

Contribution de l'imagerie à très haute résolution pour améliorer le suivi écologique des aires protégées. Etude de cas de deux zones cynégétiques au Burkina Faso.

Auteur : Bourdouxhe, Axel

Promoteur(s) : Lejeune, Philippe; 2945

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2016-2017

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/3072>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

CONTRIBUTION DE L'IMAGERIE À TRÈS HAUTE RÉOLUTION POUR AMÉLIORER LE SUIVI ÉCOLOGIQUE DES AIRES PROTÉGÉES. ÉTUDE DE CAS DE DEUX ZONES CYNÉGÉTIQUES AU BURKINA FASO.

AXEL BOURDOUXHE

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2016-2017

(CO)-PROMOTEURS : LEJEUNE PHILIPPE ET BOUCHÉ PHILIPPE

**TOUTE REPRODUCTION DU PRÉSENT DOCUMENT, PAR QUELQUE PROCÉDÉ QUE CE SOIT,
NE PEUT ÊTRE RÉALISÉE QU'AVEC L'AUTORISATION DE L'AUTEUR ET DE L'AUTORITÉ
ACADÉMIQUE DE GEMBLoux AGRO-BIO TECH.**

LE PRÉSENT DOCUMENT N'ENGAGE QUE SON AUTEUR.

CONTRIBUTION DE L'IMAGERIE À TRÈS HAUTE RÉOLUTION POUR AMÉLIORER LE SUIVI ÉCOLOGIQUE DES AIRES PROTÉGÉES. ÉTUDE DE CAS DE DEUX ZONES CYNÉGÉTIQUES AU BURKINA FASO.

AXEL BOURDOUXHE

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2016-2017

(CO)-PROMOTEURS : LEJEUNE PHILIPPE ET BOUCHÉ PHILIPPE

Remerciements

Je souhaite remercier chaleureusement mes co-promoteurs : MM. Philippe Lejeune et Philippe Bouché, sans qui je n'aurais pu réaliser ce travail de fin d'études si enrichissant. Merci de m'avoir apporté vos conseils et de m'avoir fait partager votre expérience dans vos domaines respectifs. Je souhaite encore remercier ce dernier pour son accueil à Ouagadougou. Je remercie M. Peter Gaucher pour son aide et d'avoir pu me consacrer un peu de son temps si précieux. Je le remercie aussi de m'avoir transmis son enthousiasme pour la recherche ainsi que son énergie. Je remercie M. Cédric Vermeulen avec qui tout a commencé. Merci d'avoir été à mon écoute et d'avoir mis en place les fondations de ce projet.

Je souhaite remercier également MM. Bouba et Barké Dermé de m'avoir accueilli au Campement de Konkombouri et de m'avoir permis de réaliser mon travail de terrain. Merci à l'ensemble des pisteurs et de l'équipe du campement de m'avoir fait passer un séjour inoubliable et haut en couleur.

Merci à Ibrahim Doumbia et Jean-Pierre du campement du Buffle pour leur accueil chaleureux au sein de leur campement et de m'avoir permis de travailler dans la Zone de Chasse de Pama Centre-Sud. Merci à toute l'équipe du Campement du Buffle pour leur gentillesse.

Ma gratitude s'exprime à l'ensemble de l'équipe de l'Unité de Gestion des Ressources forestières. Merci particulièrement à MM. Samuel Quevauvilliers Samuel et Cédric Geerts de m'avoir convié à leurs séances d'aviation lors des après-midi ensoleillées.

Un tout grand merci à Mme Colette Hermann pour ses relectures et corrections.

Merci à Kandia Tankoano pour son aide et pour m'avoir appris à rouler en moto, merci pour tout. Merci à Fatim et à tous les pisteurs de Konkombouri. Merci à Albert et Bouali du campement du Buffle. Merci à Jean-Louis, Corentin et François avec qui j'ai passé des soirées mémorables remplies de discussions très intéressantes.

Je remercie Antoine Pierret, Maxime Servotte, Nicolas Deflandre, Morgane Scalbert, Claire Lequien, Laurent Raets, Léo Huylenbroek et Bastien Desmecht pour l'entraide et la bonne ambiance au bureau.

Merci au comité de bienvenue pour tous ces moments de nostalgie que j'ai eue au Burkina.

Un remerciement tout particulier au savant tellement célèbre, mais peu connu des hommes de sciences : Rick Sanchez. Ses célèbres citations m'auront accompagnée durant ces longs mois de travail.

Je remercie chaleureusement Thamara Bogaert pour son soutien tout au long de cette longue période ainsi que toute ma famille de m'avoir soutenu durant l'intégralité de ma scolarité. Pour finir, je souhaite remercier l'Académie de Recherche et d'Enseignement supérieur de la Fédération Wallonie-Bruxelles, Belgique, pour le financement du voyage dans le cadre de sa politique de coopération au développement.

Résumé

Afin de diminuer les coûts des suivis écologiques des grandes aires protégées, un dispositif d'acquisition de données d'imagerie aérienne a été mis au point et testé à bord d'un ULM au cours d'un inventaire aérien de la faune de deux zones cynégétiques situées au sud-est du Burkina Faso. L'objectif est donc d'étudier dans quelle mesure l'acquisition de données d'imageries aériennes à très haute résolution peut améliorer le suivi écologique de ces aires protégées. Deux aspects des suivis écologiques ont été considérés : les inventaires de faune et la cartographie de la végétation. Dans un premier temps, les images récoltées ont permis de corriger les biais de comptage des grands troupeaux d'herbivores observés depuis l'avion (comptage visuel). Ensuite, les images ont été utilisées indépendamment pour réaliser un deuxième inventaire de faune sur photos (comptage photo). La comparaison des résultats des deux inventaires a montré qu'il n'y a pas de différence significative entre les deux. Dans un deuxième temps, une carte de végétation a été réalisée sur base d'images satellites Sentinel-2 disponibles gratuitement. Une classification de type *Random Forest* a été utilisée. Afin de produire un jeu de données d'entraînement et de validation, des inventaires de la végétation au sol ont été réalisés au sein des zones d'études. Ce jeu de données a ensuite été augmenté à l'aide de données de photo-interprétation réalisée sur base d'imagerie de l'outil *Arcbru Tile* sur *Arcmap*. Une matrice de confusion a ensuite permis de chiffrer la précision de la classification. Il s'avère qu'une grande confusion existe entre la savane arborée et la savane arbustive ainsi qu'entre la forêt claire et la forêt-galerie. Finalement, des images aériennes verticales à basse altitude et haute résolution ont permis de produire un modèle numérique de hauteur par photogrammétrie. Ce dernier a été comparé à des mesures de hauteurs d'arbres réalisés lors des inventaires de la végétation sur le terrain. Le modèle numérique de hauteur est suffisamment précis pour caractériser la hauteur de végétation ($R^2 = 0,84$ et un coefficient de variation de 0.18). Ces résultats promettent donc un bel avenir pour l'utilisation de données d'imageries aériennes dans le suivi écologique des aires protégées. Dans le futur, ce type de données a le potentiel d'être acquis en plus grande quantité et qualité et d'être plus complet, grâce à d'autres types de capteurs.

Abstract

To decrease the costs of ecological surveys in large protected areas, an aerial data procurement device was set up and tested aboard a microlight engine aircraft during an aerial count of animals was realized over two hunting zones located in the southeast of Burkina Faso. The aim of the present study is to determine to what extent the data acquisition of very high-resolution aerial images can improve the ecological survey of these protected areas. The device was then used during these flights. Two aspects of ecological surveys were considered: first the animal counting and second the cartography of the vegetation. At first, the collected images were used to correct the counting biases of the big groups of herbivorous mammals (visual counting). Then, these images were used alone to realize a second animal counting (photo counting). The results of these two surveys were then compared and it turns out that there is no significant difference between both types of counting. Secondly, a map of the vegetation cover was established based on free access satellite images from sentinel-2 available online. Then a Random Forest's classification was used. To produce a training and validation data set, inventories of the vegetation were realized within the study site. This data set was then increased by data of photo-interpretation realized on basis of *Arcbru Tile* imagery. A confusion matrix allowed to determine the classification precision. It turns out that a big confusion exists between the wooded savannah and the shrubby savannah on one hand as well as between the clear forest and the gallery forest on the other. Finally, vertical aerial photos of high resolution and took at low altitude allowed to produce a digital height model by photogrammetry. The latter was compared with height measures of trees realized during vegetation inventories. A regression was then realized to compare both height measures of trees. It turns out that with a R^2 of 0,84 and a coefficient of variation of 0.18, the digital height model is precise enough to characterize the vegetation height. These results are very promising for the future use of high resolution aerial imagery in ecological surveys of protected areas. In the future, this type of data has the potential to be acquired in bigger quantity and quality and to be completed through the use of other types of sensors.

Table des matières

Résumé	2
Abstract	6
Remerciements	3
1. Introduction	9
2. Contexte de l'étude	11
3. Objectifs	11
4. Site d'étude	13
4.1. Situation géographique	13
4.2. Climat	13
L'Harmattan	14
4.3. Géologie	15
4.4. Hydrographie	15
4.5. Végétation	15
La savane et le feu	16
4.6. Faune	17
5. Données utilisées	18
5.1. Méthodologie de l'inventaire aérien	18
5.2. Images aériennes	22
5.2.1. Images destinées à l'inventaire de faune	22
5.2.2. Images destinées à la modélisation de la végétation	22
5.3. Images satellitaires	22
5.4. Observations de la végétation sur le terrain	25
6. Inventaires de faune	26
6.1. Introduction	26
6.2. Inventaire par observations depuis l'ULM	26
6.3. Apport de l'imagerie aérienne pour les inventaires de faune	33
7. Cartographie de la végétation	36
7.1. Introduction	36
7.2. Traitement des images satellites	36
Random Forest	36
Format des images satellites	36
Indices spectraux	37
VSURF et Classification par Random Forest	39
7.2. Résultats et discussion	40
8. Estimation de la hauteur de la strate ligneuse	44
8.1. Introduction	44

8.3. Résultats et discussion.....	46
9. Conclusions et perspectives.....	48
Annexe 1. Classification des grandes formations végétales présentes sur les aires protégées d'Arly et de la Pendjari (Aubréville, 1957 ;Assédé et al., 2015; Ouedraogo et al., 2008 ; White, 1983 ; Letouzey, 1969 ;Parc National de la Pendjari, 2009).....	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 2. Exemple de feuille de comptage réalisée sur Excel à l'aide des informations récoltées en vol (Vol du 18/05/2017).....	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 3. Cartes de la distribution des observations faites depuis l'ULM pour chaque espèce. Les observations hors bandes sont représentées en transparence.	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 4. Détails des analyses réalisées pour les deux passages de l'inventaire aérien par observations directes selon la méthode de Jolly II.....	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 5. Code R utilisé pour la classification de la végétation.....	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 6. Liste des indices spectraux utilisés dans le modèle de classification.....	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 7. Carte de la végétation présente dans la zone de chasse de Pama Centre-Sud..	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 8. Carte de la végétation présente dans la zone de chasse de Konkombouri.....	Erreur ! Signet non défini.

1. Introduction

La conservation des aires protégées est considérée comme l'une des meilleures stratégies permettant de lutter contre la perte de biodiversité et de promouvoir un mode de gestion durable des ressources naturelles (Myers et al., 2000). Souvent discréditées, les aires protégées des régions tropicales ont su prouver leur efficacité à protéger les écosystèmes en leurs seins (Bruner et al., 2001). Pourtant les écosystèmes africains ne sont pas à l'abri de nouvelles perturbations. La population humaine du continent ne cesse d'augmenter et avec elle les besoins en espaces cultivables et en ressources naturelles (Musters et al., 2000). Il est dès lors évident que les habitats naturels vont devenir de plus en plus vulnérables au changement d'occupation des terres (Bruner et al., 2001).

D'autre part, les gestionnaires des parcs et aires protégées manquent souvent d'informations pour prendre les décisions qui s'imposent. L'urgence d'améliorer la précision des inventaires de biodiversité et de rendre plus constante leur mise à jour est indispensable afin de permettre au gestionnaire de répondre de manière appropriée aux défis de gestion engendrés par ce contexte. Ceci ne peut être fait sans l'allocation de plus de ressources non seulement financières, mais également techniques dans l'acquisition de données de terrain (Margules & Pressey, 2000).

Dans ce sens, les inventaires de faunes réguliers sont nécessaires pour suivre la dynamique des populations animales. Étant donné l'étendue des espaces protégés, les inventaires sont généralement réalisés par avion (Norton Griffiths, 1978 ; Jachmann, 2001 ; Bouché et al., 2011). De tels inventaires ont déjà permis d'évaluer l'évolution des populations d'éléphants en Afrique (Chase et al 2016.) et de proposer des mesures de gestion efficaces (Bouché et al., 2011).

Cependant ces inventaires nécessitent des coûts importants généralement dus à la volonté de réaliser des inventaires de qualité, mais qui nécessitent un matériel adéquat et un certain nombre de personnes. L'équipage est donc généralement composé d'un pilote, d'un observateur avant et de deux observateurs arrière, entraînant l'obligation d'utiliser des avions à ailes hautes pouvant embarquer quatre passagers ainsi qu'un réservoir plein (Norton Griffiths, 1978). Les modèles utilisés sont alors généralement des Cessna (Cessna 206 ou 182). Les coûts de location de ce genre d'avion, le prix du carburant, qui de plus est rare en Afrique et la location des services de personnes compétentes tels que les pilotes entraînent des coûts bien plus importants que d'autres types d'inventaires, mais généralement compensés par l'étendue bien plus importante couverte par les inventaires aériens (Bouché *et al.*, 2012 ; Lee & Bond, 2016).

La plupart des pays africains ne disposent pas des moyens financiers nécessaires pour réaliser ces inventaires et dépendent le plus souvent d'organismes extérieurs pour les réaliser. aIl en résulte que les intervalles entre comptages pouvant varier d'une décennie à un quart de siècle (Bouché *et al.*, 2015). Ceci a pour conséquence qu'en l'absence d'information, certaines populations peuvent s'éteindre dans l'intervalle sans qu'aucune mesure appropriée ne puisse être prise.

Récemment l'avènement des drones a permis de réduire les coûts de fonctionnement des engins volants, mais les drones disposent d'une autonomie réduite et volent à une vitesse plus faible que les avions (Liseinet *al.*, 2013 ; Linchant *et al.*, 2015), ce qui occasionne un taux de recherche (km²/h) bien moins important qu'un avion. Ceci est acceptable pour couvrir une aire protégée de quelques kilomètres², mais rend le travail laborieux lorsqu'il faut couvrir des superficies de plusieurs milliers de kilomètres² dans des zones bien souvent dépourvues de routes. Ceci a aussi pour conséquence d'allonger sensiblement la période de comptage, ce qui est contraire au but recherché (Jachmann 2001).

Un autre outil important pour une gestion durable des aires protégées est la cartographie régulière des types de végétations présentes. De telles cartes sont très utiles pour planifier la gestion d'une aire protégée, mais aussi pour le suivi de celle-ci (Margules & Pressey, 2000). Cependant, réaliser des inventaires de la végétation sur de grandes étendues demande d'énormes moyens (Im & Jensen, 2008) poussant la communauté scientifique à opter pour des méthodes alternatives moins coûteuses (Margules & Austin, 1990 ; Cawsey *et al.*, 2002).

Depuis plusieurs décennies, de nombreux chercheurs se sont donc tournés vers la télédétection sur base d'images satellites pour cartographier l'occupation du sol sur de très grandes zones d'études (Anderson, 1976 ; Treitz *et al.*, 1992 ; Tucker *et al.*, 1985). Afin d'obtenir ces cartes, les chercheurs font appel à des outils permettant de classer les différents types d'occupation du sol ou de végétation sur base d'images satellite. La majorité du temps, cette classification est dite « supervisée », c'est-à-dire que les classes sont déterminées a priori (Strahler *et al.*, 1986). Ces dernières années, de nombreux articles scientifiques ont été publiés sur l'utilisation conjointe de plusieurs outils de classification qui seraient plus efficaces et précis que n'importe lequel de ces outils utilisés de façon isolée. Ces résultats ont permis l'émergence de l'algorithme de classification *Random Forest* aujourd'hui largement utilisé (Pal, 2005 ; Karlson *et al.*, 2015 ; Cutler *et al.*, 2007).

Cependant, les images satellitaires sont soit de très haute résolution, mais avec une fréquence de renouvellement faible, soit d'une résolution spatiale faible avec une fréquence de visite élevée. Il est dès lors difficile d'étudier correctement les changements d'occupation du sol (Verbeiren *et al.*, 2008). De plus, l'accès à ces données de hautes résolutions spatiales est généralement payant.

Toutefois, les informations en deux dimensions ne sont pas suffisantes pour décrire correctement la structure de la végétation (Johansen *et al.*, 2010 ; Dufour *et al.*, 2013 ; Fraser *et al.*, 2016). En effet, la plupart des types de végétations arborées ou arbustives présentes en Afrique subsaharienne sont définis selon la hauteur de la strate ligneuse (Aubréville, 1957 ; White, 1983 ; Letouzey, 1969). Afin d'obtenir ces données spatiales précises, les technologies récentes telles que le LIDAR (Light Detection And Ranging) ou la photogrammétrie sur bases d'images aériennes sont de plus en plus utilisées (Dufour *et al.*, 2013 ; Fraser *et al.*, 2016). Malgré les bons résultats obtenus par ces techniques, la faible autonomie des drones et le coût important de l'utilisation de la technologie LIDAR (Dufour *et al.*, 2013), augmentent d'autant plus les coûts de suivi écologique.

2. Contexte de l'étude

Dans la méthodologie classique (Norton Griffiths, 1978), les avions utilisés pour les inventaires de faune sont des avions à ailes hautes comme les Cessna 206 ou 182. L'équipage conseillé est composé de quatre personnes : le pilote, en charge de la navigation et du maintien de la hauteur de vol ; l'observateur avant, en charge de l'enregistrement des données sur fiche, des points GPS d'observation et de la hauteur de vol toutes les 30 secondes ; tandis que les observateurs arrière sont chargés de compter et d'annoncer les animaux observés dans les bandes d'échantillonnage situées de part et d'autre de l'appareil à l'observateur avant et de prendre en photo les grands groupes d'animaux (Norton Griffiths, 1978 ; Frederick *et al.*, 2010).

Cependant les derniers inventaires réalisés en Afrique de l'Ouest ont nécessité l'utilisation d'avions provenant d'Afrique de l'Est, augmentant les coûts à environ 200.000 euros pour couvrir 30.000 km² à un échantillonnage de 10 % (Bouché *et al.*, 2015). C'est la raison pour laquelle Gembloux Agro Bio Tech a exploré la possibilité de combiner les avantages du drone et de l'avion en ayant recours à un avion ultra léger motorisé (ULM)

En effet l'ULM consomme de l'essence auto (MOGAZ) et les frais de fonctionnement à l'heure sont 85 à 82 % inférieur à celui d'un avion léger (Cessna 206 ou 182). Il vole à une vitesse de 140 km/h soit légèrement moins vite qu'un avion léger en comptage (160 km/h). Son principal défaut est qu'il ne peut emporter que deux personnes : un pilote et un observateur. L'enjeu a donc été d'adapter la méthodologie afin que l'observateur soit pleinement concentré sur les comptages. Une de ces principales adaptations est d'avoir automatisé la prise de photos, affranchissant l'observateur de s'en occuper. Mais ces données d'imageries aériennes de très hautes résolutions ont aussi le potentiel d'alimenter un jeu de donnée conséquent pouvant être utilisé pour d'autres aspects des suivis écologiques tel que la cartographie de la végétation. Ainsi, un dispositif expérimental composé de différents capteurs photographiques pouvant être disposés à bord de l'ULM a été mis au point pour produire une importante quantité d'images aériennes durant les vols. C'est ainsi que le tout premier inventaire aérien au moyen d'un ULM a été mis sur pied.

3. Objectifs

L'objectif de ce travail de fin d'études est d'évaluer dans quelle mesure les données d'imagerie aérienne acquises par avion ultra léger motorisé (ULM) peuvent améliorer le suivi écologiques, le tout en limitant les coûts et les phases de terrain au sol.

Afin de tester ce dispositif, une série de vols a été réalisée au-dessus de deux zones cynégétiques situées au sud-est du Burkina Faso. Deux facettes du suivi écologique ont été considérées : les inventaires de faune et la cartographie de la végétation.

L'inventaire aérien de la population des grands mammifères a été réalisé à l'aide de la méthode de l'échantillonnage par transect en bande (Norton-Griffiths, 1978). Durant toute la durée du vol, des photographies ont été prises selon le point de vue que l'observateur ce qui a permis de réaliser un deuxième inventaire de faune basé uniquement sur ces images.

Deuxièmement, une carte des grands types de végétation a été produite à l'aide d'une classification par pixel d'images satellites disponibles gratuitement en utilisant l'algorithme de classification *Random Forest*. Les différentes données nécessaires à cette classification ont été produites sur base de photo-interprétation d'images, elles-aussi libres d'accès, et d'un inventaire de végétation au sol durant lequel diverses informations dendrométriques ont été relevées.

Enfin, plusieurs placettes de végétation inventoriées sur le terrain ont été survolées par ULM et ont été photographiées verticalement en rafale. Sur base de ces photos, un modèle numérique de hauteur a été élaboré par photogrammétrie. Sa capacité à estimer la hauteur de la strate ligneuse a ensuite été analysée, dans le but de produire d'autres outils permettant la caractérisation des types de végétations depuis le ciel.

Ce mémoire sera donc scindé en deux thématiques de recherche afin de répondre aux questions suivantes :

Partie 1 : Inventaire de faune par comptage aérien

- En quoi l'imagerie aérienne permet-elle de faciliter et/ou d'améliorer les inventaires de faune? La suppression de l'observateur est-elle envisageable ?

Partie 2 : La cartographie de la végétation

- Quel est l'apport de l'imagerie à très haute résolution dans la production de zones d'entraînement pour une classification par *Random Forest* sur base d'images satellitaires en libre accès ? Qu'en est-il de la qualité du modèle de classification ?
- Est-il possible de produire un modèle numérique de hauteur à l'aide d'images aériennes en vue d'aider à la classification des types de végétation ?

4. Site d'étude

4.1. Situation géographique

Les inventaires ont été réalisés dans les zones cynégétiques de Pama Centre-Sud (525,34 km²) et de Konkombouri (755,91 km²), situées à l'extrême sud-est du Burkina Faso près de la ville de Pama, à 35 kilomètres de la frontière du Bénin et 190 kilomètres de la frontière nigérienne (Figure1.). Ces deux concessions de chasse font partie du Complexe d'aires protégées W Arly Pendjari (WAP) classé comme Réserve Transfrontalière de la Biosphère (UNESCO 2017) comprenant les trois parcs nationaux du W (Niger – Bénin - Burkina Faso), de l'Arly (Burkina Faso) et de la Pendjari (Bénin). Avec environ 35.000 km², ce complexe transfrontalier constitue le plus grand continuum d'aires protégées d'Afrique de l'Ouest composé de vastes savanes soudanaises parsemées de galeries forestières. Il constitue un patrimoine exceptionnel, dernier refuge pour les grands mammifères terrestres de cette région (Parc National de la Pendjari, 2009).

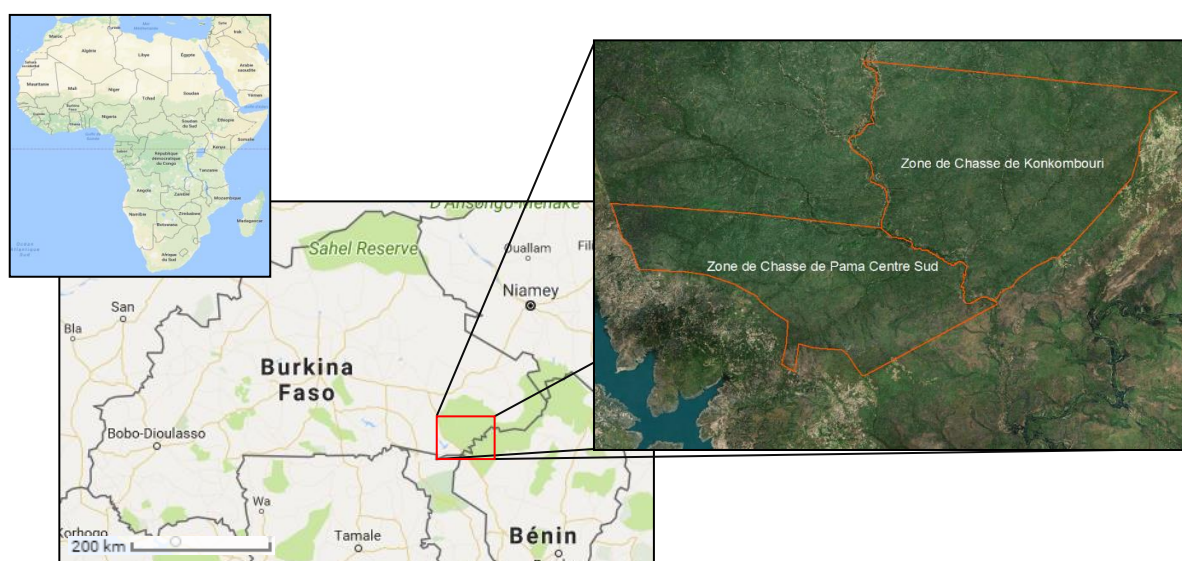


Figure 1. Localisation du site d'étude (les zones de chasse de Pama Centre Sud et de Konkombouri).
Source: Google image et Bing (outil Arcbru Tile sur Arcmap).

4.2. Climat

L'intégralité du complexe WAP se situe en région soudanienne avec des tendances sahéliennes au nord et plus humides au sud. À Pama, le climat est à cheval entre le type tropical sec, Aw, et le type semi-aride chaud, BSh, selon la classification de Köppen-Geiger (Peel *et al.*, 2007). On y retrouve alors une longue saison sèche (de novembre à avril) marquée par le passage de feux de brousse plus ou moins précoces et une unique saison des pluies avec des précipitations comprises entre 600 et 1000mm (Balança et al., 2007) (Figure2.).

Ce type de climat est alors responsable d'une quantité d'eau importante et largement répandue présente sous forme de rivières en saison des pluies, se raréfiant ensuite en saison sèche et ne laissant plus que de petits chapelets d'eau entraînant alors des concentrations de faune vers ces endroits et influençant dès lors la capacité d'accueil de ces écosystèmes (Balança et al., 2007 ; Western, 1975).

La pluviométrie a aussi un deuxième impact important sur les écosystèmes en influençant la dynamique des feux. La quantité de pluie joue en effet sur la productivité des végétaux et donc de la biomasse disponible pour les feux démarrant en début de la saison sèche (Caillaut, 2011).

Ces éléments font de la gestion des points d'eau et des feux de brousse deux composantes essentielles de gestion de ces milieux naturels, dans le but d'augmenter la densité de la faune (Bouché *et al.*, 2011).

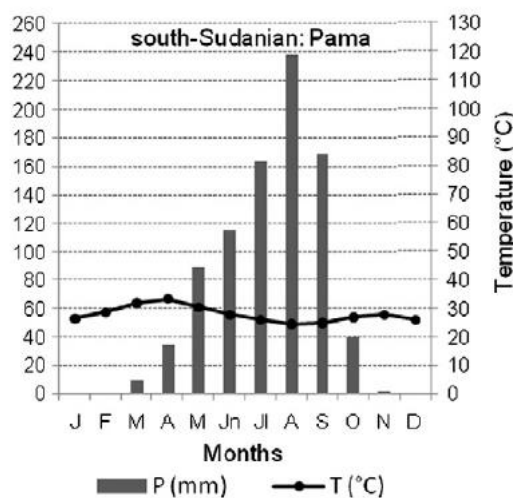


Figure 2. Diagramme de Walter reprenant la courbe des températures et l'histogramme des précipitations mesurées à Pama (Ouédraogo et al., 2013).

L'Harmattan

De novembre à mars, les régions du golfe de Guinée et d'Afrique de l'Ouest sont témoins d'un des plus importants phénomènes atmosphériques : l'Harmattan. Ce vent provenant du Sahara amène un air sec et chargé en poussière (Breuning-Madsen & Awadzi, 2005). Les flux d'air soufflant du nord-est remplacent les vents de la mousson et repoussent la zone de convergence intertropicale plus au sud, annonçant le début de la saison sèche. Durant cette période, la végétation subit les effets de la dessiccation et la propagation des feux de brousse est accentuée (Jenik and Hall, 1966). De plus, l'importante quantité de poussière dans l'atmosphère a tendance à réduire considérablement la visibilité durant les épisodes les plus violents, comme l'atteste la Figure 3. Il est donc primordial de prendre en considération ce phénomène lors de l'analyse des données d'imageries aériennes dont la qualité a pu être potentiellement impactée.



Figure 3. Impact de l'Harmattan sur la visibilité depuis le même point de vue avec, à gauche, la photo prise lors de la période de l'Harmattan et, à droite, la photo prise après son passage (Photos : Axel Bourdouxhe).

4.3. Géologie

L'ensemble du complexe est dominé par une vaste pénéplaine caractéristique du vieux bouclier ouest-africain ponctué par des inselbergs souvent chaotiques et spectaculaires (Balança et al., 2007). Les roches d'origine précambrienne et cambrienne comptent parmi les plus vieilles de la planète et sont recouvertes par une épaisse couche latéritique typique des milieux tropicaux (White, 1983). Cette couche superficielle est à l'origine d'une cuirasse imperméable jouant une influence sur la disponibilité en eau, ce qui a des conséquences importantes sur l'écologie et la végétation (Balança et al., 2007).

4.4. Hydrographie

En dépit d'un régime hydrique irrégulier et très pauvre en saison sèche, le site d'étude possède un réseau hydrographique relativement dense dominé par la rivière Singou, la seule à contenir naturellement de l'eau toute l'année (Bouché et al., 2003). Ce réseau hydrographique est complété par des mares naturelles et artificielles pouvant répondre aux besoins en eau de la faune durant la saison sèche. Elles ont été aménagées par les gestionnaires afin d'entretenir et augmenter les populations de grands mammifères (Bouché *et al.*, 2011).

4.5. Végétation

La végétation présente dans le complexe WAP est caractéristique de la région soudanienne. On y retrouve donc une matrice savannicole ponctuée de formations arborées telles que la forêt claire et les forêts-galeries (Aubréville, 1957 ; Assédé et al., 2015; Ouedraogo et al., 2008). La savane se distingue des autres formations par une strate ligneuse inférieure à 40% du recouvrement et dominée par les graminées. Elle peut quant à elle être subdivisée en différentes formations suivant l'importance de la strate ligneuse et de sa hauteur dominante (Aubréville, 1957 ; White, 1983 ; Letouzey, 1969). On y retrouve alors :

- La savane herbeuse (recouvrement de ligneux < 10 %)
- La savane arbustive (10%<recouvrement de ligneux<40%, hauteur dominante inférieure à 8m de haut).
- La savane arborée (10%<recouvrement de ligneux<40%, hauteur dominante située généralement entre 8 et 20m de haut).

On peut remarquer qu'entre la savane arbustive et la savane arborée, le seul critère de différenciation est la hauteur de la strate ligneuse. Cet aspect a donc des chances d'impacter la précision de la classification entre ces deux types de végétation. D'où l'intérêt de travailler sur la mise au point de nouvelles techniques telles que la photogrammétrie pour mesurer cette hauteur sans devoir passer par une phase terrain.

D'autres formations plus dépendantes du sol sont aussi représentées telles les formations saxicoles que l'on retrouve sur les formations rocheuses aussi appelées inselbergs et la savane marécageuse située sur des sols limono-argileux (Parc National de la Pendjari, 2009). L'ensemble de ces informations est développé en Annexe 1.

La savane et le feu

Les savanes africaines sont composées de communautés végétales déviées de leur succession écologique par l'influence des cultures, du feu et du pâturage (Glover, 1968). On y retrouve une végétation mixte où la strate herbeuse continue est parsemée d'une strate ligneuse discontinue. Les savanes forment donc un écosystème en équilibre instable dont la structure est influencée par quatre variables environnementales : la disponibilité en eau, la quantité de nutriments présents dans le sol, le passage du feu et le pâturage par les herbivores (Sankaran et al., 2008). Le sol et la pluviométrie sont des facteurs prédéterminant à l'installation de la savane tandis que le feu et les herbivores maintiennent l'équilibre instable entre la strate ligneuse et herbacée, structurant ainsi cet écosystème (voir Figure 4.) (Caillaud, 2011). De ces quatre variables, l'eau est considérée comme le facteur limitant le plus le développement de la strate ligneuse et fixant son potentiel maximum (Sankaran et al., 2008).

Chaque année la majorité de la savane est soumise au passage des feux de brousse. Ceux-ci ont une telle influence sur la végétation des savanes africaines que leur importance est équivalente aux effets du relief et du climat. Les effets à long terme des feux ont conduit à un développement important de plantes tolérantes au feu telles que les géophytes (Glover, 1968). Elles forment les grandes plages herbeuses donnant cette strate herbacée caractéristique. À cela s'ajoute l'émergence d'espèces animales herbivores dépendant du passage périodique du feu qui, en brûlant les parties aériennes des plantes, force ces dernières à rejeter de jeunes pousses (Glover, 1968). Ces herbivores jouent eux aussi un rôle dans le maintien de cette formation sous-climacique à travers le pâturage (Glover, 1968). Actuellement dans les zones protégées en Afrique de l'Ouest, la savane est mise à feu en début de saison sèche afin de réduire la couverture herbeuse pour faciliter la chasse et le tourisme de vision, de réduire les risques de feu accidentel et de favoriser la repousse pour les animaux domestiques et sauvages (Hochberg et al., 1994).

Par son caractère intrinsèque à la savane, le feu a été envisagé dans cette étude afin de servir d'élément de classification dans le but de démarquer celle-ci des autres types de végétation telles les forêts galeries et les forêts claires.

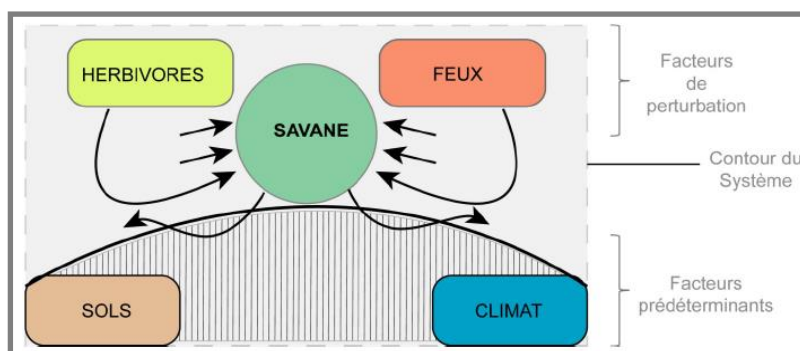


Figure 4. Schéma représentant le déséquilibre dynamique maintenant l'écosystème de savane.(d'après Caillaud, 2011)

4.6. Faune

Le complexe écologique du WAP est d'importance vitale pour bon nombre d'espèces déjà disparues ou menacées ailleurs dans la région telles : le lion (*Panthera leo* L., 1758), le guépard (*Acinonyx jubatus ecki* Schreber, 1775), le buffle de savane (*Syncerus caffer brachyceros* Sparrman, 1779), l'éléphant d'Afrique (*Loxodonta africana* Blumenbach, 1797), le léopard (*Panthera pardus* L. 1758) ou encore le damalisque (*Damaliscus lunatus korrugum* Ogilby, 1837). Il accueille d'ailleurs la plus grande population d'éléphants d'Afrique de l'Ouest (Bouché et al., 2011; Bouché et al., 2015; Thouless et al., 2016). À ces espèces s'ajoutent d'autres grands mammifères, une grande variété d'antilopes sont présentes comme le cobe de Buffon (*Kobus kob kob* Erxleben, 1777), le cobe defassa (*Kobus ellipsiprymnus defassa* Rüppell, 1835), l'hippotrague rouan (*Hippotragus equinus koba* É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803), le bubale (*Alcelaphus buselaphus major* Blyth, 1869) le phacochère (*Phacochoerus africanus africanus* Gmelin, 1788), le babouin doguera (*Papio anubis* Lesson, 1827) et le patas (*Erythrocebus patas* Schreber, 1774) (Parc National de la Pendjari, 2009).

5. Données utilisées

5.1. Méthodologie de l'inventaire aérien

La méthode utilisée est celle d'un inventaire aérien par échantillon en bande fixe (Norton Griffiths, 1978 ; Fredericks, 2011 ; Craig, 2004).

L'enjeu a été d'adapter la méthode d'inventaire aérien en passant d'un équipage de 4 personnes à un équipage de 2 personnes : un pilote et un observateur. Cependant, il est critique que l'observateur concentre toute son attention sur la bande échantillon. Pour ce faire, plusieurs adaptations majeures ont été apportées

- Une seule bande de comptage (à droite) a été conservée.
- Un Système de laser altimètre (SAL) qui a la particularité d'enregistrer automatiquement les données de hauteur chaque seconde a été installé. Ceci affranchit l'observateur d'enregistrer la hauteur toutes les 30 secondes (Norton-Griffiths, 1978 ; Craig, 2004).
- Toutes les données étaient enregistrées simultanément sur 2 enregistreurs MP3 reliés au casque de l'observateur et à l'intercom de l'avion. De ce fait, toutes les voix pouvaient être enregistrées. Le deuxième enregistreur servait de sauvegarde au cas où le premier tomberait en panne, ce qui affranchissait l'observateur de prendre note des observations.
- Les prises de photos étaient automatiques ce qui affranchissait l'observateur de s'en occuper.
- Le pilote était en charge d'enregistrer les points GPS.

Avion et équipements de bord

Un avion ultraléger motorisé (ULM) Humbert Tétras 100CV et disposant de 5h30 d'autonomie a été utilisé pour réaliser l'inventaire aérien (figure 5.). L'équipage est composé de deux personnes, un pilote en place gauche et un observateur en place droite. L'appareil est équipé d'un GPS Garmin GPSmap296 pour la navigation et d'un Système d'Altimètre Laser (SAL) composé d'un télémètre laser connecté à une tablette 7" qui faisait tourner l'application *Flightlogger* (Figure 6.).



Figure 5. ULM Tétras utilisé pour l'inventaire aérien (Photo : Axel Bourdouxhe).

La tablette affiche en permanence les mesures de hauteur, la vitesse ainsi qu'une mire permettant au pilote d'ajuster graphiquement sa hauteur et son cap. L'avantage du SAL sur l'altimètre barométrique standard qui équipe les avions est qu'il n'est pas sensible aux variations de pression atmosphérique. L'autre avantage du SAL sur les radars altimètres classiques généralement utilisés par les avions est que l'application *Flightlogger* enregistre chaque seconde, pour chaque transect, la position, la mesure de la hauteur et la vitesse, dans un fichier au format .txt.



Figure 6. GPS et tablette affichant l'application *Flightlogger* utilisée lors des vols (Source A. Peltier, 2017).



Figure 7. Préparation de l'ULM pour le comptage. Les tubes blancs représentent les limites de la bande de comptage (Source : Axel Bourdouxhe).

Les paramètres de vols ont été prédéfinis sur base des recommandations de la littérature (Norton-Griffiths, 1978 ; Fredericks, 2011 ; Craig, 2004). Il a été choisi de réaliser l'inventaire à une hauteur de 300 pieds (ou 91.44 m) du sol, et de considérer une largeur de la bande de comptage de 150 m. Cette bande a été matérialisée par deux tiges aluminium fixées sur le hauban de l'aile droite, du côté de l'observateur, afin de permettre à ce dernier de compter les animaux situés dans la bande de comptage (Figure 7.). La distance séparant les deux tubes a été calculée selon un ratio entre la hauteur de vol (300 pieds) et la largeur de bande (150m) souhaitées. Les mesures ont été reportées sur l'avion au sol pour fixer les tiges. Des repères sont ensuite ajoutés du côté de l'observateur afin qu'il puisse retrouver durant chaque vol la position adéquate de ses yeux par rapport aux tiges.

Plan d'inventaire

Afin d'échantillonner l'ensemble de la zone d'étude, 34 transects espacés de 1,5 km totalisant 823,57 km ont été créés sur SIG dans le but d'échantillonner 10% de la zone d'étude avec une bande échantillon de 150m de large. Les transects ont été orientés perpendiculairement à la Rivière Singou (Figure 8.). Deux répétitions (nommées par la suite passage 1 et 2) furent réalisées afin de diminuer le facteur aléatoire lié au déplacement des animaux et d'ainsi améliorer les résultats.

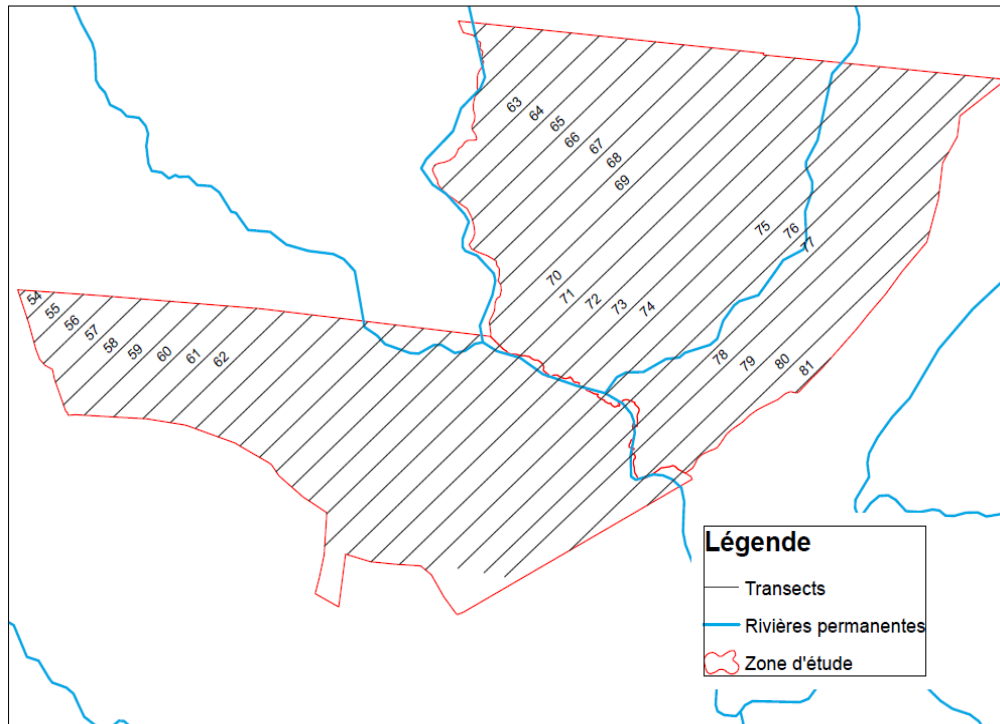


Figure 8. : Orientation des transects par rapport au réseau hydrographique.

Calibrage

Avant de commencer les vols de comptage, une session de calibrage était nécessaire (Norton-Griffiths, 1978 ; Fredericks, 2011 ; Craig 2004). Cette dernière a consisté à répéter des survols perpendiculaires à la piste d'atterrissage sur laquelle ont été disposés en ligne 20 carrés blancs de 1m² espacés de 20 mètres. Le pilote volait à différentes altitudes tandis que l'observateur compte le nombre de carrés présents dans la bande de comptage. Ces informations ont permis de construire une droite de régression mettant en relation la hauteur de vol en pieds et la largeur de la bande de comptage en mètres qui atteste de la fiabilité du dispositif. Si la valeur du R² est inférieure à 0,80, une nouvelle session est répétée. La Figure 9, montre les résultats obtenus à la fin du calibrage, le R² étant bien supérieur à 0.80.

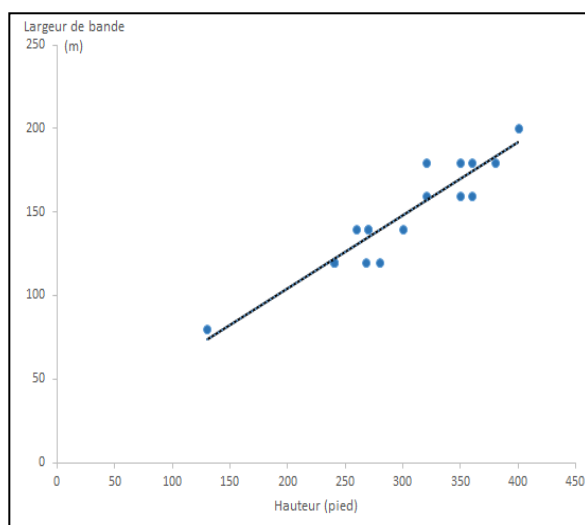


Figure 9. Droite de régression de la largeur de bande en fonction de la hauteur de vol, nécessaire pour prouver la fiabilité du dispositif. $y=0,4376x+16,903$, $R^2 = 0,88$.

Comptage

À chaque fois qu'un animal ou un troupeau est repéré par l'observateur, celui-ci annonce son observation et le pilote enregistre un point GPS et annonçait à son tour le n° du point et l'heure d'observation.

Une fois de retour au camp, les données de vols sont retranscrites dans un fichier Excel comprenant les informations suivantes : date du vol, numéro du transect, identifiant point GPS, code de l'espèce, nombre, informations diverses (nombre de juvéniles, animaux vus hors bandes...) (exemple en Annexe 2).

5.2. Images aériennes

5.2.1. Images destinées à l'inventaire de faune

Le dispositif d'acquisition de données d'imageries aériennes RGB était constitué d'un Nikon D500 équipé d'un objectif de 16mm de focale disposé de façon à couvrir la bande de comptage utilisée par l'observateur (Figures 10 et 11.).



Figure 10. Photo du Nikon D500 placé de façon à couvrir ce que l'observateur voit. (Source : Bouché, 2017)



Figure 11. Prise de vue oblique depuis le point de vue de l'observateur.

Afin de coordonner la prise d'images et d'y associer des coordonnées GPS ainsi que l'heure précise d'acquisition, ce dispositif a été couplé à un dispositif *Pixhawk* utilisé généralement dans les drones. Ce dernier fonctionne alors comme un ordinateur de vol coordonnant le déclenchement automatique des prises de vue tout en enregistrant la position GPS ainsi que les différentes inclinaisons dans l'espace de l'avion. L'intervalle entre photos a été programmé chaque 37 mètres soit environ chaque seconde de vol à une vitesse de vol de 140 km/h.

5.2.2. Images destinées à la modélisation de la végétation

Un deuxième dispositif a aussi été utilisé. Il est constitué d'un capteur photographique *RGB* (*Sony RX100*) disposé sur la carlingue inférieure de l'ULM, lui aussi connecté au *Pixhawk*. À l'inverse du premier dispositif qui produit des images obliques, celui-ci acquiert des images verticales présentant un recouvrement entre images successives. De telles images peuvent être traitées par voie photogrammétrique pour l'élaboration de modèles numériques de hauteurs. Cependant, en raison de problèmes techniques, ce second dispositif n'a pas fonctionné comme souhaité. Ce type d'images verticales étant nécessaire pour la bonne réalisation d'un des objectifs de ce travail, il a été procédé à l'acquisition manuelle de telles images au-dessus des placettes de végétation (§ 5.4) à l'aide du *Nikon D500* précédemment employé. Cela a généré un jeu de données comparables à celui qui aurait dû être produit par la *RX100*.

5.3. Images satellitaires

Données Sentinel-2

Sentinel-2 est une mission de l'Agence spatiale européenne dont l'objectif est un approvisionnement opérationnel de données d'imageries satellites avec une fréquence de visite, un recouvrement, une rapidité d'acquisition et une fiabilité élevés. Ceci dans le but de produire un outil notamment pour la gestion des risques naturels (inondations, feux de forêt), la cartographie de zones urbaines, l'étude du changement d'occupation des sols ou encore le suivi de la couverture forestière (Gatti and Bertolini, 2016).

Ce programme s'appuie sur une flotte composée de deux satellites (*Sentinel-2A* et *-2B*) conçus pour produire des images à haute résolution nécessaires au suivi des terres émergées et des espaces côtiers. Pour ce faire, les deux satellites se déplacent sur une même orbite, mais phasés à 180 degrés. Chacun dispose d'un instrument de mesure permettant de produire 13 bandes spectrales couvrant du visible à l'infrarouge court (Tableau 1) (Gatti and Bertolini, 2016). Parmi ces bandes, seules celles possédant une résolution de 20m ou moins ont été utilisées pour produire une classification à haute résolution.

Tableau 1. Caractéristiques des différentes bandes spectrales mesurées par les capteurs des satellites Sentinel-2.

Acronyme	Bande	Résolution spatiale (m)	Longueur d'onde (nm)	Caractérisation
B1	Coastalaerosol	60	443	Aérosol
B2	Blue	10	490	Bleu
B3	Green	10	560	Vert
B4	Red	10	665	Rouge
B5	Red-edge 1	20	705	Végétation
B6	Red-edge 2	20	740	Végétation
B7	Red-edge 3	20	783	Végétation
B8	NIR	10	842	Infra-rouge
B8a	NIR-narrow	20	865	Végétation
B9	Water vapour	60	945	Vapeur d'eau
B10	SWIR-Cirrus	60	1375	Cirrus
B11	SWIR	20	1610	Discrimination entre neige/glace/nuage
B12	SWIR	20	2190	Discrimination entre neige/glace/nuage

L'utilisation des données *Sentinel-2* dans cette étude a permis de travailler sur des images satellites à haute résolution, libres d'accès (téléchargeables gratuitement sur <https://earthexplorer.usgs.gov>) et dont la fréquence de visite est de 5 jours seulement. Cinq images *Sentinel-2* couvrant la zone d'étude ont été exploitées. Afin d'appréhender la variabilité de la végétation tout en évitant la saison des pluies pendant laquelle le couvert nuageux est trop important, les dates d'acquisitions des images utilisées sont comprises entre le 29 octobre 2016 et le 07 mai 2017 (Figure 12.). Ces différentes dates ainsi que les différentes bandes spectrales sont été traitées afin de créer des variables d'entrée à incorporer dans les algorithmes de classification.

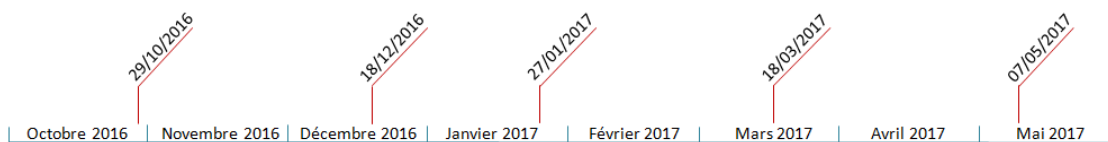


Figure 12. Distribution des dates d'acquisition des images *Sentinel-2* utilisées pour la classification de végétation.

Données SRTM

Les données SRTM sont des modèles numériques d'altitudes (en anglais DEM – *Digital Elevation Model*) de l'ensemble des surfaces terrestres du globe, récoltées par la « *Shuttle Radar Topography Mission* ». Cette mission est issue d'une collaboration entre la NASA et la NIMA (*National Imagery and Mapping Agency*), succursale du Département américain de la Défense. Elle a pris fin le 22 février 2000 lors de l'atterrissage de la navette spatiale *Endeavour* qui avait pour objectif de produire ce modèle numérique d'altitude. Dans ce but, la navette était équipée d'un capteur principal et d'une antenne déportée située au bout d'un mât de 60m de long (Figure 13.) afin de produire les données suffisantes par interférométrie radar pour réaliser le DEM (Farr and Kobrick, 2000).

Ce dernier présente une résolution de 30m avec une élévation verticale précise à 15m et couvrant les surfaces terrestres comprises entre les latitudes 60° Nord et 56° Sud. Le DEM de la zone d'étude est illustré à la Figure 14. Ces données ont été, elles aussi, traitées et utilisées comme variables dans la classification de la végétation.

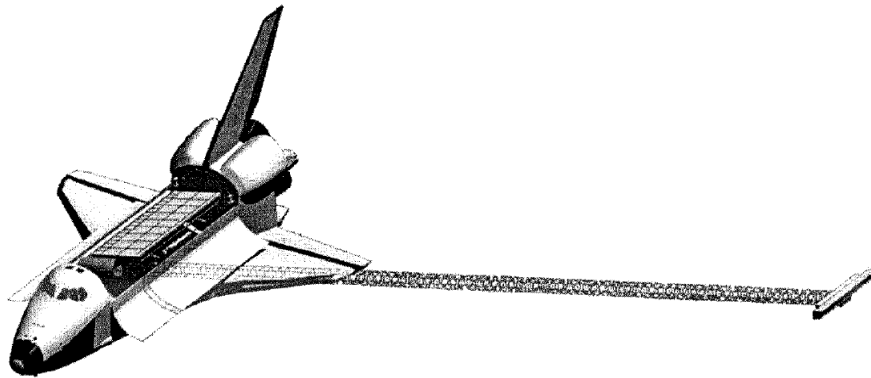


Figure 13. Schéma de la navette spatiale *Endeavour* avec son capteur principal situé dans le corps de la navette et son antenne déportée (Farr & Kobrick, 2000).

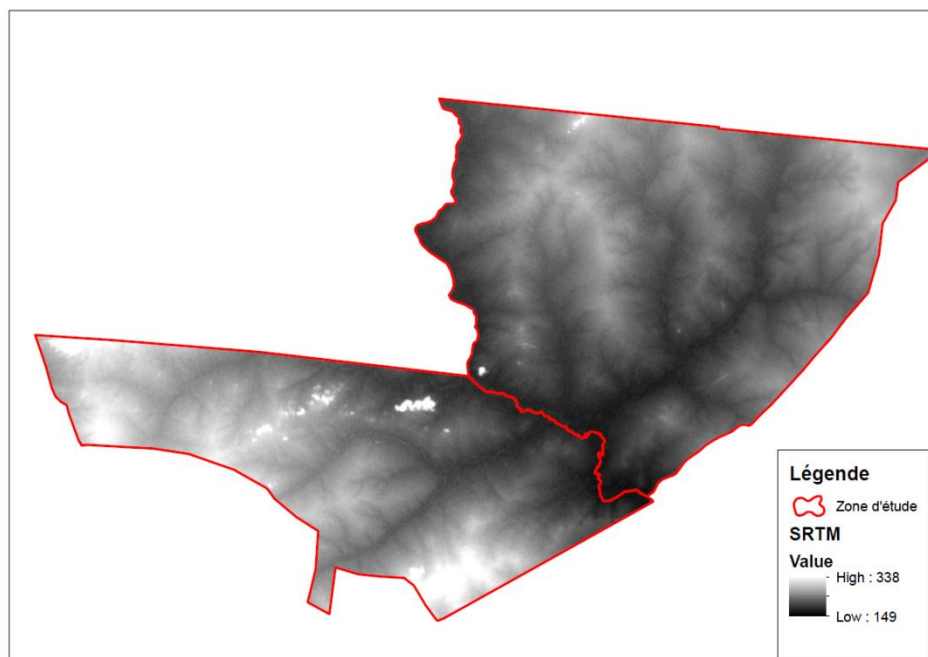


Figure 14. DEM de la zone d'étude. Source : <https://earthexplorer.usgs.gov/> consulté le 12/04/2017.

5.4. Observations de la végétation sur le terrain

Une série de placettes ont permis d'échantillonner la végétation pour alimenter un jeu de données dendrologiques et photographiques sur celle-ci et d'alimenter un jeu de données pour la classification de végétation.

Afin s'affranchir au maximum des contraintes du terrain liées principalement à une vaste zone d'étude (1281.25 km²) peu praticable hors des pistes, il a été décidé de localiser les placettes à proximité de ces dernières. Pour ce faire, plus de 500 points ont été créés à l'intersection de chaque piste et transect du plan de vol à l'aide du logiciel de cartographie *Arcmap*. Parmi ces points, 66 ont pu être visités durant le laps de temps imparti, tout en faisant attention de les choisir aléatoirement et de visiter le même nombre de points par zone de chasse (Figure 13).

Une fois arrivés sur chaque point, 2 à 5 arbres ou arbustes ont été sélectionnés de façon à ce qu'on obtienne un panel composé de ligneux de hauteurs différentes au fur et à mesure des échantillons. Ceci dans le but de tester le futur modèle de hauteur d'arbre. Ces derniers ont été choisis dans une bande de 50m de part et d'autre du transect afin de s'assurer que les arbres mesurés seront ensuite pris en photo lors du passage de l'ULM. Les différentes mesures ont porté sur la circonférence à 1m50 du sol, leur hauteur et leurs coordonnées GPS. Des photographies panoramiques ont aussi été prises afin d'apprécier les structures des peuplements et de faciliter l'identification de la classe de végétation.

Au total, 220 arbres ont été mesurés et géoréférencés (Figure 15.).

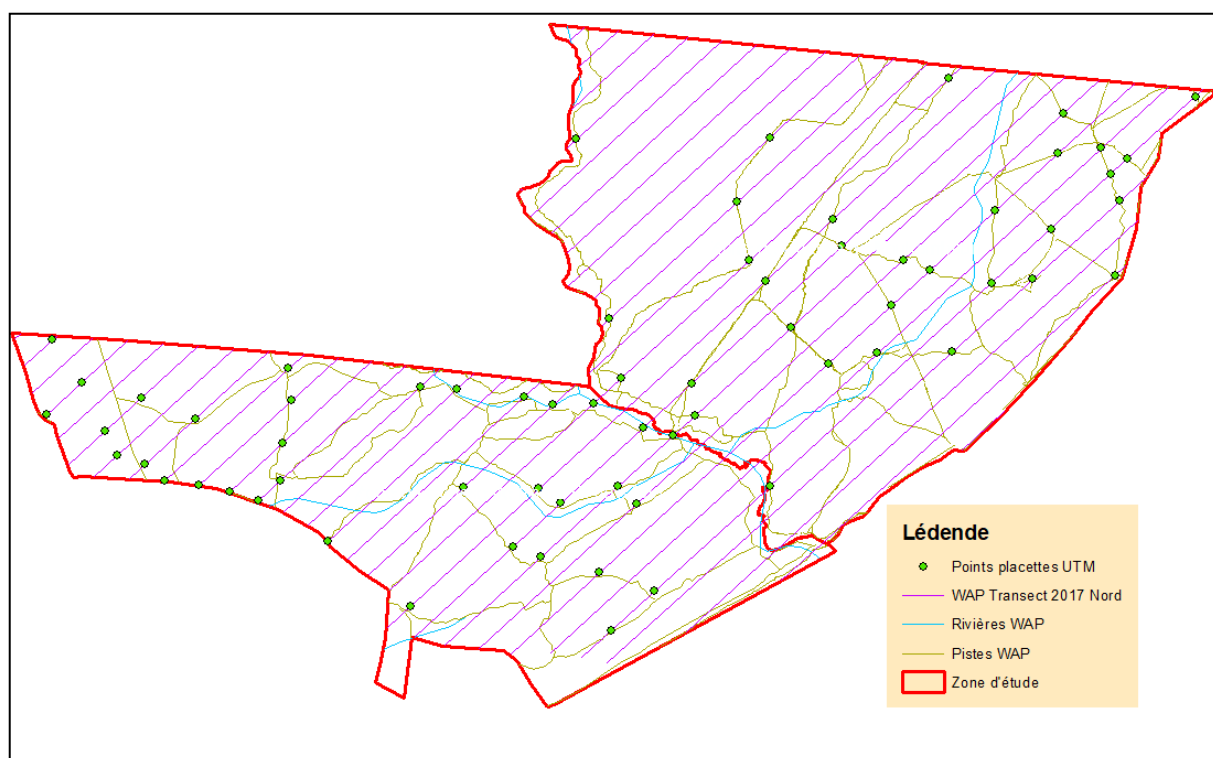


Figure 15. Disposition des placettes d'échantillonnages par rapport aux pistes, aux transects de vols et aux rivières.

6. Inventaires de faune

6.1. Introduction

Afin de pouvoir évaluer l'apport de l'imagerie aérienne dans les inventaires de faune, les résultats ont été traités en deux temps. Dans tous les cas, seules 5 espèces de grands mammifères ont été considérées en raison de leur détectabilité suffisante à une altitude de 100m pour que les résultats soient fiables. Il s'agit du buffle de savane (B), du bubale (BU), du cobe de Buffon (CB), de l'éléphant (E) et de l'hippotrague rouan (HI).

Dans un premier temps, le traitement des données (Norton-Griffiths, 1978) a été appliqué aux observations réalisées depuis l'ULM afin de produire les estimations d'effectifs de population pour les espèces étudiées. Les photographies aériennes ont été utilisées afin d'apporter une correction aux comptages comme exigés par la méthode. Ces résultats ont ensuite été comparés aux inventaires réalisés dans la région en 2015.

Dans un deuxième temps, seules les images acquises lors des vols ULM ont été utilisées pour compter les animaux. Les résultats de ces observations ont ensuite été analysés de la même manière que ceux du comptage direct. Les résultats issus du comptage depuis l'ULM et ceux uniquement sur base des photos ont ensuite été comparés et discutés.

6.2. Inventaire par observations depuis l'ULM

6.2.1 *Traitement des données issues des comptages directs*

Pour commencer, les observations obtenues lors de l'inventaire aérien ont été corrigées sur base des photographies selon la méthodologie suivie (Norton-Griffiths, 1978). Parmi l'ensemble des photographies, seules celles correspondantes à celle de l'observateur ont été retenues. Dans ce but, les heures correspondantes aux points GPS de chaque observation ont été utilisées afin de retrouver les photos qui ont été prises à ces moments. Les photos prises lors de la minute d'observation ainsi qu'une dizaine de photos précédant et suivant celle-ci ont été sélectionnées et regroupées en un fichier renfermant environ 80 photographies. Cependant, différents problèmes de correspondances entre l'heure enregistrée par l'appareil photo et celle enregistrée par le GPS ont nécessité un temps de traitement important.

Ces photographies ont ensuite été visionnées à l'aide d'un logiciel nommé « *Vol Drone* » réalisé par l'Unité de Gestion des Ressources Forestières de Gembloux Agro-Bio Tech. Ce dernier permet de pointer les animaux observés et identifiés. Pour chaque série de photographies, une fiche de vol a été créée.

Une fois les comptages réalisés, les résultats ont été compilés dans un classeur *Excel* comprenant les informations suivantes pour chaque observation : la date, l'heure, l'espèce, le nombre observé depuis l'ULM, le nombre observé sur photos et le numéro de la photo sur laquelle se situe l'observation. Considérant que les observations de moins de 10 individus sont correctes, car faciles à compter par l'observateur, seuls les troupeaux de 10 individus ou plus ont été corrigés (Norton-Griffiths, 1978). Lorsque la photo a pu être prise correctement, c'est-à-dire nette, sans coupure des troupeaux, ou que l'entièreté de la bande de comptage est visible, le résultat du comptage photo a été pris en compte. Par contre, dans le cas où la photo était manquante, un rapport de correction a été créé en divisant la somme des observations réalisées depuis l'avion et possédant une photo correcte par la somme des observations comptées sur ces photos. Les observations ne possédant pas de photos ont ensuite été corrigées en les multipliant par ce rapport.

Une fois ces corrections réalisées, les données ont été traitées selon la méthode de *Jolly II* pour les échantillons de tailles inégales (Norton-Griffiths, 1978, Frederick et al., 2010). Le traitement et l'analyse des données d'inventaire ont été scindés en 5 étapes :

- i. Calculer, pour chaque transect, la largeur de la bande de comptage ajustée en fonction de l'altitude moyenne de vol le long du transect, ainsi que déterminer la valeur de N , c'est-à-dire le nombre d'unités d'échantillonnage possible.
- ii. Calculer la surface inventoriée pour chaque transect (longueur du transect x largeur ajustée de la bande échantillon en fonction de la hauteur moyenne du vol du transect considéré) ainsi que la somme des surfaces inventoriées par transect.
- iii. Attribuer le nombre d'animaux vu de chaque espèce aux transects correspondants
- iv. Réaliser le traitement statistique selon la méthode de *Jolly II* (Norton-Griffiths 1978)
- v. Produire une estimation fusionnée des deux inventaires pour disposer d'un résultat final

Les analyses statistiques détaillées ci-dessous ont été réalisées sur *Excel*, les différentes abréviations utilisées étant reprises dans le Tableau 2. L'ensemble des analyses a été réalisé pour chaque passage avant d'être fusionné lors de la cinquième étape.

Tableau 2. Définitions des différentes abréviations utilisées au sein des analyses statistiques.

Abréviation	Définition
N	Nombre total d'unités d'échantillonnages (transects)
n	Nombre d'unités d'échantillonnage parcourues.
Z	Superficie totale de la zone de comptage.
z_i	Superficie de la bande échantillon du transect « i ».
y_i	Nombre d'observations d'une même espèce le dans la bande échantillon « i ».
R	Densité totale de cette espèce animale.

Le nombre total d'unité d'échantillonnage est calculé comme suit :

$$N = \frac{\text{Distance entre le premier et dernier transect}}{\text{Largeur moyenne de la bande de comptage}}$$

La densité globale est calculée comme suit :

$$R = \frac{\sum y_i}{\sum z_i}$$

Ensuite la variance des observations est calculée selon :

$$s_y^2 = \frac{1}{n-1} \times \left(\sum y_i^2 - \frac{(\sum y_i)^2}{n} \right)$$

La variance des zones d'échantillons est aussi calculée :

$$s_z^2 = \frac{1}{n-1} \times \left(\sum z_i^2 - \frac{(\sum z_i)^2}{n} \right)$$

Afin d'obtenir la covariance par la formule suivante :

$$s_{zy} = \frac{1}{n-1} \times \left(\sum zy - \frac{\sum z \times \sum y}{n} \right)$$

L'estimation de la population est ensuite calculée :

$$Y = R \times Z$$

La variance de la population :

$$varY = \frac{N(N-n)}{n} \times (s_y^2 - 2 \times R \times s_{zy} + R^2 \times s_z^2)$$

L'erreur standard :

$$SE(Y) = \sqrt{varY}$$

Les limites de confiances pour Y sont obtenues en cherchant « t » à n-1 degrés de liberté pour un a de 0.05 :

$$\pm t \times SE(Y)$$

Une fois ces analyses appliquées pour chaque passage, les différences d'estimations entre ceux-ci sont testées à l'aide la formule suivante:

$$d = \frac{|Y_1 - Y_2|}{\sqrt{(Var(Y_1) + Var(Y_2))}}$$

Si d est supérieur à 1.96, alors les deux estimations sont significativement différentes l'une de l'autre. Par contre, dans les cas contraires, les estimations peuvent être fusionnées comme suit :

$$Y = \frac{(w_1 \times Y_1) + (w_2 \times Y_2)}{w_1 + w_2}$$

Sachant que,

$$w_1 = \frac{1}{Var(Y_1)}$$

$$w_2 = \frac{1}{Var(Y_2)}$$

6.2.2. Résultats et discussion

Au total, 60 000 photographies ont été prises durant les vols. Afin d'illustrer la distribution des observations faites depuis l'ULM, une carte a été réalisée pour chaque espèce (exemple à la Figure 16.) en indiquant également les observations faites hors des bandes de comptages. L'ensemble de ces cartes se situe en Annexe 3. Les résultats préliminaires de l'inventaire sont quant à eux résumés dans le Tableau 3. On y observe une très légère différence entre les deux passages et on peut aussi voir que l'objectif d'inventorier 10% de la surface des deux zones cynégétiques par passage est atteint.

Tableau 3. Nombre d'échantillons possible (N), le nombre d'échantillons réalisé (n), la superficie de la zone de comptage et le pourcentage de surface inventoriée.

	Nombre d'unités d'échantillonnages (N)	Nombre d'échantillons (n)	Superficie de la zone de comptage en km ² (Z)	Surface inventoriée (%)
Premier passage	264.64	34	119.68	9.34
Deuxième passage	262.88	34	119.65	9.34

Les résultats des inventaires pour chaque espèce sont quant à eux résumés dans le Tableau 4. Les détails pour chaque passage sont disponibles en Annexe 4.

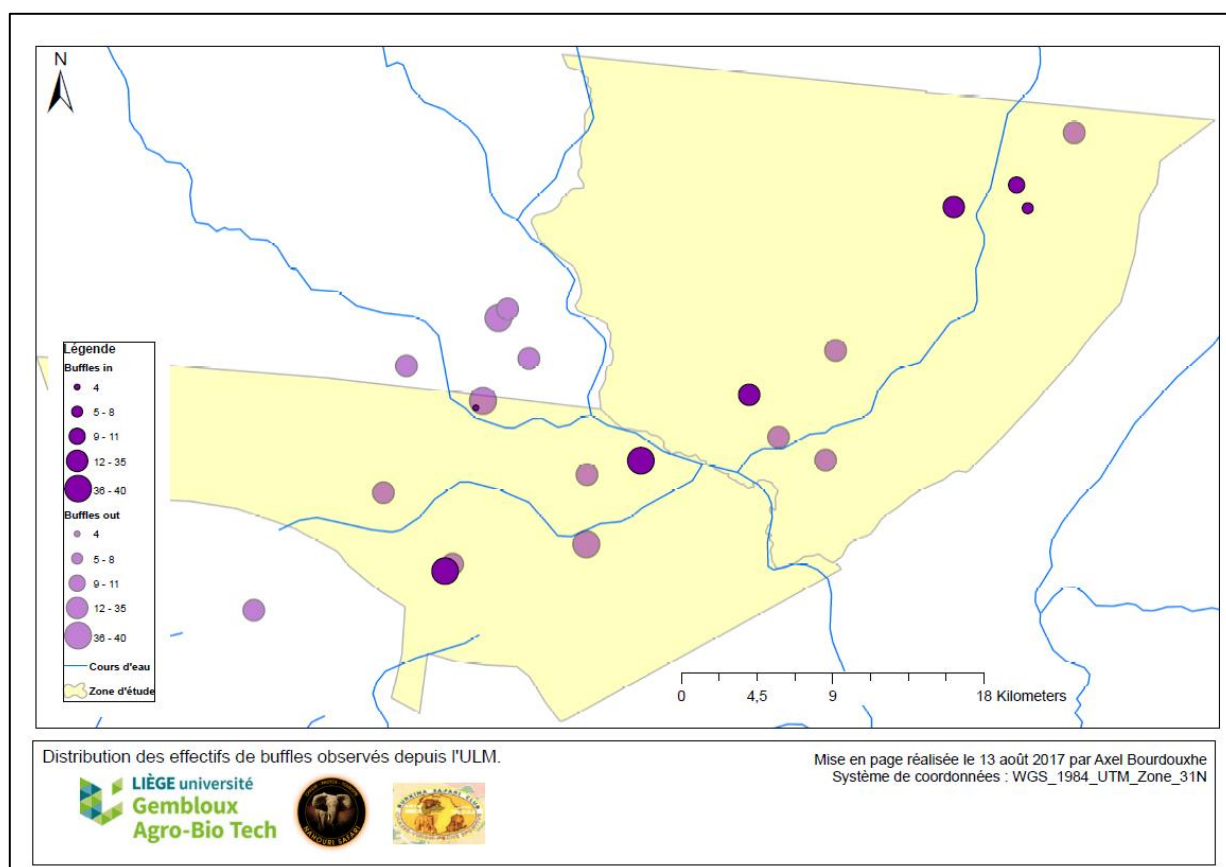


Figure 16. Distributions des observations de buffles faites lors de l'inventaire aérien.

Tableau 4. Résultats des inventaires pour chacune des espèces et fusion des deux inventaires. Nombre de contacts représentant le nombre de fois qu'un individu ou groupe d'individus a été observé, nombre d'individus observé, densité, population estimée; coefficient de variation des estimations (CV) en % et intervalles de confiance (IC) autour de chaque estimation.

Premier passage								
	Nbre contact	Nbre Obs	indiv	Densité	Estimation	CV%	IC min	IC max
Buffles	5	108		0,91	1169	34	386	1952
Bubales	8	80		0,68	868	23	467	1269
Cobes de Buffon	6	18		0,15	190	26	94	286
Eléphants	6	46		0,39	495	33	178	813
Hippotragues	10	118		1,00	1277	31	497	2056
Deuxième Passage								
Buffles	2	78		0,66	901	45	100	1702
Bubales	0	0		0,00	0	0	0	0
Cobes de Buffon	2	8		0,07	87	47	6	168
Eléphants	7	70		0,59	760	30	316	1203
Hippotragues	9	96		0,81	1042	24	553	1531
Fusion des deux passages								
Buffles					1038	27	555	1521
Bubales					662	28	298	1026
Cobes de Buffon					130	24	77	183
Eléphants					585	22	362	808
Hippotragues					1108	19	751	1465

Au premier abord, on peut remarquer qu'aucun Bubale n'a été observé lors du deuxième passage. Les effectifs buffles et hippotragues étaient semblables dans les deux passages, les cobes de Buffon varient quant à eux du simple au double. De manière générale, l'erreur standard est relativement élevée entraînant des limites de confiance très larges. À l'exception des bubales, les estimations des deux passages ne sont pas significativement différentes ce qui a permis de fusionner les estimations pour les autres espèces. Cette fusion produit alors des estimations plus précises. Les populations d'hippotragues, de buffles et d'éléphants sont les plus importantes.

Comparaison des estimations de 2017 avec celles de 2015

Nos résultats ont ensuite été comparés aux effectifs obtenus pour la zone d'étude au cours de l'inventaire aérien réalisé en 2015 avec des avions légers (Bouché *et al.*, 2015)(voir Tableau 5). L'estimation des effectifs d'éléphant a quant à elle dû être établie sur base de leur densité. En effet, pour des raisons de confidentialité, les estimations de la population d'éléphants par zone n'ont pas été rendues publiques. Pour ces derniers, les valeurs présentées ci-dessous ont donc été établies sur base de leur densité de population pour un bloc de comptage comprenant les sites d'études (6104 km²), multipliée par la surface des deux zones d'études. Afin de pouvoir comparer les estimations des deux années, le test d'égalité des estimations a été réitéré (Norton-Griffiths, 1978).

Tableau 5. Évolution des différentes populations de grands mammifères étudiés entre les inventaires de 2015 et 2017. Les deux dernières colonnes présentent le résultat du test d'égalité des estimations (d) et la significativité (significativement différents , S ou non- significativement différents , NS)

	2015		2017		d	P
	Estimation	CV%	Estimation	CV%		
B	633	50	1038	27	0,95	NS
BU	630	51	662	28	0,09	NS
CB	27	21	130	24	3,22	S
E	807	16	585	22	1,21	NS
HI	400	31	1108	19	2,90	S

Les résultats de ce test montrent que les estimations des buffles, des bubales et des éléphants obtenues par ULM sont équivalentes à celles obtenues avec des avions légers. Par contre l'inventaire en ULM a fourni des effectifs de cobes de Buffon et d'hippotragues significativement supérieurs à ceux obtenus par l'inventaire aérien par avion léger.

Les estimations calculées possèdent des limites de confiances très larges. Ce qui est dû au faible nombre d'individus observés par rapport à la surface échantillonnée lié à la mauvaise détectabilité des animaux. Il a été prouvé que l'observateur éprouve des difficultés à détecter les animaux, en raison du couvert, de leur pelage et/ou quand ils sont présents en faible nombre (les plus grands groupes se détectent plus facilement). Leur comportement vis-à-vis de l'avion (animaux restant immobiles lorsque l'avion passe) et la difficulté à les compter du fait du nombre d'individus dans les grands troupeaux ajoutent aussi un certain biais (Jachmann, 2002).

Comme nous pouvons le voir à la Figure 17, la majorité des grands herbivores étudiés ont un pelage cryptique qui leur permet de passer inaperçus dans la savane. Seuls les buffles de savane et les éléphants ont un pelage contrastant plus avec l'environnement (Jachmann, 2002). Aussi, un herbivore paisseur strict (tel le bubale) sera plus facilement observable, car passant la majeure partie de son temps dans des savanes herbeuses contrairement aux brouteurs qui seront plus difficilement détectables, car passant une grande partie de leur temps sous un couvert ligneux comme les céphalophes (Jachmann, 2002). Il faut aussi préciser que la végétation principale des deux zones d'études est une savane arbustive avec un couvert ligneux relativement important, ce qui a tendance à rendre leur détection plus difficile.

En dépit du fait que les inventaires ne concernent que les espèces de grande taille présentant une détectabilité jugée suffisante, ces inventaires tendent à sous-estimer les effectifs (Jachmann, 2002). Des méthodes alternatives telles que l'inventaire pédestre par distance sampling offrent quant à elles des résultats plus proches de la réalité surtout pour les espèces de petite taille à partir du moment où au moins 40 à 80 contacts peuvent être enregistrés (Buckland et al 1993), pour les espèces solitaires et grégaires respectivement, mais les moyens humains nécessaires pour couvrir de telles surfaces sont beaucoup plus importants. Ce qui entraîne des coûts et nécessite des moyens presque aussi importants que ceux liés aux inventaires aériens. Lorsque les animaux étudiés présentent une détectabilité suffisante, les inventaires aériens restent toutefois la méthode la plus efficace pour inventorier des zones de grande taille en peu de temps (Lee & Bond, 2016). Cependant, il est judicieux d'utiliser les inventaires aériens comme un moyen de suivi des populations fournissant une estimation relative. Comme dans tout suivi l'essentiel est que l'inventaire aérien soit régulièrement répété afin d'établir les tendances des populations.



Éléphant d'Afrique (Source : PAPE, 2013)



Cobe de Buffon (Source : PAPE, 2013)



Bubale (Source : PAPE, 2013)



Hippotrague rouan (Source : PAPE, 2013)



Buffle de savane (Source : PAPE, 2013)

Figure 17. Photographies illustrant les pelages plus cryptiques de certaines espèces (bubale, cobe de Buffon, hippotrague rouan) et d'autres moins (éléphant d'Afrique et buffle de savane).

6.3. Apport de l'imagerie aérienne pour les inventaires de faune

6.3.1 Traitement des images pour les comptages de faune

Par manque de temps, il n'a pas été possible de passer en revue l'entièreté des 60 000 images acquises lors des vols ni même d'en échantillonner aléatoirement une partie. Il a donc été décidé de se concentrer sur les images correspondant aux observations réalisées lors du vol. Le même jeu de données que celui du point 6.2. a été utilisé à l'exception des observations faites depuis l'ULM et des corrections. Seules les données de comptage issues des photos ont été prises en compte. Ces dernières ont alors ensuite été regroupées en un tableau récapitulatif à partir duquel les différentes analyses statistiques réalisées dans la partie précédente ont été réitérées. Afin de comparer le résultat de l'inventaire photo avec celui de l'inventaire sur base d'observations directes, les estimations de chaque espèce animale ont subi un test d'égalité des estimations (Norton-Griffiths 1978).

6.3.2. Résultats et discussion

En analysant plus attentivement les résultats du comptage par photographie, on s'aperçoit que le deuxième passage a connu différents aléas techniques avec comme conséquence que les photos n'ont pas été prises pour la majeure partie de ces observations. Il a donc été décidé de considérer uniquement le premier passage pour le comparer avec l'inventaire par comptage direct. Comme nous pouvons le voir dans le Tableau 6, les estimations des populations de grands mammifères étudiés ne diffèrent pas significativement selon la méthode de comptage utilisée.

Tableau 6. Comparaison des estimations totales des deux types de comptages (in situ et par photographies). Test de la différence des deux méthodes de comptages. (si $d > 1.96$ alors les estimations sont significativement différentes).

	Inventaire par comptage direct		Inventaire par comptage photo		Test d	P
	Estim	CV%	Estim	CV%		
Buffles	1038	27	958	40	0,17	NS
Bubales	662	28	293	48	1,59	NS
Cobes de Buffon	130	24	163	38	0,47	NS
Eléphants	585	22	584	29	0,00	NS
Hippotragues	1108	19	868	34	0,66	NS

En s'attardant sur les résultats du test d, on peut s'apercevoir que les valeurs prises sont très basses à l'exception des bubales. On peut alors dire que le comptage par photos est remarquablement précis et se montre comme une alternative très prometteuse au comptage direct. Les coefficients de variation sont quant à eux plus importants, ce qui implique des intervalles de confiances plus larges. Mais comme il a été précisé précédemment, un seul passage a été pris en compte pour produire ces estimations tandis que les chiffres issus de l'inventaire direct sont les résultats d'une fusion de deux passages. En fusionnant des estimations, on tend à réduire les coefficients de variation. Si on s'attarde sur les coefficients de variation du premier passage du comptage direct (Tableau 4, §6.2.2.), on s'aperçoit que ces derniers ne sont que légèrement inférieurs à ceux obtenus par le comptage sur photos.

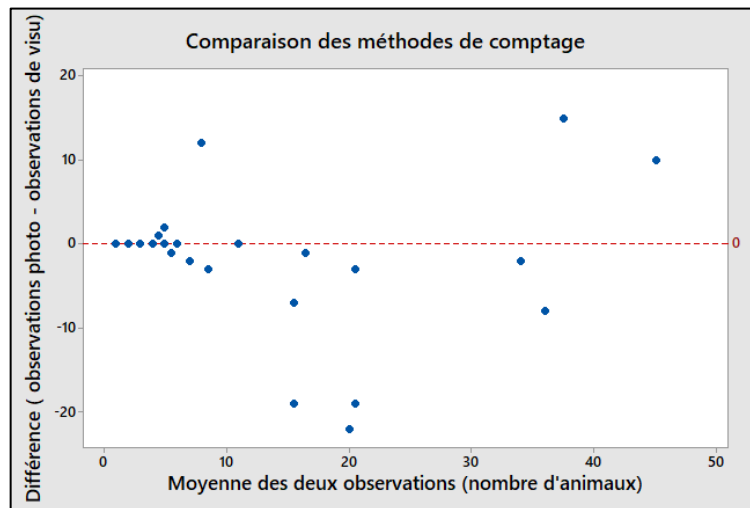


Figure 18. Comparaison des résultats des deux méthodes de comptage. L'axe y représente la différence entre les deux méthodes et l'axe x, le résultat moyen de celles-ci. Une droite $y=0$ a été tracée, sur laquelle, les comptages ne présentant pas de différences doivent se positionner.

Lors du comptage sur base de photographies, des avantages indéniables on put être soulignés comme un laps de temps plus confortable pour compter de grands troupeaux ou encore l'atténuation de facteurs influençant la qualité de l'inventaire comme la fatigue de l'observateur (Watson, 1969).

Cependant, les résultats n'affichent pas une nette augmentation des effectifs comptés. D'autres paramètres ont donc impacté la détectabilité des animaux. Afin d'illustrer ce constat, le graphique présent à la Figure 18 a été élaboré. Pour chaque observation, la moyenne du nombre d'animaux observé depuis l'ULM et sur photos a été calculée ainsi que la différence entre ces deux nombres. Ces moyennes ont ensuite été représentées graphiquement en fonction des différences. Ce graphique permet de mettre en évidence le fait que le comptage photo a tendance à sous-estimer le nombre d'individus observés à l'exception de 4 cas dont le comptage photo présente plus d'individus.

L'une des principales difficultés dans le comptage par photo est l'absence de mouvement qui est pourtant nécessaire à la détection des animaux cryptiques (Bayliss & Yeomans, 1990). Les Figures 19 et 20 illustrent cette différence entre les deux méthodes de comptage pour un animal au pelage plus cryptique (l'hippotrague) qu'un autre (l'éléphant). De plus, les troupeaux en mouvement sont très difficiles à compter sur photographies, car nous ne possédons pas une vision complète de la scène. Les animaux se cachent en alternance derrière les éléments de la végétation (Figure 21.).

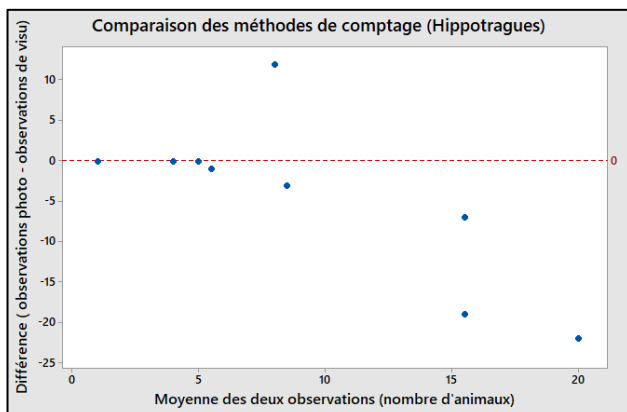


Figure 19. Comparaison des résultats des deux méthodes de comptage. Cas des hippotragues.

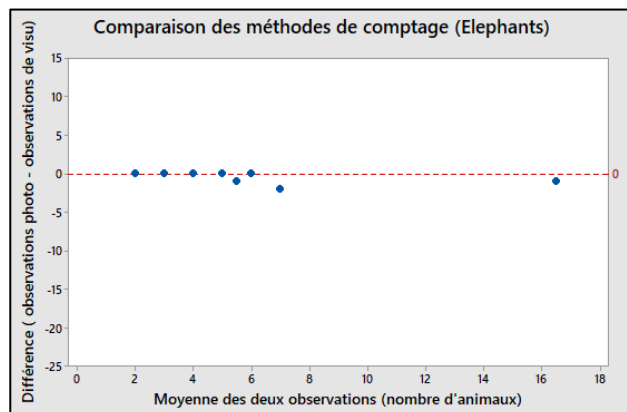


Figure 20. Comparaison des résultats des deux méthodes de comptage. Cas des éléphants.



Figure 21. Zoom sur un groupe de buffles traversant une étendue boisée.

Il est alors presque impossible de suivre un même animal dans les différentes photographies et d'obtenir ainsi le nombre d'individus total réel dans les habitats rencontrés. Cependant il en serait certainement différent avec de très grands troupeaux (>100 individus) dans des habitats ouverts (Norton Griffiths 1978).

Aussi, l'utilisation des photos tend à accentuer un phénomène que l'on peut appeler « l'effet paille ». L'appareil photo étant cadré sur la bande de comptage, il est impossible de voir ce qui se passe autour. Les observations hors des bandes restent importantes à noter comme on peut l'attester sur la figure 16 (§ 6.2.2.). Et d'autres observations qui n'ont pas de rapport avec le comptage sont importantes à retranscrire par exemple une augmentation des observations de hyènes en pleine journée.

Mais des avantages du comptage photo sont aussi visibles. Si l'on s'attarde sur la figure 18, on s'aperçoit qu'une observation possède un plus grand nombre d'individus sur photos. En analysant de plus près les métadonnées de cette observation, on s'aperçoit que plusieurs groupes d'hippotragues ont été comptés durant la même minute et il semble que l'observateur en ait oublié un. Ce qui prouve que le comptage photos de diminuer tout de même certains biais liés à l'observateur.

Le comptage photo a montré de très bons résultats et les discussions présentées ci-dessus permettent d'avoir un point de vue un peu plus nuancé quant à son efficacité. Toutefois, afin de continuer à présenter des résultats rigoureux, les difficultés qui ont été discutées doivent être prises en compte afin d'améliorer cette méthode et de la rendre encore plus précise. Ceci, particulièrement dans le développement d'inventaires entièrement automatisés en l'absence d'observateur comme c'est le cas pour les inventaires au moyen de drones qui sont de plus en plus convoités (Linchant *et al.*, 2015).

7. Cartographie de la végétation

7.1. Introduction

Afin de concevoir une carte de végétation de la zone d'étude, les images satellites *Sentinel-2* ont subi une classification supervisée par pixel à l'aide de l'algorithme de classification *Random Forest*. Pour cela, ces différentes images ont été utilisées pour produire des indices spectraux, variables d'entrée qui ont été utilisées pour la conception de l'algorithme. Un jeu de données de validation a été alimenté sur base de photo-interprétation et des inventaires de végétation réalisés sur le terrain. Ce jeu de données a deux fonctions, une partie, appelée données d'entraînements, a été employée avec les variables d'entrées pour la conception de l'algorithme. L'autre partie, appelée données de test, a servi à tester la précision du modèle sous la forme d'une matrice de confusion. Cette séparation des données, *Random Forest* la réalise déjà pour créer une matrice de confusion. Cependant, on possède trop peu d'informations sur la façon dont l'algorithme utilise les différentes données pour façonner cette matrice. Une deuxième matrice de confusion a donc été élaborée manuellement afin de pouvoir les comparer entre elles. Les résultats présentent la carte de végétation ainsi produite et les matrices de confusion. L'ensemble des traitements a été réalisé sur *RStudio* et *Arcmap*. Le code R utilisé est présenté en Annexe 5.

7.2. Traitement des images satellites

Random Forest

RandomForest est un algorithme de classification constitué d'une multitude d'arbres de classification formant la « forêt » (Pal, 2005). Chacun de ces arbres permet, sur base de valeurs prises par les variables étudiées, de classer un pixel en telle ou telle classe. Le grand nombre d'arbres de classification utilisés par *Random Forest* a pour but d'améliorer la précision de la classification (Cutler et al., 2007). Chacun de ces arbres de classification est produit par un échantillon aléatoire provenant du vecteur d'entrée composé des différentes variables formant le jeu de données d'entraînement. Ils sont ensuite construits en ajoutant aléatoirement une variable ou une combinaison de variables à chaque nœud de décision. Une fois que l'arbre de classification atteint sa taille maximale sur base des données d'entraînement, il est utilisé dans son intégralité contrairement à d'autres outils de classifications qui ont tendance à élaguer leurs arbres de classification, c'est-à-dire à supprimer certaines variables introduites dans le modèle. Pour chaque pixel, chaque arbre de classification attribue une classe. L'algorithme retient finalement la classe qui a été attribuée le plus souvent (Pal, 2005 ; Cutler et al., 2007). Tout l'intérêt d'utiliser *Random Forest* comme outil de classification réside dans le nombre important de variables que le modèle peut gérer et par sa reconnaissance par le milieu scientifique comme l'une des meilleures méthodes actuellement disponibles (Cutler et al., 2007).

Format des images satellites

Les satellites *Sentinel-2* sont des capteurs passifs, c'est-à-dire qu'ils enregistrent une image à l'aide des signaux électromagnétiques émanant de la Terre. Cependant, ces signaux sont modifiés lorsqu'ils traversent l'atmosphère terrestre, les gaz et aérosols la composant ayant tendance à absorber en partie et à dévier ces signaux. Ces images brutes ainsi obtenues sont alors dites « *Top of atmosphere* ». Il est généralement conseillé d'appliquer une correction atmosphérique dans le but de diminuer ces déformations pour d'obtenir des images « *Bottom of atmosphere* » afin d'améliorer la classification (Song et al., 2001). Cependant, les traitements nécessaires sont extrêmement longs et lorsque l'ensemble de la classification est fait sur le même jeu de données d'images satellites, la différence devient minime (Song et al., 2001). Il a donc été décidé d'utiliser les images en « *Top of atmosphere* ».

Concernant la superficie couverte par les images satellites, l'extrémité est de la zone d'étude est chevauchée par deux bandes d'acquisitions différentes. Cela implique que les assemblages d'images satellites nécessaires pour couvrir l'entièreté de la zone d'étude sont composés d'images qui n'ont pas été acquises à la même date. De plus, les bandes d'acquisitions ne sont pas parfaitement parallèles et des données manquantes risquent donc d'apparaître dans la zone d'étude (Figure 22). Tous ces facteurs risquaient de rendre très complexe la préparation des images satellites en vue d'être classées et de diminuer la qualité de la classification. Il a donc été décidé de limiter la classification aux images couvrant au mieux la zone d'étude impliquant qu'une faible étendue n'a pu être cartographiée (2% de la surface totale de la zone d'étude).

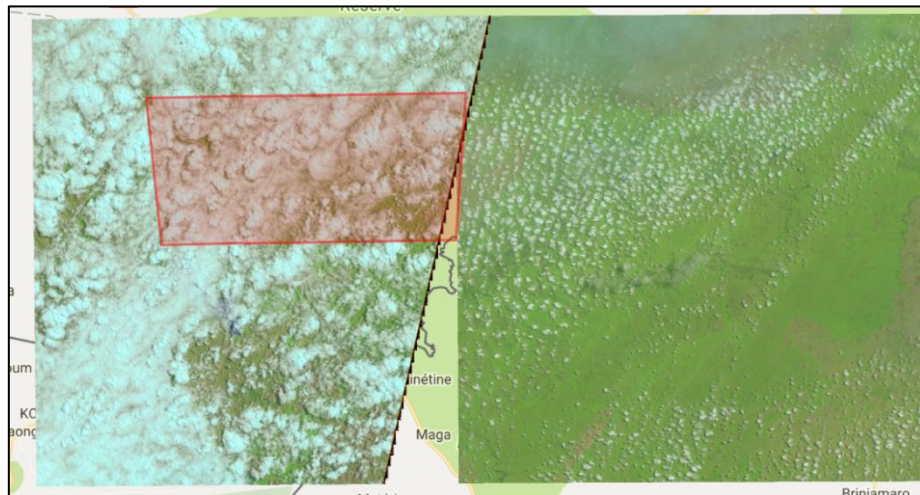


Figure 22. Représentation des deux images satellites nécessaires pour recouvrir la totalité de la zone d'étude (approximativement représentée par le rectangle rouge) (Source : <https://earthexplorer.usgs.gov/>).

Indices spectraux

Dans un premier temps, les bandes spectrales issues des images *Sentinel-2* ont été traitées à l'aide du logiciel *RStudio* afin de produire une série d'indices spectraux qui sont généralement des rapports de différentes bandes spectrales. Ils sont couramment utilisés en télédétection afin d'extraire des informations spectrales et de visualiser des processus biophysiques, telle la photosynthèse (Ceccato et al., 2002).

C'est le cas, par exemple, du NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) qui permet de mettre en évidence la biomasse végétale à l'aide des bandes spectrales 8a (*NIRnarrow*) et 4 (*Red*) calculées à l'aide de la formule suivante :

$$NDVI = \frac{NIRnarrow - Red}{NIRnarrow + Red} \quad (\text{Tucker, 1979})$$

Différents indices ont donc été sélectionnés et introduits sous forme de variables pour la classification. Parmi ces indices, on peut distinguer 3 grandes catégories : les indices de végétation, les indices d'humidité et les indices de surfaces brûlées. Chacune a pour rôle d'appuyer certaines caractéristiques propres à chaque type de végétation dans l'espoir d'améliorer la classification.

La majorité des indices sélectionnés a été préalablement utilisée pour une classification de la végétation du Parc National de la Pendjari (Bénin) (Gaucher, 2016). Cependant, une autre approche a été privilégiée. En effet, le feu est dans ce cas-ci considéré comme un phénomène intrinsèque à la savane dans l'optique de pouvoir la différencier des autres formations végétales. Une revue de la littérature scientifique abordant l'utilisation des indices spectraux a permis d'ajouter cinq autres indices liés principalement au feu ou utilisés dans la région soudano-sahélienne (voir Annexe 6.).

En partant du postulat de la saisonnalité des feux de brousse et de la présence d'une végétation décidue marquée par le rythme des saisons, deux nouveaux indices ont été créés afin de mettre en valeur l'évolution du couvert végétal tout au long de l'année. Ces deux indices expérimentaux sont le ΔNBR et le ΔNDVI , c'est-à-dire la différence des valeurs du NBR et du NDVI entre deux dates précises marquant deux valeurs extrêmes pour chaque indice. Ainsi, les deux dates choisies pour l'indice ΔNBR sont le 29 octobre 2016 et le 18 mars 2017, soit la date approximative à partir de laquelle les feux de brousse démarrent et la date où ils se terminent (Caillaut, 2011). Quant au ΔNDVI , les deux dates retenues sont le 18 décembre 2016 et le 29 octobre 2016, correspondant au milieu de la saison sèche où l'on a enregistré le NDVI minimum dans la région et à la fin de la saison des pluies où le NDVI était à son maximum (Liu et al., 2015). En plus de ces indices spectraux, les données SRTM ont, elles aussi, été traitées pour produire un raster de pente.

Au total ce sont 50 indices qui ont été calculés pour chacune des dates d'acquisition d'images satellites, soit 250 variables (50 indices x 5 dates). A cela s'ajoutent le raster SRTM et le raster pente qui en découle ainsi que les deux indices delta (ΔNDVI et ΔNBR). Le tout a ensuite été compilé sous forme d'une unique couche de rasters. Chacun des pixels de cette couche de rasters possède donc un vecteur composé de 254 variables qui seront introduites dans l'algorithme de classification *Random Forest*.

Création de la base de données de référence

Les placettes dendrométriques visitées lors de la phase de terrain ont été utilisées dans la classification. A l'aide des données récoltées et des photographies prises sur chaque placette, une classe de végétation a été assignée à chacune d'entre-elles. Au total, 4 classes de végétation ont été identifiées sur le terrain. Il s'agit de : la savane arbustive, la savane arborée, la forêt galerie et la forêt claire (Figure 23).

Cependant, ces classes de végétation ne sont pas distribuées équitablement entre les différentes placettes entraînant un déséquilibre pouvant avoir un impact sur la classification. Afin d'uniformiser cela et d'augmenter le jeu de données, un ensemble de données issues de photo-interprétations ont été ajoutées sur base des images satellitaires de l'outil *ArcBruTile*. Ces images satellites ont donc été parcourues afin de produire un *shapefile* géoréférencé où chacun des polygones délimite une surface homogène correspondant à un type de végétation.

Pour prendre en compte la variabilité de chaque type de végétation au sein de la zone d'étude, de nombreux polygones de petite taille distribués sur l'ensemble de la zone d'étude ont été privilégiés. Durant cet exercice, une nouvelle classe de végétation existante mais qui n'a pu être couverte par les placettes a ensuite été ajoutée : la savane saxicole. L'identification de cette végétation a été facilitée par sa dépendance au relief et par l'usage des données SRTM. Les polygones des placettes ont ensuite été fusionnés avec ceux issus de la photo-interprétation en un seul *shapefile*.

Ce *shapefile* a alors permis de délimiter les pixels de la couche raster compilant toutes les variables et de leur attribuer une classe de végétation. Ces pixels vont ensuite servir à la conception et l'évaluation du modèle *Random Forest*.



Savane arborée



Savane arbustive



Forêt claire



Forêt galerie

Figure 23. Illustration des différentes classes de végétation observées sur le terrain.

VSURF et Classification par Random Forest

Étant donné le nombre important de variables disponibles, une sélection des variables est nécessaire pour simplifier la classification et optimiser le temps de traitement, qui peut se révéler important. C'est dans cette optique que le package VSURF (*Variable Selection Using Random Forest*) a été utilisé. Capable de gérer un nombre important de variables, ce package permet de sélectionner les variables d'importance pour la classification à l'aide d'algorithmes se basant sur la méthode de classification *Random Forest*. Dans un premier temps, VSURF élimine les variables non pertinentes. Il sélectionne ensuite les variables utilisées durant la phase d'entraînement de *Random Forest*. Pour finir, il élimine la redondance parmi ces variables pour donner un jeu de variables restreint pouvant être utilisé dans la classification des pixels dont on ne connaît pas la classe de végétation (Genueret *al.*, 2015).

Ce jeu de variables a donc ensuite été introduit dans le modèle *Random Forest* afin de produire les arbres de classifications utilisés pour produire la carte de végétation de la zone d'étude. Lors de cette phase, *Random Forest* sépare les données de références en deux parties. 70% des pixels sont alors utilisés comme données d'entraînement pour le modèle *Random Forest* et les 30% restants servent de données-tests permettant de produire une matrice de confusion.

Afin de s'assurer de la validité du modèle, une autre matrice de confusion a été produite sur base de données de photo-interprétations n'ayant pas été utilisées dans Random Forest, ce qui en fait un jeu de données de validation totalement indépendant.

7.2. Résultats et discussion

Les résultats de la sélection des variables par VSURF sont les suivants, sur 254 variables :

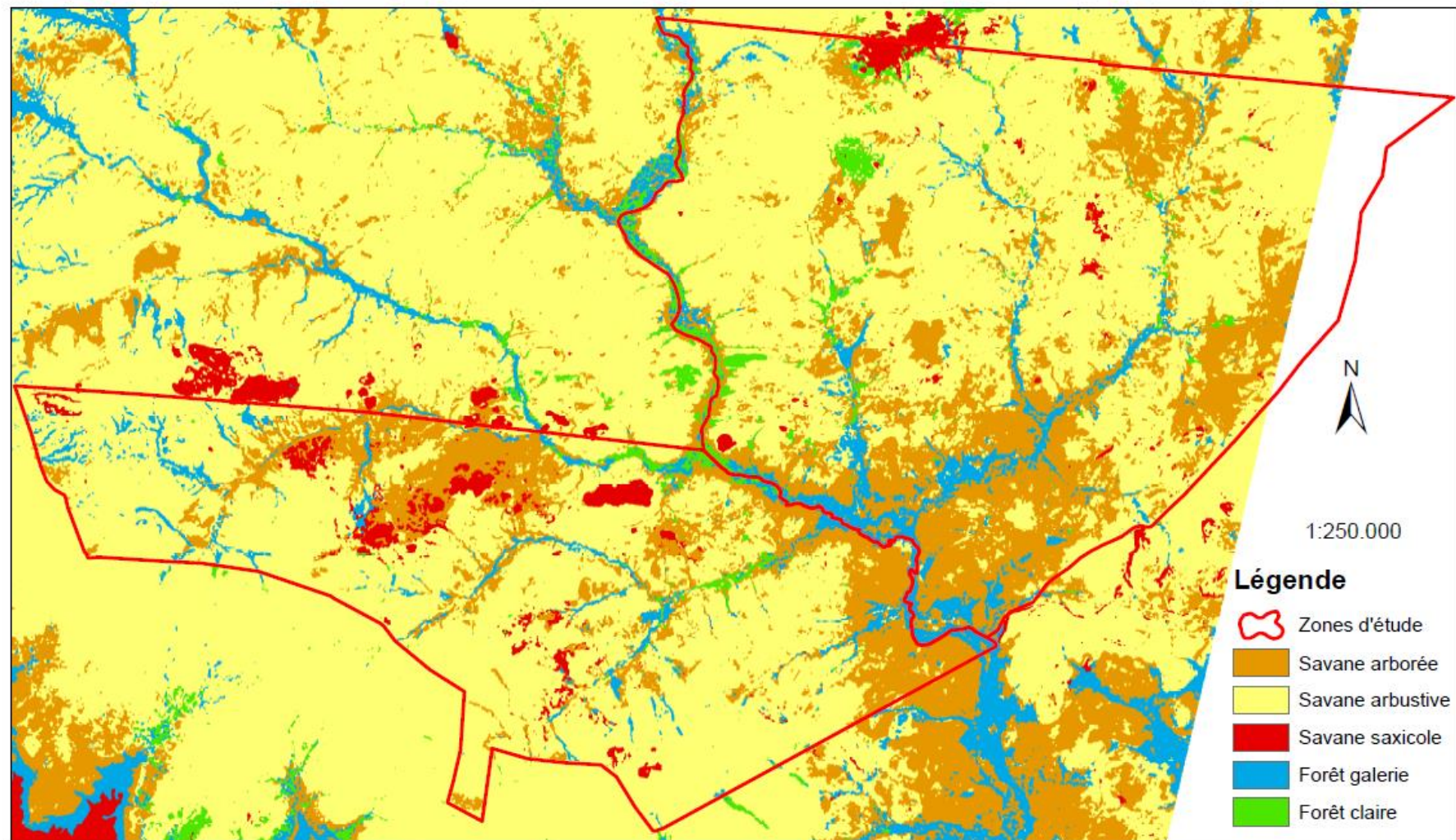
- 215 variables ont été sélectionnées lors de la première étape
- 12 variables ont ensuite été utilisées pour la phase d'entraînement
- 2 variables ont finalement été sélectionnées lors de la dernière étape.

Cependant, les 2 variables finales retenues lors du VSURF sont les deux bandes SRTM, insuffisantes pour décrire correctement les différentes classes de végétations. Il a donc été décidé d'utiliser les 12 variables issues de la deuxième phase (voir Tableau 7.). Les rasters de pente et d'élévations issues des données SRTM ont joué un rôle important dans la classification. On peut y remarquer que les bandes *NIRnarrow* et *Rededge1* sont les plus utilisées dans la conception des indices utilisés. Ce qui confirme leur importance pour caractériser la végétation. Le NHI est quant à lui le seul indice spectral utilisé caractérisant généralement l'humidité et non la végétation. Par contre aucun indice lié au feu n'a été retenu et c'est le cas aussi des indices delta créés pour l'occasion.

Les arbres de classification créés à l'aide de ces variables ont alors été utilisés pour la classification des pixels. La carte de végétation élaborée sur base de ces variables est présentée à la figure 24. Des cartes détaillées ont aussi été produites à l'intention des gestionnaires des deux zones de chasses (Annexes 7 et 8.). La matrice de confusion issue de l'algorithme *Random Forest* et celle issue du jeu de données de validation indépendant sont présentées respectivement aux tableaux 8 et 9.

Tableau 7. Listes des indices spectraux utilisés dans la conception des arbres de classifications et les bandes spectrales utilisées dans chaque indice présentés dans l'ordre d'importance selon VSURF.

Indices spectraux	Bandes spectrales
DEM	SRTM
SLOPE	SRTM
RededgePeakArea_20161029	Red, Rededge1, Rededge2, Rededge3, NIRnarrow
NDVire_20161029	NIRnarrow, Rededge1
Chlogreen_20170127	NIRnarrow, Green, Rededge1
SR_NIRnarrowRededge1_20170127	NIRnarrow, Rededge1
RededgePeakArea_20170507	Red, Rededge1, Rededge2, Rededge3, NIRnarrow
SR_NIRnarrowRededge1_20161218	NIRnarrow, Rededge1
Chlogreen_20161218	NIRnarrow, Green, Rededge1
NDVire_20170507	NIRnarrow, Rededge1
NHI_20161029	SWIR1, Green
NDVire_20161218	NIRnarrow, Rededge1



Cartographie de la végétation présente sur les zones cynégétiques de Pama Centre-Sud et de Konkombouri



Mise en page réalisée le 09/08/2017 par Axel Bourdouxhe
 Source : <https://earthexplorer.usgs.gov>
 Système de coordonnées : WGS_1984_UTM_Zone_31N

Figure 24. Carte de végétation produite sur base des images satellites sentinel-2.

Tableau 8. Matrice de confusion réalisée par Random Forest. Les colonnes représentent les pixels issus de la vérité terrain, les lignes représentent les pixels classés. FC = Forêt claire, FG = Forêt Galerie, SX = Savane saxicole, Sa = Savane arbustive, SA = Savane arborée.

	FC	FG	SX	Sa	SA	Erreur d'omission(%)
FC	1636	3	0	1	0	99,76
FG	0	1631	0	2	0	99,88
SX	0	0	1638	0	0	100,00
Sa	0	3	0	1631	10	99,21
SA	2	1	0	4	1628	99,57
Erreur de commission(%)	99,88	99,57	100,00	99,57	99,39	
			OOB error	0,32%		

Tableau 9. Matrice de confusion réalisée sur base du jeu de données de validation indépendant.

	FC	FG	SX	Sa	SA	Erreur d'omission(%)
FC	280	247	0	0	102	44,52
FG	371	422	0	0	0	53,22
SX	0	0	808	56	0	93,52
Sa	28	43	0	528	180	67,78
SA	102	80	2	233	502	54,62
Erreur de comission(%)	35,85	53,28	99,75	64,63	64,03	
			Kappa:	55%		

Tout d'abord on peut s'apercevoir que les deux matrices de confusion sont très différentes l'une de l'autre. L'OOB error, c'est-à-dire l'erreur de classification, est de 0,32% dans le cas de la matrice de confusion produite par Random Forest. Ce résultat paraît très peu probable étant donné la très grande confusion possible, déjà expliquée précédemment, entre savane arborée et arbustive. En ce qui concerne la matrice de confusion réalisée à l'aide des données de validations indépendantes, elle donne un kappa de 55%, cela veut dire que 55% de la classification n'est pas due au hasard. La différence entre ces deux résultats est très importante et remet en cause la façon dont *Random Forest* crée sa matrice de confusion. C'est la matrice produite indépendamment de *Random Forest* qui sera donc prise en compte dans le reste de la discussion.

On observe donc dans cette matrice qu'une grande confusion existe entre savane arborée et arbustive d'une part et entre forêt claire et forêt-galerie d'une autre. La savane saxicole a quant à elle été très bien cartographiée avec 93,52% des pixels correctement classés. Afin de comprendre les erreurs de classification, les caractéristiques de chaque type de végétation ont été comparées.

Comme cela a déjà été évoqué précédemment, ce qui différencie la savane arbustive de la savane arborée est la hauteur de la strate ligneuse. Étant donné que l'on travaille sur base d'images en deux dimensions, à l'exception des données SRTM, mais qui ne sont pas suffisamment précises, aucune donnée de hauteur de la végétation n'est disponible. La différenciation de ces deux classes par photo-interprétation s'est d'ailleurs faite sur base de la taille des houppiers et des connaissances du terrain. Cependant, la résolution spatiale des images sentinel-2 ne permet pas une telle précision, ce qui explique la grande confusion entre ces deux classes de végétation lors de la classification.

Concernant la forêt claire et la forêt-galerie, les deux formations sont définies par une strate ligneuse dépassant les 40% de recouvrement. Les principales différences en termes de végétation se résument à des cimes s'interpénétrant plus et une composition en arbres et arbustes stratifiée pour la forêt-galerie. La forêt claire est quant à elle moins dense et possède plus de graminées au sol (Letouzey, 1969). On remarque que les images satellites utilisées ne possèdent pas la résolution nécessaire pour une telle précision et expliquent encore une fois la grande confusion entre ces deux classes de végétation.

Il faut cependant préciser que les difficultés de différenciations qui ont été soulignées précédemment ont pu aussi avoir une influence sur la qualité de la photo-interprétation des différentes classes de végétation. L'utilisation d'images satellites à plus haute résolution (*Toolbar Arcbru Tile* sur *Arcmap*) lors de cette photo-interprétation a tout de même permis de limiter les erreurs. Mais, d'autres données telles que les hauteurs d'arbres auraient permis d'améliorer encore plus la véracité des données de photo-interprétation.

Cependant, des solutions pour améliorer la différenciation entre ces types de végétation existent. Des modèles numériques de hauteurs élaborés sur bases d'images aériennes à très haute résolution sont déjà utilisés pour suivre l'évolution des ripisylves en Europe (Johansen *et al.*, 2010). Ce type de données extrêmement précises permettrait d'utiliser les hauteurs d'arbres directement dans la classification. Cela a déjà été réalisé avec succès. Différentes espèces d'arbres de savane ont pu être différenciées à l'aide d'une classification de type *Random Forest* et de données de hauteur d'arbres générées par Lidar (Naidoo *et al.*, 2012).

Concernant la forêt-galerie, sa dépendance par rapport à un cours d'eau pourrait être utilisée avec par exemple l'usage d'une couche raster indiquant la distance à un cours d'eau. Malheureusement, la cartographie du réseau hydrique de la zone ne comprend que les rivières et cours d'eau principaux et n'est donc pas suffisamment détaillée. Une cartographie des cours d'eau pourrait alors être réalisée à l'aide de modèles numériques d'élévation plus précis tels que ceux générés par Lidar. L'utilisation du Lidar et de la photogrammétrie a déjà montré des résultats concluants pour la cartographie des lits de rivières (Flener *et al.*, 2013).

À propos de l'absence des indices liés au feu et des indices delta dans les résultats du VSURF, une autre méthode aurait dû être appliquée pour mettre en évidence ou non leur importance. Une autre classification aurait dû être réalisée en les introduisant manuellement en tant que variable. Et les deux classifications auraient pu être comparées à l'aide de leurs matrices de confusion. Ceci pourrait faire l'objet d'une prochaine étude.

8. Estimation de la hauteur de la strate ligneuse

8.1. Introduction

Afin d'étudier l'apport de l'imagerie à très haute résolution pour mieux caractériser la végétation et pouvoir différencier la savane arbustive et l'arborée, un modèle 3D de la hauteur de la strate ligneuse a été produit par photogrammétrie. Ce dernier a ensuite été comparé à des mesures faites sur le terrain en vue d'analyser sa précision.

8.2. Traitement photogrammétrique des images aériennes verticales

La phase de vol réalisée par l'ULM a eu pour autre but d'obtenir un jeu de données d'imagerie aérienne de haute précision à l'aide du capteur RGB en prise de vue verticale. L'acquisition d'images aériennes verticales avec un recouvrement entre images permet d'envisager un traitement photogrammétrique de ces dernières, notamment en vue de produire un Modèle Numérique de Surface (MNS) qui constitue une représentation 3D du paysage (Figure 25). La différence du MNS par le Modèle Numérique de Terrain (MNT), c'est-à-dire la représentation 3D de la surface du sol, donne un Modèle Numérique de Hauteur (MNH) permettant d'obtenir des données de hauteurs d'arbres. Ceci réalisable qu'en paysage ouvert où il est possible de photographier le sol et donc de produire le MNT. Le MNH calculé a dès lors le potentiel de faire la distinction entre deux types de végétation difficilement discernables sur imageries aériennes : la savane arbustive et la savane arborée. Une fois validées, ces données auront le potentiel d'être ajoutées dans des modèles de classification de végétation ou utilisées pour le suivi de la strate

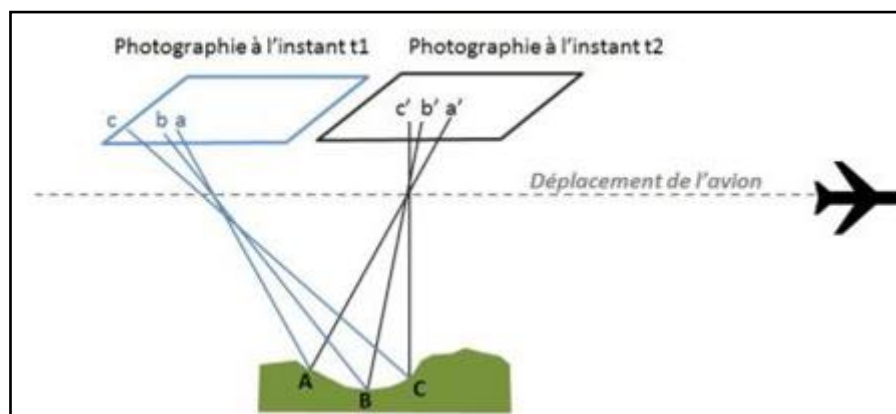


Figure 25. Principe de la photogrammétrie à l'aide d'imagerie aérienne (Le potentiel de la photogrammétrie pour la défense, 2017)

ligneuse.

L'ensemble des images verticales produites lors des vols a été traité à l'aide du logiciel *Agisoft PhotoScan*. Ce logiciel est capable d'aligner les photographies présentant un certain recouvrement en détectant les différents pixels communs à plusieurs photos, appelé *Tie Points* (Figure 26). Cet alignement permet ensuite de produire un nuage de point en trois dimensions (Figure 27) par photogrammétrie en choisissant la qualité voulue (*lowest* à *ultra high*). Dans ce cas-ci, la qualité « *medium* » fut choisie afin d'avoir le meilleur compromis entre le temps de traitement et la qualité du modèle.

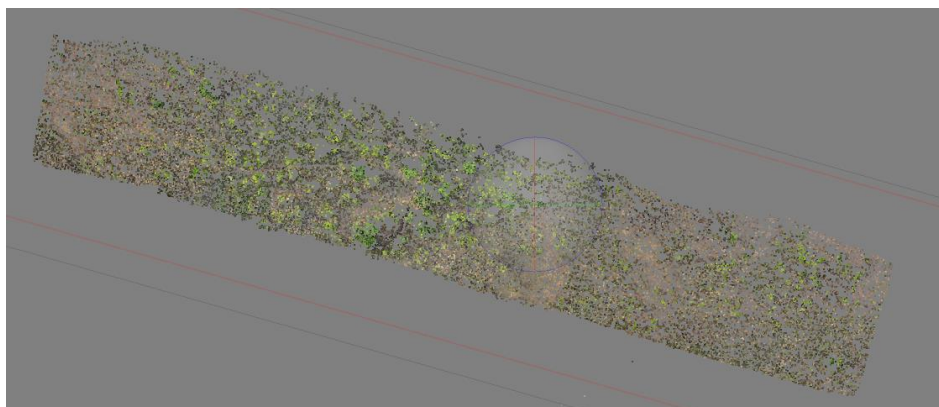


Figure 26. Représentation des Tie Points dans Photoscan d'une placette survolée. 68 photos ont été alignées et 61 465 Tie Points créés.

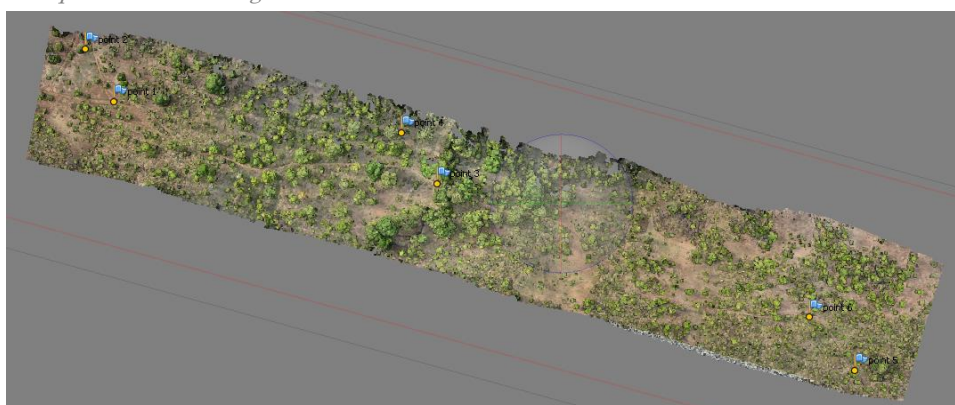


Figure 27. Représentation du nuage de points dense produit par Photoscan et des 6 points de références en jaune.

Une fois ce nuage de points créé, la précision de l'image est suffisante pour discerner les éléments du paysage tels que les routes ou les arbres. Dès lors ces nuages de points sont géoréférencés en utilisant comme référence des images satellites déjà projetées comme celles de l'outil *Arcbru Tile* sur *Arcmap*. Pour ce faire, les éléments du paysage facilement comparable tel que les croisements de pistes ou les arbres remarquables sont pointés sur les images satellites et les coordonnées x,y,z du point sont relevés (l'altitude z étant donnée à l'aide d'une couche SRTM). Ces éléments du décor sont alors retrouvés sur le nuage de point et un point possédant les mêmes coordonnées est créé sur ce modèle. Ensuite, Photoscan utilise ces points afin de projeter correctement le modèle 3D. Pour éviter toute distorsion dans la projection du modèle, 6 points de références situés sur les extrémités du modèle sont créés.

Sur base de ce modèle et de différents paramètres, le logiciel est capable de classer les points de la représentation 3D selon qu'ils correspondent au sol ou à de la végétation. Les paramètres à préciser concernent l'angle maximum d'élévation entre deux points, la distance maximale entre deux points en mètres (soit la hauteur maximale entre deux points successifs) et la taille maximale en mètres de la cellule au sein de laquelle cette classification est effectuée. Afin de ne pas classer des houppiers comme étant du sol, cette dernière valeur est choisie afin que la cellule soit plus grande que n'importe quel houppier et qu'un point représentant le sol y soit compris. Après différents essais-erreurs réalisés afin de comprendre l'influence des paramètres sur la qualité de MNT, les valeurs suivantes ont été retenues :

- angle maximum : 30°
- distance maximale : 0,5m
- taille de cellule : 10X10m.

Les MNT et MNS ont pu alors être produits en utilisant seulement les points classés comme du sol pour le MNT et tous les points du modèle 3D pour le MNS. Ces deux modèles ont permis de créer le MNH. La valeur maximale du MNH a été extraite dans un rayon de 3m autour de chaque point GPS représentant un arbre mesuré par clinomètre et une régression a été utilisée à l'aide du logiciel *Minitab* pour comparer les deux méthodes de mesures.

8.3. Résultats et discussion

Sur 16 placettes survolées, 13 ont pu être modélisées en trois dimensions. Les 3 dernières n'ont pu l'être du fait d'un recouvrement insuffisant empêchant l'alignement des photographies et donc la création des modèles. Ces 13 projets *PhotoScan* ont permis de produire un modèle numérique de surface (MNS), un modèle numérique de terrain (MNT) et une orthophoto pour chacune de ces 13 placettes (Figure 28). Tous ces éléments ont pu être géoréférencés à l'aide des points de références préalablement identifiés. Au total 106.64 ha ont été modélisés avec une résolution de 8.56 cm sur base de photographies prises à 89m d'altitude en moyenne et ayant une résolution de 2.15cm.

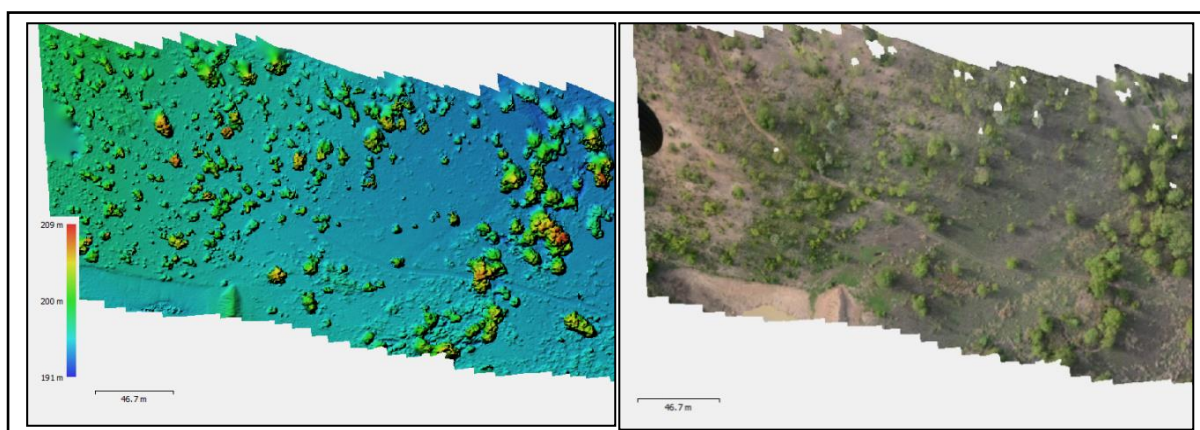


Figure 28. Modèle numérique de surface (à gauche) et orthophoto de la même zone (à droite).

Au sein de ces 13 placettes, 18 arbres mesurés sur place ont été retenus. N'ont été considérés que les arbres pour lesquels le feuillage était suffisamment développé pour que la construction photogrammétrique donne des résultats corrects au niveau du MNH. Une régression linéaire a alors été réalisée considérant les hauteurs modélisées par photogrammétrie comme la variable

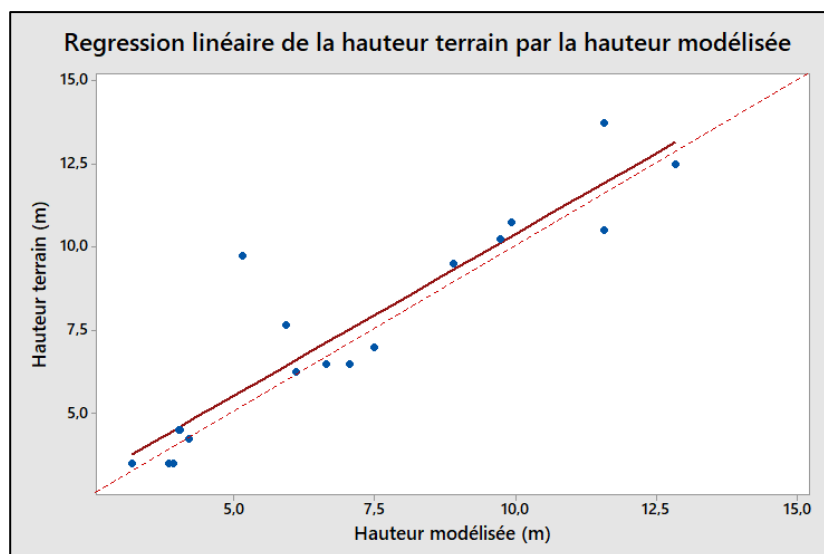


Figure 29. Droite de régression de la hauteur d'arbres mesurée sur le terrain en fonction de celle mesurée par photogrammétrie. Une droite $x=y$ a été ajoutée en pointillés, représentant l'égalité entre les deux méthodes de mesures. Équation de régression : $y=0.66+0.97x$, écart-type(S) : 1,34m, coefficient de détermination (R-Sq) : 84.1% et ajusté (R-Sq(adj)) : 83.1%.

explicative des hauteurs mesurées sur le terrain. On peut observer que l'équation de régression obtenue possède un intercept de 0.66 et une pente de 0.97. L'écart-type est quant à lui de 1.34 m et le coefficient de détermination de 84.1%, indiquant que la droite de régression détermine 84.1% de la distribution des observations (Figure 29). En analysant de plus près l'équation de régression, on s'aperçoit que la pente est très proche de 1. Cela est visible sur le graphique, la droite de régression est en effet presque parallèle à la droite de référence $y = x$. Avec un intercept de 0,66 et cette pente presque égale à 1, on pourrait en déduire que le modèle de hauteur d'arbre sous-estime de 66 cm les hauteurs réelles. De plus la valeur de l'écart-type est sûrement liée au nombre d'arbres comparés relativement restreint. Avec un plus grand échantillon, l'écart-type serait d'autant plus petit.

Il faut préciser que les mesures sur le terrain ont été réalisées à l'aide d'un clinomètre *Suunto* dont l'erreur standard varie de 0,24m pour des arbres de 3m de haut jusqu'à 0,67m pour des arbres de 15m (Williams *et al.*, 1994). L'écart-type de 1,34m calculé lors de la régression n'est pas beaucoup plus important. Le coefficient de variation qui en découle est d'ailleurs de 0,18. Par conséquent, les deux méthodes de mesures semblent fort comparables.

En 2016, une étude analogue fut réalisée sur la végétation arctique (Fraser *et al.*, 2016). Les chercheurs ont photographié une zone d'étude de 2 ha couverte d'une végétation de toundra parsemée d'une trentaine de petits arbustes (<2 m) à l'aide d'un drone à ailes tournantes ayant effectué deux vols à 25 et 90m d'altitude. Ce dernier vol, comparable au nôtre, possède une résolution d'image de 1,5 cm et le même programme a été utilisé afin de produire un MNH par photogrammétrie. Une régression a alors été réalisée afin de comparer les hauteurs issues du modèle à celles mesurées sur le terrain donnant un R^2 de 0.70 et un écart-type de 23.2cm.

Dans notre cas, la résolution des photos prises depuis l'ULM est légèrement plus faible (2.15 cm), mais la surface couverte est 50 fois supérieure. La régression possède un plus grand R^2 (84 %) et un écart-type de 1,34m, certes supérieure, mais relativement faible quant à l'amplitude des hauteurs d'arbres mesurées sur le terrain (de 3.5 à 13.75 m). Toutefois, la totalité des arbres mesurés n'a pu être modélisée correctement. Il semblerait que la foliation soit un critère important pour la modélisation sur base d'image aérienne de cette résolution. Cette dernière pourrait être améliorée en modifiant les paramètres de l'appareil photo utilisé. Des rafales plus rapides permettraient aussi d'avoir des photos moins floues et un meilleur recouvrement entre elles, ce qui améliorerait déjà la qualité des modèles photogrammétriques.

On s'aperçoit tout de même que l'ULM est une très bonne alternative avec son autonomie bien plus importante que celle d'un drone, permettant d'acquérir des photos d'une qualité suffisante pour produire des modèles numériques de hauteur relativement précis.

La modélisation de la hauteur de la strate ligneuse par photogrammétrie reste donc très prometteuse, cependant un défaut reste inhérent aux problèmes du Big Data, c'est-à-dire de la production et du traitement d'une quantité massive de données. Le traitement des images pour produire ces différents modèles prend du temps (1h pour une zone couverte par 50 images) malgré que la qualité des modèles ait été définie à « medium ». Lorsque de plus grandes zones seront inventoriées, qu'en sera-t-il du temps de traitement de 60 000 images par exemple ? Sera-t-il nécessaire d'utiliser des modèles d'une qualité supérieure ? D'autres études sont donc nécessaires afin de mieux préciser l'influence des différents paramètres du logiciel *Photoscan* et de leur impact sur la qualité des modèles. Ceci afin de pouvoir proposer des traitements efficaces tout en restant raisonnable sur la durée de ces traitements.

9. Conclusions et perspectives

Tout d'abord, les premiers résultats de cette étude ont montré que les inventaires par ULM sont comparables à ceux obtenus à partir d'avions légers. Ce qui démontre que l'ULM est une alternative moins chère pour les inventaires de faune tout en donnant des résultats crédibles.

Aussi, les vols en ULM ont permis de récolter un jeu de données important malgré qu'une partie du dispositif n'ait pas fonctionné correctement. Ces données photographiques ont pu être utilisées pour corriger les biais de comptages des grands troupeaux et comparer les inventaires classiques à un comptage sur base des photographies qui s'est montré convaincant.

Durant cette étude l'importance du rôle d'observateur et de son appréciation lors des vols a été soulignée. Afin d'améliorer la détectabilité des animaux pour des comptages uniquement sur base de photographies, d'autres dispositifs pourraient être testés tels que des capteurs thermiques. Ces données thermiques permettraient de discerner les animaux dans la végétation environnante.

Sans grande surprise, la classification de végétation a montré une grande confusion entre les types de végétation dont la structure était semblable, mais les résultats de la modélisation de la végétation offrent de nombreuses possibilités pour améliorer cette classification.

L'échantillon de photographies verticales a en effet permis de démontrer le potentiel de la photogrammétrie dans la création de modèles d'élévation précis. La modélisation de la hauteur de la strate ligneuse s'est montrée précise lorsque la modélisation était bien réalisée. Ces modèles photogrammétriques pourront être utilisés prochainement pour améliorer la photo-interprétation ou même dans des classifications de type *Random Forest* afin de diminuer la confusion entre la végétation arbustive et arborée. Il serait intéressant d'étudier aussi la précision de modèles numériques de terrain générés par photogrammétrie. Réalisés en saison sèche de tels modèles permettraient de cartographier les lits des cours d'eau et ainsi obtenir des cartes précises des réseaux hydrographiques. Ces dernières pouvant être insérées telles quelles dans la gestion des aires protégées ou même traitées afin d'être utilisée dans des algorithmes de classification pour améliorer la différenciation entre la forêt claire et la forêt-galerie.

Il s'avère donc que l'utilisation de données photographiques possède un gros potentiel dans les suivis écologiques des grandes aires protégées. Dans le futur, la quantité de données récoltée pourra être plus importante et de meilleure qualité en utilisant d'autres capteurs. Des études seront donc nécessaires pour voir dans quelle mesure une si grande quantité de données pourra être utilisée efficacement pour répondre aux enjeux futurs de la protection des écosystèmes.

10. Bibliographie

- ADA, L., & A. MAHAMANE. (1999). Les ressources forestières naturelles et les plantations forestières au Niger. Programme de partenariat CE-FAO. Available at: <http://www.fao.org/3/a-x6813f.pdf> [Accessed February 7, 2017].
- ANDERSON, J.R. (1976). A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data. U.S. Government Printing Office.
- Anon. Etude sur les formations forestières naturelles et sur les plantations forestières au Bénin. Available at: <http://www.fao.org/docrep/004/X6803F/X6803F00.HTM> [Accessed February 7, 2017].
- Anon. (2017). Le potentiel de la photogrammétrie pour la Défense. *Geospatial Intelligence*. Available at: <https://geointblog.wordpress.com/2017/03/23/le-potentiel-de-la-photogrammetrie-pour-la-defense/> [Accessed June 2, 2017].
- ASSÉDÉ, É.S.P., F.A. AZIHOU, & A.C. ADOMOU. (2015). Effet du relief sur la régénération des espèces ligneuses en zone soudanienne du Bénin. *BOIS ET FORÊTS DES TROPIQUES*4.
- AUBRÉVILLE, A. (1957). Accord à Yangambi sur la nomenclature des types africains de végétation. *Bois et forêts des tropiques*23–27.
- BALANÇA, G., D. CORNELIS, & R. WILSON. (2007). Les oiseaux du complexe WAP. Available at: <http://agritrop.cirad.fr/540351/> [Accessed June 26, 2017].
- BASTARRIKA, A., E. CHUVIECO, & M.P. MARTÍN. (2011). Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: Balancing omission and commission errors. *Remote Sensing of Environment* 115: 1003–1012.
- BAYLISS, P., & K.M. YEOMANS. (1990). Use of low-level aerial-photography to correct bias in aerial survey estimates of magpie goose and whistling duck density in the Northern Territory. *Wildlife Research* 17: 1–10.
- BELLEFONTAINE, R., A. GASTON, & Y. PETRUCCI. (1997). Aménagement des forêts naturelles des zones tropicales sèches. Food & Agriculture Org.
- BENSON, M.L. (1961). The Suunto Clinometer. *Australian Forestry* 25: 122–126.
- BOUCHÉ ET AL. (2003). Aerial total count of the “W”-Arly-Pendjari-Oti-Mandori-Kéran (WAPOK) Ecosystem.
- BOUCHÉ, P., M. ABOUDOU, S.A. AMADOU, O.I. AMAHOWE, M. DJIBEY, H. HALILOU-MALAM-GARBA, Z.I. HASSANE, ET AL. (2012). Inventaire aérien de l'écosystème W-Arly-Pendjari, Mai–Juin 2012. *Ouagadougou, Burkina Faso: CITES-MIKE, WAP/UNOPS, Benin, Burkina Faso, Niger*. Available at: http://leofoundation.org/wp-content/uploads/2017/01/W-C-Africa_wildlife_aerial-report-WAP-complex-2012.pdf.
- BOUCHÉ, P., W. CROSMARY, P. KAFANDO, B. DOAMBA, F.C. KIDJO, C. VERMEULEN, & P. CHARDONNET. (2016). Embargo on Lion Hunting Trophies from West Africa: An Effective Measure or a Threat to Lion Conservation? *PLoS ONE* 11: . Available at: <http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/197694> [Accessed June 13, 2017].
- BOUCHÉ, P., I. DOUGLAS-HAMILTON, G. WITTEMYER, A.J. NIANOGO, J.-L. DOUCET, P. LEJEUNE, & C. VERMEULEN. (2011). Will Elephants Soon Disappear from West African Savannas? *PLOS ONE* 6: e20619. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0020619>.

- BOUCHÉ, P., H. FREDERICK, & E. KOHI. (2015). Inventaire aérien de l'écosystème W-Arly-Pendjari Juin 2015.
- BOUCHÉ, P., P. LEJEUNE, V. BAILLY, M. MUYLE, M.-H. ZINQUE, A. MERCIER, D. CORNÉLIS, ET AL. (2016). Conserving wildlife amongst the cotton fields. A third of a century of experience at the Nazinga Game Ranch, Burkina Faso. *Environmental Monitoring & Assessment* 188: . Available at: <http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/201762> [Accessed June 13, 2017].
- BOUCHÉ, P., P. LEJEUNE, & C. VERMEULEN. (2012). Comment compter les éléphants dans les savanes d'Afrique de l'Ouest? Synthèse et comparaison des principales méthodes de comptage de la faune. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 16: 77–91.
- BOUCHÉ, P., C. LUNGREN, & D. MOUMOUNI. (2011). Le secteur privé à la rescousse de la faune sauvage en Afrique de l'Ouest. Evaluation écologique et économique de la Zone de Chasse de Konkombouri au Burkina Faso. *Parcs & Réserves* 66: . Available at: <http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/105140> [Accessed June 13, 2017].
- BRASHARES, J.S., P. ARCESE, & M.K. SAM. (2001). Human demography and reserve size predict wildlife extinction in West Africa. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 268: 2473–2478. <https://doi.org/10.1098/rspb.2001.1815>.
- BREUNING-MADSEN, H., & T.W. AWADZI. (2005). Harmattan dust deposition and particle size in Ghana. *Catena* 63: 23–38.
- BRUNER, A.G., R.E. GULLISON, R.E. RICE, & G.A.B. DA FONSECA. (2001). Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science* 291: 125–128. <https://doi.org/10.1126/science.291.5501.125>.
- BUCKLAND, S.T., & D.A. ELSTON. (1993). Empirical Models for the Spatial Distribution of Wildlife. *Journal of Applied Ecology* 30: 478–495. [HTTPS://DOI.ORG/10.2307/2404188](https://doi.org/10.2307/2404188).
- CAILLAULT, S. (2011). Le feu, la brousse et la savane. Modélisation spatiale de la dynamique des paysages soudaniens (Burkina Faso). phdthesis. Université de Caen. Available at: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00625721/document> [Accessed April 13, 2017].
- CAWSEY, E.M., M.P. AUSTIN, & B.L. BAKER. (2002). Regional vegetation mapping in Australia: a case study in the practical use of statistical modelling. *Biodiversity & Conservation* 11: 2239–2274. <https://doi.org/10.1023/A:1021350813586>.
- CECCATO, P., N. GOBRON, S. FLASSE, B. PINTY, & S. TARANTOLA. (2002). Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 1: Theoretical approach. *Remote sensing of environment* 82: 188–197.
- CHASE, M.J., S. SCHLOSSBERG, C.R. GRIFFIN, P.J.C. BOUCHÉ, S.W. DJENE, P.W. ELKAN, S. FERREIRA, ET AL. (2016). Continent-wide survey reveals massive decline in African savannah elephants. *PeerJ* 4: e2354. <https://doi.org/10.7717/peerj.2354>.
- CLERICI, N., A. BODINI, H. EVA, J.-M. GRÉGOIRE, D. DULIEU, & C. PAOLINI. (2007). Increased isolation of two Biosphere Reserves and surrounding protected areas (WAP ecological complex, West Africa). *Journal for Nature Conservation* 15: 26–40. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.08.003>.
- CRAIG, G.C. (2004). Aerial survey standards for the MIKE Programme. *CITES MIKE Programme, Nairobi, Kenya*.
- CUTLER, D.R., T.C. EDWARDS, K.H. BEARD, A. CUTLER, K.T. HESS, J. GIBSON, & J.J. LAWLER. (2007). Random forests for classification in ecology. *Ecology* 88: 2783–2792.

- DEVINEAU, J.-L., A. FOURNIER, & S. NIGNAN. (2010). Savanna fire regimes assessment with MODIS fire data: Their relationship to land cover and plant species distribution in western Burkina Faso (West Africa). *Journal of Arid Environments* 74: 1092–1101. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.03.009>.
- DOTZLER, S., J. HILL, H. BUDDENBAUM, & J. STOFFELS. (2015). The Potential of EnMAP and Sentinel-2 Data for Detecting Drought Stress Phenomena in Deciduous Forest Communities. *Remote Sensing* 7: 14227–14258. <https://doi.org/10.3390/rs71014227>.
- DUFOUR, S., I. BERNEZ, J. BETBEDER, S. CORGNE, L. HUBERT-MOY, J. NABUCET, S. RAPINEL, ET AL. (2013). Monitoring restored riparian vegetation: how can recent developments in remote sensing sciences help? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 10. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013068>.
- ESCUIN, S., R. NAVARRO, & P. FERNANDEZ. (2008). Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *International Journal of Remote Sensing* 29: 1053–1073.
- FARR, T.G., & M. KOBRICK. (2000). The shuttle radar topography mission. JET PROPULSION LAB PASADENA CA. Available at: <http://www.dtic.mil/docs/citations/ADP010831>.
- FERNÁNDEZ-MANSO, A., O. FERNÁNDEZ-MANSO, & C. QUINTANO. (2016). SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 50: 170–175. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.03.005>.
- FLENER, C., M. VAAJA, A. JAAKKOLA, A. KROOKS, H. KAARTINEN, A. KUKKO, E. KASVI, ET AL. (2013). Seamless Mapping of River Channels at High Resolution Using Mobile LiDAR and UAV-Photography. *Remote Sensing* 5: 6382–6407. <https://doi.org/10.3390/rs5126382>.
- FRANKLIN, J., C.E. WOODCOCK, R. WARBINGTON, & OTHERS. (2000). Multi-attribute vegetation maps of forest service lands in California supporting resource management decisions. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 66: 1209–1218.
- FRASER, R.H., I. OLTHOF, T.C. LANTZ, & C. SCHMITT. (2016). UAV photogrammetry for mapping vegetation in the low-Arctic. *Arctic Science* 2: 79–102.
- FREDERICK, H., D. MOYER, & A.J. PLUMPTRE. (2010). Aerial Procedures Manual, version 0.9 (Uganda). Available at: https://issuu.com/simbamangu/docs/wcs_aerial_survey_manual_v0.9 [Accessed July 14, 2017].
- GATTI, A., & A. BERTOLINI. (2016). Sentinel-2 Products Specification Document.
- GENUER, R., J.-M. POGGI, & C. TULEAU-MALOT. (2015). VSURF: An R Package for Variable Selection Using Random Forests. *R Journal* 7: . Available at: <https://journal.r-project.org/archive/2015-2/genuer-poggi-tuleaumalot.pdf>.
- GIBBES, C., S. ADHIKARI, L. ROSTANT, J. SOUTHWORTH, & Y. QIU. (2010). Application of object based classification and high resolution satellite imagery for savanna ecosystem analysis. *Remote Sensing* 2: 2748–2772.
- GLOVER, P.E. (1968). The role of fire and other influences on the savannah habitat, with suggestions for further research. *African Journal of Ecology* 6: 131–137.
- GREENWAY, P.J. (1973). A classification of the vegetation of east africa. *Kirkia* 9: 1–68.
- HOCHBERG, M.E., J.C. MENAUT, & J. GIGNOUX. (1994). The influences of tree biology and fire in the spatial structure of the West African savannah. *Journal of Ecology* 217–226.

- HUDAK, A.T., P. ROBICHAUD, J.S. EVANS, J. CLARK, K. LANNOM, P. MORGAN, & C. STONE. (2004). Field validation of Burned Area Reflectance Classification (BARC) products for post fire assessment. Available at: <http://digitalcommons.unl.edu/usdafsfacpub/220/> [Accessed April 13, 2017].
- IM, J., & J.R. JENSEN. (2008). Hyperspectral Remote Sensing of Vegetation. *Geography Compass* 2: 1943–1961. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2008.00182.x>.
- INOUSSA, M.M., A. MAHAMANE, C. MBOW, M. SAADOU, & B. YVONNE. (2011). Space-time dynamics of woodlands in the W National Park of Niger (West Africa). *Science et changements planétaires / Sécheresse* 22: 108–116. <https://doi.org/10.1684/sec.2011.0305>.
- JACHMANN, H. (2002). Comparison of aerial counts with ground counts for large African herbivores. *Journal of Applied Ecology* 39: 841–852. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00752.x>.
- JACHMANN, H. (2001). Estimating abundance of African wildlife: an aid to adaptive management. Springer Science & Business Media. Available at: <https://books.google.be/books?hl=fr&lr=&id=R5dyBgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR9&dq=Estimating+abundance+of+African+wildlife&ots=dkqtXaqS2x&sig=F2YxDdpXVmSRRFozp9yjr3m0VMI>.
- JACQUIN, A., J.-P. DENUX, & V. CHÉRET. (2011). Choix d'un indice spectral adapté à la détection des surfaces brûlées dans des milieux de savanes dégradées – Application à Madagascar. *Canadian Journal of Remote Sensing* 37: 314–320. <https://doi.org/10.5589/m11-040>.
- JENIK, J., & J.B. HALL. (1966). The ecological effects of the harmattan wind in the Djebobo Massif (Togo Mountains, Ghana). *The Journal of Ecology* 767–779.
- JIANG, H., M. FENG, Y. ZHU, N. LU, J. HUANG, & T. XIAO. (2014). An Automated Method for Extracting Rivers and Lakes from Landsat Imagery. *Remote Sensing* 6: 5067–5089. <https://doi.org/10.3390/rs6065067>.
- JOHANSEN, K., S. PHINN, & C. WITTE. (2010). Mapping of riparian zone attributes using discrete return LiDAR, QuickBird and SPOT-5 imagery: Assessing accuracy and costs. *Remote Sensing of Environment* 114: 2679–2691.
- KARLSON, M., M. OSTWALD, H. REESE, J. SANOU, B. TANKOANO, & E. MATTSSON. (2015). Mapping Tree Canopy Cover and Aboveground Biomass in Sudano-Sahelian Woodlands Using Landsat 8 and Random Forest. *Remote Sensing* 7: 10017–10041. <https://doi.org/10.3390/rs70810017>.
- LAWRENCE, R.L., & W.J. RIPPLE. (2000). Fifteen years of revegetation of mount st. Helens: a landscape-scale analysis. *Ecology* 81: 2742–2752.
- LEE, D.E., & M.L. BOND. (2016). Precision, accuracy, and costs of survey methods for giraffe *Giraffa camelopardalis*. *Journal of Mammalogy* 97: 940–948.
- LETOUZEY, R. (1969). Manuel de botanique forestière. Afrique tropicale. Available at: <http://agritrop.cirad.fr/336871/> [Accessed June 1, 2017].
- LINCHANT, J., J. LISEIN, J. SEMEKI, P. LEJEUNE, & C. VERMEULEN. (2015). Are unmanned aircraft systems (UASs) the future of wildlife monitoring? A review of accomplishments and challenges. *Mammal Review* 45: 239–252. <https://doi.org/10.1111/mam.12046>.
- LISEIN, J., J. LINCHANT, P. LEJEUNE, P. BOUCHÉ, & C. VERMEULEN. (2013). Aerial Surveys Using an Unmanned Aerial System (UAS): Comparison of Different Methods for Estimating the

Surface Area of Sampling Strips. *Tropical Conservation Science* 6: 506–520. <https://doi.org/10.1177/194008291300600405>.

- LIU ET AL. (2015). Seasonal variation of land cover classification accuracy of Landsat 8 images in Burkina Faso. In Berlin, Germany. Available at: <http://search.proquest.com/openview/fc7d60aac0c8fe132faa98c6d018ce8f/1?pq-origsite=gscholar&cbl=2037674> [Accessed April 13, 2017].
- LUNSTRUM, E. (2014). Green militarization: anti-poaching efforts and the spatial contours of Kruger National Park. *Annals of the Association of American Geographers* 104: 816–832.
- MARGULES, C., & M. AUSTIN. (1990). Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis. Csiro Publishing.
- MARGULES, C.R., & R.L. PRESSEY. (2000). Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>.
- MARTIN BLAND, J., & D. ALTMAN. (1986). Statistical methods for assessing agreement between two methods of clinical measurement. *The Lancet* 327: 307–310. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(86\)90837-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(86)90837-8).
- MUSA, H.D., & S.N. JIYA. (2011). An assessment of mining activities impact on vegetation in Bukuru Jos Plateau state Nigeria using Normalized Differential Vegetation Index (NDVI). *Journal of sustainable development* 4: 150.
- MUSTERS, C.J.M., H.J. DE GRAAF, & W.J. TER KEURS. (2000). Can Protected Areas Be Expanded in Africa? *Science* 287: 1759–1760. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1759>.
- MYERS, N., R.A. MITTERMEIER, C.G. MITTERMEIER, G.A.B. DA FONSECA, & J. KENT. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>.
- NAIDOO, L., M.A. CHO, R. MATHIEU, & G. ASNER. (2012). Classification of savanna tree species, in the Greater Kruger National Park region, by integrating hyperspectral and LiDAR data in a Random Forest data mining environment. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 69: 167–179. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.03.005>.
- NEWMARK, W.D. (2008). Isolation of African protected areas. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 321–328. <https://doi.org/10.1890/070003>.
- NORTON-GRIFFITHS, M. (1978). Counting animals. Serengeti Ecological Monitoring Programme, African Wildlife Leadership Foundation.
- OUÉDRAOGO, A., R.G. KAKAÏ, & A. THIOMBIANO. (2013). Population structure of the widespread species, *Anogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. & Perr. across the climatic gradient in West Africa semi-arid area. *South African Journal of Botany* 88: 286–295. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2013.07.029>.
- OUEDRAOGO, O., A. THIOMBIANO, K. HAHN-HADIALI, & S. GUINKO. (2009). Diversité et dynamique de la végétation ligneuse juvénile du Parc National d'Arly (Burkina Faso). *Candollea* 64: 257–278.
- OUEDRAOGO, O., A. THIOMBIANO, K. HAHN-HADJALI, & S. GUINKO. (2008). Diversité et structure des groupements ligneux du parc national d'Arly (Est du Burkina Faso). *Flora et Vegetatio Sudano-Sambesica* 11: 5–16.
- PAL, M. (2005). Random forest classifier for remote sensing classification. *International Journal of Remote Sensing* 26: 217–222.

- PARC NATIONAL DE LA PENDJARI,. (2009). Plan d'Aménagement Participatif et de Gestion 2004 – 2013.
- PEEL, M.C., B.L. FINLAYSON, & T.A. MCMAHON. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences discussions* 4: 439–473.
- PROGRAMME RÉGIONAL PARC W / ECOPAS. (2005). "Plan d'Aménagement et de Gestion de la Réserve de Biosphère Transfrontalière W - 2006-2010" Volume I: Etat des lieux. Ouagadougou, Burkina Faso.
- SANKARAN, M., J. RATNAM, & N. HANAN. (2008). Woody cover in African savannas: the role of resources, fire and herbivory. *Global Ecology and Biogeography* 17: 236–245.
- SONG, C., C.E. WOODCOCK, K.C. SETO, M.P. LENNEY, & S.A. MACOMBER. (2001). Classification and Change Detection Using Landsat TM Data. *Remote Sensing of Environment* 75: 230–244. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(00\)00169-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(00)00169-3).
- STRAHLER, A.H., C.E. WOODCOCK, & J.A. SMITH. (1986). On the nature of models in remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 20: 121–139. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(86\)90018-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(86)90018-0).
- TANKOANO ET AL. (2016). Cartographie de la dynamique du couvert végétal du Parc National des Deux Balé à l'Ouest du Burkina Faso. *International Journal of Innovation and Applied Studies* 16: 837–846.
- THOULESS ET AL. (2016). African Elephant Status Report 2016: An update from the African Elephant Database. IUCN, Switzerland.
- TREITZ, P.M., P.J. HOWARTH, & P. GONG. (1992). Application of satellite and GIS technologies for land-cover and land-use mapping at the rural-urban fringe: a case study. *Photogrammetric engineering and remote sensing* 58: 439–448.
- TUCKER, C.J., J.R. TOWNSHEND, & T.E. GOFF. (1985). African land-cover classification using satellite data. *Science* 227: 369–375.
- VERBEIREN, S., H. EERENS, I. PICCARD, I. BAUWENS, & J. VAN ORSHOVEN. (2008). Sub-pixel classification of SPOT-VEGETATION time series for the assessment of regional crop areas in Belgium. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 10: 486–497. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2006.12.003>.
- WATSON, R.M. (1969). Aerial Photographic Methods in Censuses of Animals. *East African Agricultural and Forestry Journal* 34: 31–37. <https://doi.org/10.1080/00128325.1969.11662344>.
- WESTERN, D. (1975). Water availability and its influence on the structure and dynamics of a savannah large mammal community. *African Journal of Ecology* 13: 265–286. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1975.tb00139.x>.
- WESTERN, D., & H. GICHOHI. (1993). Segregation effects and the impoverishment of savanna parks: the case for ecosystem viability analysis. *African Journal of Ecology* 31: 269–281.
- WHITE, F. (1986). La Végétation de L'Afrique (The Vegetation of Africa). IRD Editions.
- WILLIAMS, M.S., W.A. BECHTOLD, & V.J. LABAU. (1994). Five Instruments for Measuring Tree Height: An Evaluation. *Southern Journal of Applied Forestry* 18: 76–82.