routes secondaires
- Routes principales
- Maillage de 2x2km

© base layers adapted from ADAP and hepia



Répartition spaciale de la mangouste à queue blanche

1:100 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Août 2017

Légende

- PP routes
- PP systématique

Évènements de capture indépendant (2)

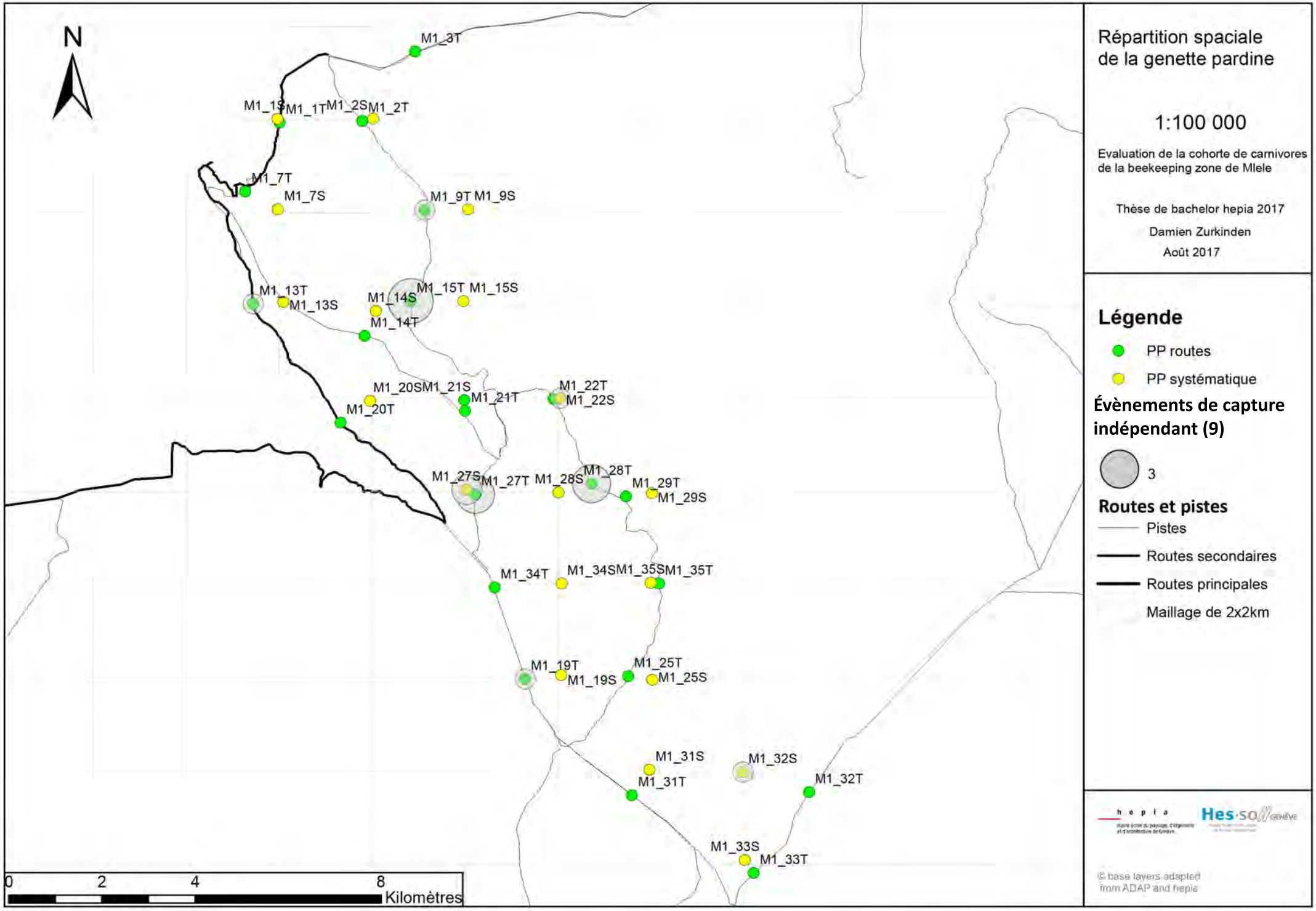
- 1

Routes et pistes

- Pistes
- Routes secondaires
- Routes principales

Maillage de 2x2km

© base layers adapted from ADAP and hepia



Répartition spaciale de la genette pardine

1:100 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Août 2017

Légende

- PP routes
- PP systématique

Évènements de capture indépendant (9)

3

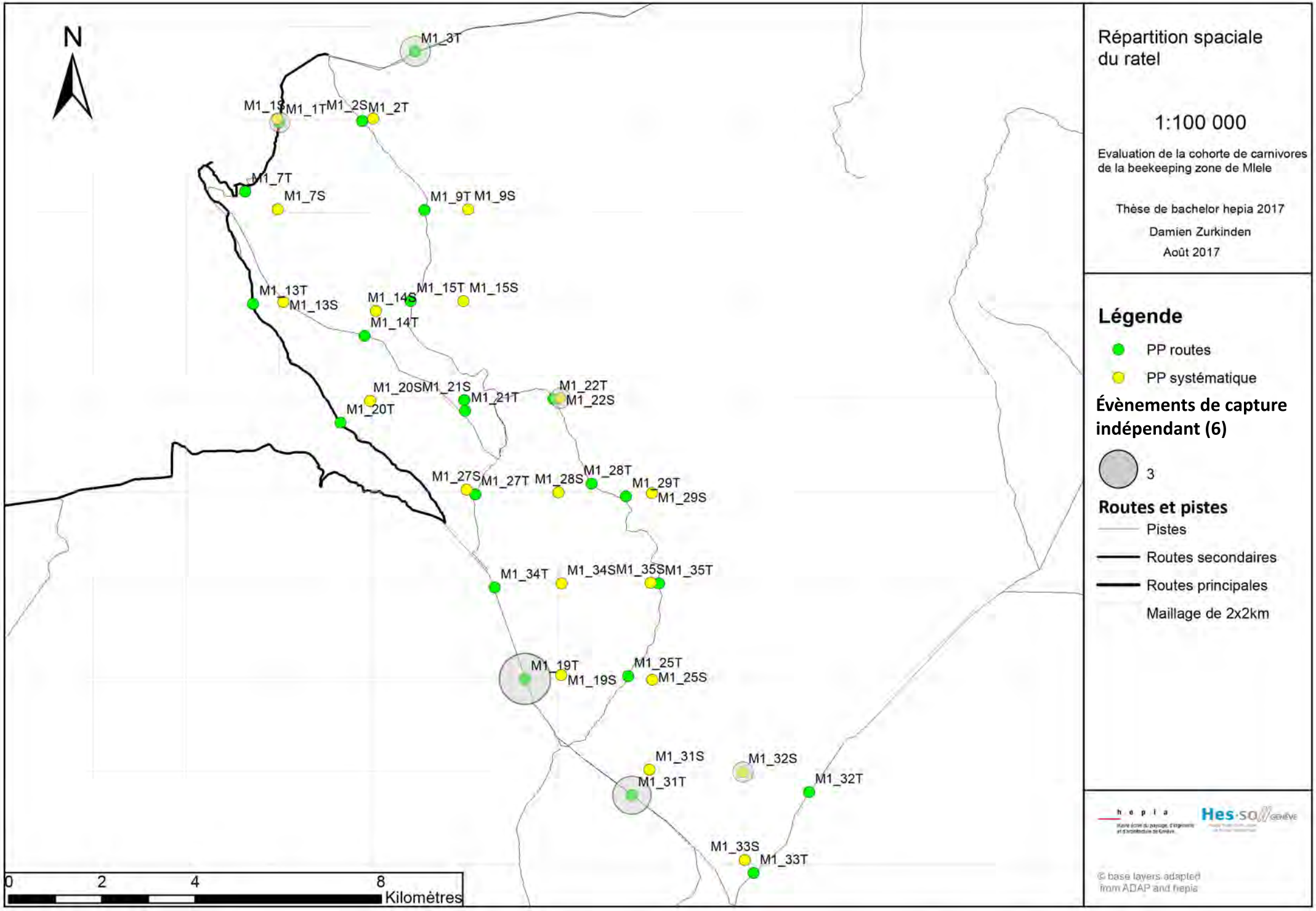
Routes et pistes

- Pistes
- Routes secondaires
- Routes principales
- Maillage de 2x2km

hepia

Hes·so GENÈVE

© base layers adapted from ADAP and hepia



Répartition spaciale du ratel

1:100 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Août 2017

Légende

- PP routes
- PP systématique

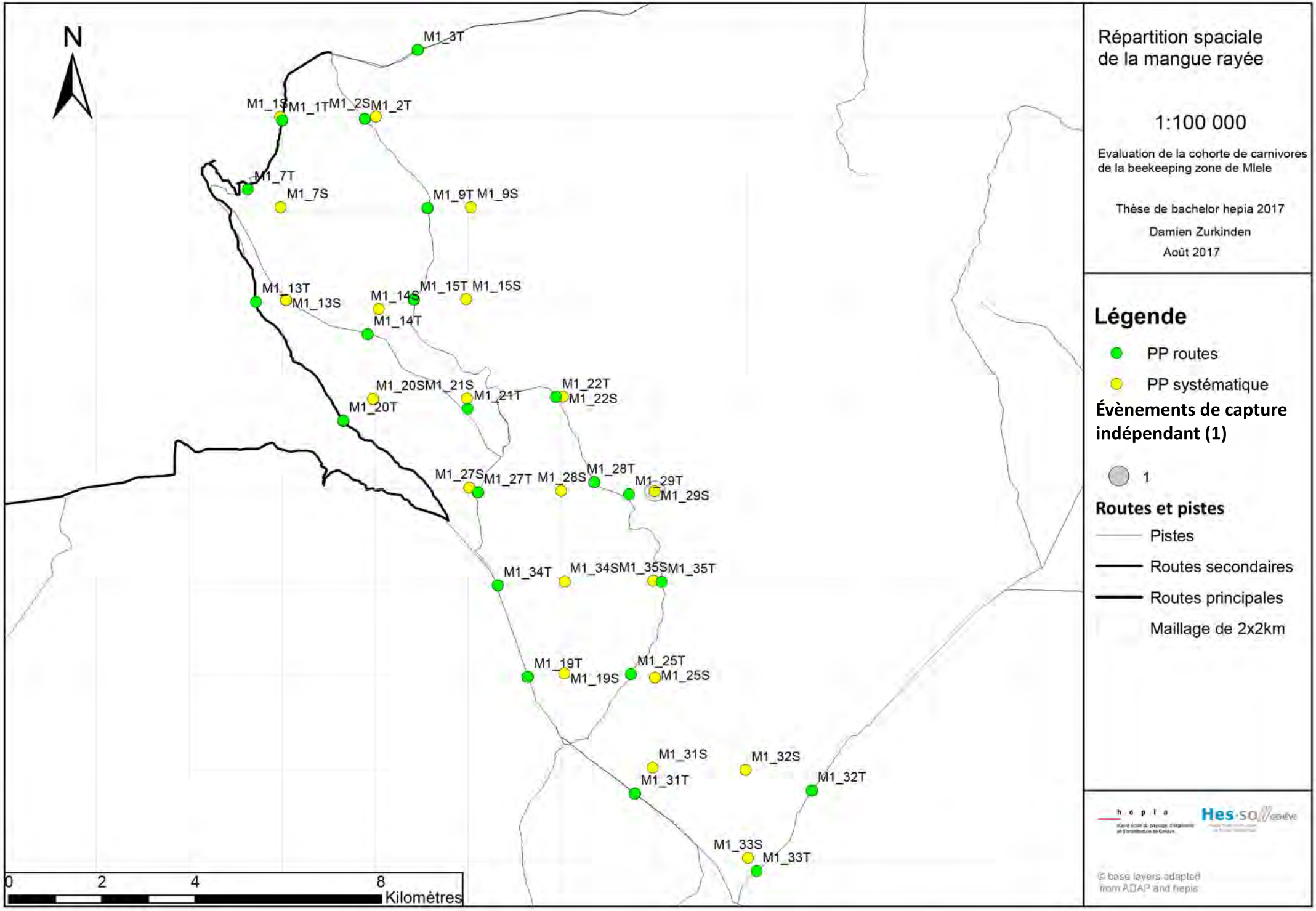
Évènements de capture indépendant (6)

3

Routes et pistes

- Pistes
- Routes secondaires
- Routes principales
- Maillage de 2x2km

© base layers adapted from ADAP and hepia



Répartition spaciale de la mangue rayée

1:100 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Août 2017

Légende

- PP routes
- PP systématique

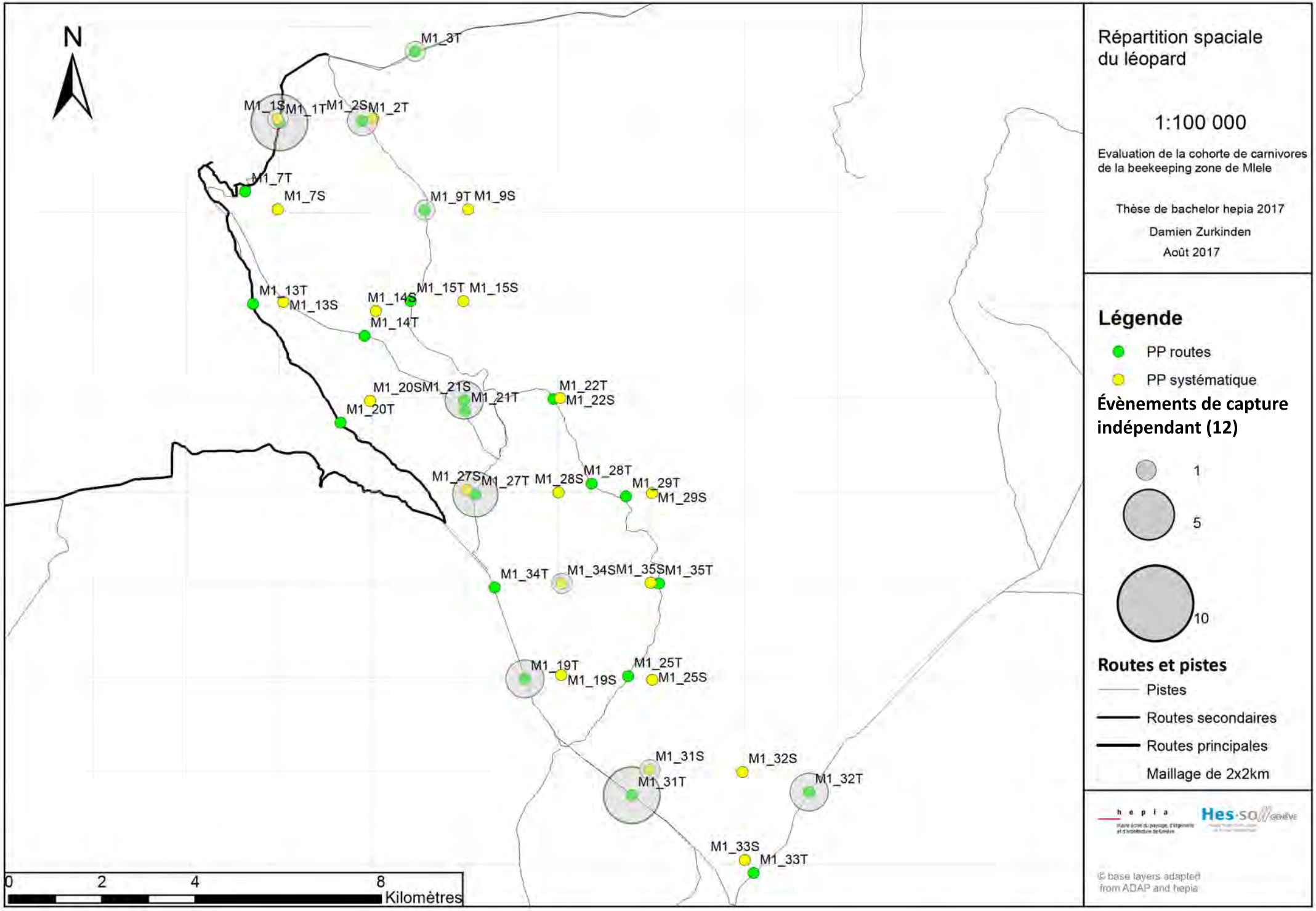
Évènements de capture indépendant (1)

- 1

Routes et pistes

- Pistes
- Routes secondaires
- Routes principales
- Maillage de 2x2km

© base layers adapted from ADAP and hepia



Répartition spaciale du léopard

1:100 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Août 2017

Légende

- PP routes
- PP systématique

Évènements de capture indépendant (12)

1

5

10

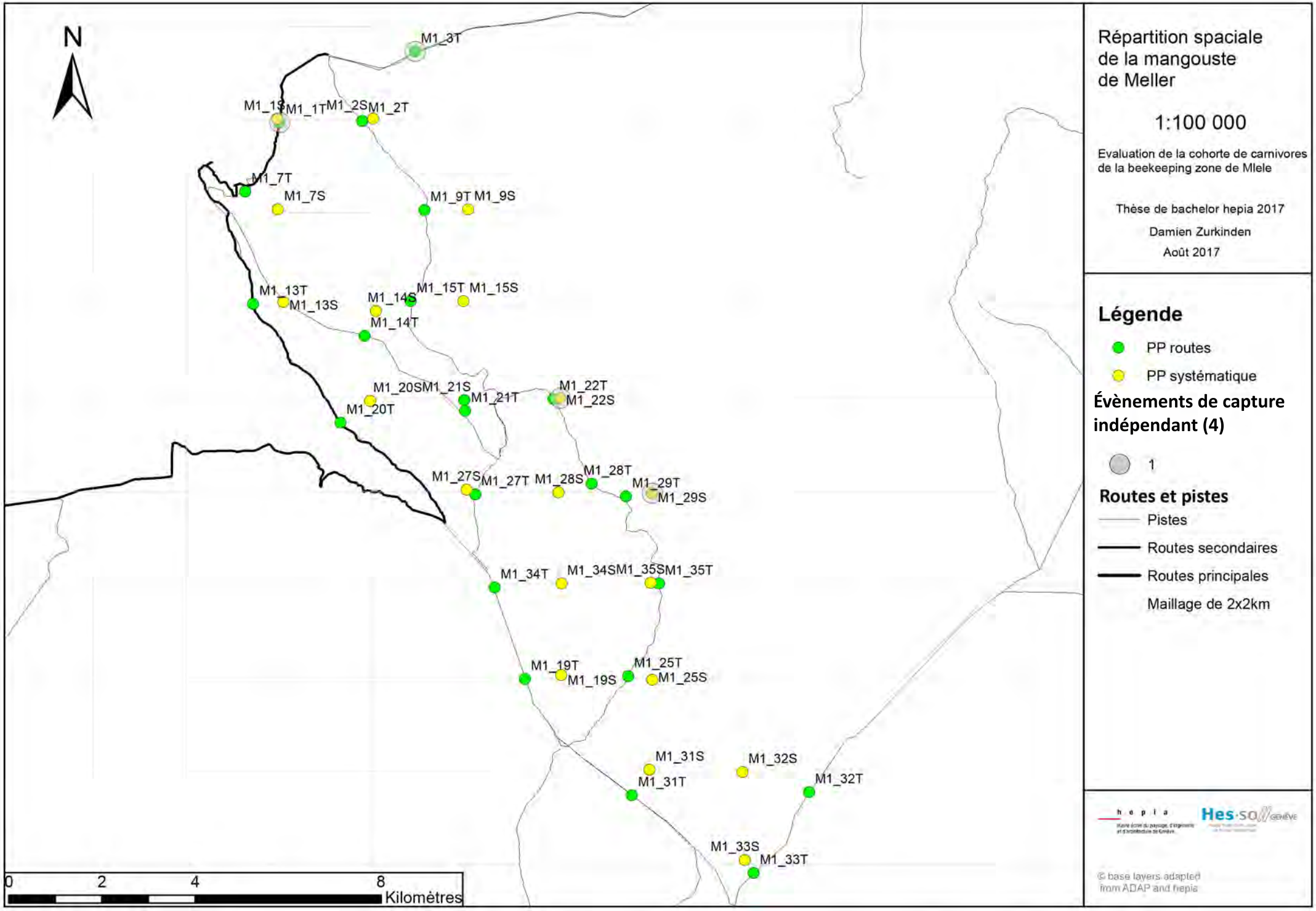
Routes et pistes

- Pistes
- Routes secondaires
- Routes principales
- Maillage de 2x2km

hepia

Hes·so GENÈVE

© base layers adapted from ADAP and hepia



Répartition spaciale de la mangouste de Meller

1:100 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Août 2017

Légende

- PP routes
- PP systématique

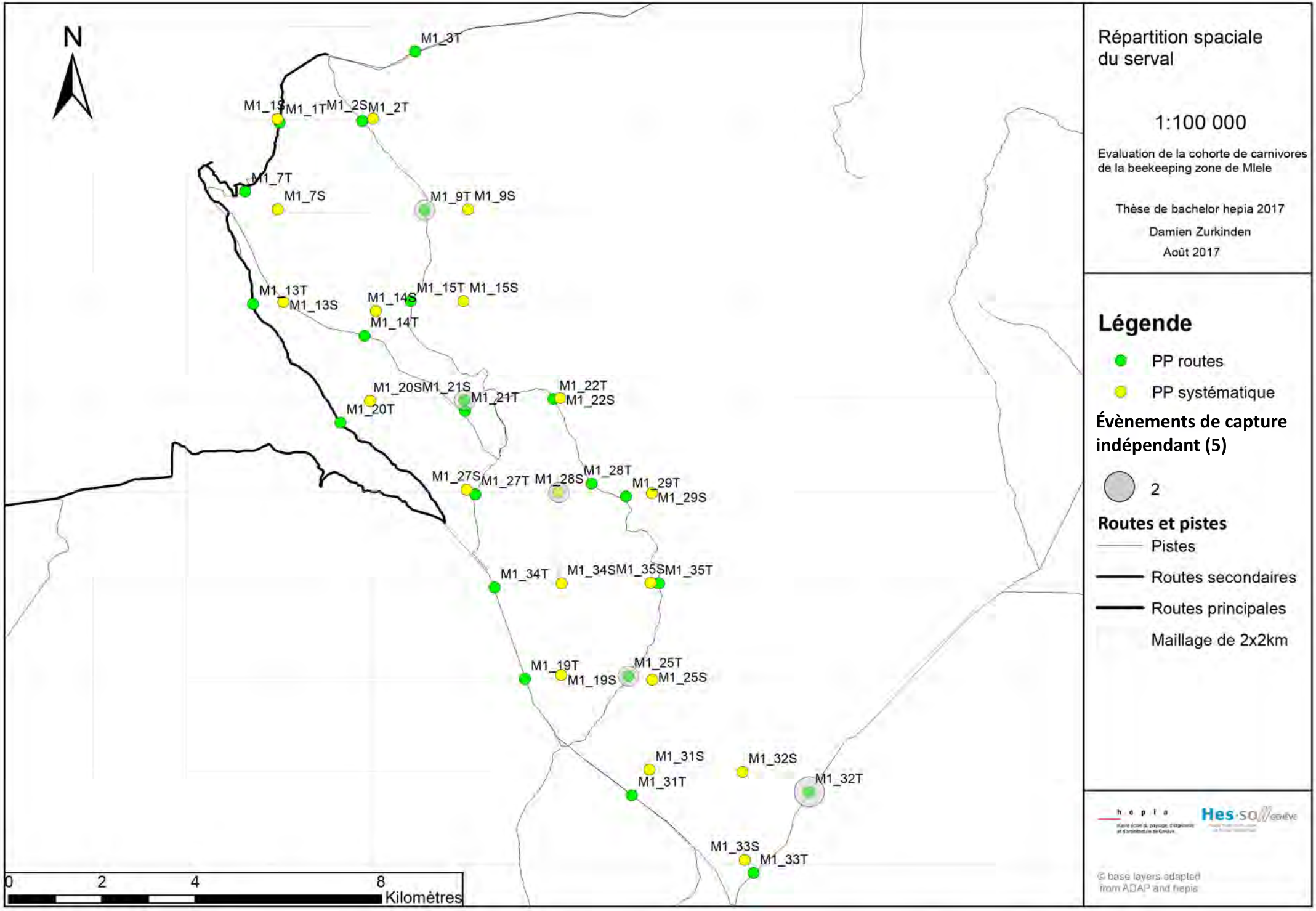
Évènements de capture indépendant (4)

- 1

Routes et pistes

- Pistes
- Routes secondaires
- Routes principales
- Maillage de 2x2km

© base layers adapted from ADAP and hepia



Répartition spaciale du serval

1:100 000

Evaluation de la cohorte de carnivores de la beekeeping zone de Mlele

Thèse de bachelor hepia 2017

Damien Zurkinden

Août 2017

Légende

- PP routes
- PP systématique

Évènements de capture indépendant (5)

2

Routes et pistes

- Pistes
- Routes secondaires
- Routes principales
- Maillage de 2x2km

© base layers adapted from ADAP and hepia