



Gembloux Agro-Bio Tech
Université de Liège

**CONTRIBUTION AU MONITORING DE
POPULATIONS D'HIPPOPOTAME COMMUN
(*HIPPOPOTAMUS AMPHIBIUS* L.) PAR
L'UTILISATION DE LA TECHNOLOGIE DRONE
(PARC NATIONAL DE LA GARAMBA,
REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE DU CONGO)**

SIMON LHOEST

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2014-2015

CO-PROMOTEURS : CÉDRIC VERMEULEN, JULIE LINCHANT

© 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.



Gembloux Agro-Bio Tech
Université de Liège

**CONTRIBUTION AU MONITORING DE
POPULATIONS D'HIPPOPOTAME COMMUN
(*HIPPOPOTAMUS AMPHIBIUS* L.) PAR
L'UTILISATION DE LA TECHNOLOGIE DRONE
(PARC NATIONAL DE LA GARAMBA,
REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE DU CONGO)**

SIMON LHOEST

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2014-2015

CO-PROMOTEURS : CÉDRIC VERMEULEN, JULIE LINCHANT

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier les nombreuses personnes qui m'ont permis de réaliser ce projet d'étude de la grande faune en Afrique subsaharienne.

Le voyage réalisé entre la Belgique et l'Ouganda dans le cadre du présent travail a été rendu possible grâce au soutien financier de l'Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur de la Fédération Wallonie-Bruxelles, Belgique (Commission de la Coopération au Développement). Merci pour leur aide financière et leur formation d'une journée à la coopération au développement.

Merci à Quentin Ducenne, au bureau R&SD (*Resources & Synergies Development*) et au Projet FCCC (Forêts et Changement Climatique au Congo), mis en œuvre par le CIFOR (*Center of International Forestry Research*) et ses partenaires, et bénéficiant du financement de l'Union Européenne. Merci pour leur soutien logistique, le financement des visas, du voyage entre l'Ouganda et la RDC ainsi que du matériel complémentaire. Merci à l'ASBL Nature+ pour le financement du traitement antimalarique préventif. Merci à *African Parks Network* et à l'Institut Congolais pour la Conservation de la Nature pour leur accueil au Parc National de la Garamba.

Merci à Julie Linchant pour son encadrement exemplaire, nos nombreuses discussions et journées de terrain parfois très folkloriques. Merci à Cédric Vermeulen, Philippe Lejeune, Yves Brostaux et Jacques Hébert pour leur encadrement, leur suivi, ainsi que leurs bons conseils et pistes de recherche. Merci aussi de m'avoir soutenu dans la soumission d'un *abstract* suivi de l'acceptation d'un article scientifique complet pour la revue *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Merci également à l'Axe de Gestion des Ressources Forestières pour le prêt de matériel informatique pour ma mission en RDC et la mise à disposition de bureaux pour la réalisation de ce travail.

Je remercie également toutes les personnes qui m'ont soutenu suite à mon accident du 22 janvier dernier. Merci tout particulièrement à Quentin Ducenne, Julie Linchant, Philippe Lejeune et Cédric Vermeulen de m'avoir permis de réaliser mon voyage malgré un inévitable changement de programme.

Merci à Samuel Quevauvillers pour sa patience à toute épreuve et sa disponibilité. Merci aussi à Olivier De Thier pour son aide en programmation, à Jérôme Perin pour ses conseils philosophiques en statistique et Laurent Dedry pour son aide spontanée. Merci à Jo pour ses conseils dronistiques de pointe, à Gauthier Ligoit pour ses compétences statistiques à toute épreuve, à Stéphanie Bonnet pour son savoir R et ArcMap partagé, ainsi qu'à tout le personnel de l'Axe GRF pour leur accueil, leur bonne humeur et leur aide. Je tiens également à remercier Jean-Yves Devleeschouwer pour son appui administratif et ses bons conseils réguliers. Merci à Hugues Dorchy pour la formation au pilotage du nouveau *multicopter* de l'Axe GRF et à Jo et Sam de m'avoir permis d'y participer.

Merci aux TFistes forestiers (Chloé, Basile, Morgane, Manon, Romain, Balli, Marie, Quentin, Cherchye, Ariane) qui m'ont presque permis d'apprécier les longues soirées passées au bureau durant cet été de rêve.

Merci à tout le personnel du Parc National de la Garamba pour leur accueil et leur bonne humeur : Jean, Erik, Hugues, Frank, Karen, Patrick, Kurt, Sylvie, Rosette, Guy & Guy, Aimé, Jean-

Marc, Odra, ainsi que toutes les autres personnes qui m'ont accueilli avec beaucoup de sympathie. Merci aussi à Julie, Jean, Basile, Constantin et les gardes de l'ICCN pour nos journées de terrain inoubliables.

Merci aux sept autres opérateurs qui ont chacun passé plus de 8h à se brûler les yeux sur un écran pour compter tous les hippopotames des photos que je leur ai transmises : Julie, Basile, Maman, Papa, Monique, Marie-Christine et Kathy.

Merci aux relecteurs de ce travail et à leurs remarques constructives et formatrices : Julie Linchant, Cédric Vermeulen, Pauline, Fanny, Maman, Papa. Merci à Margaux pour ses coachings d'anglais de *native speaker* !

Merci au Kot des Mouches. Merci à la *Dream Team*. Merci aux *students* forestiers. Merci aux professeurs et assistants qui nous ont fait, pour la plupart, apprécier nos études. Enfin, merci à toutes les personnes qui ont rendu ces cinq années inoubliables et qu'il serait impossible de citer sans remplir exagérément ces remerciements.



Gembloux Agro-Bio Tech
Université de Liège



PARC NATIONAL
GARAMBA
R. D. CONGO



RÉSUMÉ

A l'heure d'un indiscutable déclin des populations d'espèces de grande faune, la mise en place de méthodes de suivi régulières et efficaces est indispensable. En raison des difficultés liées aux procédures classiques d'inventaires pédestres et aériens, le développement de la technologie drone s'avère être une alternative potentiellement valorisable. Ce travail se concentre sur le monitoring de l'hippopotame commun (*Hippopotamus amphibius* L.) à l'aide de cet outil novateur. La recherche d'une optimisation des paramètres de vol pour maximiser la détection et la visibilité des animaux a mis en évidence une très faible diminution des taux de détection et de certitude de comptages avec la hauteur de vol ainsi qu'une forte variabilité liée aux opérateurs réalisant les observations. Il est recommandé de réaliser les vols à une hauteur de 140 mètres, entre 6h30 et 8h45 en fin de saison sèche, avec une couverture nuageuse et un vent aussi faibles que possible. Trois méthodes de correction des comptages sont proposées pour estimer l'effectif total de la population à partir des seuls animaux émergés observés. Le facteur de correction global moyen est égal à 1,252. Une tentative de description démographique d'un groupe par des mesures de longueurs d'individus a également été mise en œuvre. Elle a permis d'obtenir une répartition moyenne des hippopotames en trois classes d'âge, même si les résultats ne sont pas extrêmement précis. Enfin, un algorithme de comptage semi-automatique d'hippopotames sur imagerie infrarouge thermique a été développé, et a conduit à des erreurs moyennes de +3,9%. La prise en compte des recommandations proposées dans cette étude pour la mise en place de protocoles d'inventaires permettrait de remédier aux contraintes pratiques des méthodes classiques de monitoring.

Mots-clés : hippopotame, drone, inventaire/monitoring, détection, visibilité, algorithme, infrarouge thermique.

SUMMARY

In an era of indisputable decline in populations of large wildlife species, setting up regular and efficient monitoring methods is essential. Because of the difficulties associated with conventional pedestrian and aerial survey procedures, the development of UAV technology turns out to be a potentially interesting alternative. This work focuses on monitoring common hippopotamus (*Hippopotamus amphibius* L.) with the use of this innovative tool. The search for flight parameters optimization to maximize detection and visibility of animals showed a very small decrease in detection rate and certainty of counts with an increasing flying height and a high variability linked to operators realizing observations. It is recommended to fly at a height of 140 meters above ground level, between 6:30 and 8:45 am at the end of the dry season, with cloud cover and wind as low as possible. Three counts correction methods are proposed to estimate the total population from the only emerged observed animals. The average overall correction factor is 1.252. An attempt to describe the demography of a group by individuals length measurements was also implemented. It allowed to obtain a mean distribution of hippos in three age classes, even if results are not extremely accurate. Finally, an algorithm for the semi-automatic count of hippos on thermal infrared imagery was developed, and brought to a mean error of +3.9%. Taking into account the recommendations proposed in this study for the development of inventories protocols would help dealing with the practical constraints of conventional monitoring methods.

Key words: hippopotamus, UAV, inventory/monitoring, detection, visibility, algorithm, thermal infrared.

TABLE DES MATIÈRES

<i>Remerciements</i>	<i>i</i>
<i>Résumé</i>	<i>iii</i>
<i>Summary</i>	<i>iii</i>
<i>Table des matières</i>	<i>iv</i>
<i>Liste des Figures</i>	<i>vii</i>
<i>Liste des Tableaux</i>	<i>x</i>
1. Introduction	1
1.1. Contexte général	1
1.1.1. Cadre de l'étude	1
1.1.2. Déclin de la faune	1
1.1.3. Méthodes d'inventaires classiques : avantages et limites	2
1.1.3.1. Inventaires pédestres	2
1.1.3.2. Inventaires aériens	2
1.1.4. Recherche d'alternatives aux méthodes classiques	3
1.2. Utilisation de la technologie drone pour le monitoring de la faune	4
1.2.1. Les drones : définition	4
1.2.2. Intérêts et limites	4
1.2.3. Domaines d'application en gestion de la faune	6
1.2.4. Développement de procédures d'inventaires	6
1.2.4.1. Détection et comptage d'individus	6
1.2.4.2. Paramètres influençant la détection	8
1.2.4.3. Analyses des résultats de comptages et modélisations	8
1.2.4.4. Approches de comptages automatiques d'animaux	9
1.3. Cas d'étude : l'hippopotame commun	11
1.3.1. Description générale de l'espèce	11
1.3.2. Comportement et distribution spatiale des animaux	11
1.3.3. Méthodes de recensement	12
1.3.4. Recommandations pratiques pour les inventaires aériens	13
1.3.5. Estimation des effectifs réels de populations en inventaire aérien	14
1.3.6. Inventaires réalisés au Parc National de la Garamba	14
2. Objectifs	16
2.1. Objectif général	16
2.2. Objectifs spécifiques	16
3. Matériel et méthode	17
3.1. Zone d'étude : Parc National de la Garamba	17
3.1.1. Situation générale	17
3.1.2. Climat	18
3.1.3. Végétation	19
3.1.4. Faune	19
3.1.5. Présence humaine	20

3.2. Drone Falcon Unmanned©	21
3.3. Logiciel WiMUAS	23
3.4. Acquisition des données	25
3.4.1. Acquisition d'images en couleurs réelles.....	25
3.4.2. Acquisition d'images en infrarouge thermique.....	26
3.5. Traitements des données et analyses.....	27
3.5.1. Images en couleurs réelles	27
3.5.1.1. Sélection des images et pré-traitements.....	27
3.5.1.2. Réalisation des comptages manuels d'animaux.....	28
3.5.1.3. Estimation du nombre total d'hippopotames par vol.....	29
3.5.1.4. Optimisation des paramètres de vol.....	30
3.5.1.5. Détermination d'un éventuel effet opérateur lors des comptages.....	31
3.5.1.6. Calcul d'un facteur de correction des comptages	32
3.5.1.7. Description démographique d'un groupe par la mesure de longueurs individuelles .	33
3.5.2. Images infrarouges thermiques	35
3.5.2.1. Extraction des images et pré-traitements.....	35
3.5.2.2. Construction de l'algorithme de comptage semi-automatique d'hippopotames.....	35
3.5.2.3. Evaluation des résultats de sortie du logiciel.....	39
4. Résultats	40
4.1. Estimation du nombre total d'hippopotames par vol et réalisation des comptages	40
4.2. Optimisation des paramètres de vol	41
4.3. Détermination d'un éventuel effet opérateur lors des comptages.....	45
4.4. Calcul d'un facteur de correction des comptages.....	47
4.5. Description démographique d'un groupe par la mesure de longueurs individuelles	48
4.6. Algorithme de comptage semi-automatique sur imagerie infrarouge thermique	51
5. Discussion	57
5.1. Estimation du nombre total d'hippopotames par vol	57
5.2. Taux de détection, taux de certitude et effet opérateur	59
5.3. Recommandations pratiques de vol.....	61
5.4. Calcul d'un facteur de correction des comptages.....	64
5.5. Description démographique d'un groupe par mesures individuelles	66
5.6. Imagerie infrarouge thermique.....	67
5.6.1. Occupation spatiale des hippopotames au sein des reposoirs aquatiques	67
5.6.2. Efficacité de l'algorithme de comptage semi-automatique.....	67
5.6.3. Traitements automatiques	67
5.6.4. Conditions d'utilisation de l'algorithme	69
5.6.5. Valorisation des résultats	70
5.7. Améliorations techniques (capteurs et drone)	71

5.8. Proposition d'un protocole d'inventaire de l'espèce	72
6. Conclusion générale	74
7. Références bibliographiques	76
8. Annexes	83
Annexe 1 : Paramètres statistiques descriptifs des taux de détection et de certitude obtenus par les comptages des huit opérateurs	83
Annexe 2 : Mode d'emploi explicatif du logiciel <i>WiMUAS</i>	84
Annexe 3 : Article accepté pour une présentation à la conférence <i>GeoUAV</i> et une publication par la revue <i>International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences</i>	88

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Effectifs totaux d'hippopotames estimés au Parc National de la Garamba entre 1983 et 2011 par trois catégories d'inventaires (adapté de Schapira <i>et al.</i> (2011)).....	15
Figure 2 : Situation du complexe de la Garamba et localisation des deux sites d'étude des populations d'hippopotames pour la réalisation de ce travail	18
Figure 3 : Drone <i>Falcon Unmanned</i> © au sol et en vol.....	21
Figure 4 : Ensemble du matériel utilisé pour l'assemblage du drone <i>Falcon Unmanned</i> ©, son contrôle à distance et son entretien régulier.	21
Figure 5 : Lancement du drone à la main et par une rampe de lancement, dans les deux cas avec la tension d'un élastique. Atterrissage du drone par le déploiement du parachute	22
Figure 6 : Fiche d'un vol réalisé par drone, comprenant l'ensemble des paramètres encodés et permettant la réalisation de plusieurs applications et analyses sur les données acquises.....	23
Figure 7 : Interface utilisée pour le comptage d'animaux sur les images acquises par drone..	24
Figure 8 : Exemple de plan de vol typique parcouru par le drone pour le survol d'hippopotames.	26
Figure 9 : Nombre d'images en couleurs réelles retenues selon les heures de vol.....	28
Figure 10 : Photographie de référence fournie à tous les opérateurs pour délimiter la zone de comptage (cible jaune) et éviter de comptabiliser des hippopotames présents en-dehors.	29
Figure 11 : Superposition de 15 images successives d'un vol après géoréférencement par rapport à la première d'entre elles.	30
Figure 12 : Evolutions du taux de détection et du taux de certitude en fonction de l'heure de vol.....	31
Figure 13 : Représentation des trois paramètres d'orientation d'un drone.....	33
Figure 14 : Création de polygones rectangulaires de longueur approximativement semblable à celle des hippopotames observés, avec le logiciel ArcMap©	34
Figure 15 : Interface graphique du <i>plugin</i> construit au sein du logiciel <i>QGIS</i> © pour l'entrée des valeurs des paramètres de l'algorithme et l'obtention des résultats de comptages automatiques, et présentation de l'extension <i>QGIS</i> ©.....	36
Figure 16 : Organigramme des opérations réalisées par l'algorithme de comptage automatique d'hippopotames sur imagerie infrarouge thermique.....	37

Figure 17 : a) Exemple d'animal complètement émergé (ACE) ; b) Exemple d'une paire de polygones correspondant à un animal unique (PPAU) ; c) Exemple d'un animal pratiquement immergé (API).....	38
Figure 18 : Création des <i>Minimum Bounding Boxes (MBB)</i> et représentation des angles ϑ_0 , ϑ_1 et α pour la mise en œuvre de la règle d'alignement des polygones des PPAU.....	39
Figure 19 : Une des 252 images en couleurs réelles sélectionnées. Ses caractéristiques sont les suivantes : hauteur de vol de 42 mètres, couverture nuageuse d'indice 1 sans reflet du soleil sur l'eau, vent de 3 m.s^{-1} , acquise à 08h01.....	40
Figure 20 : Modèles moyens produits pour la prédiction de l'évolution du taux de détection et du taux de certitude en fonction de la hauteur de vol. La courbe résultante montre une légère décroissance des taux avec l'augmentation de l'altitude.....	42
Figure 21 : Evolution du taux de détection en fonction de la hauteur de vol	42
Figure 22 : Modèles produits pour la prédiction de l'évolution du taux de détection et du taux de certitude en fonction de la hauteur de vol exprimée par classes (les centres de classes sont les multiples de 20 entre 40 et 140 mètres).....	43
Figure 23 : Evolution de la valeur de α_{vol} en fonction de l'indice de couverture nuageuse pour le modèle « taux de détection » et le modèle « taux de certitude »	44
Figure 24 : Evolution de la valeur de α_{vol} en fonction de la vitesse du vent mesurée en altitude, en mètres par seconde, pour le modèle « taux de détection » et le modèle « taux de certitude ».....	44
Figure 25 : Evolution de la valeur de β_{image} en fonction de l'indice de reflet du soleil pour le modèle « taux de détection » et le modèle « taux de certitude »	44
Figure 26 : Taux de détection moyens et taux de certitude moyens obtenus par chacun des opérateurs après les comptages, avec leur intervalle de confiance à 95%	45
Figure 27 : Evolution du taux de détection en fonction du taux de certitude pour l'ensemble des observations des opérateurs.	46
Figure 28 : Répartition du nombre d'animaux mesurés selon chaque stade de maturité pour chacune des 15 images utilisées.	49
Figure 29 : Description démographique générale du groupe survolé en utilisant les moyennes obtenues pour les effectifs de chaque stade de maturité entre les quinze images utilisées.	49
Figure 30 : Régressions polynomiales pour la détermination des surfaces maximale et minimale utilisées lors de la sélection des polygones par l'algorithme.	51
Figure 31 : Régressions linéaires pour la détermination des périmètres maximal et minimal utilisées lors de la sélection des polygones par l'algorithme.....	52

Figure 32 : Régression polynomiale de l'évolution de la limite de surface entre API et ACE en fonction de la hauteur de vol	52
Figure 33 : Régression linéaire de la distance maximale entre les centroïdes de deux polygones de PPAU en fonction de la hauteur de vol.	52
Figure 34 : Exemple d'une image acquise à 12h26 à 39 mètres de hauteur. Elle est particulièrement intéressante en guise d'exemple dans la mesure où elle montre la nécessité de délimiter la zone occupée par les hippopotames de la berge de la rivière qui apparaît en blanc sur l'image, alors que l'eau est foncée.	53
Figure 35 : Image de départ après le découpage manuel de la zone d'intérêt et la génération de points maxima locaux.....	53
Figure 36 : Maxima locaux et lignes de niveau pour la partie supérieure droite de l'image de départ.....	54
Figure 37 : Polygones digitalisés manuellement et polygones générés par l'algorithme avec leurs maxima locaux correspondants.	54
Figure 38 : Capture d'écran d'une vidéo du groupe d'hippopotames (site Dungu) acquise au sol à environ 25 mètres des animaux, depuis la berge de la rivière.	57
Figure 39 : Comparaison des agrandissements réalisés sur des images acquises à 40, 140 et 250 mètres de hauteur, ayant respectivement des résolutions de 0,8 ; 2,7 et 4,9 centimètres.....	61
Figure 40 : Photographies aériennes de deux éléphants couchés, acquises en mai 2015 au PNG, attestant de l'absence de perturbation des animaux par le drone <i>Falcon Unmanned</i> ©.....	63
Figure 41 : Grandes rivières et pistes de la partie méridionale du Parc National de la Garamba. Les trois rivières principales du parc sont Aka, Garamba et Dungu.	73

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Erreurs moyennes obtenues par quatre procédures de comptages automatiques et synthèse des techniques employées.....	10
Tableau 2 : Récapitulatif de l'ensemble des vols réalisés et de ceux valorisés dans ce travail.	25
Tableau 3 : Répartition du nombre d'images (en couleurs réelles) retenues selon la hauteur de vol, le reflet du soleil sur l'eau, la couverture nuageuse et la vitesse du vent.....	28
Tableau 4 : Définition des stades de maturité des hippopotames en fonction de leur longueur	34
Tableau 5 : Effectifs estimés au sein de la zone d'étude pour chaque vol, à l'aide de la technique expliquée au point 3.5.1.3. Les dates et heures de début de vols sont également précisées.	40
Tableau 6 : Modèles mixtes de régressions logistiques binaires testées sur le jeu de données en fonction des différentes combinaisons de facteurs explicatifs, et scores AIC obtenus	41
Tableau 7 : Valeurs des paramètres des modèles d'évolution des taux de détection et de certitude en fonction de la hauteur de vol, à intégrer dans l'équation (1).	41
Tableau 8 : Valeurs moyennes des facteurs de correction obtenus selon les deux méthodes présentées à la section 3.5.1.6. et facteur de correction global moyen, pour les différentes catégories d'opérateurs	47
Tableau 9 : Variabilité du facteur de correction global moyen en fonction des paramètres de vol.....	47
Tableau 10 : Estimation des coûts de réalisation (en minutes) de comptages pour des combinaisons d'1 à 10 images d'une zone et d'1 à 3 observateurs	48
Tableau 11 : Facteurs de correction globaux minimaux moyens pour chaque combinaison d'un nombre d'opérateurs et d'un nombre d'images d'une même zone.	48
Tableau 12 : Analyses de la variance réalisées avec les résultats des mesures de longueurs et p-valeurs associées..	50
Tableau 13 : Moyennes (et écarts-types entre parenthèses) des paramètres <i>yaw</i> , <i>roll</i> et <i>pitch</i> d'orientation du drone pour chaque groupe de trois images	50
Tableau 14 : Taux d'occupation moyens calculés au sein de deux réservoirs aquatiques en saison sèche et de l'un des deux en saison humide.	51
Tableau 15 : Comparaison entre les comptages manuels et automatiques d'hippopotames sur les onze images acquises en saison des pluies. Le nombre obtenu pour chaque catégorie d'animaux identifiés et les erreurs d'estimation totales sont indiqués.	55

Tableau 16 : Coefficients de corrélation (et p-valeurs associées) entre les effectifs obtenus par comptages automatiques et manuels	55
Tableau 17 : Paramètres d'entrée de l'algorithme testés sur les images acquises	56
Tableau 18 : Statistiques descriptives des erreurs associées aux modifications de chacun des cinq paramètres d'entrée de l'algorithme	56

1. INTRODUCTION

1.1. Contexte général

1.1.1. Cadre de l'étude

Ce travail de fin d'études s'intègre au sein du Projet « Forêts et Changement Climatique au Congo » (FCCC), mis en œuvre par le CIFOR (*Center of International Forestry Research*) et ses partenaires, et bénéficiant du financement de l'Union Européenne. L'objectif général du projet vise à renforcer les capacités locales en termes d'outils et de techniques modernes de gestion des paysages. Dans ce contexte, un financement d'une durée de trois ans a été accordé en 2014 pour supporter le projet *WiMUAS (Wildlife Monitoring with Unmanned Aerial Systems)* dans le but de développer la technologie drone en tant que nouvelle approche de gestion de la faune et des activités humaines dans les aires protégées.

C'est dans ce cadre que ce mémoire s'inscrit, afin d'évaluer les potentialités d'utilisation de la technologie drone pour le monitoring de populations d'hippopotame commun (*Hippopotamus amphibius* L. 1758). La phase de terrain a eu lieu au Parc National de la Garamba (République Démocratique du Congo) du 16 avril au 11 juin 2015.

1.1.2. Déclin de la faune

A travers le monde entier, la biodiversité au sens large est actuellement en nette dégradation (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; UNEP, 2012). L'intensité des activités anthropiques et leur impact indiscutable sur le milieu naturel sont pointés du doigt par les écologues. La situation est particulièrement critique pour la faune sauvage, dont les populations diminuent drastiquement en raison de pressions multiples et croissantes comme la réduction et la fragmentation des habitats ou le braconnage intensif (Linchant *et al.*, 2014; Mulero-Pázmány *et al.*, 2014). La République Démocratique du Congo (RDC) est particulièrement vulnérable à ces menaces. En effet, l'instabilité politique et la récurrence des conflits armés en font un des pays les plus pauvres et fragiles du continent africain. Paradoxalement, ce territoire de plus de 2 300 000 km² abrite un patrimoine naturel extrêmement riche et diversifié. Cependant, la situation socio-économique précaire du pays met en danger ce patrimoine à court terme. Le peu de moyens alloués à la conservation de la nature renforce cet état de faits (Inogwabini *et al.*, 2005; Eba'a Atyi *et al.*, 2009; Livre blanc - ENP, 2015).

Dans ce contexte, pour favoriser la conservation de la faune et des écosystèmes naturels menacés, il est indispensable de mettre en place des suivis réguliers de la biodiversité en général et notamment des espèces animales (Vermeulen *et al.*, 2013; Linchant *et al.*, 2014). Ces monitorings consistent principalement en l'estimation régulière des abondances des populations, de leur dynamique, ou encore en l'analyse de la distribution des espèces (Chabot, 2009; Oishi *et al.*, 2010; Koh *et al.*, 2012; Vermeulen *et al.*, 2013). Cela permet l'élaboration de stratégies de gestion raisonnée, de conservation et de protection des ressources naturelles (Hodgson *et al.*, 2013; Vermeulen *et al.*, 2013; Mulero-Pázmány *et al.*, 2014). La recherche scientifique joue un rôle crucial dans ce domaine et contribue largement à la mise en œuvre de techniques d'inventaires fiables (Oishi *et al.*, 2010).

1.1.3. Méthodes d'inventaires classiques : avantages et limites

Pour le suivi de la faune, diverses méthodes existent et dépendent des groupes animaux étudiés. Il s'agit le plus souvent d'inventaires pédestres et aériens, adaptés à chaque cas d'étude (Bouché, 2001; Bouché *et al.*, 2012).

1.1.3.1. Inventaires pédestres

Les méthodes pédestres de comptage sont diverses et appliquées à de nombreuses espèces animales. Bien qu'une logistique parfois conséquente doive être assurée, l'avantage principal de ces techniques est leur coût relativement faible. Il est impératif que les opérateurs soient expérimentés (Grenzdörffer, 2013). Selon les espèces étudiées, ces recensements sont plus ou moins précis, mais l'« effet opérateur » (variations entre les observations de différents recenseurs) est parfois considéré comme une contrainte majeure, surtout en présence de groupes importants d'animaux (Delvingt, 1978). Les méthodes employées ne permettent pas de couvrir des superficies très importantes et doivent souvent se limiter à des calculs d'indices d'abondance basés sur des indices de présence directs ou indirects. Il est en effet très compliqué de recourir à des méthodes de recensement complet et l'échantillonnage est une pratique reconnue pour les dénombrements au sol (Skalski *et al.*, 2010). Les inventaires pédestres peuvent aussi être potentiellement risqués en cas de rencontre avec des braconniers ou des animaux dangereux (Linchant *et al.*, 2014).

1.1.3.2. Inventaires aériens

Les techniques de recensement aérien ont trouvé de multiples applications pour le suivi de nombreuses espèces animales, avec un intérêt marqué pour la détection d'animaux en zones ouvertes (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006). Ce type d'inventaires est largement utilisé dans le cadre des études sur la grande faune des savanes africaines (Vermeulen *et al.*, 2013), ainsi que pour le suivi des mammifères marins (Hodgson *et al.*, 2013). Le développement de ces techniques a permis d'assurer des inventaires rapides sur des zones très étendues, tout en présentant l'avantage de pouvoir inventorier des secteurs difficilement accessibles à pied (Chabot, 2009).

Malgré toutes ces potentialités et leur utilisation courante, les inventaires aériens sont soumis à de nombreuses contraintes. Tout d'abord, les coûts d'un inventaire aérien sont très élevés (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006; Chabot, 2009; Linchant *et al.*, 2014) et difficiles à assumer, particulièrement pour de nombreux pays africains (Vermeulen *et al.*, 2013) et la plupart des pays en développement (Koh *et al.*, 2012). La continuité des recensements dépend souvent du soutien financier de donateurs externes, mais les fonds ne sont pas toujours disponibles régulièrement. Le temps entre deux inventaires peut ainsi atteindre 10 à 25 ans dans certains cas (Bouché *et al.*, 2011), ce qui rend les monitorings et gestions à long terme extrêmement difficiles à assurer (Vermeulen *et al.*, 2013).

Ensuite, la logistique à mettre en place est souvent un facteur limitant. La réalisation des inventaires est totalement dépendante de la disponibilité d'équipes qualifiées et des conditions météorologiques. En outre, le manque de matériel est fréquemment restrictif (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006).

Troisièmement, les inventaires aériens sont connus pour être risqués et dangereux pour les opérateurs. Les accidents ne sont pas rares et constituent une cause importante de mortalité des biologistes dans le monde (Sasse, 2003).

Enfin, les méthodes de recensement sont le plus souvent imprécises et peuvent conduire à des erreurs statistiques parfois conséquentes (Jones, 2003; Laliberte *et al.*, 2003; Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Jones *et al.*, 2006). Ces imprécisions sont dues à plusieurs éléments : la visibilité des espèces étudiées (elle-même liée à la taille des individus, la densité, la mobilité, *etc.*), la vitesse élevée de l'avion et l'effet opérateur lors des observations (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006; Chabot, 2009). De plus, le passage d'un avion entraîne généralement un dérangement des individus, ce qui peut parfois compliquer les comptages et biaiser les résultats des recensements (Mosbech *et al.*, 1999; Southwell, 2005). Pourtant, une précision suffisante des résultats est indispensable pour prendre des décisions solides et cohérentes de gestion de la faune sauvage (Chabot, 2009).

1.1.4. Recherche d'alternatives aux méthodes classiques

En raison des limitations importantes des méthodes classiques d'inventaires, il est cohérent de rechercher des alternatives techniques. C'est dans ce cadre que se développent depuis une quinzaine d'années les initiatives d'utilisation des drones en monitoring de la faune. Tout comme les autres techniques, cette technologie récente présente ses avantages et contraintes. Il est dès lors particulièrement intéressant d'un point de vue scientifique de saisir l'opportunité du développement des drones et d'en étudier les applications envisageables.

1.2. Utilisation de la technologie drone pour le monitoring de la faune

1.2.1. Les drones : définition

Les drones sont des véhicules volants motorisés et réutilisables sans pilote à bord (van Blyenburgh, 1999). Ils peuvent être complètement autonomes ou contrôlés à distance, selon les modèles et les préférences des utilisateurs. Cette notion est reprise sous différents acronymes anglais : *UAV (Unmanned Aerial/Aircraft Vehicle)*, *UAS (Unmanned Aerial/Aircraft System)*, *RPV (Remotely Piloted Vehicle)*, *RPAS (Remotely Piloted Aircraft System)*, ou encore *MAV (Micro Air Vehicle)* pour les plus petits. Ils comprennent une large gamme d'appareils, avec des tailles et spécificités techniques très différentes (Chabot, 2009; Mulero-Pázmány *et al.*, 2014).

1.2.2. Intérêts et limites

La technologie drone ouvre de nombreuses perspectives dans le monde scientifique depuis son entrée récente sur le marché civil. En effet, les *UAV* pourraient être utilisés dans les inventaires de faune sauvage et compléter les inventaires aériens et pédestres classiques, voire les remplacer dans certaines conditions (Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Lisein *et al.*, 2013; Vermeulen *et al.*, 2013; Linchant *et al.*, 2014). Les drones présentent effectivement un nombre considérable d'avantages valorisables pour les suivis de faune, même s'il faut parfois les nuancer.

Un premier atout important est sans conteste une sécurité accrue, notamment dans des zones difficilement accessibles par des inventaires aériens et pédestres classiques. En effet, les drones peuvent voler à des altitudes très basses par rapport à d'autres avions, sans le risque de dégât humain (Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Martin *et al.*, 2012; Hodgson *et al.*, 2013).

Ensuite, le drone est généralement vu comme un outil aisément utilisable, même par des utilisateurs novices (Jones, 2003; Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Jones *et al.*, 2006). Cette affirmation est discutable, bien que les drones requièrent moins de compétences techniques pour le pilote que pour le déploiement d'avions classiques. La réalisation des vols est généralement possible avec un ou deux opérateurs sur le terrain. Les utilisateurs doivent être suffisamment formés à l'usage des machines, tout en disposant des compétences techniques nécessaires à l'entretien du matériel. Le drone permet de réaliser des vols répétés en peu de temps. Il est également possible d'utiliser plusieurs appareils simultanément s'ils s'avèrent nécessaires. De plus, les *UAV* sont globalement moins sujets aux contraintes météorologiques que les avions (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006; Chabot, 2009; Israel, 2011; Koh *et al.*, 2012). Une mise en œuvre rapide permet également de gagner du temps sur le terrain (Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Chabot, 2009; Israel, 2011). Il est néanmoins nécessaire de réaliser préalablement les démarches administratives nécessaires à l'obtention des autorisations de vol (Vermeulen *et al.*, 2013).

Troisièmement, les opportunités de vol du drone permettent de remédier aux problèmes méthodologiques éprouvés dans les inventaires aériens habituels. Des plans de vol prédéfinis en mode de pilotage automatique peuvent être enregistrés et répétés, même avec plusieurs appareils. Ainsi, il est possible d'éviter la variabilité due au facteur humain lors de la réalisation des itinéraires de vol, contrairement aux avions avec pilote à bord. Ces alternatives plus robustes peuvent contribuer à la construction de méthodes de dénombrement plus fiables (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006; Chabot,

2009; Israel, 2011; Hodgson *et al.*, 2013). Ces avantages techniques permettent par exemple de tirer parti de divers protocoles d'échantillonnages ou encore d'utiliser les données d'un seul passage de l'appareil pour les comptages par plusieurs observateurs (Anthony *et al.*, 1995). Les perturbations induites par le drone chez les animaux observés sont extrêmement réduites voire inexistantes, contrairement aux recensements par avions (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006; Chabot, 2009; Vermeulen *et al.*, 2013). Dans certaines situations, l'absence de mouvement des animaux avec le passage du drone peut toutefois rendre leur détection plus difficile (Vermeulen *et al.*, 2013). Malgré toutes ces spécificités, les protocoles statistiques d'inventaires par drone doivent encore être développés pour être fonctionnels et utilisables à l'avenir (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006; Linchant *et al.*, 2014).

En outre, les images obtenues et les données de vols enregistrées constituent systématiquement un document permanent et conservable de l'inventaire réalisé. Au contraire, les vols habituels par avion ne permettent pas de lier des photographies aériennes à des fichiers de vols très précis (Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Jones *et al.*, 2006). Les données acquises par drone peuvent être utilisées pour des interprétations biologiques à une échelle fine et localisée. Elles peuvent être géoréférencées et permettent de relier les informations de diverses échelles spatio-temporelles (intermédiaire entre les informations acquises sur le terrain et par images satellites) (Laliberte *et al.*, 2003; Jones *et al.*, 2006; Martin *et al.*, 2012). Cependant, les volumes de données à traiter sont conséquents et nécessitent des capacités de stockage importantes, ainsi que de nombreuses heures de traitements par les opérateurs (Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Linchant *et al.*, 2014). Toutefois, il existe des perspectives d'automatisation offertes par le traitement d'images appliqué à la détection ou aux comptages d'animaux (Newsam *et al.*, 2004; Pearlstine *et al.*, 2005; Jones *et al.*, 2006; Chabot, 2009; Grenzdörffer, 2013).

Enfin, l'utilisation de cette technologie est dans l'absolu peu coûteuse (Jones, 2003; Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Jones *et al.*, 2006; Chabot, 2009; Koh *et al.*, 2012; Hodgson *et al.*, 2013; Linchant *et al.*, 2014; Mulero-Pázmány *et al.*, 2014). Les frais de logistique et d'utilisation sont très réduits comparativement à ceux d'un avion, mais les appareils sont toutefois généralement chers à l'achat. Par ailleurs, les problèmes techniques sont fréquents et le remplacement régulier de pièces individuelles est nécessaire en raison d'atterrissages parfois mal contrôlés et d'usure progressive du matériel, même après peu d'heures de vol (Chabot, 2009; Vermeulen *et al.*, 2013). Le budget à considérer pour l'utilisation de ces engins est donc plus élevé que la simple addition du prix d'achat et des frais de consommation d'énergie. De plus, le coût total d'un inventaire UAV par surface couverte est plus élevé que celui d'un inventaire aérien classique, en raison du remplacement fréquent indispensable des différentes parties du drone (Vermeulen *et al.*, 2013). En revanche, le développement rapide de cette technologie et l'explosion des systèmes *do-it-yourself* entraînent une diminution rapide des prix sur le marché (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006; Watts *et al.*, 2012). A l'heure actuelle, les facteurs limitants pour le développement des inventaires de faune par drone sont principalement la faible autonomie de vol, les capacités limitées des appareils photographiques, la portée maximale ainsi que les contraintes des sites d'atterrissage (Chabot, 2009; Koski *et al.*, 2009; Vermeulen *et al.*, 2013; Mulero-Pázmány *et al.*, 2014). L'amélioration de ces caractéristiques techniques est donc indispensable pour une utilisation courante et routinière en inventaires faunistiques.

En résumé, la technologie drone présente des potentialités très intéressantes pour le monitoring de la faune sauvage. Il est toutefois nécessaire de continuer l'amélioration technique, en

augmentant notamment l'endurance des machines pour développer l'efficacité des drones et les rendre économiquement compétitifs face aux avions avec pilote et aux autres techniques de recensements (Chabot, 2009; Vermeulen *et al.*, 2013). Une perspective complémentaire est de définir les conditions optimales de détection d'espèces animales ciblées (Koski *et al.*, 2009). En parallèle, les méthodes de suivi et les protocoles statistiques méritent d'être développés et approfondis pour permettre à cette technologie d'être appliquée concrètement aux inventaires de faune sauvage, de manière fiable, robuste, répétable et comparable (Vermeulen *et al.*, 2013; Linchant *et al.*, 2014).

1.2.3. Domaines d'application en gestion de la faune

En gestion faunistique, on peut identifier des applications très diversifiées pour les drones (Chabot, 2009). Cette technologie montre des perspectives prometteuses pour le monitoring d'espèces diverses (Koh *et al.*, 2012), ainsi que pour la surveillance des activités de braconnage (Linchant *et al.*, 2014; Mulero-Pázmány *et al.*, 2014).

Des exemples concrets sont les observations individuelles ou la recherche d'animaux ciblés, les études éthologiques sans perturbation des individus, les analyses des liens entre les habitats naturels et leur utilisation par certaines espèces, le contrôle d'oiseaux jugés nuisibles à proximité de cultures (Chabot, 2009), ou encore la détection aérienne d'animaux difficilement repérables au sol (Israel, 2011). Pour chacune de ces situations et d'autres encore, il est possible de mettre en œuvre une stratégie concrète et répétable grâce aux drones.

Dans le cadre du monitoring de faune et d'estimation de tailles de populations, plusieurs applications récentes peuvent se regrouper en inventaires de trois grands groupes d'animaux : les oiseaux (Jones, 2003; Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Jones *et al.*, 2006; Chabot, 2009; Sardà-Palomera *et al.*, 2012; Grenzdörffer, 2013), les grands mammifères marins (Koski *et al.*, 2009; Martin *et al.*, 2012; Hodgson *et al.*, 2013) et les grands mammifères terrestres (Chabot, 2009; Wilkinson *et al.*, 2009; Watts *et al.*, 2010; Israel, 2011; Koh *et al.*, 2012; Vermeulen *et al.*, 2013; Mulero-Pázmány *et al.*, 2014).

Les drones peuvent se cantonner au suivi d'une population sur une aire d'étude relativement petite (concentrations d'animaux) de quelques ares, ou encore être utilisés en tant qu'outils d'échantillonnage pour des inventaires à plus grande échelle sur plusieurs centaines ou milliers d'hectares (Jones *et al.*, 2006; Vermeulen *et al.*, 2013). Néanmoins, les limitations techniques ne permettent pas encore de travailler sur de vastes étendues comme les grands parcs africains de plusieurs milliers de kilomètres carrés.

1.2.4. Développement de procédures d'inventaires

En vue de pouvoir utiliser les drones comme une approche complète de monitoring de faune, plusieurs aspects pratiques des inventaires doivent être étudiés.

1.2.4.1. Détection et comptage d'individus

Durant les quinze dernières années, plusieurs auteurs ont tenté d'utiliser différents modèles d'UAV pour détecter des animaux et en compter les effectifs. Selon les caractéristiques de vol et les modèles utilisés, les individus peuvent être facilement ou très difficilement détectables sur les images obtenues. Dans certains cas, seuls les larges groupes peuvent être repérés, contrairement aux animaux isolés (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006). Le plus souvent, ce sont des photographies classiques en

couleurs réelles qui sont utilisées. Différentes espèces ont été identifiées par drone, et ces tentatives se sont principalement orientées vers trois groupes d'animaux, qui correspondent aux espèces habituellement suivies par des inventaires aériens classiques :

- Oiseaux : *Eudocimus albus* L., *Egretta* sp., *Mycteria americana* L., *Haliaeetus leucocephalus* L., *Chen caerulescens* L., *Branta canadensis* L. ... (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006; Chabot, 2009; Sardà-Palomera *et al.*, 2012; Grenzdörffer, 2013) ;
- Grands mammifères marins : *Trichechus manatus* L., baleines, dauphins (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006; Hodgson *et al.*, 2013) ;
- Grands mammifères terrestres : bétail (*Bos taurus* L.) (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006), ours noirs (*Ursus americanus* Pallas) (Chabot, 2009), caribous (*Rangifer tarandus* Smith) (Chabot, 2009), cervidés (*Odocoileus virginianus* Zimmermann, *Cervus elaphus* L.) (Chabot, 2009; Israel, 2011), loups (*Canis lupus* L.) (Chabot, 2009), éléphants (*Loxodonta africana* Cuvier) (Vermeulen *et al.*, 2013), bisons (*Bison bison* L.) (Wilkinson *et al.*, 2009), orangs-outans (*Pongo abelii* Lesson) (Koh *et al.*, 2012) ou encore rhinocéros (*Diceros bicornis* L. et *Ceratotherium simum* Burchell) (Mulero-Pázmány *et al.*, 2014).

Des espèces n'appartenant pas à ces trois groupes généraux mais ayant été étudiées par drone peuvent également être citées : alligators (*Alligator mississippiensis* Daudin) (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006; Martin *et al.*, 2012) ou encore saumons (*Oncorhynchus keta* Walbaum) (Kudo *et al.*, 2012).

En alternative à l'acquisition de photographies classiques en couleurs réelles, plusieurs auteurs ont utilisé l'imagerie infrarouge thermique aérienne pour la détection d'animaux, par avion ou par drone (Garner *et al.*, 1995; Naugle *et al.*, 1996; Haroldson *et al.*, 2003; Bernatas *et al.*, 2004; Israel, 2011; Franke *et al.*, 2012; Mulero-Pázmány *et al.*, 2014). Jusqu'à présent, dans la plupart des cas, l'acquisition d'images en infrarouge thermique a été destinée au suivi d'espèces d'ongulés par hélicoptère ou par avion (Havens *et al.*, 1998; Bernatas *et al.*, 2004; Potvin *et al.*, 2005). Cependant, l'usage d'un hélicoptère est susceptible de fortement perturber les individus étudiés et d'influencer les résultats d'inventaire. En outre, ces procédures ne sont pas employées couramment à l'heure actuelle. En effet, les prix de ces senseurs sont relativement plus élevés que ceux de capteurs classiques et leur usage est parfois réservé aux applications militaires. De plus, l'absence de critères robustes pour une distinction entre plusieurs espèces sur les images constitue une contrainte majeure (Franke *et al.*, 2012).

Les approches développées pour les estimations d'effectifs sont diversifiées. Chabot (2009) a, par exemple, comparé des résultats de comptages obtenus par drone avec des inventaires simultanés au sol pour des oiseaux et des grands mammifères afin d'évaluer la précision des estimations par UAV. D'autre part, Hodgson *et al.* (2013) ainsi que Vermeulen *et al.* (2013) ont tenté avec succès d'attribuer des stades de maturité aux individus de lamantins et d'éléphants détectés, respectivement. Les adultes et jeunes individus ont pu être distingués, dans le cas des éléphanteaux, grâce à leur proximité par rapport aux adultes. Une piste à suivre est de déterminer l'âge approximatif des animaux en mesurant la longueur de leur dos, par la connaissance de la taille d'un pixel (Croze, 1972; Trimble *et al.*, 2011; Vermeulen *et al.*, 2013).

Peu d'auteurs ont tenté d'estimer une taille de population sous forme de densité, telle que celle obtenue par un inventaire aérien par échantillonnage. De telles approches sont proposées pour le suivi d'éléphants (Vermeulen *et al.*, 2013) ou encore de lamantins (Hodgson *et al.*, 2013).

1.2.4.2. Paramètres influençant la détection

De nombreux paramètres pouvant avoir un impact sur la détection d'animaux et sa précision ont été identifiés (Packard *et al.*, 1985; Holt *et al.*, 1987; Bennetts *et al.*, 1999; Jones, 2003; Chabot, 2009; Koski *et al.*, 2009; Israel, 2011; Hodgson *et al.*, 2013; Vermeulen *et al.*, 2013; Mulero-Pázmány *et al.*, 2014). Ces facteurs peuvent être classés comme suit :

- Caractéristiques de l'espèce étudiée : taille des individus, mobilité, couleur et contraste avec le milieu, taille des groupes, affinité pour l'ombre et les zones non visibles par le haut ;
- Caractéristiques permanentes de l'habitat : couverture végétale, type d'occupation du sol, clarté et profondeur de l'eau ;
- Caractéristiques environnementales momentanées : heure du jour, conditions d'ombre et de luminosité, vitesse du vent, conditions météorologiques ;
- Caractéristiques techniques et méthodologiques : hauteur de vol, vitesse du drone, recouvrement des images, type de capteur, vitesse d'obturation, opérateur(s) pour les comptages.

On peut considérer assez logiquement que les conditions idéales de détection sont : une espèce de grande taille, de couleur bien contrastée avec son milieu, qui se meut régulièrement localement, se trouvant le plus souvent en zones ouvertes (Mulero-Pázmány *et al.*, 2014) et non sous le couvert végétal. Chabot (2009) préconise de voler de préférence en matinée, pour profiter des vents généralement plus calmes. Dans l'étude de Vermeulen *et al.* (2013), un effet opérateur entre les comptages de plusieurs personnes est identifié pour la détection d'animaux. Selon ces auteurs, ce facteur aléatoire doit être pris en compte et la combinaison de plusieurs observateurs pourrait permettre d'améliorer les estimations de populations et de probabilités de détection.

En vue d'évaluer une hauteur de vol optimale, il est nécessaire de déterminer pour chaque espèce étudiée un compromis entre la maximisation de la fauchée des images (et donc l'efficacité de l'inventaire et du taux de détection) et la visibilité des animaux (Chabot, 2009; Mulero-Pázmány *et al.*, 2014). Pour la grande faune, les hauteurs de vol retenues sont généralement comprises entre 100 et 300 mètres, avec des valeurs différentes selon les espèces étudiées et les résolutions des capteurs utilisés (Chabot, 2009; Koski *et al.*, 2009; Hodgson *et al.*, 2013; Vermeulen *et al.*, 2013; Mulero-Pázmány *et al.*, 2014).

1.2.4.3. Analyses des résultats de comptages et modélisations

Selon les définitions de Chabot (2009), il convient de distinguer les notions de « détectabilité » et « visibilité ». Il définit la première comme le taux global de détection d'objets par rapport au nombre total d'objets présents, ce dernier étant calculé précisément ou connu. D'autre part, la visibilité correspond au degré de certitude relatif, ou degré de confiance, avec lequel les individus sont reconnus sur les images acquises. On peut prédire empiriquement que le taux de détection a tendance à augmenter avec la hauteur de vol, grâce à l'augmentation de l'emprise des images au sol et donc de la probabilité de détecter plus d'individus avec moins d'images, jusqu'à un certain stade où une

diminution peut être prévue. Par contre, la visibilité tend à diminuer avec l'altitude, au fur et à mesure que les animaux apparaissent plus petits et difficiles à identifier. Dès lors, un compromis doit être trouvé afin de maximiser à la fois le taux de détection et la visibilité. Pour les comptages d'individus, Chabot (2009) préconise la détermination de deux estimations : une estimation minimale, consistant à ne considérer que les individus identifiés avec certitude, ainsi qu'une estimation maximale, correspondant à la précédente augmentée du nombre d'animaux repérés avec un doute. Les comparaisons entre plusieurs méthodes de dénombrement sont réalisées pour les nombres totaux estimés, ainsi que pour les variabilités des comptages.

Plusieurs auteurs ont développé des modélisations poussées de distribution spatiale d'animaux, sur base de plusieurs caractéristiques expérimentales, de manière à estimer statistiquement les taux de détection potentiels qui pourraient être appliqués à des comptages. Ainsi, une première simulation mise en place par Koski *et al.* (2009) consiste en la dispersion d'objets censés correspondre à des baleines vues du ciel, et au calcul des taux de détection correspondants, tout en mesurant l'impact de différents paramètres sur ces taux. Bien que la zone inventoriée soit plus faible que celles parcourues par des avions lors de recensements aériens classiques, les estimations de taux de détection sont comparables entre les deux méthodes. Koski *et al.* (2009) ainsi que Hodgson *et al.* (2013) ont décrit l'évolution du taux de détection en fonction de paramètres choisis par l'utilisation d'un modèle de régression logistique binaire. Par cette méthode, l'influence des facteurs étudiés peut être quantifiée et prédite, permettant de déduire des recommandations pratiques de vol maximisant les taux de détection pour les vols futurs. Le taux de certitude des comptages peut aussi être évalué selon une démarche semblable pour quantifier la visibilité des individus.

Une autre approche, proposée par Martin *et al.* (2012), consiste en la mise en place de modèles statistiques pour estimer la distribution des organismes, à partir de données géoréférencées. En fonction de la position d'une proportion d'objets détectés, des modèles d'occupation spatiale peuvent être utilisés pour estimer le nombre total d'objets présents et obtenir des cartes précises de probabilités de distribution. En présence d'un gradient environnemental, de tels modèles peuvent être employés pour estimer précisément la distribution des objets étudiés.

1.2.4.4. *Approches de comptages automatiques d'animaux*

Plusieurs procédures de détection et de comptages automatiques d'individus sur images aériennes sont décrites dans la littérature. Ces opérations réduisent le temps et les efforts nécessaires à l'inspection manuelle et individuelle de toutes les images, sont faciles à utiliser et ont généralement des performances fiables (Laliberte *et al.*, 2003; Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Linchant *et al.*, 2014). Ces procédures automatisées de comptages ne sont cependant pas encore largement répandues pour les inventaires de faune par images aériennes (Laliberte *et al.*, 2003). En effet, un opérateur humain est capable d'intégrer la texture, la forme et le contexte d'une image pour son interprétation visuelle, contrairement à la plupart des algorithmes informatiques (Lillesand *et al.*, 2000). Par conséquent, jusqu'à présent et la plupart du temps, la majorité de ces procédures automatiques se sont focalisées sur le recensement de colonies d'oiseaux, qui se rassemblent en groupes importants facilement détectables (Laliberte *et al.*, 2003; Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Chabot, 2009; Grenzdörffer, 2013). Pour étendre de telles analyses à d'autres groupes d'animaux, les conditions idéales à respecter sont une agrégation importante d'individus (tout en laissant la possibilité de les distinguer entre eux) et un contraste important avec leur environnement (Laliberte *et al.*, 2003). Un dernier critère favorable à

l'optimisation des procédures automatiques est une qualité d'image suffisante (Cunningham *et al.*, 1996).

Les procédures automatiques de comptages d'animaux utilisent des combinaisons de plusieurs techniques. Tout d'abord, différentes techniques de classification d'images sont décrites. Elles sont basées soit sur les propriétés spectrales des images (Laliberte *et al.*, 2003; Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Chabot, 2009; Grenzdörffer, 2013), soit sur la reconnaissance de structures prédéfinies (*pattern recognition*) prenant en compte les caractéristiques de forme et de texture (Gougeon, 1995; Meyer *et al.*, 1996; Quackenbush *et al.*, 2000; Laliberte *et al.*, 2003; Abd-Elrahman *et al.*, 2005), ou encore la détermination d'objets modèles et le calcul de la corrélation et du degré de similarité entre images (Abd-Elrahman *et al.*, 2005). Certaines de ces approches intègrent également des critères de forme des objets identifiés (Laliberte *et al.*, 2003; Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Grenzdörffer, 2013). Une autre possibilité de traitement d'images pour les comptages automatiques est le seuillage, qui fait partie des techniques de segmentation. L'objectif de ce procédé est de générer une image binaire en divisant la photo originale en deux catégories : « objet » et « environnement alentour ». Ce type de classification automatisée est basée sur la réflectance spectrale (Gilmer *et al.*, 1988; Laliberte *et al.*, 2003). Enfin, en vue d'améliorer la qualité des images et le contraste entre les animaux et leur environnement, plusieurs filtres ont été développés : filtres passe-bas (lissage des valeurs du raster), filtres passe-haut (accentuation des valeurs du raster) ou encore des filtres moyens ou médians (Laliberte *et al.*, 2003). De telles opérations peuvent être utiles afin d'améliorer les résultats des algorithmes. Des exemples de performances de procédures automatiques de comptages sont présentés au Tableau 1.

Tableau 1 : Erreurs moyennes obtenues par quatre procédures de comptages automatiques sur images aériennes et synthèse des techniques employées.

Auteurs	Animaux identifiés	Erreurs moyennes (%)	Classification	Segmentation - seuillage	Filtres
Grenzdörffer (2013)	Mouettes	2,4 – 4,6	✓		
Abd-Elrahman <i>et al.</i> (2005)	Oiseaux de rivage	10,4 – 13,5	✓		
Laliberte & Ripple (2003)	Oies, caribous	2,8 – 10,2	✓	✓	✓
Gilmer <i>et al.</i> (1988)	Oies	< 15		✓	

1.3. Cas d'étude : l'hippopotame commun

1.3.1. Description générale de l'espèce

L'hippopotame commun est un animal amphibie qui reste dans l'eau pendant la journée et se rend sur la terre ferme durant la nuit pour pâturer. C'est une espèce grégaire, avec une vie sociale intense et un système de reproduction polygame (Lewison *et al.*, 2008).

Son aire de distribution comprend de nombreux pays d'Afrique subsaharienne. Les plus importantes populations se trouvent en Afrique de l'Est. En RDC, les principales populations sont localisées dans les Parcs Nationaux des Virunga et de la Garamba (Lewison *et al.*, 2008; UICN, 2010).

L'état de conservation de cette espèce est jugé vulnérable par l'UICN (Lewison *et al.*, 2008). En outre, l'hippopotame est caractérisé par ses valeurs récréative et touristique, économique (viande et ivoire) et écologique (fertilisation des milieux aquatiques dans lesquels il vit) (Hillman-Smith, 1988; Bouché, 2001; Mónico, 2014). Les principales menaces pour l'espèce sont le braconnage et la perte d'habitat. Les estimations de populations indiquent une diminution globale des effectifs de 7 à 20 % entre 1998 et 2008. En particulier, en RDC, les estimations montrent une diminution alarmante de 80 à 90% des effectifs entre 1996 et 1998 (Lewison *et al.*, 2008). Il est dès lors nécessaire de mettre en œuvre un suivi régulier de l'espèce par une méthode efficace d'inventaire.

1.3.2. Comportement et distribution spatiale des animaux

La répartition des hippopotames est parfois très inégale au sein d'une zone d'étude, avec certains secteurs très denses et d'autres présentant peu d'animaux. De plus, au sein de chacun de ces secteurs, les individus ne se répartissent ni uniformément, ni aléatoirement. En effet, ils se réunissent en groupes de taille parfois importante, pouvant aller jusqu'à un nombre maximal d'environ 200 individus (Delvingt, 1978). Plusieurs auteurs ont tenté d'estimer la taille moyenne des groupes observés le long de rivières de différents pays et ont obtenu des résultats allant de 10 à 14 individus par groupe (Ansell, 1965, Laws & Clough, 1966, Field, 1970 et Olivier, 1975, cités par Delvingt, 1978). Delvingt (1978) a étudié la répartition statistique de la taille des groupes, en rassemblant les données obtenues par zones et au sein de celles-ci par densités en animaux. Les distributions obtenues ne suivent clairement pas la distribution normale et sont très asymétriques. Il a pu tirer les constatations suivantes pour le Parc National des Virunga :

- La taille moyenne du groupe est nettement corrélée positivement à la densité dans le secteur ;
- Dans les conditions moyennes de densité (entre 50 et 100 hippopotames par kilomètre de rivière), la taille moyenne d'un groupe est proche de 9 individus ;
- Pour une densité plus élevée, la taille moyenne est comprise entre 10 et 15 animaux, et les plus grands groupes se retrouvent dans les lacs ou mares très densément peuplés ;
- En conditions de densité faible, le nombre moyen d'individus par groupe est compris entre 5 et 8 hippopotames.

Ces groupes de tailles variables sont décrits selon plusieurs appellations. Dans la littérature scientifique francophone, c'est l'expression « reposoirs aquatiques » qui prévaut. Au Parc National de la Garamba, les populations locales utilisent plutôt le terme « maternité », bien qu'il ne soit pas représentatif de la structure sociale de ces regroupements d'hippopotames.

Selon Verheyen (1951 ; 1954), dans les repaires aquatiques, les individus au centre des groupes, la « crèche », sont les femelles et leurs jeunes. Les mâles dominants entourent ce noyau, alors que les mâles plus faibles (jeunes, malades) sont dans des mares isolées et éloignées. Eltringham (1999) a tenté de comprendre la signification sociale du regroupement des hippopotames. Il fait référence au terme *school* (école) plutôt que *herd* (troupeau). Il semble qu'il y ait trois regroupements basiques d'hippopotames au sein d'une école, plutôt qu'une distribution aléatoire d'individus dans l'espace : les mâles territoriaux, d'abord, comprennent environ 10% des individus du groupe et sont normalement solitaires, bien que mélangés aux autres animaux dans le cas d'un repaire aquatique. Ensuite, les mâles non territoriaux se regroupent sans hippopotames femelles, souvent au sein d'un territoire particulier. Enfin, on retrouve les groupes de femelles. Le plus souvent, les individus de sexes différents restent séparés, mais il est possible que certains individus de l'autre sexe se retrouvent à l'intérieur d'un rassemblement d'hippopotames du sexe opposé. Il n'y a pas de liens sociaux particuliers entre les adultes au sein d'un groupe, mais ces animaux montrent une habitude marquée à rester proches les uns des autres (Eltringham, 1999).

Le repaire aquatique observé par Delvingt (1978) n'a jamais été totalement abandonné par les hippopotames durant les observations réalisées. Selon les périodes de la journée, l'activité y est intense ou tout y est calme. Ces repaires sont toujours largement occupés durant la journée. Dans le cas des lacs et grandes mares, ils constituent des refuges contre les prédateurs (lions, hyènes, léopards, hommes). Les hippopotames vivant dans les rivières et petites mares isolées se réfugient plutôt dans la végétation environnante en cas de danger (Delvingt, 1978).

1.3.3. Méthodes de recensement

Le recensement de cette espèce n'est pas jugé facile. Pour cette raison, elle n'est pas toujours prise en compte dans les inventaires de faune. En effet, la présence de l'hippopotame en milieu aquatique tout au long de la journée ne facilite pas les inventaires de populations (Delvingt, 1978; Hillman-Smith, 1988; Bouché, 2001).

En vue de dénombrer des populations d'hippopotames, il est nécessaire de sélectionner et d'utiliser des protocoles à la fois simples, économiques, reproductibles et suffisamment précis. Cette précision doit impérativement être quantifiée pour qu'un inventaire soit valorisable en termes de gestion (Delvingt, 1978). Plusieurs techniques classiques peuvent être utilisées pour le recensement de ces animaux : les comptages pédestres, par voie d'eau, aériens ou par photos aériennes (Verheyen, 1954; Bourlière *et al.*, 1960; Bouché, 1999, 2001). Certaines d'entre elles sont parfois combinées pour en comparer les résultats et obtenir des estimations plus précises d'effectifs de populations (Delvingt, 1978; Balole-Bwami *et al.*, 2014).

Lors de comptages à pied ou par voie d'eau, les opérateurs se déplacent le long des rivières et bordures des lacs en comptant les hippopotames aperçus (Delvingt, 1978; Dibloni *et al.*, 2010, 2011). La saison sèche est idéale pour réaliser ce type d'inventaire, période durant laquelle les hippopotames se réunissent dans le nombre limité de zones encore suffisamment humides. L'effet observateur est important avec ces techniques, induisant parfois des doubles comptages. Les risques d'imprécisions augmentent avec la taille des groupes d'animaux, et des contraintes pratiques sont l'angle de vision quasi horizontal qui empêche parfois de distinguer des individus ainsi que l'inaccessibilité de certaines zones aux observateurs (Delvingt, 1978). Ces méthodes sont donc à éviter car elles impliquent une grande variabilité des résultats. La méthode d'inventaire par voie d'eau est de plus particulièrement

lente et ne permet pas de couvrir de grandes distances (Bouché, 2001). Cependant, il n'existe parfois pas d'alternative aérienne (Delvingt, 1978).

Pour les comptages aériens, il est possible d'utiliser un avion, un ULM ou encore un hélicoptère (Delvingt, 1978; Bousquet, 1984; Viljoen, 1995; Bouché, 2001). Le but de cette méthode est de suivre le cours de la rivière à une hauteur et une vitesse aussi faibles que possible. L'ULM et l'hélicoptère présentent l'avantage d'être plus facilement maniables et moins rapides qu'un avion. Il est possible de faire du surplace avec un hélicoptère, et de tirer profit d'une faible vitesse de vol avec un ULM en présence de beaucoup de vent. La hauteur de vol ne permet pas de passer très près de la surface de l'eau, en raison de méandres parfois importants des cours d'eau et donc de manœuvres trop compliquées à réaliser (Bouché, 2001). La saison sèche doit aussi être favorisée pour les inventaires aériens, en raison d'une moindre turbidité de l'eau grâce à un écoulement plus faible des rivières. Il est dès lors possible de distinguer les hippopotames sous l'eau, tout en bénéficiant de leur rassemblement dans un nombre limité de zones humides (Bouché, 2001). Il est également important de remarquer que ces animaux réagissent au passage d'un aéronef : ils lèvent généralement la tête hors de l'eau par curiosité, pour ensuite plonger lorsque l'avion se rapproche (Bouché, 2001).

Une dernière technique classique de comptage consiste à réaliser des photos de populations de plusieurs centaines à milliers d'individus. Dans ce cas, les méthodes précédentes ont tendance à sous-estimer le nombre réel d'animaux (Delvingt, 1978). Après la prise de photos sur l'ensemble de la zone inventoriée, un échantillonnage de photos sélectionnées au hasard est réalisé. Les hippopotames observés sur chaque photo sont alors comptés et l'échantillon, s'il est suffisamment grand, peut être extrapolé à l'ensemble de l'aire d'étude (Bouché, 2001).

1.3.4. Recommandations pratiques pour les inventaires aériens

Delvingt (1978; 1985) a développé une approche d'estimation de densité en hippopotames, tenant compte de la stabilité des groupes étudiés et de plusieurs paramètres : la variation journalière du rythme de plongée, l'influence des vagues et l'impact du dérangement. La stabilité des groupes est assurée au cours d'une journée et est un peu moindre sur une période de 2 à 5 jours (différence de quelques rares individus isolés). L'étude du rythme de plongée montre que les hippopotames sont significativement plus présents à la surface de l'eau en matinée que le reste de la journée. Les animaux sont le plus fréquemment en immersion à midi, et une situation intermédiaire est observée en fin de journée. Il apparaît que les hippopotames sont moins précisément détectés en présence de grands vents, en raison de vagues importantes. Enfin, le dérangement a une influence considérable sur les résultats, qui peut être différente en fonction du lieu et de l'heure. Delvingt (1978) propose en pratique de réaliser les dénombrements d'hippopotames entre 6h30 et 8h30, en l'absence de vent, avec une méthode limitant l'impact sur le comportement des animaux. Les recommandations techniques pratiques sont de voler aussi lentement que possible, à une hauteur de 75 à 90 mètres, qui constitue un bon compromis pour pouvoir à la fois distinguer les animaux et suivre les méandres des rivières.

En comparant les résultats de comptages pédestres avec ceux réalisés sur photos aériennes, Delvingt (1978) a montré que l'une des deux méthodes ne donne pas systématiquement des effectifs supérieurs à l'autre. Les résultats des recensements pédestres sont, selon les cas, supérieurs ou inférieurs à ceux obtenus par avion. Plusieurs raisons peuvent expliquer ces résultats : des conditions d'observation très variables pour les deux méthodes, des photos de qualité parfois médiocre dans des

conditions environnementales défavorables, ou encore des compétences variables des opérateurs sur le terrain.

1.3.5. Estimation des effectifs réels de populations en inventaire aérien

Delvingt (1978; 1985) propose une procédure statistique d'estimation des densités réelles d'hippopotames, qui est basée sur les probabilités des animaux de se trouver immergés et à la surface. Il utilise notamment la probabilité R d'observer un animal sur une photo, tout en considérant X hippopotames dans un point d'eau avec l'hypothèse que leurs activités de plongées et présences à la surface sont indépendantes. En photographiant la mare, il considère que x expériences aléatoires identiques sont réalisées, où y animaux sont comptés. La valeur y peut varier entre 0 et X , et un schéma de probabilité de Bernoulli est appliqué pour déterminer la probabilité P_y d'observer un nombre y d'animaux (distribution binomiale). Par un raisonnement statistique approfondi, Delvingt calcule une valeur de R correspondant au contexte de son étude au Parc National des Virunga.

Cette modélisation est intéressante pour des estimations d'effectifs de populations, même si certains phénomènes ne sont pas directement pris en compte, comme l'impact de la présence d'ombre par exemple. Malgré tout, Delvingt propose une valeur calculée de $1/R = 1/0,80 = 1,25$, qui peut être considérée comme un facteur de correction en le multipliant par les résultats de comptage sur photos pour obtenir une estimation fiable de l'effectif de population.

En pratique, les valeurs aériennes obtenues pour R sont plus élevées que celles calculées par des observations à pied, en raison de l'interférence du bruit de l'avion sur le comportement des animaux (curiosité des animaux, puis plongée au passage de l'aéronef) et des éventuelles sous-estimations des comptages pédestres. Ensuite, l'hypothèse d'indépendance stochastique supposée pour les activités de plongées et de présence en surface n'est pas toujours respectée dans le cas de grands groupes : un effet d'entraînement des autres animaux est possible lorsque seul l'un d'entre eux plonge brutalement (Delvingt, 1978).

On peut exprimer les résultats des recensements en nombre d'hippopotames par kilomètre de rivière ou en densité d'animaux par kilomètre carré. Il est possible de calculer l'aire effectivement utilisée par les animaux en multipliant la longueur de rivière par la distance entre la berge et les pâturages fréquentés par les hippopotames (Olivier *et al.*, 1974; Delvingt, 1978; Eltringham, 1999; Bouché, 2001). L'estimation de cette distance est compliquée puisqu'elle nécessite de suivre les pistes utilisées par les animaux jusqu'aux lieux de pâturage, mais permet de tirer des conclusions pratiques pour la conservation de l'espèce par l'aménagement de l'espace (Bouché, 2001).

1.3.6. Inventaires réalisés au Parc National de la Garamba

Dans le cas des hippopotames, plusieurs méthodes de dénombrements ont été mises en place au PNG entre 1983 et 2012, avec des procédures différentes. Les données de trois types de recensements sont disponibles : deux inventaires consacrés spécifiquement aux hippopotames (Hillman-Smith, 1988; Schapira *et al.*, 2011), neuf inventaires aériens globaux par transects systématiques pour l'ensemble des espèces de grande faune et deux comptages totaux de toutes les espèces de grands mammifères au sein de blocs prédéfinis (Emslie *et al.*, 2006). Les méthodes d'inventaires spécifiques de l'espèce ont combiné des observations pédestres et aériennes. Les opérateurs se rendent sur le terrain et comptent aussi précisément que possible les hippopotames observés depuis la berge. Après le passage de l'avion au-dessus de la même zone et un comptage

aérien, un facteur de correction est calculé, avec l'hypothèse que tous les hippopotames sont repérés par les comptages pédestres. L'avion suit alors le cours des rivières principales et survole également les marais et zones humides connues. Schapira *et al.* (2011) ont de plus parcouru certaines zones supplémentaires à l'intérieur du parc à la recherche d'individus isolés pour compléter l'échantillonnage. Pour les deux autres catégories d'inventaires, les comptages sont appliqués à l'ensemble des espèces de grande faune, et la représentativité de l'échantillonnage systématique pour les populations d'hippopotames est discutable. La Figure 1 illustre les résultats d'inventaires obtenus jusqu'en 2011. Une dernière estimation a été réalisée en avril 2012, en additionnant le nombre d'hippopotames comptés le long des trois principales rivières du parc en 2011 avec ceux comptés en-dehors de celles-ci et le long des rivières de taille moyenne en 2012. Le nombre total estimé d'hippopotames était de 2841 animaux (Casado Bolaños, 2012), mais peut être remis en question au vu de la méthodologie utilisée. Une deuxième approche a été d'appliquer un facteur de correction de 1,1 aux comptages totaux réalisés sur les photographies aériennes de 2012. L'estimation du nombre d'individus était de 2865. Les trajectoires aériennes parcourues (suivis de rivières ou transects aléatoires) ainsi que les conditions d'observation étant différentes (niveau élevé de l'eau dans les rivières pour la deuxième approche), les résultats des deux méthodes sont difficilement comparables, bien que relativement proches et obtenus tous les deux grâce à des données acquises en avril (Casado Bolaños, 2012).

La comparaison entre les résultats de toutes les méthodes employées est difficile, tout comme l'évaluation des tendances d'effectifs des populations au cours du temps. De plus, les coefficients correctifs utilisés sont variables entre les différents inventaires et les zones échantillonnées ne sont généralement pas les mêmes.

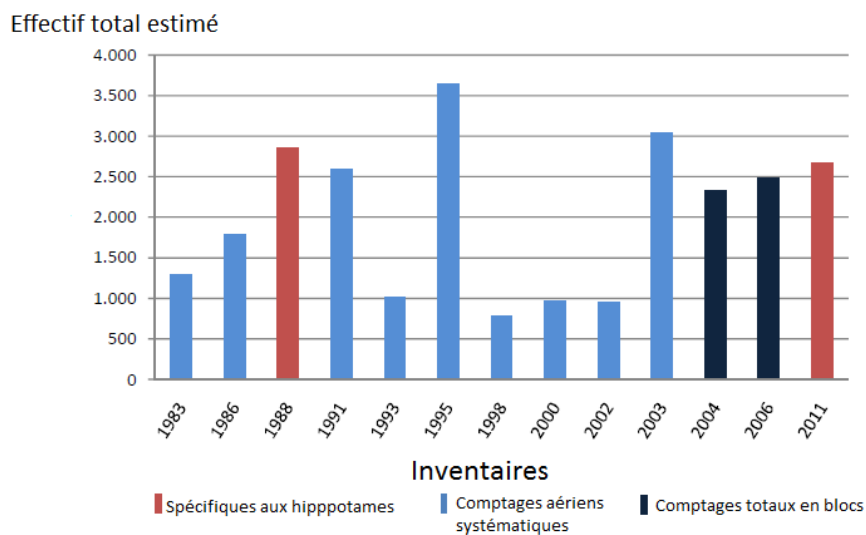


Figure 1 : Effectifs totaux d'hippopotames estimés au Parc National de la Garamba entre 1983 et 2011 par trois catégories d'inventaires (adapté de Schapira *et al.* (2011)).

2. OBJECTIFS

Au vu des difficultés soulevées pour le monitoring des populations d'hippopotames par les techniques classiques, il est nécessaire de développer des méthodologies robustes et répétables d'inventaire. L'évaluation des potentialités d'un drone dans ce contexte prend donc tout son sens. Dans le cadre de ce travail, les conditions de détection et de visibilité d'individus pour les repaires aquatiques sont analysées. En effet, ces groupes permanents permettent de répéter de nombreux survols de la même zone et de réaliser ainsi des analyses basées sur une même population dans des conditions variables d'observation.

2.1. Objectif général

L'objectif général de cette étude est d'évaluer les paramètres optimaux de vol pour le suivi de populations d'hippopotame commun (*Hippopotamus amphibius* L.) à l'aide de la technologie drone, et d'estimer précisément les tailles de groupes d'animaux de cette espèce.

2.2. Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques poursuivis sont les suivants :

1. Evaluation des paramètres de vol optimisant la détection (taux de détection) et la visibilité (taux de certitude) d'hippopotames pour des images acquises en couleurs réelles :
 - Hauteurs de vol ;
 - Heures de vol (liées à la réflexion du soleil) ;
 - Conditions météorologiques (couverture nuageuse et vent).
2. Détermination d'un éventuel effet opérateur lors des comptages.
3. Calcul d'un facteur de correction statistique pour la prédiction du nombre total d'animaux dans une population à partir des individus visibles sur une seule ou plusieurs images.
4. Description de la structure démographique d'une population en fonction de la taille mesurée des individus suite à l'application d'une procédure de géoréférencement individuelle par image.
5. Développement d'un algorithme de comptage semi-automatique d'hippopotames pour des images infrarouges thermiques acquises à différentes hauteurs de vol et intégration de la procédure dans un plugin du logiciel *open source QGIS*®.

3. MATÉRIEL ET MÉTHODE

3.1. Zone d'étude : Parc National de la Garamba

3.1.1. Situation générale

Le Parc National de la Garamba (PNG) est situé au Nord-Est de la République Démocratique du Congo, dans la Province Orientale, District du Haut-Uélé. Il est adjacent à la frontière soudanienne à sa limite nord et représente une superficie de 4 900 km². Il est entouré de trois domaines de chasse : Azande à l'ouest, Gangala Na Bodio au sud et Mondo Missa à l'est (Figure 2). L'ensemble du complexe de la Garamba représente ainsi près de 12 500 km². Il fait partie des sept Parcs Nationaux du pays. Le parc est caractérisé par une large variété d'habitats, et les zones de transition entre forêts et savanes lui confèrent une grande richesse biologique dans le réseau écologique national (ICCN, 2010; UICN, 2010). Le PNG est situé dans la zone de transition entre les centres d'endémisme soudanien et guinéo-congolais et sa biodiversité est typique des deux zones biogéographiques (ICCN, 2010). La faune mammalienne présente y est riche et diversifiée (UICN, 2010). Le réseau hydrologique est dense, et présente trois rivières principales : Dangu (zone sud), Garamba (zone centrale) et Aka (zone ouest). Le Parc National de la Garamba a été créé suite au vote du décret royal belge du 17 mars 1938 et devint un des premiers parcs nationaux d'Afrique. En 1980, la zone est proclamée comme appartenant au Patrimoine Mondial de l'UNESCO. Le site a été listé dans l'Héritage Mondial en Péril en 1996 en raison du faible nombre d'individus restants de rhinocéros blanc du Nord (*Ceratotherium simum cottoni* Lydekker), aujourd'hui considéré comme éteint à la Garamba (UICN, 2010; African Parks, 2015). Le parc est géré depuis le 12 novembre 2005 par l'ONG *African Parks Network*, en collaboration avec l'*Institut Congolais pour la Conservation de la Nature* (ICCN).

Depuis la fin des années '70, la faune du parc subit de fortes pressions dues à différentes formes de braconnage, allant de la chasse traditionnelle illégale par les villageois locaux, jusqu'aux massacres d'animaux pour le commerce de produits animaux à grande échelle. Le parc est en outre situé dans une zone particulièrement sensible en termes de sécurité et les conflits armés sont récurrents (African Parks, 2015).

Deux reposoirs aquatiques ont été survolés par drone à de multiples reprises dans le cadre de ce travail. Il s'agit des sites « Wilibadi 2 » et « Dangu » (Figure 2), dont les appellations correspondent aux noms des rivières où se trouvent des groupes importants d'hippopotames. Tout au long de l'année, ces reposoirs aquatiques sont occupés par un nombre important d'animaux.

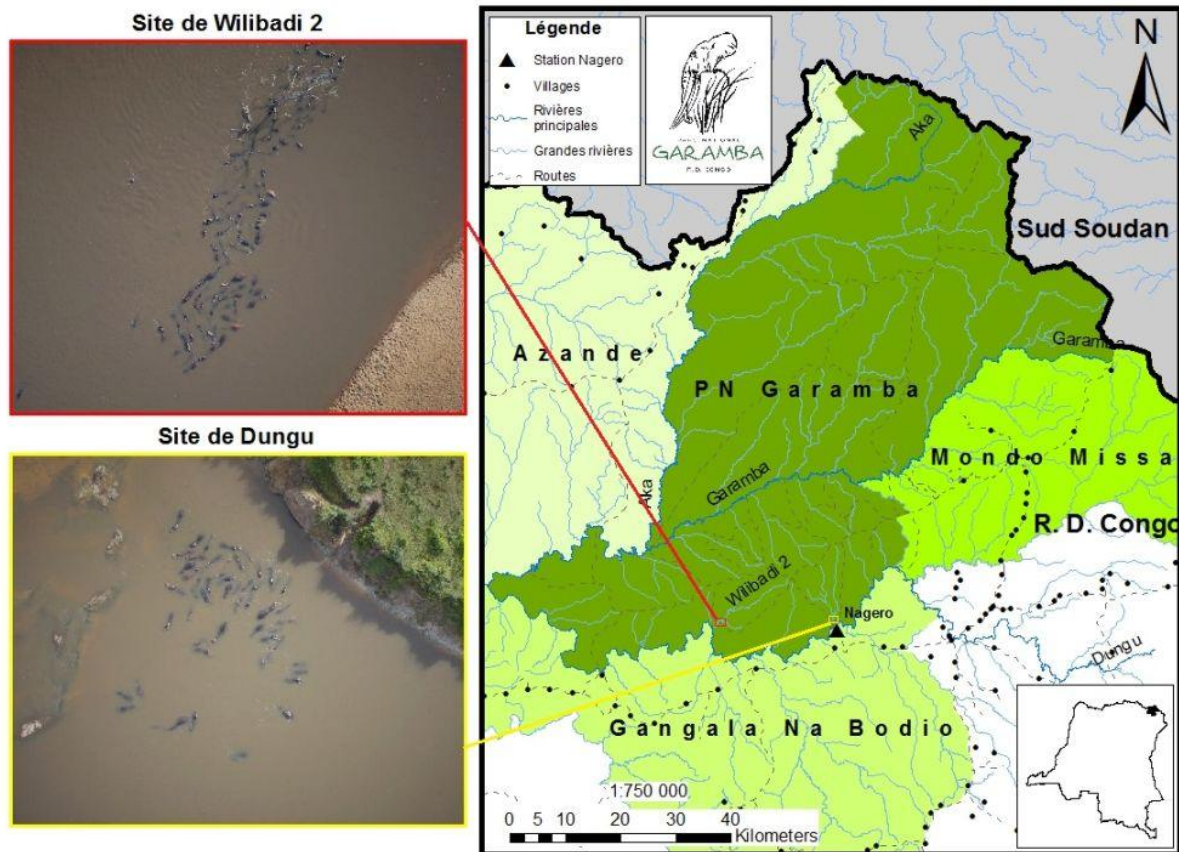


Figure 2 : Situation du complexe de la Garamba et localisation des deux sites d'étude des populations d'hippopotames pour la réalisation de ce travail.

3.1.2. Climat

Le Parc National de la Garamba est caractérisé par un climat de type tropical semi-humide (type *Aw* selon la classification de Köppen) et appartient à la zone éco-climatique soudano-guinéenne. Deux saisons sont identifiées : la saison sèche de décembre à avril et la saison des pluies de mai à novembre. Les acquisitions de données ayant eu lieu durant la mission de terrain de 2015 ont été réalisées principalement début mai et correspondent aux conditions de la fin de la saison sèche plutôt que de la véritable saison des pluies. Il sera donc fait mention dans la suite du travail de la saison sèche pour les vols réalisés en mai. Durant la saison des pluies, plusieurs pics et creux de précipitations sont identifiés (pics principalement en août et octobre). Les données météorologiques acquises à la station de Nagero entre 1954 et 2009¹ indiquent une pluviosité annuelle moyenne de 1300 à 1500 mm (De Saeger *et al.*, 1954). Le rapport de l'année 2009¹ indique une température moyenne annuelle de 24,6°C, avec un minimum et maximum annuels moyens de respectivement 16,8 et 34,6°C. Entre 1957 et 2010, les données météorologiques acquises attestent d'une diminution de la pluviosité. La saisonnalité semble également être perturbée, avec des précipitations moindres qu'auparavant durant les mois de juin et juillet. L'amplitude de températures observée durant l'année a également tendance à se réduire².

¹ Rapport de données climatiques acquises à la station de Nagero, 2009.

² Rapport de données climatiques acquises à la station de Nagero, 2010.

3.1.3. Végétation

Au PNG, les formations végétales dominantes sont les savanes herbeuses, arbustives et arborées, ainsi que les forêts denses sèches (Letouzey, 1969; ICCN, 2010; African Parks, 2015).

La principale formation végétale est la savane herbeuse. Elle couvre environ deux tiers du parc dont la zone d'étude de ce travail, où les graminées *Loudetia* spp. et *Hyparrhenia* spp. sont typiques, avec la présence disséminée de l'arbre à saucisses (*Kigelia africana* (Lam.) Benth.) et de *Vitex doniana* L. Au sein de la zone de savane herbeuse, de nombreux cours d'eau découpent le territoire et créent des poches marécageuses riches en papyrus (*Cyperus papyrus* L.) (ICCN, 2010; African Parks, 2015).

Les autres parties du parc sont principalement occupées par des savanes arbustives et arborées, dominées le plus souvent par *Terminalia mollis* M.A. Lawson et des espèces du genre *Combretum*. En périphérie et dans les domaines de chasse, des forêts denses sèches et forêts galeries sont aussi présentes. Les premières sont composées majoritairement des genres *Irvingia*, *Erythrophleum*, *Chlorophora*, *Khaya*, *Klainedoxa* et *Ficus* (ICCN, 2010; African Parks, 2015).

3.1.4. Faune

Les mammifères sont représentés dans le parc par 130 espèces (UICN, 2010), dont plusieurs sont emblématiques. L'éléphant de savane, *Loxodonta africana* Cuvier, et l'éléphant de forêt, *Loxodonta cyclotis* Matschie, sont tous deux présents au PNG dans la mosaïque paysagère de savanes et forêts. Cet habitat leur fournit des ressources abondantes en eau et nourriture. Les observations de terrain semblent également indiquer la présence d'éléphants présentant des caractéristiques morphologiques intermédiaires entre les deux espèces (ICCN, 2010; African Parks, 2015). A l'heure actuelle, le nombre d'éléphants dans le parc est estimé à moins de 1 700 individus³, contre 22 000 en 1976 (African Parks, 2015). La girafe du Congo (*Giraffa camelopardalis cottoni* ou *congoensis* L.) est encore présente, mais avec un effectif estimé à moins de 40 individus en 2014³. L'hippopotame commun ou hippopotame amphibie (*Hippopotamus amphibius* L.) et le buffle d'Afrique (*Syncerus caffer* Sparrman, avec un effectif estimé à 7000 individus en 2014³), sont deux espèces fréquemment rencontrées. Plusieurs espèces de grandes antilopes sont également observées : le guib harnaché (*Tragelaphus scriptus* Pallas), le waterbuck (*Kobus ellipsiprymnus* Ogilby), l'ourébi (*Ourebia ourebi* Laurillard), le cobe de Buffon (*Kobus kob* Erxleben), le bubale de Lelwel (*Alcelaphus buselaphus lelwel* Heuglin) et l'antilope rouanne (*Hippotragus equinus* Desmarest). Le bongo (*Tragelaphus eurycerus* Ogilby), bien que rarement observé, fait également partie des espèces du complexe de la Garamba, et se retrouve principalement dans les forêts des domaines de chasse. Des antilopes de plus petite taille sont aussi présentes, telles que plusieurs espèces de céphalophes, avec principalement le céphalophe bleu (*Philantomba monticola* Thunberg), le céphalophe à flancs roux (*Cephalophus rufilatus* Gray) et le céphalophe à dos jaune (*Cephalophus silvicultor* Afzelius). D'autres espèces sont fréquentes dans le parc : le potamochoère roux (*Potamochoerus porcus* L.), le phacochoère (*Phacochoerus africanus* Cuvier). Plusieurs espèces de primates peuvent être rencontrées (11 espèces selon l'UICN (2010)), dont le colobe guereza (*Colobus guereza* Rüppell), le patas (*Erythrocebus patas* Schreber), le vervet bleu (*Chlorocebus pygerythrus* Cuvier), le cercopithèque de Brazza (*Cercopithecus neglectus* Schlegel), le chimpanzé commun (*Pan troglodytes* Blumenbach) et le

³ Communication personnelle : Aimé Balimbaki Liama, Conservateur et responsable de recherche et monitoring au Parc National de la Garamba.

babouin (*Papio anubis* Lesson). Les principaux prédateurs présents sont la hyène tachetée (*Crocuta crocuta* Erxleben), le léopard (*Panthera pardus* L.), le lion (*Panthera leo* L.), le serval (*Leptailurus serval* Schreber) et d'autres plus petits animaux (15 espèces de carnivores identifiées au total par l'UICN (2010)) Le lycaon (*Lycaon pictus* Temminck) n'a pas été recensé durant les dix dernières années mais l'espèce est malgré tout bien connue des populations locales⁴. Plus de 285 espèces d'oiseaux ont en outre été identifiées dans le parc, qui joue un rôle écologique crucial pour la conservation des oiseaux migrateurs (UICN, 2010; African Parks, 2015).

3.1.5. Présence humaine

En périphérie du parc, la densité de population est inférieure à 4 habitants.km². Au sein du complexe de la Garamba, plusieurs groupes ethniques existent : Zandé, Logo, Mondo, Kakwa, Baka et Padjulu. Une proportion de 55% des habitants des villages périphériques au parc pratiquent l'agriculture comme activité principale (FFI & APN, 2009). Le quartier général des gestionnaires du parc est situé en bordure du village de Nagero (Figure 2). Plusieurs points de surveillance sont occupés par des équipes de gardes de l'ICCN au sein du parc.

⁴ Communication personnelle : Aimé Balimbaki Liama, Conservateur et responsable de recherche et monitoring au Parc National de la Garamba.

3.2. Drone *Falcon Unmanned*©

Le drone utilisé est de la marque *Falcon Unmanned*© (Figure 3), modèle silencieux à ailes fixes et à propulsion électrique. Son envergure est de 2,5 mètres, pour un poids maximum de 6 kg. L'UAV est constitué de plusieurs pièces en matériaux composites, fibres de carbone et aluminium. Il est démontable et toutes les pièces nécessaires à son fonctionnement sont transportées dans des valises (Figure 4).



Figure 3 : Drone *Falcon Unmanned*© au sol et en vol.



Figure 4 : Ensemble du matériel utilisé pour l'assemblage du drone *Falcon Unmanned*©, son contrôle à distance et son entretien régulier.

Les batteries rechargeables de l'appareil lui confèrent en pratique une autonomie de 45 à 75 minutes en vol, en fonction de la vitesse du vent et du nombre de virages et ascensions réalisés. Les batteries complètement rechargées avant un vol doivent atteindre un voltage de 12,4 à 12,6 V. La vitesse absolue du drone est de $14 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ par rapport à l'air et la vitesse par rapport au sol est plus faible ou plus élevée selon que l'UAV ait le vent de face ou dans le dos. Au-delà d'une vitesse de vent de 4 à $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, il est raisonnable de ne pas utiliser le drone pour éviter tout problème technique. Une distance moyenne d'environ 40 kilomètres peut ainsi être parcourue lors d'un vol, selon le plan de vol établi et les conditions environnementales. En pratique, les hauteurs de vol sont généralement comprises entre 40 et 200 mètres pour les applications courantes.

Le pilotage du drone est réalisé à distance par un ou plusieurs opérateurs à l'aide d'une station de contrôle constituée d'un ordinateur relié à une antenne, et d'une manette de commande. L'ordinateur interne de l'UAV, *APM ArduPilot*©, est connecté à l'antenne placée sur le drone. La

communication radio entre les deux antennes impose qu'aucun obstacle physique (colline, bâtiment, végétation dense) ne soit sur la ligne de communication pour éviter toute interruption de transmission du signal. Il est donc recommandé de travailler depuis une zone ouverte dégagée. La communication est théoriquement possible avec le drone à une distance maximale de 10 kilomètres de l'opérateur. Cependant, les obstacles inévitables impliquent fréquemment des pertes de contrôle. Le GPS intégré à l'appareil lui permet d'enregistrer sa position et de suivre un plan de vol prédéfini et modifiable en mode de pilotage automatique. Pour la programmation des plans de vol, le logiciel *Mission Planner*© est utilisé et est compatible avec l'ordinateur interne *APM ArduPilot*© du drone. Le contrôle du *Falcon* peut également être manuel, grâce à une caméra embarquée contrôlable à distance qui permet de retransmettre en direct par vidéo des images de la zone survolée.

Le drone est lancé à la main ou par une rampe de lancement, dans les deux cas à l'aide d'un élastique nécessaire pour fournir une impulsion suffisante pour le décollage (Figure 5). L'atterrissage est facilité par un parachute qui est déclenché manuellement par l'opérateur à une hauteur de vol d'environ 40 mètres (Figure 5). Si nécessaire, il est également possible de réaliser un atterrissage manuel « sur le ventre » de l'appareil.



Figure 5 : A gauche et au centre, lancement du drone à la main et par une rampe de lancement, dans les deux cas avec la tension d'un élastique. A droite, atterrissage du drone par le déploiement du parachute.

Le drone *Falcon* peut être équipé de capteurs interchangeables, grâce à un système modulaire. Deux types de capteurs pour l'acquisition d'images peuvent être utilisés : un appareil photo à haute résolution en couleurs réelles (*Sony Nex 7*©) ou une caméra (*Tamarisk 640*©) en couleurs réelles ou infrarouge thermique. Une caméra additionnelle permet la retransmission directe de la zone parcourue en cours de vol et est utilisée en association avec l'appareil *Sony Nex 7*©.

L'appareil photographique *Sony Nex 7*© fournit des images de 6000 x 4000 pixels, acquises dans les longueurs d'onde de la lumière visible (0,4 à 0,7 μm). La caméra *Tamarisk 640*© enregistre des vidéos de 640 x 480 pixels dans les longueurs d'onde du visible ou de l'infrarouge long. Ce capteur est en effet sensible aux émissions de radiations thermiques de 8 à 14 μm , sachant que les êtres vivants génèrent typiquement des émissions thermiques dans une longueur d'onde de 4 à 12 μm . Les images acquises en infrarouge thermique correspondent à des rasters dont les valeurs de pixels vont de 0 à 255 et sont proportionnelles à la réflexion thermique (température des objets survolés).

3.3. Logiciel WiMUAS

En vue de traiter les données d'inventaires fauniques acquises par drone, l'équipe de scientifiques du Projet *WiMUAS* (Gembloux Agro-Bio Tech – Université de Liège, Axe de Gestion des Ressources Forestières) a développé le logiciel *WiMUAS* (acronyme de *Wildlife Monitoring with UAS*). Cet outil informatique propose une interface simple pour réaliser plusieurs traitements sur des images acquises par drone et fonctionne en tant que *plugin* du système d'information géographique *open source QGIS*®. Le programme *WiMUAS* a pu être adapté et amélioré au fur et à mesure de son utilisation en listant l'ensemble des implémentations à mettre en œuvre. Après avoir encodé les caractéristiques du capteur utilisé (largeur, hauteur et distance focale) ainsi que les chemins d'accès des dossiers de vols à traiter, les applications suivantes sont possibles à partir de l'interface graphique (Figure 6) :

- Encodage et stockage de tous les paramètres des vols réalisés ;
- Extraction d'images individuelles à partir de vidéos ;
- Comptages d'animaux dans une interface adaptée (Figure 7) ;
- Projection au sol de l'emprise des images acquises.

The screenshot shows the 'Fiche de Vol' window with the following fields and values:

- Localisation: Maternité
- Opérateurs: JL + JS + SL
- Numéro de vol: 6
- Date de vol: 8/05/2015
- Numéro avion: 28
- Numéro batterie: 1
- Météo: Dégagé, léger couvert (1), 1
- Vitesse du vent: 2-3
- Heure de départ: 06:50
- Heure d'arrivée: 07:35
- Caméra: Nex7
- Altitude: 40-140
- Trigger: 20m
- Overlap: (empty)
- ISO: 200
- Shutter speed: 2000
- Vidéo enregistrée?:
- Temps de vol: (empty)
- Temps de prép: (empty)
- Temps de traitement: (empty)

Additional information and actions:

- Remarques: (empty text area)
- Chemin du dossier de vol: D:\Simon\Vols_drone\Hippos_Vol6_2015
- Infos complémentaires:
 - Nombre de photos OK: 1613
 - Nombre de photos floues: pas de dossier
 - Nombre de vidéos: 0
 - Multiple TLOG LOG
 - Fichier positions
- Actions:
 - Détection des animaux
 - Ouvrir le dossier de vol
 - Créer shp projetée au sol
- Enregistrer (button)

Figure 6 : Fiche d'un vol réalisé par drone, comprenant l'ensemble des paramètres encodés et permettant la réalisation de plusieurs applications et analyses sur les données acquises.

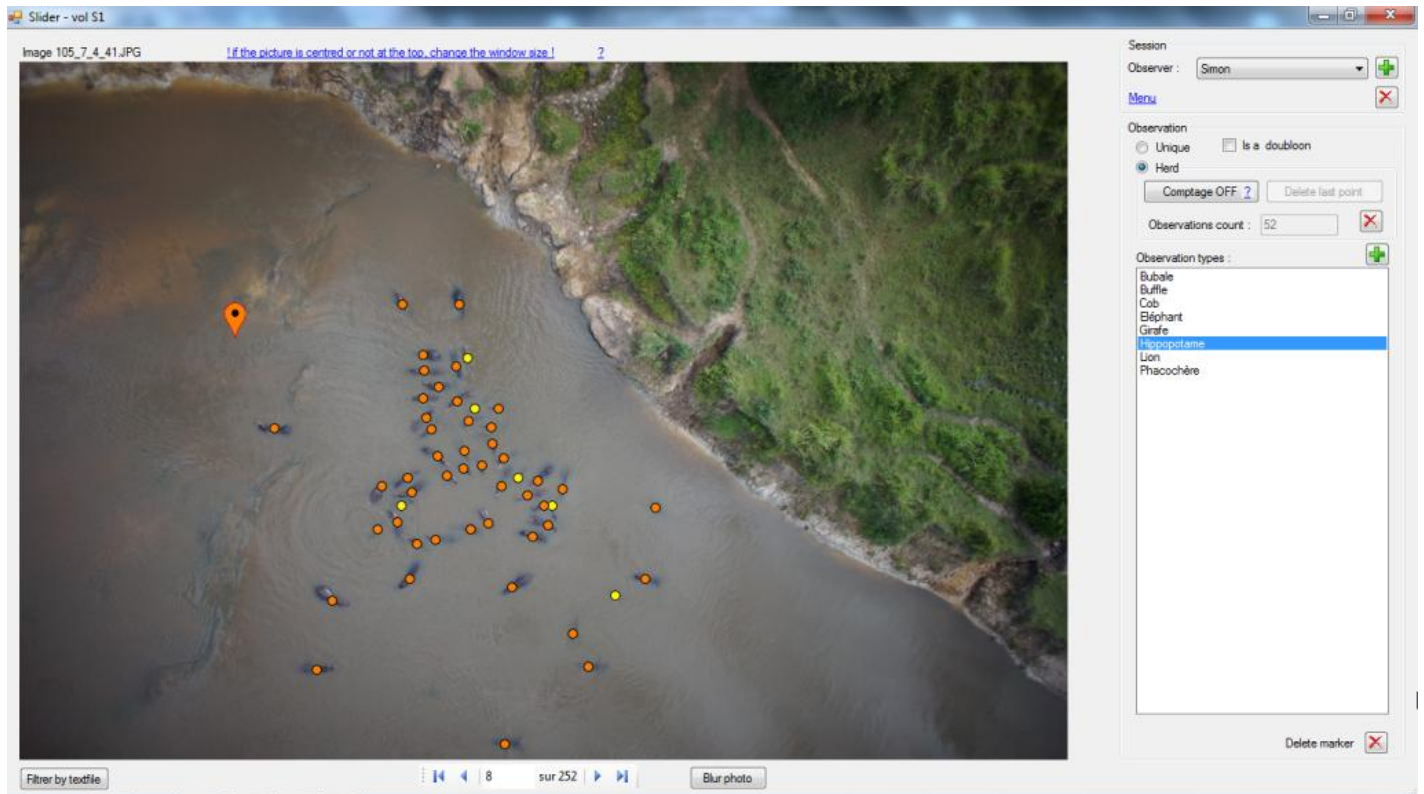


Figure 7 : Interface utilisée pour le comptage d'animaux sur les images acquises par drone. L'observateur identifie chaque animal par un point en précisant s'il s'agit d'un individu isolé ou en troupeau, et en définit l'espèce. Les points orange et jaunes correspondent respectivement à des animaux identifiés avec certitude ou hésitation.

Pour la réalisation des comptages d'animaux sur les images, l'interface permet d'enregistrer les positions précises des individus identifiés, en visualisant les photos individuellement en plein écran, avec un agrandissement possible. Lors des analyses d'images, il est possible d'encoder les éventuels doubles comptages entre photos successives, l'identification de l'espèce animale détectée et la présence d'individus isolés ou en troupeaux. Pour ces derniers, des points individuels peuvent être placés pour localiser précisément chaque individu, tout en précisant si l'individu est identifié avec certitude (clic gauche sur la souris) ou avec un doute (clic droit). Ce système permet l'encodage et l'enregistrement des observations d'animaux par plusieurs personnes différentes dans une base de données *Microsoft Access*®.

Certaines adaptations et améliorations ont été proposées et intégrées au sein du logiciel au fur et à mesure de l'avancement de ce travail et sont principalement : la possibilité de zoomer sur les photos pour y placer les points de comptage plus précisément, l'adaptation de l'affichage dans l'interface graphique, la possibilité de déplacer ou supprimer des points après les avoir encodé une première fois, l'interface en cours de traduction en anglais, et la correction de bugs divers.

3.4. Acquisition des données

Sur l'ensemble de la durée de la mission de terrain s'étalant du 16 avril au 11 juin 2015, un total de 63 vols ont été réalisés (Tableau 2), représentant plus de 43 heures de prises d'images aériennes. Ces vols ont été accomplis en collaboration avec trois autres opérateurs et ont permis à chacun d'acquérir les données nécessaires à ses travaux de recherche. Ce travail se base sur les données acquises lors de 16 de ces vols. En parallèle au travail de terrain et suite à de nombreux problèmes techniques, plusieurs journées ont été consacrées à la réparation du drone et à ses ajustements techniques.

Tableau 2 : Récapitulatif de l'ensemble des vols réalisés et de ceux valorisés dans ce travail. Les mentions « IRT » et « RGB » correspondent respectivement à « Infrarouge thermique » et « Red Green Blue » (couleurs réelles).

Mission	Type de vols	Lieu	Nombre de vols
2014	IRT hippopotames	Wilibadi 2	8 valorisés
2015	IRT hippopotames	Dungu	1 valorisé
	IRT hippopotames	Wilibadi 2	5 valorisés
	RGB hippopotames	Dungu	10 (dont 8 valorisés)
	Autres vols		47 réalisés

3.4.1. Acquisition d'images en couleurs réelles

La première partie d'acquisition de données a été utilisée pour répondre aux quatre premiers objectifs spécifiques de ce travail : la détermination de paramètres de vol optimisant la détection des hippopotames en couleurs réelles, la détermination d'un éventuel effet opérateur, la construction d'un facteur de correction des comptages, et le géoréférencement de certaines images pour la mesure de longueurs d'individus. Au total, 10 vols avec acquisition de photographies classiques en couleurs réelles (appareil photographique *Sony Nex 7*©) ont été réalisés au site de la rivière Dungu (Figure 2, Tableau 2). Ces vols ont été répartis sur cinq matinées. En tout, 15 905 images ont été acquises.

Le plan de vol parcouru à 10 reprises pour l'acquisition d'images en couleurs réelles est présenté en Figure 8. Après un décollage à proximité de la rivière et l'ascension selon une trajectoire circulaire pour atteindre la hauteur de vol fixée, le drone est programmé pour réaliser un nombre important (variable selon les vols) de passages au-dessus du groupe d'hippopotames. L'UAV réalise donc des allers-retours en passant toujours au même point, au niveau duquel ont été identifiés les animaux. Les hauteurs de vol choisies vont de 40 à 140 mètres par pas de 20 mètres. Pour chacune des six altitudes fixées, 2 à 3 allers-retours (donc 4 à 6 passages) sont programmés, en fonction de l'évolution de l'état des batteries en cours de vol. La valeur minimale de 40 mètres est fixée puisqu'il est dangereux de voler plus bas. Le choix de se limiter à maximum 140 mètres de hauteur est expliqué par plusieurs éléments. Tout d'abord, selon les recommandations pratiques de Delvingt (1978), les altitudes pour les inventaires aériens ne devraient pas dépasser 100 mètres, jugeant difficile l'identification des animaux à des hauteurs supérieures. Les capteurs utilisés par cet auteur ne devaient néanmoins pas permettre d'obtenir des résolutions aussi fines qu'avec les appareils actuels. De plus, après avoir analysé des images acquises jusqu'à 140 mètres de hauteur par Julie Linchant en 2014, il est apparu *a priori* que la limite de distinction des individus est atteinte à cette hauteur. Enfin, l'argument essentiel pour le choix de cette altitude maximale est qu'il est tout aussi important de distinguer la présence d'animaux sans aucun niveau de zoom que de pouvoir les compter avec précision en agrandissant l'image. En effet, l'expérience de comptages sur des jeux de données

importants de plus de 6000 photographies d'inventaires en savane montre qu'il est indispensable de pouvoir déceler la présence d'animaux en passant avant tout les images en revue en plein écran sans agrandissement. Le zoom est ensuite utile pour le comptage précis des individus présents.

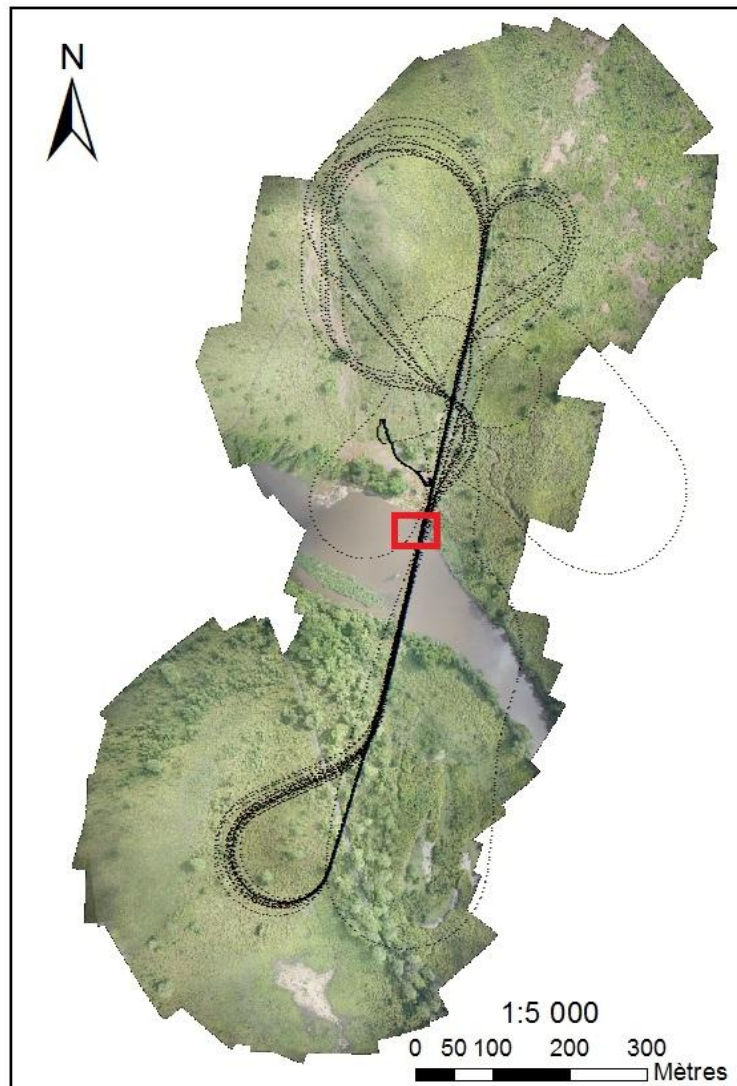


Figure 8 : Exemple de plan de vol typique parcouru par le drone pour le survol d'hippopotames. Les points noirs représentés ont été enregistrés par le GPS du drone. Le cadre rouge localise la zone occupée par le groupe d'animaux étudié.

3.4.2. Acquisition d'images en infrarouge thermique

Dans la poursuite du cinquième objectif spécifique de construction d'un algorithme de comptage semi-automatique d'hippopotames sur images infrarouges thermiques, un ensemble de six vols ont été réalisés durant la mission de 2015 (Tableau 2). Les vidéos thermiques acquises lors de huit vols de la mission de Julie Linchant en 2014 ont également été utilisées pour l'élaboration de l'algorithme. Ces 14 vols ont été réalisés dans des conditions contrastées en termes de saisons, heures de prises de vues, météorologie et hauteurs, avec la caméra *Tamarisk 640*©. Un des vols a été réalisé au site Dungu alors que les 13 autres se sont déroulés au site Wilibadi 2 (Figure 2). Au total, près de 11 heures de vidéos ont été produites. Les plans de vol suivis sont comparables à celui illustré en Figure 8, avec un pilotage manuel dans les cas où il n'a pas été facile de détecter exactement la position du groupe *a priori*.

3.5. Traitements des données et analyses

3.5.1. Images en couleurs réelles

3.5.1.1. Sélection des images et pré-traitements

Parmi les dix vols réalisés en couleurs réelles au site Dungu, huit d'entre eux n'ont présenté aucun problème technique et ont pu être valorisés par l'utilisation d'images. Au total, 252 photographies ont été sélectionnées parmi les 15 905 de départ. Elles sont retenues de telle façon à ne garder qu'une image par passage du drone au-dessus du groupe d'hippopotames. L'emprise individuelle de chacune des photographies sélectionnées doit être suffisante pour couvrir la zone entière contenant les animaux. Quand plusieurs photos sont valables pour un passage, celle jugée visuellement comme la plus claire et permettant le mieux de discerner les individus est choisie. Les critères de sélection dans ce cas sont une netteté maximale et un reflet minimal du soleil sur l'eau. La sélection aléatoire d'un même nombre d'images (42, voir au Tableau 3) pour chaque modalité de hauteur de vol a également permis de construire un jeu de données de taille équivalente pour l'ensemble des modalités d'altitude.

Pour associer une hauteur de vol à chaque image, un positionnement des photos par un géoréférencement utilisant le logiciel *Mission Planner*© est exécuté. Pour chaque vol, il est nécessaire de calculer le décalage entre les temps enregistrés par l'appareil photographique et le GPS du drone (*time offset*). Une fois ce laps de temps déterminé, il est possible d'associer à chaque image la position GPS (dont l'altitude) et l'orientation du drone correspondantes sur base de l'heure d'acquisition des données. Cette heure est attribuée à chaque image en format décimal. Une majorité des vols ont été réalisés entre 6h30 et 8h30 pour respecter au mieux les recommandations d'inventaire proposées par Delvingt (1978) et présentées au point 1.3.4. Malgré la volonté de réaliser l'ensemble des vols tôt en matinée, une importante variabilité des heures d'acquisition (Figure 9) est liée aux contraintes logistiques du terrain.

Pour chaque image, la présence ou absence du reflet du soleil sur l'eau est déterminée par un indice valant 0, 1 ou 2. Ces trois valeurs correspondent respectivement à une absence de tout reflet du soleil sur l'eau, à un reflet permettant de compter facilement la majorité des animaux et à un reflet blanc important ne permettant pas de distinguer les individus. Cet indice est estimé visuellement en passant les images sélectionnées en revue.

La couverture nuageuse pour chaque vol est décrite par un indice prenant les valeurs 0, 1 ou 2 pour l'absence de nuages, un couvert léger/partiel, ou un couvert important respectivement. Cette estimation est réalisée visuellement après discussion entre les opérateurs de terrain au cours du vol.

Enfin, pour la vitesse du vent, une valeur en mètres par seconde est attribuée à chaque vol et correspond à la vitesse du vent déterminée après stabilisation de l'orientation du drone sur les lignes de vol rectilignes.

Cinq paramètres sont donc associés aux données acquises : hauteur de vol, heure d'acquisition et reflet du soleil pour chaque image ; couverture nuageuse et vitesse du vent pour chaque vol.

Le Tableau 3 et la Figure 9 présentent la répartition du nombre de prises de vue sélectionnées en fonction des différents paramètres étudiés (la hauteur de vol, les conditions météorologiques dont le

reflet du soleil sur l'eau, le vent et la couverture nuageuse, et l'heure de vol). Les 252 images utilisées représentent donc la même population d'hippopotames dans des conditions expérimentales différentes.

Tableau 3 : Répartition du nombre d'images (en couleurs réelles) retenues selon la hauteur de vol, le reflet du soleil sur l'eau, la couverture nuageuse et la vitesse du vent.

	Modalités	Nombre d'images
Classes de hauteurs de vol (m)	40	42
	60	42
	80	42
	100	42
	120	42
	140	42
Reflet du soleil (indice 0, 1 ou 2)	0	187
	1	54
	2	11
Couverture nuageuse (indice 0, 1 ou 2)	0	18
	1	169
	2	65
Vitesse du vent (m.s⁻¹)	1	32
	2	101
	3	36
	4	18
	5	65

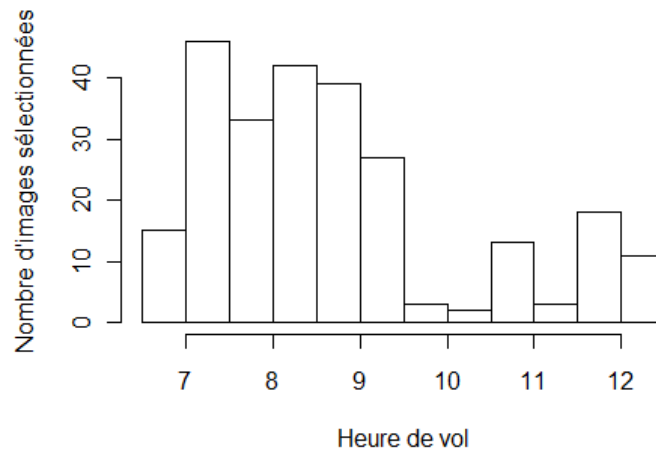


Figure 9 : Nombre d'images en couleurs réelles retenues selon les heures de vol.

3.5.1.2. Réalisation des comptages manuels d'animaux

L'effet opérateur identifié par Vermeulen *et al.* (2013) suggère la prise en compte de ce facteur aléatoire lors de comptages. Dès lors, l'ensemble des photographies sélectionnées ont été soumises aux comptages manuels de 8 observateurs. Parmi les opérateurs sélectionnés, trois ont travaillé sur le terrain et étaient familiers des comptages d'animaux sur images aériennes *a priori*, alors que les cinq autres n'avaient aucune connaissance du contexte avant de réaliser leurs comptages. La présentation des images a été réalisée dans un ordre aléatoire pour éviter toute auto-corrélation de la position des hippopotames entre des images successives et ainsi ne pas influencer les observations d'une photo à l'autre. Une zone de référence a été délimitée sur une image de référence et précisée à tous les opérateurs (Figure 10), en plus d'un mode d'emploi explicatif du logiciel *WiMUAS* (Annexe 2). Les comptages ont dû impérativement se limiter à cette zone pour éviter des différences importantes dans les résultats en raison d'hippopotames parfois présents en-dehors. La taille de la zone

choisie correspond à l'emprise d'une image acquise à la plus faible hauteur de vol (40 mètres). Chacune des observations individuelles encodées dans le logiciel sont spécifiées par l'observateur comme étant une identification « certaine » ou « avec un doute ». L'interface de comptage est illustrée en Figure 7 (page 24).



Figure 10 : Photographie de référence fournie à tous les opérateurs pour délimiter la zone de comptage (cible jaune) et éviter de comptabiliser des hippopotames présents en-dehors.

3.5.1.3. Estimation du nombre total d'hippopotames par vol

Une estimation du nombre total d'animaux présents au niveau de la zone d'étude a été réalisée pour chacun des vols en images couleurs. Cette procédure a consisté à géoréférencer 15 images du groupe par rapport à la première d'entre elles. Ces 15 photographies sont acquises sur 15 passages (lignes de vol) successives du drone. Cette opération permet de superposer les images en leur faisant subir une translation, une rotation et une mise à l'échelle si nécessaires (Figure 11). Une couche vectorielle de points a ensuite été créée pour marquer la position de chaque animal identifié sur la première image de la série. Cette couche a été modifiée en passant les images en revue une à une et en adaptant la position des hippopotames s'étant déplacés, tout en ajoutant les points des nouveaux individus identifiés qui étaient immergés et donc non détectés sur les photos précédentes. Une seule couche de points est donc produite par vol et est modifiée 14 fois. Le nombre total de points de cette couche vectorielle après avoir analysé les 15 images a été considéré comme étant une estimation aussi précise que possible du nombre total d'hippopotames présents dans la zone durant le vol. L'hypothèse de travail est dans ce cas l'absence de mouvements entrant et sortant d'individus par rapport à la zone de comptage pendant le vol. Le nombre de 15 images de référence a été choisi afin de s'assurer que chaque animal soit au moins présent une fois à la surface de l'eau. Les observations de terrain montrent qu'un hippopotame reste généralement maximum 8 à 10 minutes sous l'eau avant de remonter à la surface et d'y rester plusieurs minutes. Dès lors, le laps de temps écoulé entre la première et la quinzième prise de vue étant d'environ 25 minutes, l'hypothèse d'observation de tous les animaux présents est cohérente.

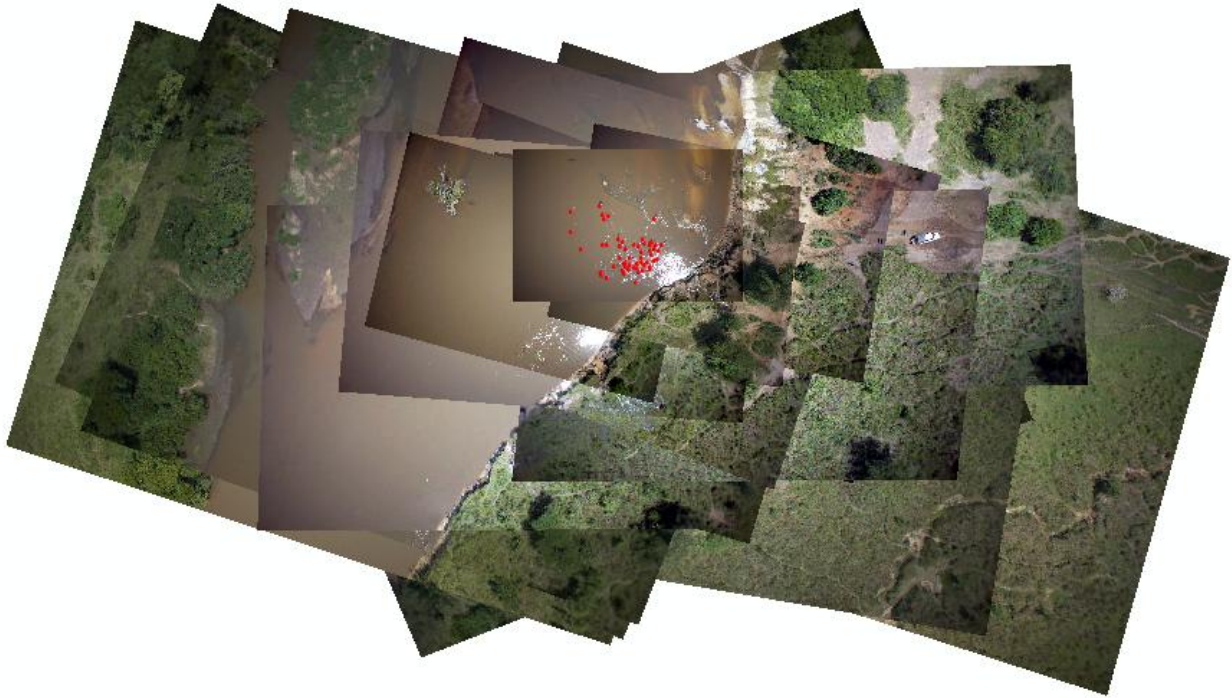


Figure 11 : Superposition de 15 images successives d'un vol après géoréférencement par rapport à la première d'entre elles. Les points rouges représentent les hippopotames identifiés et répertoriés dans la couche vectorielle de points.

3.5.1.4. Optimisation des paramètres de vol

Les paramètres de vol optimaux pour les images acquises en couleurs réelles ont été déterminés sur un ensemble de 2016 unités expérimentales équivalant à la combinaison des comptages de 8 opérateurs sur 252 photographies. Une unité expérimentale correspond donc au total des individus comptés (certains + incertains) par un opérateur sur une image.

Pour chacune de ces 2016 unités, un taux de détection et un taux de certitude ont été calculés. Le taux de détection est obtenu en divisant le nombre total d'individus comptés par l'opérateur (certains + hésitations) par le nombre estimé d'animaux présents dans la zone d'étude au cours du vol (estimation réalisée par la procédure décrite en 3.5.1.3.). Le taux de certitude est par ailleurs simplement calculé en divisant le nombre d'animaux que l'opérateur a identifiés avec certitude par le nombre total des animaux comptés par ce même opérateur sur l'image. Les taux de détection et de certitude correspondent donc aux notions de « détectabilité » et « visibilité » définies par Chabot (2009) et expliquées en 1.2.4.3.

Pour décrire l'évolution des taux de détection et de certitude par rapport aux paramètres de vol étudiés, deux modèles mixtes de régression logistique binaire ont été appliqués sur base des recommandations de Faraway (2006) ainsi que de Zuur *et al.* (2009). Koski *et al.* (2009) et Hodgson *et al.* (2013) ont mis en œuvre des modélisations similaires pour quantifier l'impact des paramètres de vol sur la détection. Cette technique est employée en raison de la nature des données utilisées : les taux de détection et de certitude sont calculés pour chaque image, en supposant qu'au sein de chacune, la probabilité de détection d'un hippopotame suit une distribution binomiale. Les unités expérimentales ne sont pas indépendantes et dépendent de manière aléatoire de la photo, de l'opérateur et du vol. Ces trois éléments constituent les facteurs aléatoires testés dans les modèles construits. Les variations entre vols et photos sont essentiellement dues aux conditions météorologiques (couverture nuageuse, vitesse

du vent et reflet du soleil sur l'eau). Le seul facteur fixe testé dans les modèles est la hauteur de vol. Le paramètre d'heure de vol n'est pas uniformément réparti sur toute la gamme de valeurs allant de 6h30 à 12h30 et n'a donc pas été inclus dans les modèles. L'heure de vol est plutôt reliée au facteur aléatoire « numéro de vol » et le faible nombre de vols utilisé (huit) ne permet pas de déceler un véritable impact de l'heure d'acquisition des images sur la détection et la visibilité des hippopotames (Figure 12). Le facteur temps n'a donc pas été considéré directement dans les analyses ultérieures puisqu'il intègre d'autres sources de variabilité, dont les conditions météorologiques du vol considéré.

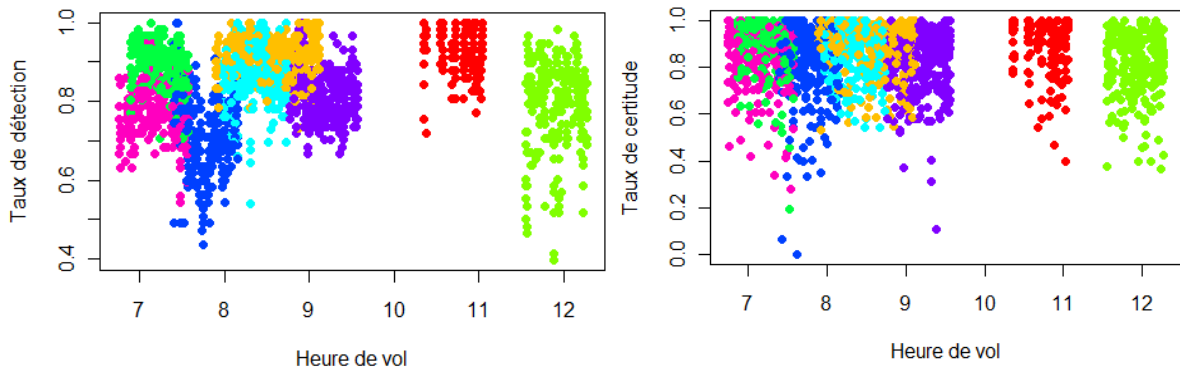


Figure 12 : Evolutions du taux de détection et du taux de certitude en fonction de l'heure de vol. Les points d'une même couleur représentent des observations issues d'un même vol.

Les modèles construits peuvent s'exprimer sous la forme générale de l'équation (1), où le taux correspond au taux de détection ou de certitude et α_{vol} , β_{image} et $\gamma_{opérateur}$ sont des paramètres aléatoires suivant une distribution normale de moyenne nulle et d'écart-type défini par le modèle obtenu (Faraway, 2006; Zuur *et al.*, 2009).

$$\ln\left(\frac{Taux}{1-Taux}\right) = a + b * Hauteur + \alpha_{vol} + \beta_{image} + \gamma_{opérateur} \quad (1)$$

Une tentative d'explication des paramètres aléatoires a également été mise en œuvre en décrivant leur évolution en fonction des conditions météorologiques. En particulier, l'impact de la couverture nuageuse et de la vitesse du vent sur le paramètre aléatoire du numéro de vol et l'impact du reflet du soleil sur le numéro de photo ont été décrits graphiquement.

L'ensemble des manipulations réalisées et des modèles construits a été réalisé grâce au logiciel R© (R Development Core Team, 2008) et aux packages *faraway*, *lme4*, *lattice* et *plotrix*.

3.5.1.5. Détermination d'un éventuel effet opérateur lors des comptages

A partir des 2016 unités expérimentales, l'existence d'une éventuelle différence significative entre les résultats des observateurs a été testée pour le taux de détection d'une part, et pour le taux de certitude d'autre part, par une analyse de la variance à un facteur de classification. Des ANOVA supplémentaires ont été appliquées à chaque taux pour déceler une éventuelle différence significative entre les résultats des opérateurs ayant une expérience de terrain ou non, ainsi qu'au sein des groupes d'opérateurs expérimentés ou non. Une représentation graphique du taux de détection en fonction du taux de certitude a également été construite afin de décrire une éventuelle corrélation.

3.5.1.6. Calcul d'un facteur de correction des comptages

La recherche d'un facteur de correction est mise en œuvre pour la prédiction du nombre total d'animaux dans un groupe à partir des individus visibles sur une seule ou plusieurs images. La définition de ce facteur de correction est l'inverse du taux de détection par image. Cet objectif spécifique se décline en plusieurs étapes et résultats attendus.

Un premier facteur a été calculé pour l'estimation du nombre total d'animaux présents au sein du groupe au cours d'un vol à partir d'une seule image. Le résultat attendu est un facteur de correction lié uniquement à la détection sur imagerie et est basé sur le nombre total estimé d'animaux par la procédure décrite en 3.5.1.3. Ce facteur est d'abord évalué individuellement pour chacune des 2016 unités expérimentales, et la moyenne des 2016 valeurs est ensuite calculée. De plus, le calcul de ce facteur à la fois pour les observateurs expérimentés et non expérimentés a été réalisé.

Un deuxième facteur de correction a été déterminé et permet de déduire une estimation de l'effectif réel de la population restreinte à la zone d'étude. La différence avec le facteur précédent est qu'il tient compte de l'effectif maximal estimé entre les différents vols au lieu de l'effectif estimé pour chaque vol. La valeur ajoutée de ce facteur réside dans la prise en compte des mouvements d'entrées et de sorties des animaux au sein du groupe entre les différentes journées. Il se calcule de la même façon que le précédent, hormis le fait qu'il considère un nombre total d'individus supérieur. A nouveau, le calcul de ce facteur à la fois pour les observateurs expérimentés et non expérimentés a été réalisé.

Ces deux facteurs ont été comparés par des tests t de comparaison de moyennes afin de déceler une éventuelle différence significative entre eux, et un facteur moyen global a été calculé. L'impact des paramètres de vol sur le facteur de correction obtenu a également été décrit.

Une dernière analyse a permis de quantifier les combinaisons idéales du nombre d'opérateurs et d'images d'une même zone nécessaires pour obtenir une estimation de l'effectif aussi proche que possible du nombre réel d'animaux, sans utiliser de facteur de correction. Pour ce faire, des combinaisons de 1 à 3 opérateurs analysant 1 à 10 images ont été compilées : au total, ce sont 30 listes de 100 combinaisons aléatoires d'un nombre variable d'opérateurs et d'images qui ont été extraites parmi les données de départ. Le coût en temps nécessaire aux comptages a été calculé pour chaque combinaison et est défini par l'équation (2), où $t_{1\text{ photo}}$ correspond au temps moyen utilisé par les opérateurs pour les comptages sur une image et a été calculé sur base du jeu de données de départ, et $t_{1\text{ opérateur}}$ a été fixé à 30 minutes, correspondant au temps moyen estimé pour la prise en main et la maîtrise du logiciel par un opérateur.

$$\text{Coût}_{\text{temps}} = t_{1\text{ photo}} \cdot \text{nombre total de photos} + t_{1\text{ opérateur}} \cdot \text{nombre d'opérateurs} \quad (2)$$

Pour chacune des 30 listes de 100 combinaisons de photos et d'opérateurs, un coefficient a été calculé : il s'agit de la moyenne du minimum des facteurs de correction de chaque association d'un opérateur et d'une photo, correspondant aux observations de taux de détection les plus élevés. En d'autres termes, en utilisant la valeur maximale du nombre d'animaux observés sur une image par un observateur, parmi les combinaisons d'1 à 3 observateurs analysant 1 à 10 images, il est souhaitable de s'approcher le plus possible du coefficient unitaire, correspondant à un comptage égal à l'effectif réel. C'est la valeur maximale du taux de détection qui a été utilisée, et non le mode, parce que cette

dernière valeur n'est pas systématiquement plus élevée que les autres en moyenne pour les observations réalisées.

3.5.1.7. Description démographique d'un groupe par la mesure de longueurs individuelles

Afin de mesurer les tailles d'individus sur des images couleurs, il a été nécessaire d'utiliser une procédure de géoréférencement des images. La technique utilisée est celle de l'*IFP (Individual Footprint Projection)* décrite par Lisein *et al.* (2013). Parmi les procédures proposées par ces auteurs, l'*IFP* est la plus rapide, la plus précise en terrain à faible dénivelé et la plus simple à utiliser. Elle consiste à projeter les quatre coins d'une image dans un système de coordonnées sur base de la position (x, y, z) et de l'orientation (*yaw, roll, pitch*, représentés en Figure 13) du drone au moment de la prise de vue. La centrale inertielle incorporée au drone permet la mesure des angles d'orientation, le baromètre mesure l'altitude et le GPS donne les trois paramètres de position. Il est néanmoins important de remarquer que ces mesures ne sont pas très précises et ne donnent qu'une simple indication sur l'orientation externe (= position et orientation) du drone. Après géoréférencement des images choisies, il est par la suite possible de déterminer des distances, et donc de mesurer des longueurs d'animaux.

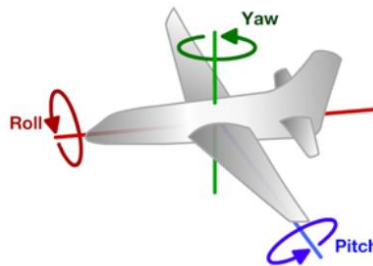


Figure 13 : Représentation des trois paramètres d'orientation d'un avion (source : <http://theboredengineers.com>).

Une application concrète de cette mesure d'individus a été envisagée pour quinze images en couleurs réelles. Le but a été de choisir des photographies issues d'un même vol, acquises à des instants très proches et à la même hauteur de vol : 80 mètres. L'impact des conditions météorologiques, de la variation d'effectif de population au cours du temps et de l'altitude sur les résultats est ainsi le même pour toutes les images, et donc éliminé. La hauteur de 80 mètres a été choisie parce qu'elle permet d'acquérir plusieurs images du groupe d'animaux en un seul passage tout en disposant d'images de résolution suffisamment fine. Dès lors, pour cinq passages du drone au-dessus du groupe, trois images ont été sélectionnées à chaque fois. L'impact de l'imprécision des mesures d'orientation du drone (*yaw, pitch, roll*) et de la variabilité des mesures manuelles sur les images a donc pu être quantifié. Les trois images acquises sur une même ligne de vol sont prises en moins d'une seconde. En choisissant les images d'un vol réalisé tôt en matinée (décollage à 6h50, couverture nuageuse d'indice 1 et vitesse de vent de 2 m.s^{-1}), les hippopotames sont plus facilement visibles car ils viennent d'entrer dans l'eau, sont actifs et pour la plupart à la surface de l'eau. Les 15 photographies sélectionnées ont été acquises entre 07h09 et 07h15.

L'utilité intrinsèque de cette application est la description de la structure démographique du groupe d'hippopotames en fonction de la longueur mesurée des individus. Lorsque le corps des animaux n'était pas visible en entier, la longueur a été extrapolée en se basant sur les proportions observées entre la tête et le dos d'autres hippopotames. Les mesures ont été réalisées à l'aide du logiciel *ArcGIS*© : une couche de polygones a été créée en dessinant manuellement un rectangle d'une

longueur approximativement semblable à celle de chaque hippopotame (Figure 14). La longueur de chaque polygone a ensuite été extraite pour réaliser les analyses.

Dès lors, les longueurs de tous les hippopotames ont été réparties au sein de trois classes définies au Tableau 4. La distinction des hippopotames en trois stades de maturité est proposée par Chomba (2013). Ces classes ont été définies sachant que la taille maximale d'un hippopotame adulte varie de 2,5 à 4 mètres en moyenne (Eltringham, 1999). Les limites de classes fixées ont été validées après avoir analysé l'ensemble des mesures obtenues. L'objectif final de cette approche est de décrire la structure démographique d'un groupe d'hippopotames selon les trois classes d'âges définies. La procédure employée est comparable à celles proposées par Croze (1972), Trimble *et al.* (2011) et Vermeulen *et al.* (2013) pour la détermination de l'âge approximatif d'animaux en mesurant la longueur de leur dos.

Tableau 4 : Définition des stades de maturité des hippopotames en fonction de leur longueur.

Classes	Longueurs [mètres]
Juveniles	0 - 1,5
Sub-adultes	1,5 - 2,5
Adultes	2,5 - 4

Plusieurs analyses de la variance à un critère de classification ont été utilisées pour déceler l'existence d'une éventuelle différence significative entre les moyennes des mesures réalisées. Ces tests ont permis de définir si les mesures sont différentes entre : l'ensemble des photographies, les cinq groupes de trois photos et les trois images d'un même passage.



Figure 14 : Création de polygones rectangulaires de longueur approximativement semblable à celle des hippopotames observés, avec le logiciel ArcMap©.

3.5.2. Images infrarouges thermiques

3.5.2.1. Extraction des images et pré-traitements

Après visionnage en lecture rapide des 11 heures de vidéos acquises en infrarouge thermique pour 14 vols, les images valorisables ont été extraites à l'aide du logiciel *WiMUAS*. Parmi les 14 vols, seuls quatre d'entre eux ont permis de distinguer des hippopotames (deux vols en saison des pluies et deux en saison sèche). Au total, 37 images ont été obtenues et reliées à leur hauteur d'acquisition en calculant un *time offset* entre la caméra *Tamarisk 640*© et le GPS du drone selon une procédure semblable à celle décrite en 3.5.1.1.

Afin de disposer d'une « vérité terrain » aussi fiable que possible, une analyse visuelle de chacune des 37 images extraites a été réalisée, en digitalisant manuellement tous les hippopotames identifiés à l'aide du logiciel *ArcGIS*©. Ce jeu de données d'interprétation manuelle a été utilisé pour la calibration des paramètres d'entrée de l'algorithme. Une autre application a également été envisagée à partir des individus digitalisés : quantifier le taux d'occupation de l'espace par les hippopotames quand ils sont réunis au sein d'un reposoir aquatique. La surface sur laquelle a été calculé le taux est délimitée manuellement pour chaque image et correspond au polygone convexe le plus petit possible comprenant tous les animaux.

Dix vols en infrarouge thermique (quatre en saison sèche et six en saison des pluies) n'ont pas permis d'obtenir des images de groupes d'hippopotames mais ont été utilisées pour la détermination des conditions de visibilité des animaux en fonction de la saison et de l'heure de vol.

3.5.2.2. Construction de l'algorithme de comptage semi-automatique d'hippopotames

En raison du temps nécessaire aux comptages d'hippopotames réunis en grands groupes et de la subjectivité inhérente à l'interprétation d'images infrarouges thermiques, l'utilisation d'une procédure automatisée répétable et simple à l'usage permet d'y remédier. L'incorporation d'une telle analyse au sein d'un Système d'Information Géographique a l'avantage de faire gagner du temps à l'opérateur tout en obtenant des résultats comparables et objectifs entre images (Laliberte *et al.*, 2003; Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Linchant *et al.*, 2014).

Toutes les opérations de l'algorithme ont été codées dans un script *Python* (langage de programmation) et intégrées sous la forme d'un *plugin* du logiciel *open source QGIS*©. L'extension produite a été appelée « *HOMHIP* » pour « *How Many Hippos?* ». L'interface graphique créée et la présentation de l'extension dans le logiciel *QGIS*© sont présentées en Figure 15. Toutes les manipulations opérées par l'algorithme sont structurées en Figure 16.

Un article scientifique complet (rédigé en tant que premier auteur) a été soumis et accepté pour une présentation orale à la conférence *GeoUAV* organisée par l'*ISPRS (International Society for Photogrammetry and Remote Sensing)* lors de la *Geospatial week* d'octobre 2015 à La Grande Motte (France). En plus d'être présenté à la conférence, cet article (Annexe 3) sera publié sur le site internet de la *Geospatial Week*, dans un volume spécial d'*ISPRS Archives*, et sera rendu disponible aux participants de la conférence.

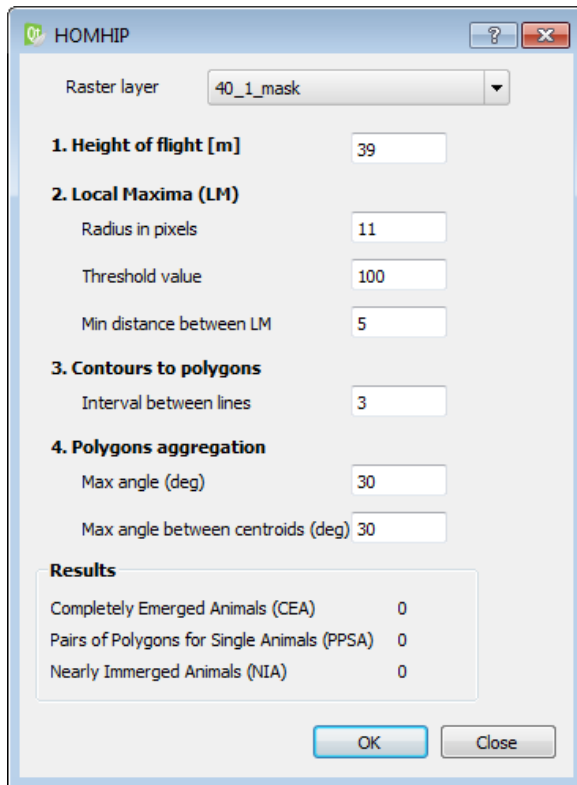


Figure 15 : Interface graphique du *plugin* construit au sein du logiciel *QGIS*© pour l'entrée des valeurs des paramètres de l'algorithme et l'obtention des résultats de comptages automatiques, et présentation de l'extension *QGIS*©.

Avant tout, pour favoriser la détection des animaux et les comptages automatiques, chacune des images utilisées a été découpée manuellement selon la zone occupée par les hippopotames. Chaque image découpée (« *Img_decoup* ») constitue le fichier d'entrée de la procédure.

Après avoir géoréférencé l'image d'entrée dans un système de coordonnées relatif (en unité pixel), la première étape de l'algorithme consiste en la détection des maxima locaux (« *Max_loc* ») au sein des valeurs du raster. A partir de chaque pixel, l'algorithme vérifie les valeurs situées à une distance déterminée (« *Rayon* ») pour situer les maxima dans les valeurs du raster. A la fin de cette procédure itérative, les points retenus sont ceux présentant la valeur maximale dans la fenêtre de taille choisie. Deux types de détection de maxima locaux ont été testés : le premier type est l'outil *FUSION* développé par McGaughey *et al.* (2004) et utilise une fenêtre circulaire autour de chaque pixel. La deuxième technique se rend indépendante de l'outil *FUSION* et utilise une fenêtre en croix : les distances d'évaluation des valeurs de pixels sont mesurées dans quatre directions correspondant aux quatre points cardinaux. Dans les deux cas, les maxima locaux générés sont supposés être les centroïdes des parties émergées des animaux. Une valeur minimum de raster pour la détection de maxima est également fixée (« *Seuil de détection* ») pour éviter la création de points correspondant à de l'eau. Enfin, une distance minimale entre les maxima locaux (« *Distance minimale* ») est fixée pour limiter le nombre de points obtenus sans perdre d'informations. L'influence des paramètres « *Rayon* » (dans le cas de la fenêtre en croix), « *Seuil de détection* » et « *Distance minimale* » sur les résultats des comptages a été évaluée.

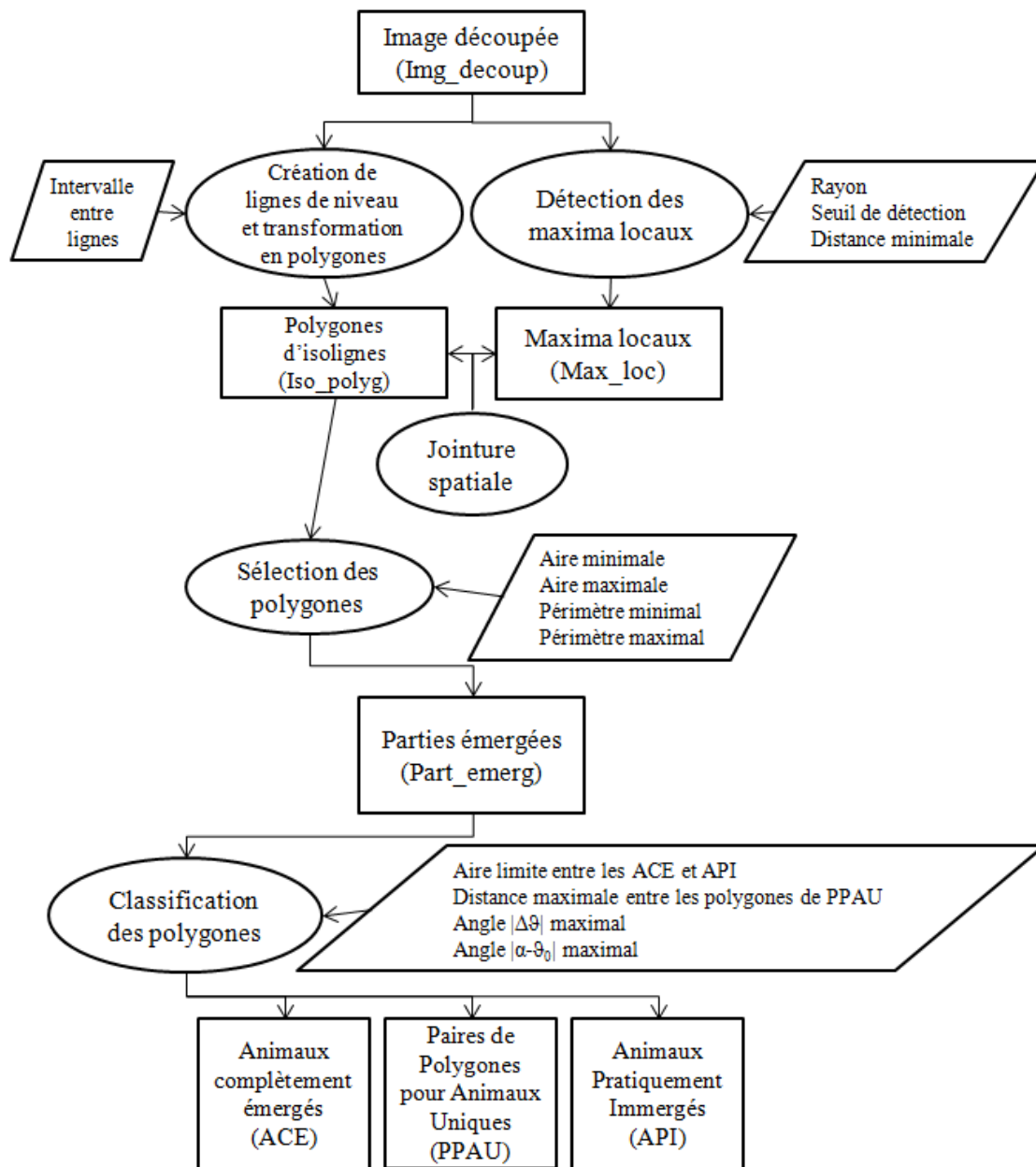


Figure 16 : Organigramme des opérations réalisées par l'algorithme de comptage semi-automatique d'hippopotames sur imagerie infrarouge thermique. Les symboles, étapes et résultats intermédiaires sont expliqués dans le texte.

Ensuite, des lignes de niveau sont générées en reliant les pixels présentant la même valeur. Le paramètre d'entrée pour cette opération est l'intervalle entre les lignes (« Intervalle entre lignes »), dont l'influence sur les résultats des comptages a aussi été quantifiée. Parmi les courbes obtenues, les lignes fermées sont transformées en polygones (« Iso_polyg »).

Les couches « Max_loc » et « Iso_polyg » subissent alors une jointure spatiale afin de relier chaque maximum local aux polygones le contenant.

L'étape suivante consiste en la sélection des polygones (i) qui contiennent au moins un maximum local et (ii) dont l'aire et le périmètre sont tous deux compris entre les valeurs minimales et maximales fixées (« Aire minimale », « Aire maximale », « Périmètre minimal », « Périmètre maximal »). Ces quatre paramètres sont exprimés par des équations de régression en fonction de la hauteur de vol.

Lorsque plusieurs polygones contiennent le même maximum local, seul celui de plus grande surface est conservé pour l'étape suivante. Ces polygones résultants sont supposés correspondre aux parties émergés des animaux (« Part_émerg »). Un seul animal peut être composé d'une ou deux partie(s) émergée(s). Globalement, trois cas peuvent être identifiés sur les images : de grands polygones correspondant à des Animaux Complètement Émergés (ACE, Figure 17a), des Paires de Polygones petits à moyens alignés et proches l'un de l'autre correspondant à un Animal Unique (PPAU, Figure 17b), ou de petits polygones isolés correspondant à des Animaux Pratiquement Immergés (API, Figure 17c).

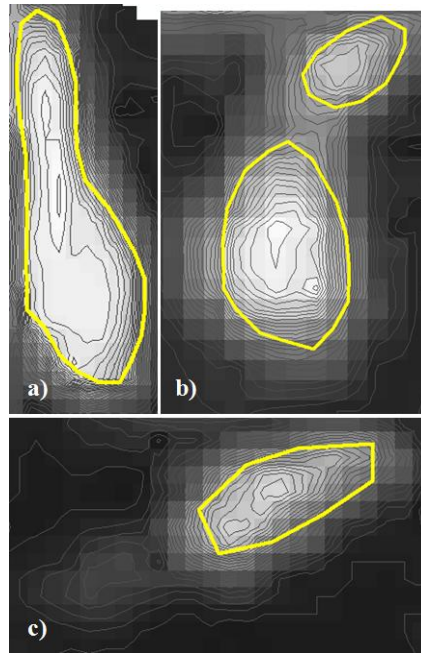


Figure 17 : a) Exemple d'animal complètement émergé (ACE) ; b) Exemple d'une paire de polygones correspondant à un animal unique (PPAU) ; c) Exemple d'un animal pratiquement immergé (API).

Si un hippopotame est considéré comme étant composé de deux polygones, ces deux parties sont supposées être à la fois proches l'une de l'autre, plus petites qu'un animal complètement émergé et alignées selon leur axe principal. Des critères de taille de polygones, proximité et alignement sont appliqués pour agréger les polygones par paires lorsqu'ils sont supposés correspondre à un hippopotame unique (PPAU). Pour les critères de taille et de proximité des polygones, des équations de régression en fonction de la hauteur de vol ont été construites. Pour la règle d'alignement des petits polygones, il a été nécessaire de considérer leur orientation relative (Figure 18). Des *Minimum Bounding Boxes* (MBB) ont été générées autour de ces polygones pour en retirer les caractéristiques d'orientation. Une MBB est dans ce cas le rectangle de plus petite surface incluant le polygone entier. Les critères de position et d'alignement sont ensuite mis en œuvre en utilisant deux angles. Premièrement, l'angle formé par le plus long axe de chaque polygone avec l'horizontale a été calculé (ϑ_0 et ϑ_1 en Figure 18). Le premier angle utilisé comme paramètre d'entrée de l'algorithme correspond à la valeur absolue de la différence entre ces deux angles ϑ_0 et ϑ_1 : $|\Delta\vartheta|$. Deuxièmement, la valeur absolue de la différence entre deux autres angles est calculée ($|\alpha - \vartheta_0|$) : l'un est formé par la droite joignant les centroïdes des deux polygones et l'horizontale (angle α en Figure 18), et l'autre correspond à l'angle du plus long axe du premier polygone avec l'horizontale (angle ϑ_0 en Figure 18). Une valeur maximale peut être fixée pour chacun de ces deux angles dans l'exécution de l'algorithme et l'influence de ce choix sur les résultats de comptage a été quantifiée.

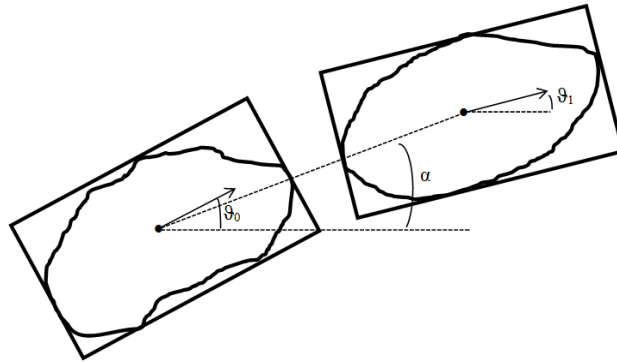


Figure 18 : Création des *Minimum Bounding Boxes* (MBB) et représentation des angles ϑ_0 , ϑ_1 et α pour la mise en œuvre de la règle d'alignement des polygones des PPAU.

Enfin, en guise de résultat, la dernière partie de l'algorithme détermine le nombre d'hippopotames attribué à chaque catégorie (ACE, PPAU et API) et l'affiche dans l'interface graphique du *plugin* (Figure 15).

Comme annoncé plus haut, six équations de régression ont été construites sur base des digitalisations manuelles d'hippopotames réalisées sur le jeu de données de départ. Ces modèles décrivent l'évolution de paramètres d'entrée de l'algorithme en fonction de la hauteur de vol. Les quatre premiers modèles construits sont des équations polynomiales et linéaires correspondant respectivement aux estimations de paramètres d'aire et de périmètre (minimaux et maximaux) de polygones pouvant être sélectionnés par l'algorithme. Pour chacun de ces quatre modèles, les différentes valeurs d'altitude ont été divisées en 8 classes. Dans toutes ces classes, la valeur minimale (ou maximale selon le paramètre considéré) d'aire ou de périmètre a été retenue pour construire quatre nouvelles équations de régression en fonction de la hauteur de vol : à nouveau deux équations polynomiales pour les aires de polygones (minimale et maximale) et deux équations linéaires pour les périmètres (minimal et maximal). Ces quatre dernières équations sont celles qui ont été introduites comme paramètres d'entrée de l'algorithme pour la définition des critères de taille des polygones pour leur sélection. L'utilisation de ces courbes adaptées a pour objectif de prendre en compte une part importante de la variabilité des dimensions des polygones autour des valeurs moyennes. La détermination des limites de sélection considère ainsi des valeurs réalistes concordant avec les digitalisations manuelles. Ensuite, un cinquième modèle a été construit et caractérise l'évolution polynomiale en fonction de la hauteur de vol du seuil de surface pour la distinction entre les « API » et « ACE », qui sont les deux catégories d'hippopotames identifiés par un seul polygone. Cette limite a été calculée en considérant la moyenne entre la limite supérieure de l'intervalle de confiance de la surface des polygones d'API et la limite inférieure de l'intervalle de confiance de la surface des polygones d'ACE. Enfin, le sixième et dernier modèle produit consiste à décrire l'évolution linéaire de la distance maximale entre deux parties de PPAU avec la hauteur de vol.

3.5.2.3. Evaluation des résultats de sortie du logiciel

Les 37 images extraites ont été utilisées pour tester la validité de l'application construite afin de l'améliorer et de la critiquer. Afin de tester l'impact du choix des valeurs des paramètres d'entrée de l'algorithme sur les résultats obtenus, la procédure suivante a été suivie : pour chacun des paramètres pris individuellement, un groupe de 5 valeurs cohérentes a été choisi. L'algorithme a dès lors été testé sur chacune des images en faisant varier, un à un, chaque paramètre selon toutes ses valeurs définies, tout en gardant les autres paramètres fixés à une valeur par défaut.

4. RÉSULTATS

4.1. Estimation du nombre total d'hippopotames par vol et réalisation des comptages

Suite à la procédure d'estimation du nombre total d'animaux présents au sein de la zone d'étude pour chaque vol (section 3.5.1.3.), huit effectifs ont été obtenus et sont repris au Tableau 5. Il est apparu par la pratique de cette technique que le nombre estimé d'hippopotames est généralement constant à partir de la dixième image analysée sur quinze. Au total, la procédure d'estimation de la taille du groupe prend environ une heure par vol.

Tableau 5 : Effectifs estimés au sein de la zone d'étude pour chaque vol, à l'aide de la technique expliquée au point 3.5.1.3. Les dates et heures de début de vols sont également précisées.

N° vol	1	2	3	4	5	6	7	8
Date	1 ^{er} mai	7 mai	7 mai	8 mai	8 mai	9 mai	9 mai	10 mai
Heure de décollage	10h10	7h55	11h30	6h50	8h00	7h20	8h45	6h45
Effectif total estimé	57	60	58	61	59	55	57	57

La Figure 19 montre en guise d'exemple une des 252 images sélectionnées pour les comptages. L'effectif total estimé pour ce vol est de 60 individus, et les opérateurs ont obtenu avec leurs comptages un taux de détection moyen de 92,8% et un taux de certitude moyen de 93,5% sur cette photographie. Entre 40 et 140 mètres de hauteur de vol, les résolutions des images acquises varient entre 0,8 et 2,7 cm.



Figure 19 : Une des 252 images en couleurs réelles sélectionnées. Ses caractéristiques sont les suivantes : hauteur de vol de 42 mètres, couverture nuageuse d'indice 1 sans reflet du soleil sur l'eau, vent de 3 m.s^{-1} , acquise à 08h01.

4.2. Optimisation des paramètres de vol

Les modèles testés et leur score AIC sont présentés au Tableau 6. Les scores AIC (*Akaike Information Criterion*) mesurent la qualité relative entre plusieurs modèles appliqués à un même jeu de données. Ils permettent de sélectionner le meilleur modèle parmi un ensemble par le critère du score AIC minimal, en déterminant le meilleur compromis possible entre la qualité de l'ajustement aux données et la complexité du modèle. Les résultats donnés au Tableau 6 montrent que les trois facteurs aléatoires (vol, image et opérateur) sont dans les deux cas importants, et qu'ils doivent tous être considérés dans le modèle idéal. Dans les deux cas (taux de détection et taux de certitude), les modèles 1 complets (« Modèle 1 TD » et « Modèle 1 TC » au Tableau 6) sont considérés comme les meilleurs puisqu'ils minimisent l'AIC. Les AIC de ces modèles complets sont significativement différents de ceux des modèles 5 TD et 5 TC (avec des p-valeurs respectivement de 0,001 et < 0,001 obtenues au *Likelihood Ratio Test* de comparaison de scores AIC).

Tableau 6 : Modèles mixtes de régressions logistiques binaires testées sur le jeu de données en fonction des différentes combinaisons de facteurs explicatifs, et scores AIC obtenus. Les mentions « TD » et « TC » correspondent respectivement à « taux de détection » et « taux de certitude ».

Modèles	Facteurs explicatifs du taux de détection et du taux de certitude				Score AIC
	Hauteur de vol	N° de vol	N° d'image	Opérateur	
Modèle 1 TD	✓	✓	✓	✓	2492
Modèle 2 TD	✓		✓	✓	2749
Modèle 3 TD	✓	✓		✓	3690
Modèle 4 TD	✓	✓	✓		3904
Modèle 5 TD		✓	✓	✓	2497
Modèle 1 TC	✓	✓	✓	✓	4641
Modèle 2 TC	✓		✓	✓	4777
Modèle 3 TC	✓	✓		✓	5040
Modèle 4 TC	✓	✓	✓		10303
Modèle 5 TC		✓	✓	✓	4668

Les valeurs des paramètres des deux modèles retenus (Figure 20) sont présentées au Tableau 7. Les équations correspondant aux modèles sont obtenues en remplaçant les valeurs théoriques de l'équation (1) (page 31) par celles données au Tableau 7. Il est néanmoins important de préciser que l'évolution du taux de détection ne suit pas toujours exactement la même tendance avec la hauteur selon les vols considérés, comme l'illustre la Figure 21.

Tableau 7 : Valeurs des paramètres des modèles d'évolution des taux de détection et de certitude en fonction de la hauteur de vol, à intégrer dans l'équation (1) (page 31).

Modèles	a	b	Ecart-type de α_{vol}	Ecart-type de β_{image}	Ecart-type de $\gamma_{opérateur}$
Taux de détection	1,991	-0,002	0,556	0,335	0,335
Taux de certitude	2,304	-0,003	0,313	0,268	0,722

Deux modèles similaires aux précédents, avec les classes de hauteurs de vol comme facteur fixe au lieu des hauteurs précises, sont présentés pour l'explication des taux en Figure 22. Les six classes sont définies comme les valeurs de hauteurs fixées dans le plan de vol automatique et vont de 40 à 140 mètres par pas de 20 mètres. Les images ont donc été classées selon leur hauteur d'acquisition, selon le multiple de 20 le plus proche de leur hauteur réelle. Ces modèles ne sont pas significativement différents des deux précédents retenus (p-valeurs de 0,102 et 0,277 au *Likelihood Ratio Test* respectivement pour les modèles de taux de détection et de taux de certitude).

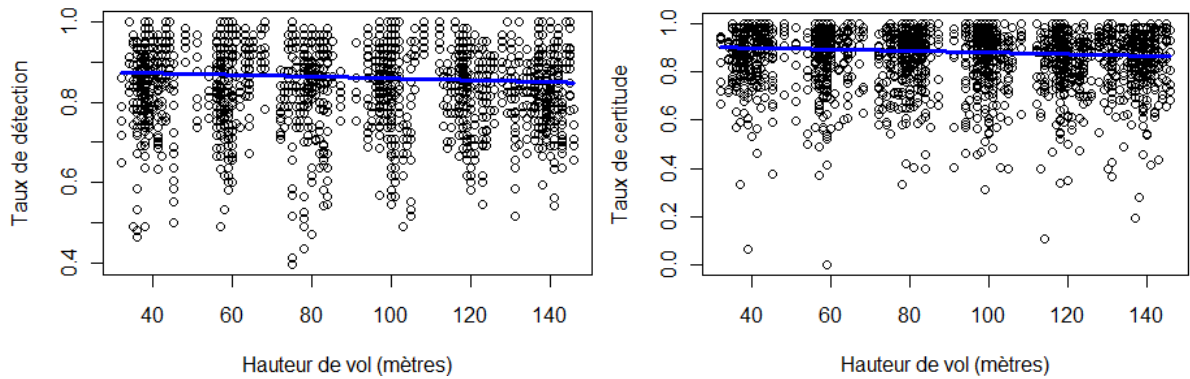


Figure 20 : Modèles moyens produits pour la prédiction de l'évolution du taux de détection et du taux de certitude en fonction de la hauteur de vol. La courbe résultante montre une légère décroissance des taux avec l'augmentation de l'altitude.

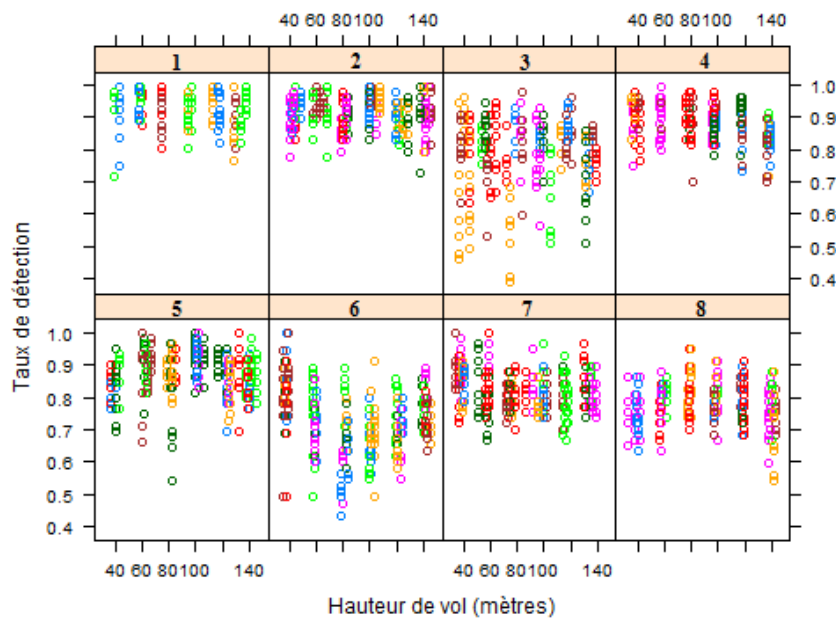


Figure 21 : Evolution du taux de détection en fonction de la hauteur de vol. Chaque encadré représente les données d'un vol et les différentes couleurs correspondent à des images distinctes.

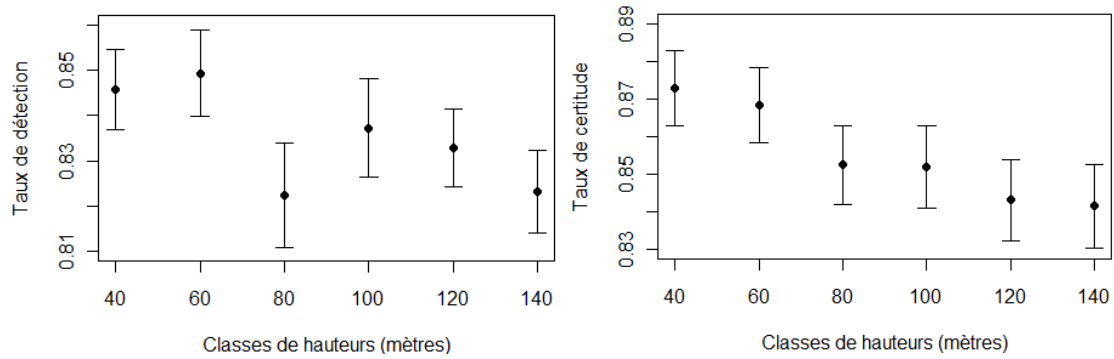


Figure 22 : Modèles produits pour la prédiction de l'évolution du taux de détection et du taux de certitude en fonction de la hauteur de vol exprimée par classes (les centres de classes sont les multiples de 20 entre 40 et 140 mètres). Les valeurs présentées en ordonnées correspondent aux moyennes des taux obtenus assorties de leur intervalle de confiance à 95%. Pour le modèle du taux de détection, les classes de 80 mètres et 140 mètres sont jugées significativement différentes de la classe de 40 mètres. Pour le modèle du taux de certitude, les classes de 80, 100, 120 et 140 mètres sont jugées significativement différentes de la classe de 40 mètres. Ces deux modèles ne sont pas significativement différents de ceux produits avec l'ensemble des données de hauteurs précises (sans la répartition en classes).

Afin d'expliquer l'évolution de facteurs aléatoires incorporés dans les modèles, les valeurs des paramètres α_{vol} et β_{image} ont été estimées respectivement pour chaque vol et photographie. L'évolution de ces estimations avec les paramètres météorologiques a ensuite été décrite graphiquement. A chaque vol est associé un indice de couverture nuageuse et une vitesse de vent. De même, à chaque image est associé un indice décrivant le reflet du soleil sur l'eau. Les évolutions des valeurs de α_{vol} en fonction de la couverture nuageuse et de la vitesse du vent sont représentées pour les deux modèles généraux aux Figures 23 et 24. Dans le cas particulier de l'estimation de β_{image} en fonction du reflet du soleil (Figure 25), une valeur du paramètre a été obtenue pour chaque photo. Au total, 252 observations sont donc prises en compte (avec 187, 54 et 11 observations respectivement pour les valeurs 0, 1 et 2 de l'indice de reflet), contre 8 observations correspondant aux 8 vols pour les Figures 23 et 24. Une analyse de la variance à un critère de classification pour le paramètre β_{image} montre une différence significative entre les moyennes obtenues pour les indices 0 et 1 et celle pour l'indice 2, pour le modèle du taux de détection (p-valeur < 0,001). Pour le modèle du taux de certitude, les moyennes des indices 0 et 2 sont significativement différentes (p-valeur = 0,044). Le coefficient de corrélation entre le reflet du soleil sur l'eau et l'heure d'acquisition des images a également été calculé, vaut 0,60 et est très hautement significativement différent de zéro (p-valeur < 0,001).

En résumé, les Figures 23 et 24 illustrent l'évolution du paramètre α_{vol} en fonction de la couverture nuageuse et de la vitesse du vent pour les huit vols réalisés, et la Figure 25 montre une décroissance non négligeable du paramètre β_{image} avec l'importance du reflet du soleil sur les images, en se basant sur le jeu de données de 252 photographies. Un reflet du soleil important a donc un impact négatif sur les taux de détection et de certitude obtenus.

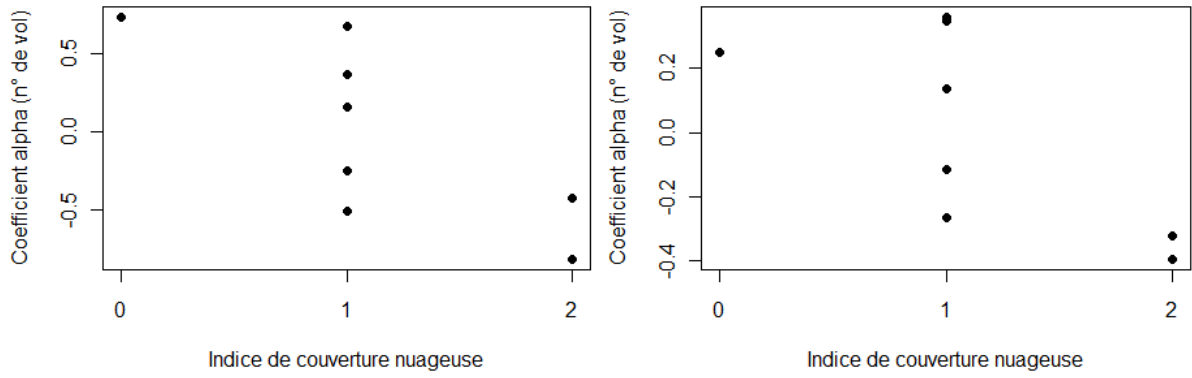


Figure 23 : Evolution de la valeur de α_{vol} en fonction de l'indice de couverture nuageuse pour le modèle « taux de détection » à gauche et le modèle « taux de certitude » à droite. La valeur de cet indice est fixée pour un vol et peut valoir 0, 1 ou 2 selon l'absence de nuages, une faible couverture ou un couvert important respectivement.

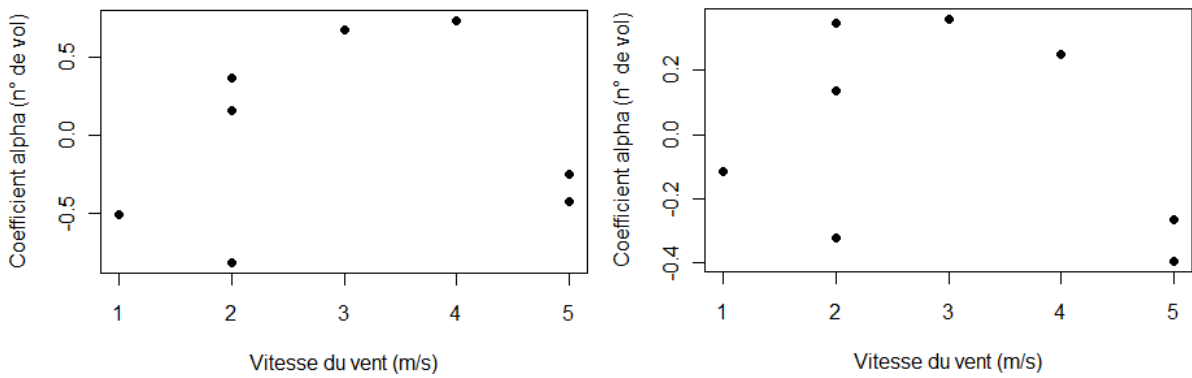


Figure 24 : Evolution de la valeur de α_{vol} en fonction de la vitesse du vent mesurée en altitude, en mètres par seconde, pour le modèle « taux de détection » à gauche et le modèle « taux de certitude » à droite. La vitesse du vent a été fixée par une valeur pour chaque vol.

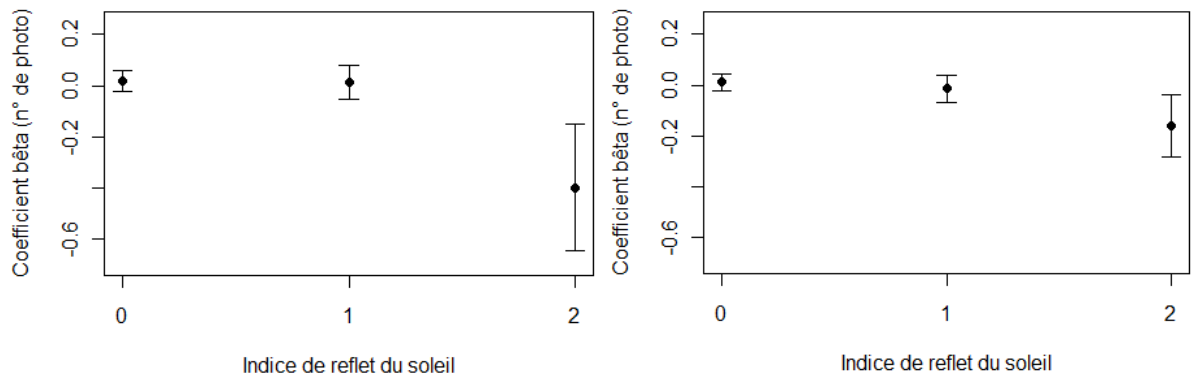


Figure 25 : Evolution de la valeur de β_{image} en fonction de l'indice de reflet du soleil pour le modèle « taux de détection » à gauche et le modèle « taux de certitude » à droite. La valeur de cet indice est fixée pour une image et peut valoir 0, 1 ou 2 selon l'absence de reflet du soleil sur l'eau, la présence d'un léger reflet n'empêchant pas la visibilité des hippopotames sur les images et la présence d'un reflet important empêchant de distinguer les animaux. Les intervalles de confiance représentés comprennent 95% des observations.

4.3. Détermination d'un éventuel effet opérateur lors des comptages

Pour chacun des huit opérateurs ayant réalisé des comptages d'hippopotames sur les images acquises, la Figure 26 représente les taux de détection et de certitude obtenus, assortis de leur intervalle de confiance à 95%. Dans les deux cas, l'analyse de la variance à un critère de classification a indiqué une différence très hautement significative entre les taux obtenus par les différents opérateurs (p -valeur $< 0,001$ pour les deux taux), ce qui signifie que certaines personnes détectent mieux et plus facilement les hippopotames que d'autres. Lorsque deux groupes d'opérateurs sont formés (avec une expérience de terrain pour les opérateurs 1 à 3 et aucune expérience pour les autres), les différences obtenues sont à nouveau très hautement significatives (p -valeur $< 0,001$ pour les deux taux). Les observateurs entraînés montrent en moyenne une meilleure détection. Entre les opérateurs au sein du groupe des personnes « entraînés », comme entre les opérateurs au sein du groupe des personnes « non entraînés », les différences obtenues pour les deux taux sont également très hautement significatives (p -valeur $< 0,001$ dans les quatre cas). En résumé, les différences de taux de détection et de certitude obtenus entre l'ensemble des observateurs peuvent être considérées comme importantes et la présence d'un effet opérateur est évidente, même si certaines personnes montrent parfois des résultats très proches entre elles (taux de détection similaires pour les opérateurs 3 et 4 par exemple, en Figure 26). On voit aussi par l'interprétation de la Figure 26 qu'un opérateur qui est sûr de lui peut obtenir de faibles résultats de détection (par exemple l'opérateur 6), mais que l'inverse est possible aussi, par exemple pour l'opérateur 4.

La Figure 27 représente quant à elle l'évolution du taux de détection en fonction du taux de certitude. Le coefficient de corrélation entre les deux taux est égal à 0,30 et est significativement différent de zéro (p -valeur $< 0,001$), indiquant l'existence d'une relation positive non négligeable entre les deux taux, mais faible. Il n'est pas pour autant possible d'attester de l'existence d'une relation de causalité entre les taux de détection et de certitude. Les valeurs de taux de détection peuvent dépasser l'unité, mais sont moins variables (coefficient de variation de 12,3%) que celles du taux de certitude (coefficient de variation de 14,7%). L'Annexe 1 présente les statistiques descriptives générales relatives aux comptages réalisés par les 8 opérateurs.

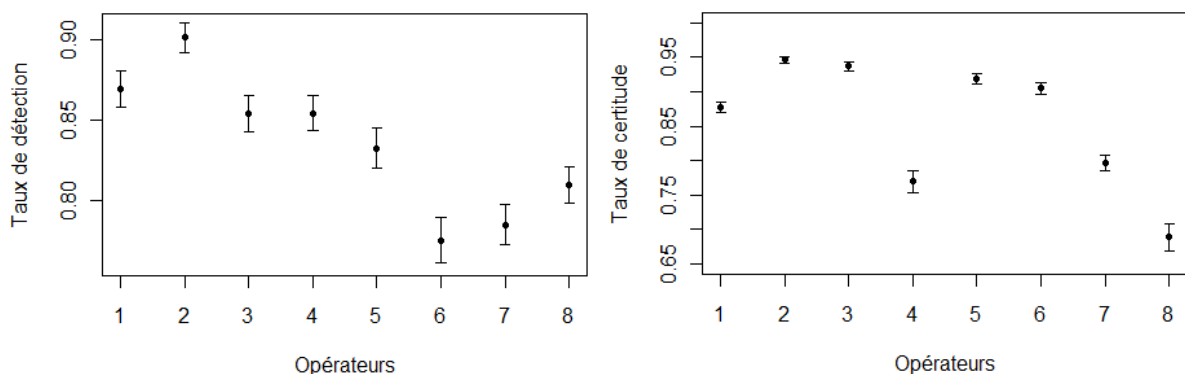


Figure 26 : Taux de détection moyens et taux de certitude moyens obtenus par chacun des opérateurs après les comptages, avec leur intervalle de confiance à 95%. Les opérateurs 1 à 3 sont expérimentés et les autres n'avaient jamais réalisé de comptages d'animaux sur des photos aériennes *a priori*.

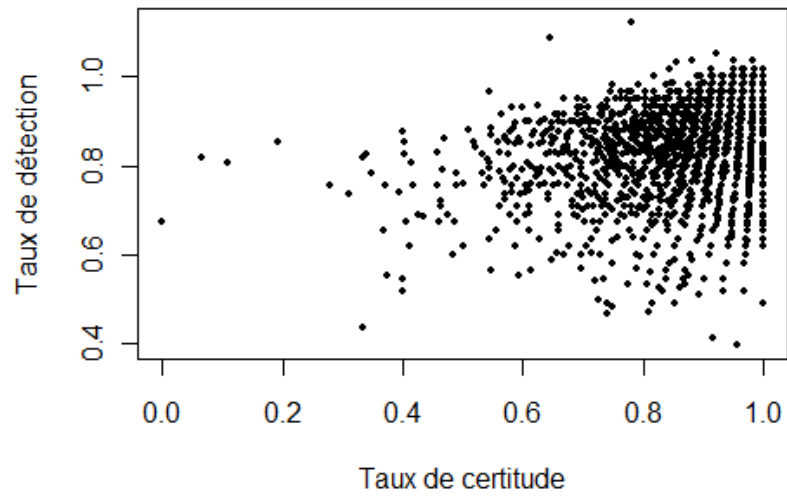


Figure 27 : Evolution du taux de détection en fonction du taux de certitude pour l'ensemble des observations des opérateurs. Chaque point représente une unité expérimentale définie par les observations d'un opérateur sur une image. La corrélation entre les deux variables est très hautement significativement différente de zéro (coefficient de 0,30) et correspond à une relation positive non négligeable entre elles.

4.4. Calcul d'un facteur de correction des comptages

Le Tableau 8 présente les deux facteurs de correction obtenus et leur moyenne, considérée comme le facteur de correction global estimé. Les facteurs de correction de types 1 et 2 montrent des valeurs différentes de manière très hautement significative dans les trois cas (p -valeur $< 0,001$). Tous ces facteurs de correction ne peuvent être utilisés que pour estimer les effectifs réels à partir des observations d'un seul opérateur sur une seule image.

Tableau 8 : Valeurs moyennes des facteurs de correction obtenus selon les deux méthodes présentées à la section 3.5.1.6. et facteur de correction global moyen, pour les différentes catégories d'opérateurs. Les intervalles de confiance à 95% sont exprimés entre crochets.

Types de facteurs de correction	Tous les opérateurs	Opérateurs expérimentés	Opérateurs inexpérimentés
1 (effectif du vol)	1,218 [1,211; 1,226]	1,156 [1,146; 1,166]	1,256 [1,245; 1,266]
2 (effectif maximum entre vols)	1,286 [1,276; 1,295]	1,220 [1,207; 1,232]	1,325 [1,312; 1,338]
Global (moyen)	1,252 [1,243; 1,260]	1,188 [1,177; 1,199]	1,290 [1,279; 1,302]

L'impact des paramètres de vol sur le facteur de correction global obtenu (pour tous les opérateurs) a également été évalué. Pour ce faire, les valeurs moyennes de ce facteur ont été calculées pour chaque modalité de chaque paramètre de vol. L'écart-type de ces valeurs moyennes a été calculé et est présenté au Tableau 9. Le paramètre associé à la plus grande variabilité du facteur de correction est le numéro de photo, suivi de l'indice de couverture nuageuse puis du numéro de vol. Les seules tendances observables dans l'évolution du facteur de correction en fonction de ces paramètres est une augmentation du facteur correctif quand la hauteur de vol, le reflet du soleil et la couverture nuageuse augmentent. En d'autres termes, la correction à appliquer est logiquement plus importante dans de mauvaises conditions de visibilité.

Tableau 9 : Variabilité du facteur de correction global moyen en fonction des paramètres de vol. Les écarts-types sont calculés parmi les moyennes du facteur de correction global, elles-mêmes calculées pour chaque modalité de chaque paramètre de vol. Les paramètres sont classés par ordre croissant de variabilité et les couleurs bleue, verte et orange correspondent respectivement aux paramètres contrôlables, aléatoires et relatifs aux conditions météorologiques.

Paramètres de vol	Ecart-type du facteur de correction global
Hauteur de vol	0,016
Opérateur	0,063
Heure de vol	0,066
Reflét du soleil	0,091
Vitesse du vent	0,100
N° vol	0,129
Couverture nuageuse	0,139
N° photo	0,160

En ce qui concerne la recherche de la combinaison idéale d'un nombre d'opérateurs réalisant les comptages et d'un nombre d'images à acquérir et analyser pour une zone, sans utiliser de facteur de correction, les résultats sont présentés aux Tableaux 10 et 11. Le temps nécessaire à la prise en main du logiciel par un utilisateur a été évalué à 30 minutes en moyenne, et le temps moyen nécessaire au comptage d'un opérateur sur une image est de 2 minutes et 9 secondes. Ce dernier temps est proportionnel au nombre d'individus à compter sur la photographie. Les coûts et coefficients proposés évoluent selon des tendances logiques en fonction des nombres d'opérateurs et d'images. Un coefficient minimal (Tableau 11) induit que la prise en compte du nombre maximal d'hippopotames observés pour une combinaison d'opérateurs et d'images est particulièrement proche du nombre réel d'individus présents dans la zone d'étude. Un nombre d'opérateurs et d'images idéal peut dès lors être déterminé sur base des Tableaux 10 et 11 en fixant le temps disponible à consacrer aux comptages d'individus. Sans l'utilisation d'un facteur de correction, la combinaison de 8 images analysées par 2 opérateurs donne un effectif moyen comparable au nombre réel d'animaux (avec une erreur de moins de 5%) pour un coût minimal (94 minutes environ).

Tableau 10 : Estimation des coûts de réalisation (en minutes) de comptages pour des combinaisons d'1 à 10 images d'une zone et d'1 à 3 observateurs. L'échelle de couleurs allant du rouge au vert traduit la variation des coûts des plus élevés aux plus faibles.

		Nombre de photos									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Nombre d'opérateurs	1	32,15	34,30	36,45	38,60	40,75	42,90	45,05	47,20	49,35	51,50
	2	64,30	68,60	72,90	77,20	81,50	85,80	90,10	94,40	98,70	103,00
	3	96,45	102,90	109,35	115,80	122,25	128,70	135,15	141,60	148,05	154,50

Tableau 11 : Coefficients (facteurs de correction globaux minimaux moyens) pour chaque combinaison d'un nombre d'opérateurs et d'un nombre d'images d'une même zone. L'échelle de couleurs allant du rouge au vert traduit la variation des comptages maximaux par combinaison allant des valeurs les plus faibles aux plus élevées. Les valeurs en gras montrent les combinaisons pour lesquelles les comptages donnent des erreurs d'effectifs de moins de 5%. La valeur encadrée représente la combinaison pour un coût minimal d'une erreur de moins de 5%.

		Nombre de photos									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Nombre d'opérateurs	1	1,241	1,154	1,129	1,114	1,103	1,095	1,081	1,074	1,073	1,069
	2	1,183	1,108	1,090	1,077	1,069	1,066	1,052	1,049	1,045	1,041
	3	1,169	1,097	1,074	1,065	1,059	1,050	1,040	1,043	1,040	1,038

4.5. Description démographique d'un groupe par la mesure de longueurs individuelles

La Figure 28 illustre le résultat des mesures pour l'ensemble des images, en divisant le groupe d'hippopotames selon trois classes d'âges. Les proportions de juvéniles, sub-adultes et adultes varient respectivement entre 0 et 4%, entre 48 et 81% et entre 19 et 48%. Par ailleurs, la Figure 29 décrit la structure démographique moyenne obtenue pour les quinze images analysées. En arrondissant les effectifs moyens obtenus pour chaque classe à l'unité près, la structure démographique est d'un juvénile, 36 sub-adultes et 19 adultes. Le nombre moyen d'individus mesurés est de 56.

Parmi l'ensemble des trois groupes de cinq images, une première imprécision a été obtenue pour le nombre d'animaux mesurés. En effet, en raison de l'immersion de certains individus entre deux passages du drone et avec la variabilité de l'interprétation visuelle, les nombres d'animaux mesurés varient entre 52 et 58 (sachant que l'estimation du nombre total d'hippopotames pour ce vol est de 61).

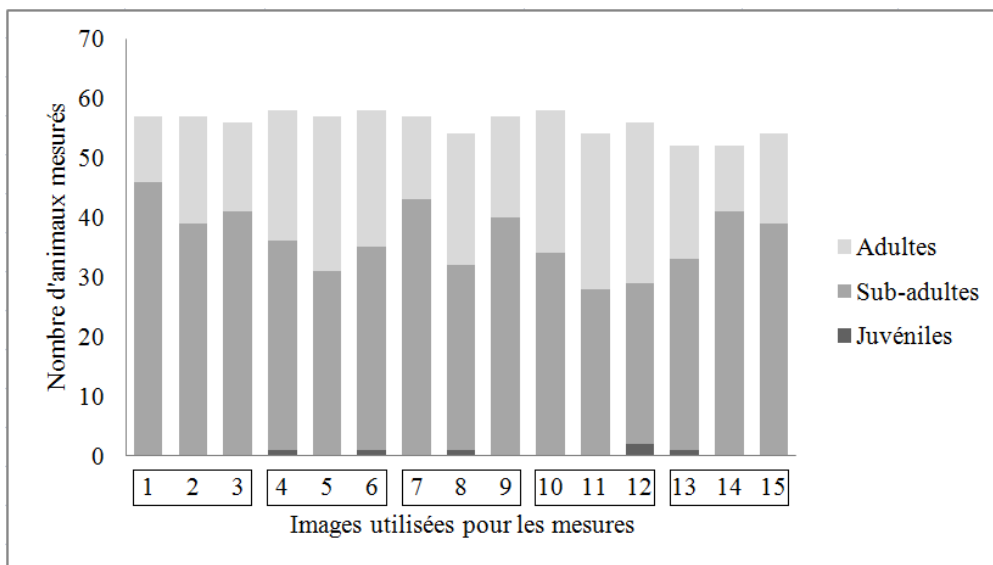


Figure 28 : Répartition du nombre d'animaux mesurés selon chaque stade de maturité pour chacune des 15 images utilisées. Les abscisses correspondent aux numéros d'images et les groupes de trois images successives sur le graphique correspondent à des photographies acquises pour un même passage du drone au-dessus du groupe d'hippopotames.

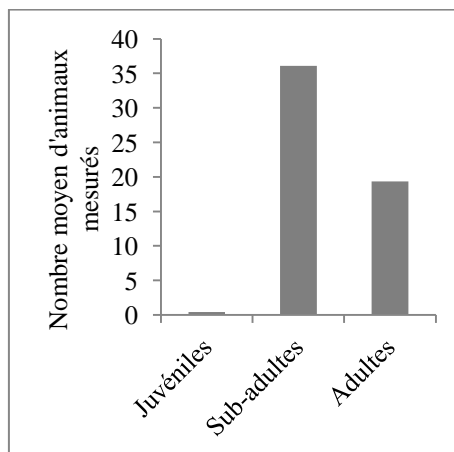


Figure 29 : Description démographique générale du groupe survolé en utilisant les moyennes obtenues pour les effectifs de chaque stade de maturité entre les quinze images utilisées.

Les analyses de la variance réalisées ont donné les résultats présentés au Tableau 12. En comparant d'une part l'ensemble de toutes les images entre elles et d'autre part les groupes de trois images entre eux, les longueurs moyennes obtenues sont significativement différentes. Seules les longueurs moyennes obtenues pour les trois images au sein d'un même groupe montrent des valeurs non significativement différentes, quelle que soit la variation de l'orientation du drone entre les trois photos (Tableau 13). En d'autres termes, entre plusieurs passages du drone au-dessus du groupe, les différences entre les mesures d'animaux réalisées sont non négligeables et donnent des résultats contrastés, contrairement aux images d'une même ligne de vol. Le Tableau 13 présente les valeurs moyennes et les variations des paramètres *yaw*, *roll* et *pitch*, qui semblent ne pas influencer les mesures d'animaux sur trois images acquises en moins d'une seconde pour un seul passage.

Tableau 12 : Analyses de la variance réalisées avec les résultats des mesures de longueurs et p-valeurs associées. L'hypothèse nulle est rejetée pour les deux premières comparaisons.

Hypothèses nulles – Longueur moyenne égale entre :	P-valeurs	Conclusions
Toutes les images ?	0.023	Egalité des moyennes
Les groupes ?	0.001	Egalité des moyennes
Les images du groupe 1 ?	0.324	Egalité des moyennes
Les images du groupe 2 ?	0.583	Egalité des moyennes
Les images du groupe 3 ?	0.280	Egalité des moyennes
Les images du groupe 4 ?	0.793	Egalité des moyennes
Les images du groupe 5 ?	0.336	Egalité des moyennes

Tableau 13 : Moyennes (et écarts-types entre parenthèses) des paramètres *yaw*, *roll* et *pitch* d'orientation du drone pour chaque groupe de trois images. Ces trois paramètres techniques sont chacun associés à une image et les valeurs sont données en degrés.

Groupes d'images	Moyenne de <i>yaw</i>	Moyenne de <i>pitch</i>	Moyenne de <i>roll</i>
1	194,6 (1,8)	2,0 (0,1)	-7,3 (1,6)
2	14,3 (0,5)	0,0 (0,2)	-5,0 (0,7)
3	11,6 (1,3)	0,5 (0,7)	-4,7 (0,8)
4	193,0 (2,2)	-0,1 (1,2)	-5,7 (0,8)
5	14,0 (0,7)	0,1 (0,2)	-4,9 (0,5)

4.6. Algorithme de comptage semi-automatique sur imagerie infrarouge thermique

A partir des 37 images extraites des vidéos des quatre vols utilisés, un total de 2126 polygones ont été digitalisés manuellement et interprétés comme représentant 1856 hippopotames composés chacun d'un ou de deux polygones. Parmi l'ensemble de ces 37 images, 32 hauteurs de vol différentes sont représentées, allant de 38 à 155 mètres. La quantification de l'occupation moyenne de l'espace par les hippopotames au sein de reposoirs aquatiques est présentée au Tableau 14. Les 37 images acquises ont été utilisées pour cette analyse, et ont été obtenues en survolant deux reposoirs aquatiques en saison sèche et un seul des deux en saison des pluies. Le taux d'occupation moyen obtenu est nettement plus élevé en saison humide qu'en saison sèche : 17,8% contre 3,1% (p-valeur < 0,001).

Tableau 14 : Taux d'occupation moyens calculés au sein de deux reposoirs aquatiques en saison sèche et de l'un des deux en saison humide. Les valeurs entre crochets correspondent à l'intervalle de confiance de la moyenne à 95%.

Saison	Site	Taux d'occupation moyen des reposoirs aquatiques
Humide	Wilibadi 2	17,8% [14,5 - 21,1]
Sèche	Wilibadi 2	3,4% [2,2 - 4,7]
	Dungu	2,6% [2,0 - 3,1]

Comme expliqué au point 3.5.2.2., six équations de régression ont été produites et incluses à l'algorithme en tant que paramètres d'entrée dépendant de la hauteur de vol. Ces équations sont données dans les Figures 30 à 33. Les quatre premiers modèles construits sont les estimations des surfaces et périmètres minimaux et maximaux des polygones pouvant être sélectionnés par la procédure automatique. Ils sont présentés aux Figures 30 et 31, où les courbes rouges représentent les équations finales introduites dans l'algorithme. Le cinquième modèle (Figure 32) donne l'évolution du seuil de surface entre les API (Animaux Pratiquement Immergés) et les ACE (Animaux Complètement Emergés) en fonction de la hauteur de vol. Enfin, le sixième modèle (Figure 33) montre la relation entre la hauteur de vol et la distance maximale entre deux parties de PPAU (Paires de Polygones correspondant à des Animaux Uniques).

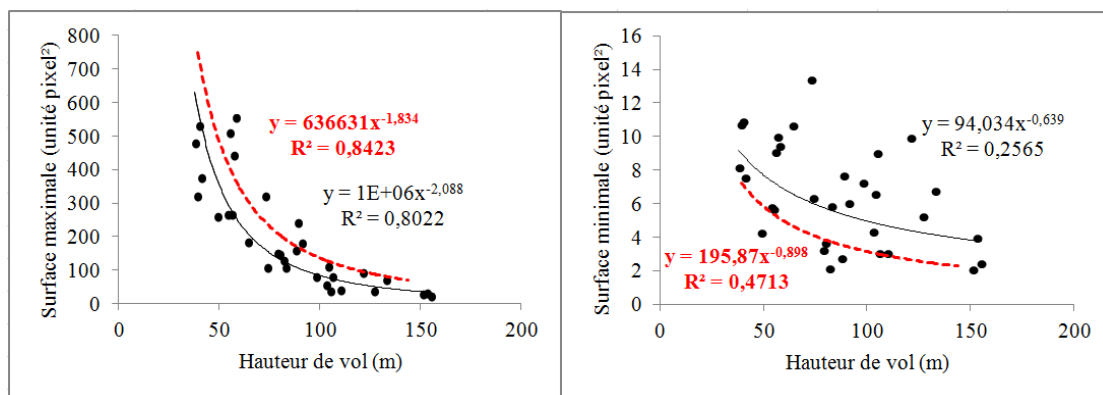


Figure 30 : Régressions polynomiales pour la détermination des surfaces maximale et minimale utilisées lors de la sélection des polygones par l'algorithme. Les courbes rouges représentent les équations finales utilisées comme paramètres d'entrée de l'algorithme.

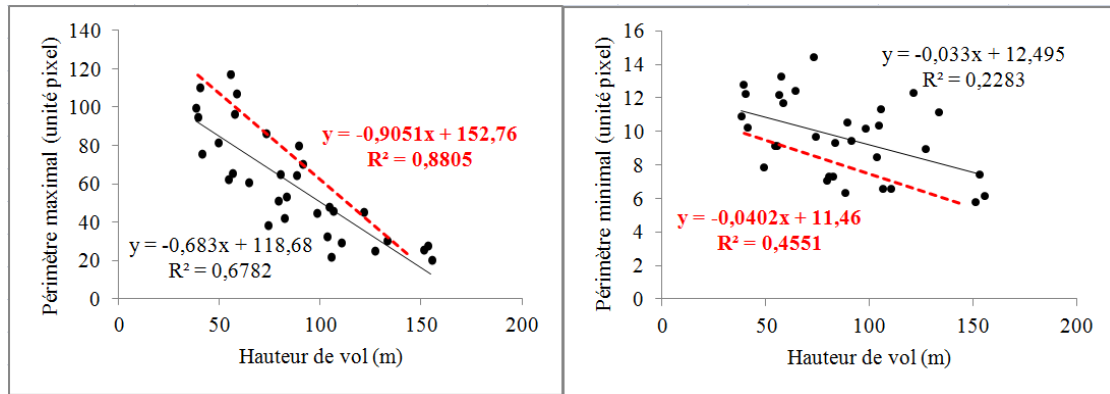


Figure 31 : Régressions linéaires pour la détermination des périmètres maximal et minimal utilisés lors de la sélection des polygones par l’algorithme. Les droites rouges représentent les équations finales utilisées comme paramètres d’entrée de l’algorithme.

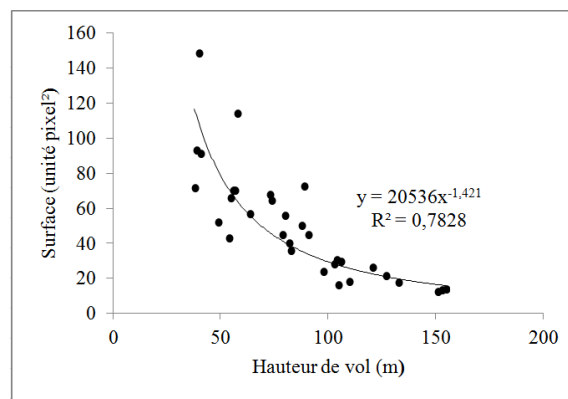


Figure 32 : Régression polynomiale de l’évolution de la limite de surface entre API et ACE en fonction de la hauteur de vol. L’équation donnée est utilisée comme paramètre d’entrée de l’algorithme.

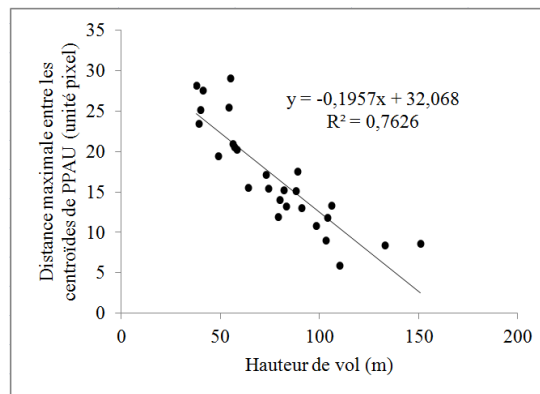


Figure 33 : Régression linéaire de la distance maximale entre les centroïdes de deux polygones de PPAU en fonction de la hauteur de vol. L’équation donnée est utilisée comme paramètre d’entrée de l’algorithme.

Dans des conditions optimales de visibilité, les hippopotames groupés présentent une signature infrarouge thermique très contrastée avec leur environnement aquatique. L’algorithme a été testé sur les 37 images extraites des vidéos, cependant seules 11 d’entre elles ont montré des résultats de comptages cohérents par rapport aux digitalisations manuelles. Ces 11 images sont toutes issues de vols réalisés en 2014 durant la saison des pluies, alors que les 26 autres ont été acquises en 2015 en saison sèche. Les 11 images utilisées ont été acquises à des hauteurs de vol allant de 39 à 106 mètres. A ces altitudes, la résolution estimée de l’image au sol (*Ground Sample Distance*) varie de 3,9 à 10,6 centimètres.

Pour une (Figure 34) des onze images sur lesquelles l'algorithme a été validé, les Figures 35 à 37 illustrent des résultats intermédiaires fournis par l'application. La Figure 35 montre le découpage de la zone d'intérêt et les points maxima locaux générés. Ensuite, la Figure 36 illustre les lignes de niveaux, alors que la Figure 37 compare des polygones digitalisés à la main avec des polygones générés par la procédure automatique.

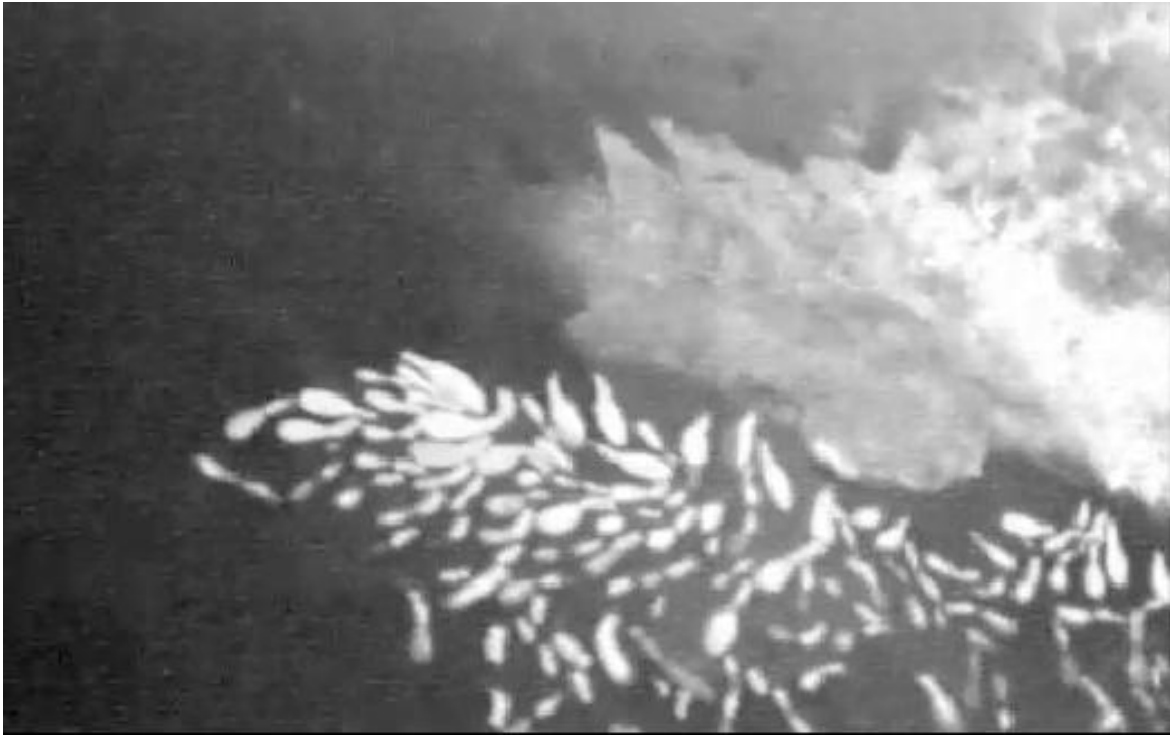


Figure 34 : Exemple d'une image acquise à 12h26 à 39 mètres de hauteur. Elle est particulièrement intéressante en guise d'exemple dans la mesure où elle montre la nécessité de délimiter la zone occupée par les hippopotames de la berge de la rivière qui apparaît en blanc sur l'image, alors que l'eau est foncée.

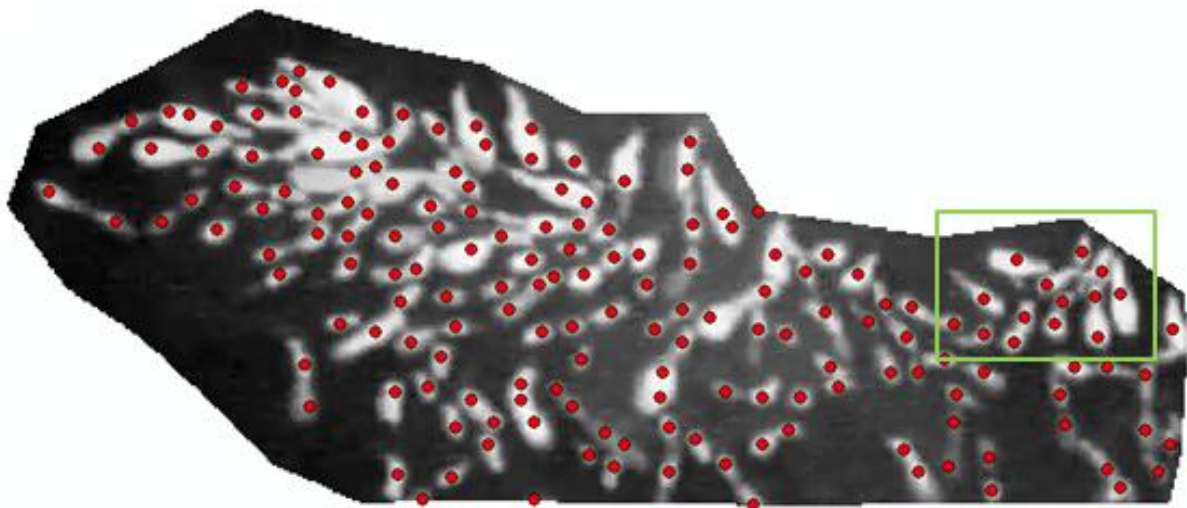


Figure 35 : Image de départ après le découpage manuel de la zone d'intérêt et la génération de points maxima locaux (points rouges). Le rectangle vert indique la zone représentée aux Figures 36 et 37.

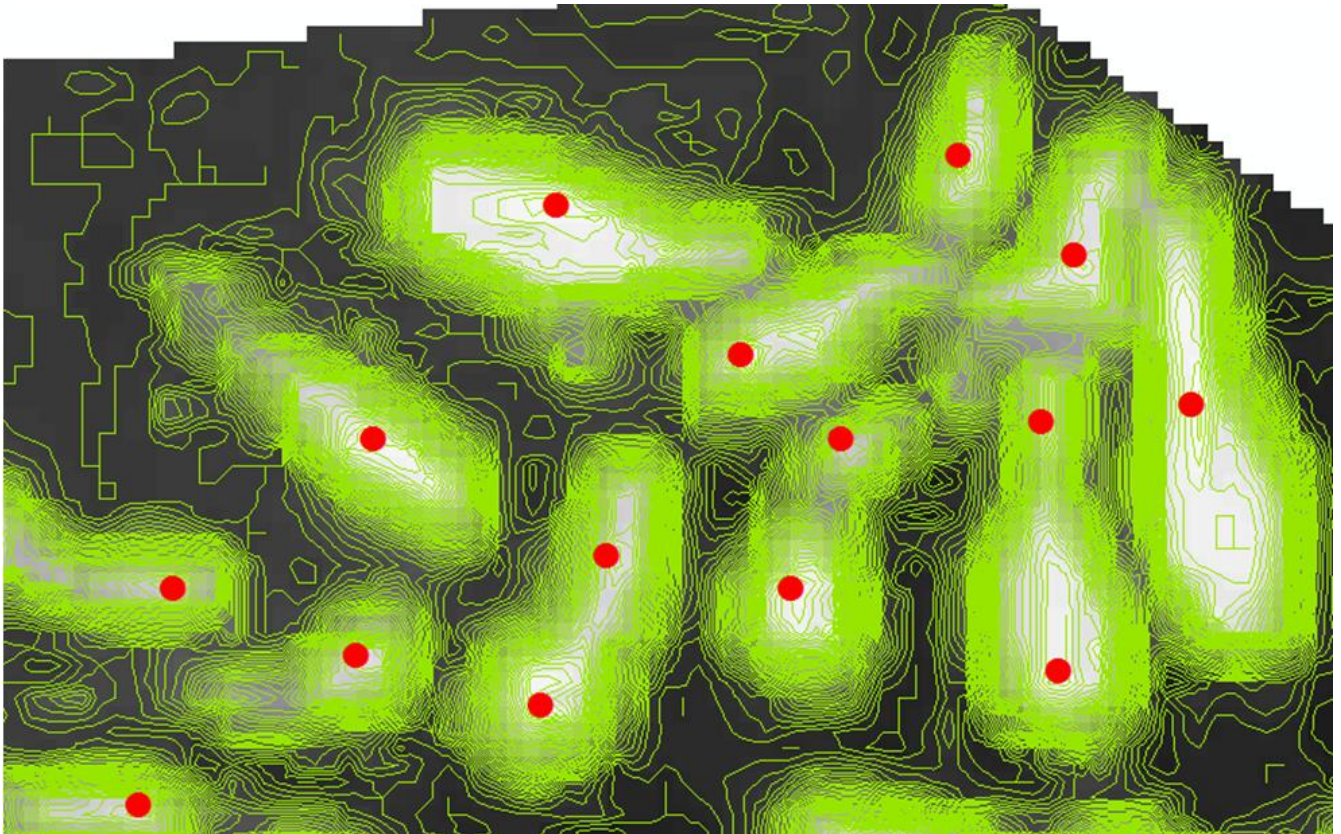


Figure 36 : Maxima locaux (points rouges) et lignes de niveau (en vert) pour la partie supérieure droite de l'image de départ (rectangle vert de la Figure 35).

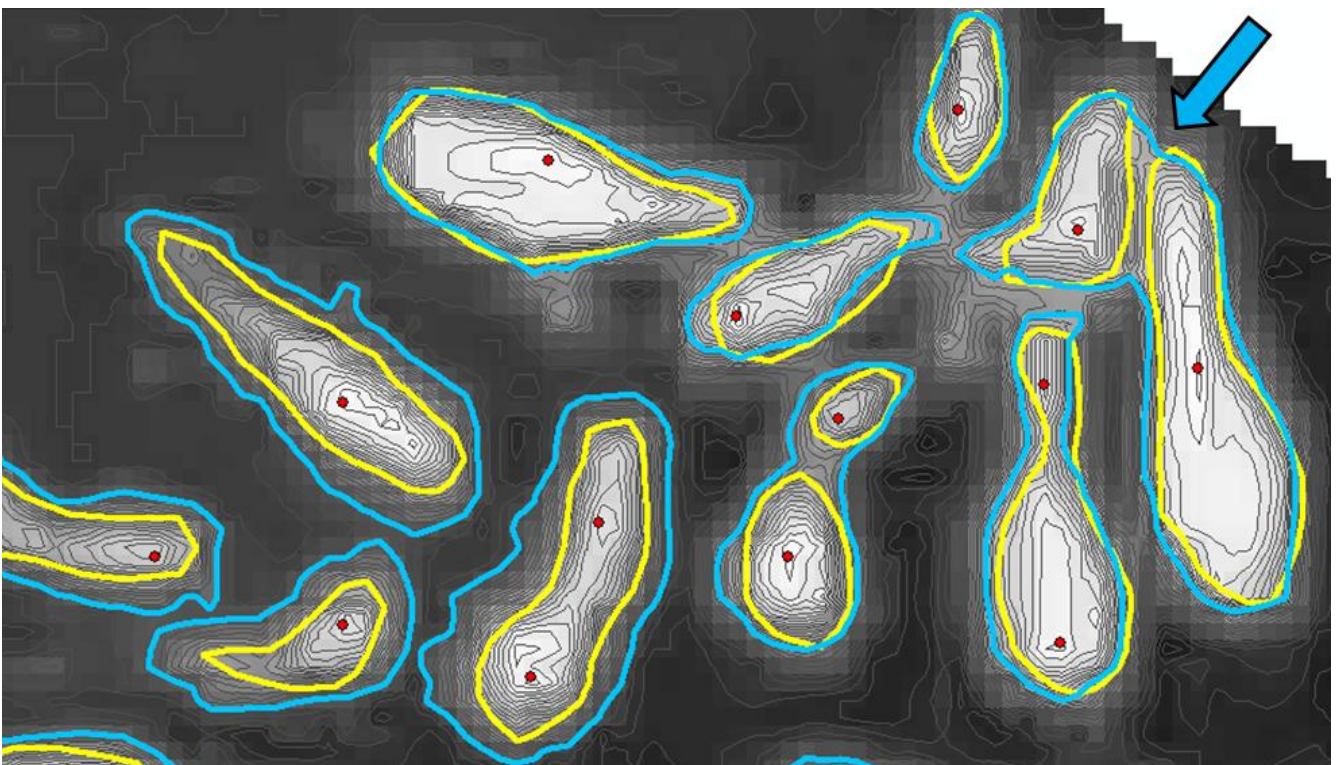


Figure 37 : Polygones digitalisés manuellement (jaune) et polygones générés par l'algorithme (bleu) avec leurs maxima locaux correspondants (points rouges). La flèche bleue indique une erreur de la procédure automatique, assimilant deux hippopotames proches l'un de l'autre à un seul animal.

Pour l'utilisation de l'algorithme sur les onze images, de nombreux tests ont été réalisés afin d'adapter les valeurs des paramètres de vol pour obtenir un résultat fiable. Or, aucune évolution logique claire des valeurs idéales des paramètres n'a pu être mise en lien avec la hauteur de vol, hormis celle du rayon fixé pour la détection des maxima locaux. Les valeurs des paramètres d'entrée de l'algorithme retenues pour chaque image ne sont donc pas présentées ici. Le nombre total d'hippopotames détectés par l'algorithme varie entre 67 et 142, alors que le nombre d'animaux comptés manuellement va de 70 à 127 pour les onze images utilisées (Tableau 15). L'erreur du comptage automatique varie de -4,9% à +12,9%, avec une valeur moyenne de +3,9% qui n'est pas significativement différente de 0 mais avec une p-valeur faible ($p = 0,051$). La corrélation entre les effectifs totaux obtenus automatiquement et ceux identifiés manuellement est de 0,98 et est très hautement significativement différente de zéro ($p < 0,001$) (Tableau 16). En analysant la distribution des comptages parmi les trois catégories d'hippopotames (API, PPAU et ACE, Tableau 16), aucun coefficient de corrélation n'est significatif, et la meilleure concordance est observée pour les Animaux Pratiquement Immergés (API : coefficient de 0,47).

Tableau 15 : Comparaison entre les comptages manuels et automatiques d'hippopotames sur les onze images acquises en saison des pluies. Le nombre obtenu pour chaque catégorie d'animaux identifiés et les erreurs d'estimation totales sont indiqués.

Numéro d'image	Hauteur de vol (m)	Comptage manuel				Comptage automatique				Erreur totale
		API	PPAU	ACE	Total	API	PPAU	ACE	Total	
1	39	34	44	27	105	48	7	52	107	+1,9%
2	49	24	10	48	82	32	11	45	88	+7,3%
3	49	26	16	43	85	40	2	54	96	+12,9%
4	73	24	8	41	73	20	3	53	76	+4,1%
5	80	29	30	58	117	42	6	77	125	+6,8%
6	88	37	21	64	122	47	3	80	130	+6,6%
7	88	23	9	38	70	24	4	39	67	-4,3%
8	89	41	24	62	127	98	5	39	142	+11,8%
9	91	33	6	47	86	29	9	50	88	+2,3%
10	91	44	4	33	81	23	2	52	77	-4,9%
11	106	28	13	46	87	41	2	43	86	-1,1%
Erreur totale moyenne										+3,9%
Erreur API moyenne										+28,5%
Erreur PPAU moyenne										-55,4%
Erreur ACE moyenne										+20,2%

Tableau 16 : Coefficients de corrélation (et p-valeurs associées) entre les effectifs obtenus par comptages automatiques et manuels.

	Animaux Pratiquement Immergés (API)	PPAU (Paires de Polygones correspondant à un Animal Unique)	ACE (Animaux Complètement Emergés)	Total
Corrélation automatique - manuel	0,47 ($p = 0,149$)	0,14 ($p = 0,674$)	0,42 ($p = 0,197$)	0,98 ($p < 0,001$)

L'évaluation de l'impact des valeurs des paramètres d'entrée de l'algorithme sur les résultats de comptage a été réalisée sur les 11 images acquises en saison des pluies. Au total, 275 exécutions de l'application ont donc été réalisées en testant 5 valeurs pour chacun des 5 paramètres sur les 11 photos. Les valeurs par défaut et les valeurs testées sont données au Tableau 17. Les statistiques descriptives des erreurs associées aux modifications de chaque paramètre sont présentées au Tableau 18. Le paramètre associé à la plus grande variation de l'erreur est le seuil minimum de détection ($\sigma_{\text{erreur}} = 26,6\%$), alors que le paramètre influençant le moins l'erreur est la distance minimum entre maxima locaux ($\sigma_{\text{erreur}} = 14,3\%$), suivi de près par les angles maxima pour la fusion des polygones composant les PPAU ($\sigma_{\text{erreur}} = 14,6\%$). Il convient d'être particulièrement prudent pour fixer les paramètres de seuil minimum de détection des maxima locaux, d'intervalle entre contours et de rayon pour la détection des maxima locaux.

Tableau 17 : Paramètres d'entrée de l'algorithme testés sur les images acquises. Chacune des valeurs de chaque paramètre a été testée sur chaque image en gardant les autres paramètres égaux aux valeurs par défaut (cases grisées). La mention « ML » correspond à « Maxima Locaux » et « DN » correspond à *Digital Number*, c'est-à-dire les valeurs de l'image raster de départ.

Paramètres	Valeur 1	Valeur 2	Valeur 3	Valeur 4	Valeur 5
Rayon ML [pixels]	2	3	4	5	6
Seuil minimum ML [DN]	1	25	50	75	100
Distance minimum ML [pixels]	2	3	4	5	6
Intervalle contours [DN]	1	2	3	4	5
Angles maxima [degrés]	10	20	30	40	50

Tableau 18 : Statistiques descriptives des erreurs associées aux modifications de chacun des cinq paramètres d'entrée de l'algorithme. La mention « ML » correspond à « Maxima Locaux ».

Paramètres	Ecart-type de l'erreur	Erreur minimale	Erreur maximale
Rayon ML	20,6%	-48,6%	+26,0%
Seuil minimum ML	26,6%	-40,0%	+64,7%
Distance minimum ML	14,3%	-40,0%	+6,7%
Intervalle contours	22,1%	-96,5%	+3,8%
Angles maxima	14,6%	-41,5%	+17,1%

5. DISCUSSION

5.1. Estimation du nombre total d'hippopotames par vol

L'estimation du nombre d'hippopotames présents dans le groupe pour chaque vol par la méthode développée en 3.5.1.3., consistant à géoréférencer 15 images entre elles et créer une couche de points modifiable, est bien entendu critiquable. En effet, les points déplacés et ajoutés en passant d'une photographie à la suivante sont déterminés avec une part de subjectivité. Néanmoins, l'obtention d'un nombre constant de points à partir de la dixième photo analysée sur quinze, ainsi que la validation des points obtenus sur les cinq dernières photos, montrent que la méthode utilisée semble relativement fiable.

Une autre technique d'estimation de l'effectif a été tentée en filmant le groupe d'hippopotames depuis la berge de la rivière pendant 10 à 20 minutes de chaque vol, à une distance d'environ 25 mètres des animaux (copie d'écran en Figure 38). Une estimation du nombre total d'animaux à partir de ces vidéos a cependant été très compliquée, dans la mesure où il est difficile d'observer l'ensemble du groupe tout en tenant compte simultanément des plongées individuelles de tous les individus depuis la berge. C'est pourquoi l'utilisation d'images aériennes acquises successivement a été jugée plus efficace et plus facile à mettre en œuvre, comme le préconisent Delvingt (1978) et Bouché (2001). Une perspective envisageable pour estimer très précisément le nombre d'animaux présents dans le groupe en utilisant des vidéos acquises au sol serait de fixer la caméra en haut d'un mât de plusieurs mètres. L'utilisation de vidéos plutôt que de photos permet en effet d'identifier avec beaucoup plus de certitude les plongées des animaux et leurs déplacements au cours du temps, tout en laissant la liberté à l'opérateur de visionner plusieurs fois les mouvements des animaux. La solution idéale serait d'utiliser un drone à rotor pour acquérir des images successives du groupe depuis une position verticale (« nadir ») stationnaire pendant 10 à 20 minutes, en espérant que le bruit d'un tel drone ne fera pas fuir les animaux à distance ou sous l'eau pendant longtemps. La procédure de création et de modification d'une couche de points serait dès lors d'autant plus rigoureuse avec des images plus rapprochées dans le temps.

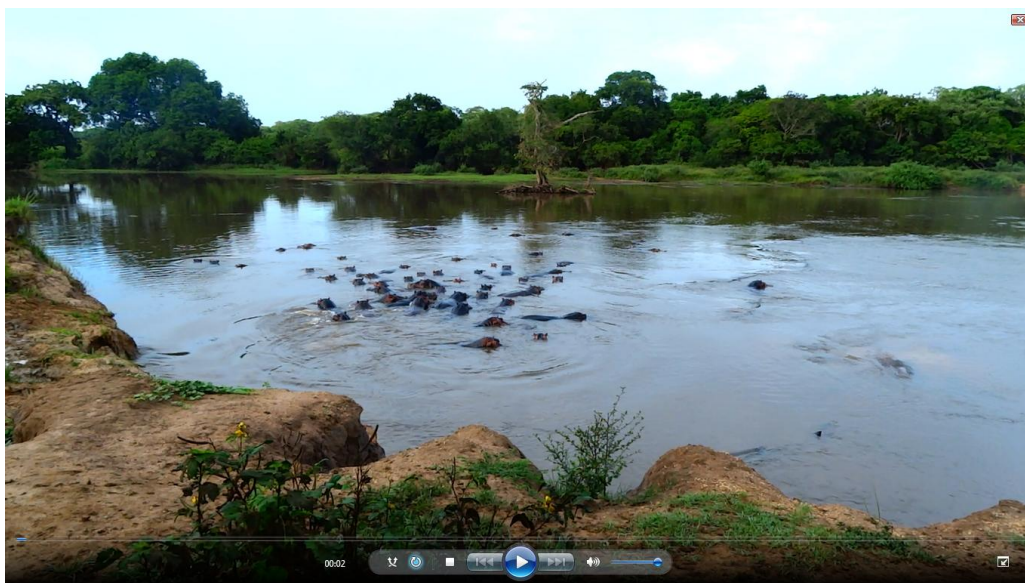


Figure 38 : Capture d'écran d'une vidéo du groupe d'hippopotames (site Dungu) acquise au sol à environ 25 mètres des animaux, depuis la berge de la rivière. Une vidéo de 10 à 20 minutes a été enregistrée au sol pendant chaque vol réalisé.

L'estimation réalisée se base sur l'hypothèse d'absence de mouvements d'entrées et de sorties au sein du groupe durant un vol. Ceci peut néanmoins se produire, pendant un vol d'environ une heure. Les estimations d'effectifs totaux entre deux vols successifs de la même journée (Tableau 5, page 40) confirment également qu'il est possible d'observer des différences de deux individus d'un vol à l'autre. Il n'y a cependant pas de tendance systématique à l'augmentation ou la diminution au cours de la matinée. Cette stabilité du groupe à un ou deux individus près sur une durée d'un à cinq jours est en accord avec les observations de Delvingt (1978).

Il convient de remarquer que l'ensemble des analyses réalisées dans ce travail se base sur une vérité de terrain non connue et elle-même estimée. En effet, en travaillant avec des animaux dans leur milieu naturel, il est inévitable d'utiliser un certain nombre d'hypothèses et d'estimations, et la vérité de terrain n'est jamais absolue ou connue avec certitude. Les résultats statistiques obtenus sont donc inévitablement moins fiables que dans des circonstances permettant de contrôler intégralement les conditions de terrain.

5.2. Taux de détection, taux de certitude et effet opérateur

Premièrement, l'impact de la hauteur de vol sur l'évolution des deux taux modélisés est clair. La diminution des taux avec l'altitude est significative et est confirmée en Figure 22 (page 43) pour le rassemblement des observations en classes. Malgré cette diminution des taux de détection et de certitude en fonction de la hauteur de vol, les différences observées entre 40 et 140 mètres sont relativement faibles : le modèle d'évolution du taux de détection donne des valeurs allant de 87,3% à 84,8% et celui du taux de certitude passe de 90,0% à 86,3%. Les gammes de variation sont donc seulement de 2,5% pour le taux de détection et de 3,7% pour le taux de certitude avec une variation d'altitude de 40 à 140 mètres. La perte de précision de détection et la diminution du degré de confiance des observateurs sont donc limitées en passant d'une hauteur de 40 à 140 mètres.

Ensuite, le facteur aléatoire ayant l'impact le plus important sur le taux de détection est le numéro de vol (Tableau 7, page 41), alors que c'est le facteur aléatoire « opérateur » qui influence le plus le taux de certitude. Le taux de détection est donc plus influencé par les conditions environnementales que par l'opérateur réalisant les comptages. Par ailleurs, le taux de certitude dépend principalement des opérateurs réalisant les observations et est beaucoup plus variable pour certains opérateurs que pour d'autres (Figure 26, page 45) : globalement, une moindre variabilité du taux de certitude est obtenue pour les opérateurs fréquemment sûrs d'eux et une variabilité beaucoup plus importante du taux de certitude est décelée lorsqu'un opérateur encode moins d'observations certaines. De plus, les observateurs expérimentés semblent logiquement plus sûrs d'eux dans leurs comptages. La Figure 27 (page 46) montre également que les deux taux sont élevés pour la majorité des unités expérimentales. Les taux de détection et de certitude ont tendance, en moyenne, à augmenter l'un avec l'autre (coefficient de corrélation significatif de 0,30). La pente d'une éventuelle droite de régression du taux de détection en fonction du taux de certitude serait positive et significativement différente de zéro, ce qui ne veut pas dire que l'ajustement serait bon, car la variabilité des observations est importante. Il est également important de remarquer que la valeur minimale du taux de détection est de 39,7% alors qu'elle est de 0% pour le taux de certitude. Le taux de détection est également parfois supérieur à 100% (pour 0,7% des observations), contrairement au taux de certitude, et atteint au plus 112,3% dans cette étude. Il est important d'en tenir compte en sachant que des risques de surestimation de la population existent, d'autant plus en utilisant un facteur de correction (tel que discuté au point 5.4.), bien qu'une si faible proportion des observations ont un faible impact sur les estimations.

Un effet opérateur significatif a été mis en évidence pour les taux de détection et de certitude, quels que soient les observateurs, entraînés ou non. Vermeulen *et al.* (2013) ont tiré les mêmes conclusions pour des comptages réalisés par quatre opérateurs. Les différentes qualités des écrans utilisés pourraient avoir un impact sur les résultats, mais la résolution des images ne change pas pour autant. Les opérateurs ont tous dû utiliser un niveau de zoom important et adaptable pour réaliser leurs comptages, donc il est peu probable que les différents écrans soient une explication directe à ces résultats. Une autre source de variation possible entre les opérateurs est la délimitation difficile et parfois subjective de la zone de comptage. En effet, la partie de la rivière ciblée sur la Figure 10 (page 29), explicitement délimitée sur une image exemplative et transmise aux opérateurs avec les consignes de comptage, ne permet pas toujours facilement de décider objectivement de l'appartenance ou non de certains individus à la zone étudiée sur d'autres photographies lors des comptages manuels. Une piste

pour éliminer cette contrainte serait d'intégrer sur chaque image une délimitation explicite et précise de la zone d'étude.

L'analyse des Figures 23, 24 et 25 (page 44) permet de tenter une explication partielle des variations observées entre vols et photos. Deux caractéristiques météorologiques sont associées à chaque vol : la couverture nuageuse et la vitesse du vent. Une couverture nuageuse importante semble impacter négativement les taux de détection et de certitude (Figure 23). Cependant, le faible nombre de répétitions (seulement huit vols) ne permet pas de tirer des conclusions généralisables à d'autres cas. Pour la vitesse du vent (Figure 24), aucune tendance claire n'est décelable et ce paramètre ne semble pas être important pour expliquer la variabilité des taux de détection et de certitude entre les vols réalisés. Si certains vols avaient été réalisés en présence de grands vents, un impact aurait potentiellement pu être observé sur l'orientation des images et donc sur la précision de mesures individuelles d'animaux. L'analyse du facteur aléatoire « numéro de photo » peut être réalisée sur base de l'indice de reflet du soleil (Figure 25), qui a été attribué à chacune des 252 images. La contribution négative du reflet du soleil aux valeurs des deux taux est significativement plus importante pour un reflet important et montre un impact indéniable. En résumé, on peut suggérer de réaliser des vols avec une couverture nuageuse minimale et l'absence de reflet du soleil sur l'eau.

Par ailleurs, la détection des animaux n'est pas uniquement liée aux paramètres techniques et environnementaux des vols, mais également au comportement des hippopotames. En effet, les conditions météorologiques ont probablement un impact sur les activités du groupe, ainsi que l'heure du jour, comme l'a démontré Delvingt (1978). Le taux de détection intègre donc des aspects comportementaux en plus de tous les paramètres décrits. Le lien entre le niveau d'activité des hippopotames et les conditions environnementales mériterait d'être étudié de manière plus approfondie pour interpréter les tendances observées. Le taux de détection permet donc de déterminer les conditions idéales en termes techniques, environnementaux et comportementaux, à la fois pour la présence d'animaux potentiellement identifiables et la possibilité de les distinguer. En revanche, le taux de certitude de comptage est plutôt lié à des aspects de visibilité, et permet donc de déterminer dans quelle mesure il est facile d'identifier des animaux présents dans les conditions étudiées, en intégrant les hésitations liées à l'identification visuelle d'animaux partiellement immergés. Les notions de « détectabilité » et « visibilité » définies par Chabot (2009) et présentées au point 1.2.4.3. correspondent aux taux de détection et taux de certitude étudiés dans ce travail. Chabot prévoit aussi une diminution logique de la visibilité des animaux avec la hauteur de vol. Néanmoins, il prévoit une augmentation de la détection avec l'altitude, en raison d'une plus grande surface couverte et donc de plus d'animaux identifiés, puis une diminution au-delà d'une certaine hauteur de vol avec l'impossibilité de distinguer les individus. Cette affirmation est cohérente et serait probablement vérifiée dans le cas des hippopotames pour un inventaire à plus grande échelle. En effet, à la différence de l'étude de Chabot, la zone inventoriée est dans le cas présent constante et occupe la même superficie quelle que soit la hauteur de vol et l'emprise au sol des images, ce qui explique la diminution du taux de détection avec l'altitude.

5.3. Recommandations pratiques de vol

En raison de la faible diminution du taux de détection et du taux de certitude avec des altitudes de vol importantes, il peut être acceptable de voler à 140 mètres de hauteur pour couvrir une surface d'inventaire beaucoup plus grande qu'à 40 mètres, tout en limitant la diminution des taux de détection et de certitude. La résolution des images est clairement plus grossière à 140 mètres qu'à 40 (Figure 39), mais les analyses prouvent que les comptages restent tout à fait valables en utilisant un fort niveau d'agrandissement d'image. De plus, la surface de fauchée d'une image (superficie couverte au sol) avec le capteur utilisé passe de 0,18 hectare pour 40 mètres de hauteur de vol à 2,14 hectares pour 140 mètres. Cette augmentation de la superficie de fauchée est particulièrement intéressante pour le développement de procédures d'échantillonnage d'inventaires fauniques à grande échelle. Dans ce travail, le choix de se limiter à maximum 140 mètres de hauteur pour les tests de détection, expliqué par des observations antérieures (point 3.4.1.) et les recommandations de Delvingt (1978), est justifié. Une image acquise à 250 mètres de hauteur en 2015 montre qu'il est possible de monter à des altitudes supérieures tout en distinguant encore des hippopotames avec un niveau important de zoom, mais avec une résolution qui rendrait probablement les comptages d'individus beaucoup plus approximatifs (Figure 39). Une hauteur de vol de 140 mètres est donc recommandée pour le développement d'inventaires à grande échelle, même s'il serait intéressant d'étudier dans quelle mesure les taux de détection et de certitude évolueraient à des altitudes supérieures. Une valeur plus élevée de hauteur de vol pourrait ainsi éventuellement être retenue, selon le compromis souhaité entre la surface couverte et la précision visée. En fonction des applications envisagées, et si une résolution très fine est nécessaire (de l'ordre d'un centimètre), une hauteur de vol de 40 mètres pourrait aussi s'avérer judicieuse (Figure 39).

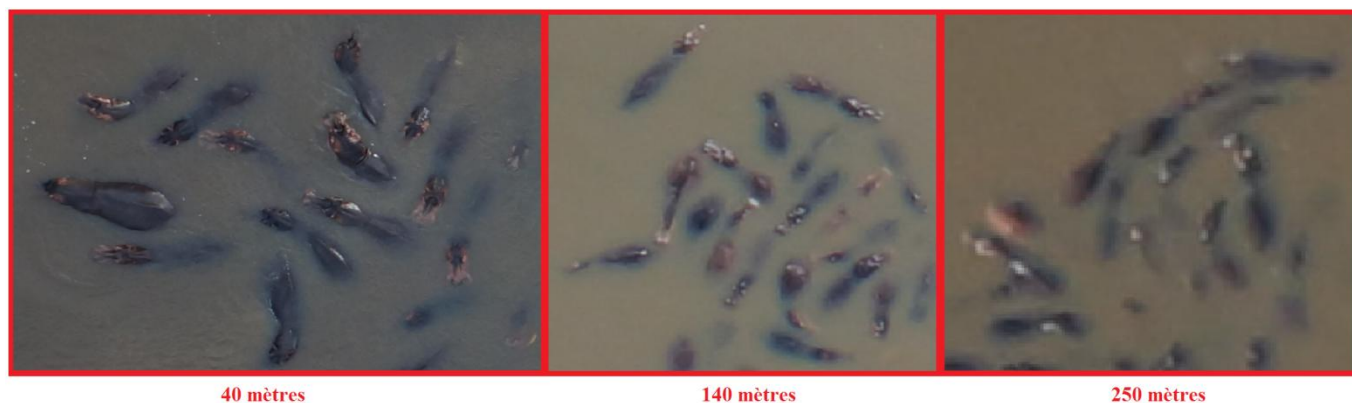


Figure 39 : Comparaison des agrandissements réalisés sur des images acquises à 40, 140 et 250 mètres de hauteur, ayant respectivement des résolutions de 0,8, 2,7 et 4,9 centimètres.

Comme expliqué au point 3.5.1.4., il n'a pas été possible dans le cadre de cette étude d'isoler l'effet de l'heure de vol sur les taux de détection et de certitude. Si même un nombre important de vols étaient répétés pour obtenir de nombreuses répétitions de la même tranche horaire, il est probable qu'à nouveau l'heure de vol regroupe plusieurs facteurs explicatifs. En effet, comme l'a démontré Delvingt (1978), la présence des hippopotames à la surface de l'eau varie en fonction de l'heure du jour. L'impact important de la présence d'un reflet du soleil sur certaines photos introduit une source de variabilité supplémentaire liée à l'heure de vol (corrélation de 0,60 significative entre l'heure de vol et le reflet du soleil sur l'eau). Sachant que ces deux paramètres (comportement animal selon l'heure et reflet du soleil) pourraient impacter significativement la détection et la visibilité des animaux, il

s'avère prudent et recommandable de réaliser des vols d'inventaire à des heures comparables. Dans le but d'éviter le moindre reflet du soleil sur les images, les vols devraient être réalisés en matinée, avant 8h45, heure avant laquelle aucun reflet n'a été observé, même s'il est aussi possible d'obtenir certaines images sans reflet jusqu'à midi, selon les positions relatives du drone et du soleil. La tranche horaire à recommander confirme donc les propositions de Delvingt (1978) pour la réalisation des inventaires entre 6h30 et 8h30, compte tenu de la position géographique de la zone d'étude (entre 3 et 4° de latitude Nord et entre 29 et 30° de longitude Est). Il est également inutile de commencer les comptages avant 6h30 dans le cas du drone, parce que la luminosité n'est pas encore suffisante pour l'acquisition d'images valorisables. Un inventaire matinal permet aussi de tirer parti de l'activité encore intense des hippopotames à leur retour dans l'eau et est adapté aux valeurs de facteurs de correction proposées au point 5.4.

En ce qui concerne les conditions météorologiques, plusieurs aspects peuvent être pris en compte. Il semble d'abord qu'une couverture nuageuse abondante est défavorable à la détection et à la visibilité des hippopotames. Il serait intéressant de rechercher si ce phénomène est uniquement dû à la détection et aux variations de luminosité sur les images, ou si le comportement des hippopotames est variable en fonction de ce paramètre. Ensuite, la vitesse du vent n'a pas semblé jouer un rôle systématique sur la détection ou la visibilité des animaux. Malgré tout, un vent aussi faible que possible est préférable pour deux raisons : éviter les problèmes techniques avec le drone en présence de vents forts et turbulents, ainsi que profiter d'une position plus vraisemblablement émergée des hippopotames en l'absence de vagues (Delvingt, 1978). Un autre impact non quantifié dans cette étude mais méritant une approche approfondie serait la saison. En effet, il est avéré que les hippopotames se comportent différemment en fonction de la période de l'année (Delvingt, 1978; Eltringham, 1999). L'occupation spatiale du reposoir aquatique présentée au Tableau 14 (page 51) confirme que de telles différences temporelles existent. Quoi qu'il en soit, il convient de réaliser les inventaires à une même période de l'année pour utiliser des résultats comparables au cours du temps. Il faut aussi tenir compte du fait que les facteurs de correction de comptages proposés au point 5.4. ont été calculés avec des données acquises en fin de saison sèche, au mois de mai.

Enfin, le choix des opérateurs pour la réalisation des comptages est important. Il est nécessaire de prendre ce facteur aléatoire en compte lors de futures études, comme le signalent aussi Vermeulen *et al.* (2013). Les observateurs qui analysent les images doivent être expérimentés ou leur niveau d'expertise doit être quantifié pour obtenir des résultats précis. Le point 5.4. traite plus en détails de l'utilisation des facteurs de correction de comptage et des combinaisons idéales entre le nombre d'observateurs et le nombre d'images à traiter.

En résumé, les recommandations pratiques pour les inventaires d'hippopotames par drone sur des images en couleurs réelles sont :

- Une hauteur de vol de 140 mètres pour le développement de procédures d'inventaire à grande échelle, inférieure si la précision ou la résolution souhaitée est très élevée pour des applications bien particulières, et supérieure si d'autres études prouvent que l'impact sur les taux de détection et de certitude reste très faible ;
- Des vols en matinée entre 6h30 et 8h45 au PNG, à des plages horaires identiques entre plusieurs vols si possible ;
- Une couverture nuageuse aussi limitée que possible ;
- L'absence de vents forts ;
- Des vols réalisés à la même saison pour des comparaisons entre plusieurs années (si possible en mai en cas d'utilisation des facteurs de correction de comptages proposés dans ce travail) ;
- La réalisation des comptages sur une ou plusieurs images par un ou plusieurs opérateurs, en fonction des moyens disponibles et des objectifs poursuivis.

Delvingt (1978) recommande également de mettre en œuvre une méthode limitant l'impact sur le comportement des animaux. Il semble que l'usage du drone soit dès lors une alternative remarquable aux inventaires aériens classiques par avion en raison de l'absence de toute perturbation des animaux, comme l'attestent une photographie aérienne d'un groupe d'éléphants acquise au Parc National de la Garamba (Figure 40) et plusieurs auteurs (Jones, 2003; Jones *et al.*, 2006; Chabot, 2009; Vermeulen *et al.*, 2013).



Figure 40 : Photographies aériennes de deux éléphants couchés, acquises en mai 2015 au PNG, attestant de l'absence de perturbation des animaux par le drone *Falcon Unmanned*®. Le groupe complet de 17 éléphants a été survolé pendant environ 1h30, était visible à distance, et ne s'est pratiquement pas déplacé sur ce laps de temps.

5.4. Calcul d'un facteur de correction des comptages

Les deux facteurs de correction proposés et calculés en 4.4. peuvent être utilisés tels quels pour des estimations d'effectifs d'hippopotames en rivières, avec les valeurs adaptées à l'expertise des opérateurs. Selon l'objectif poursuivi, il est possible de n'utiliser qu'un des deux, ou encore leur moyenne. Le premier (valeur moyenne = 1,218) a pour ambition de corriger le nombre observé pour estimer le nombre d'animaux présents dans le groupe au moment du vol, alors que le second (valeur moyenne = 1,286) vise une approche d'estimation de population plus classique, tenant compte des mouvements d'entrées et de sorties des animaux au sein des groupes entre plusieurs jours. Ce deuxième facteur permettrait d'obtenir des résultats cohérents en inventaires faunistiques avec la réalisation d'un seul passage au-dessus de la zone étudiée, et pourrait être appliqué directement aux effectifs obtenus. La moyenne des deux taux de correction est de 1,252 et correspond au facteur de correction de 1,25 obtenu et proposé par Delvingt (1978). Il propose l'usage de cet indice pour les inventaires d'hippopotames en survolant les rivières de la zone étudiée. Une estimation précise de population est donc possible avec des individus isolés et en groupes, dans les deux contextes du Parc National des Virunga et du Parc National de la Garamba. Il n'est pas jugé nécessaire de reproduire la méthodologie établie dans la présente étude ou celle de Delvingt pour s'adapter à un autre contexte, dans la mesure où les résultats obtenus dans deux zones différentes sont extrêmement proches. Dès lors, le facteur de correction de 1,25 semble tenir compte principalement du comportement de l'espèce, plus que de la zone dans laquelle elle vit.

Concernant les paramètres de vol et leur influence sur le facteur de correction utilisé, il convient de tenir compte principalement des impacts importants des conditions météorologiques. Le choix des opérateurs et des hauteurs de vol ont effectivement une incidence plus faible sur le facteur de correction. Comme précisé dans la section précédente (point 5.3.), l'idéal est de travailler dans des conditions comparables entre plusieurs campagnes d'inventaires, à des périodes de l'année similaires (en saison sèche si possible), à des heures comparables (entre 6h30 et 8h45 pour éviter les reflets du soleil sur les images et profiter de l'activité encore importante des animaux) et avec une couverture nuageuse et une vitesse de vent aussi limitées que possible.

Pour éviter toutes les sources de variabilité liées au calcul d'un facteur de correction, et si les moyens sur le terrain permettent de réaliser plusieurs passages au-dessus des zones à inventorier, une combinaison de plusieurs images et opérateurs pour les comptages est intéressante. Il est dès lors important de pouvoir définir clairement les objectifs en termes de précision souhaitée et les moyens disponibles en temps. Le Tableau 11 (page 48) montre que le gain en précision est plus important en augmentant le nombre d'images (passages du drone) qu'en augmentant le nombre d'opérateurs réalisant les comptages. Néanmoins, les coûts d'acquisition des données sur le terrain n'ont pas pu être évalués. En effet, dans cette étude, seule une faible proportion du plan de vol permettait de surplomber la zone étudiée et entraînerait donc des coûts supérieurs à ceux d'un inventaire réel. Il serait nécessaire de les considérer pour proposer une fonction de coût complète. Avec l'analyse de 8 images par 2 opérateurs et en utilisant l'effectif maximal obtenu parmi les 16 comptages réalisés, l'erreur d'estimation de l'effectif est en moyenne de moins de 5% pour un coût de 94 minutes. Dans le cas d'un inventaire en taille réelle, il paraît exagéré de passer autant de temps pour l'analyse de l'emprise d'une seule image (représentant un peu plus de 2 hectares à 140 mètres de hauteur). De plus, la fonction de coût ne prend pas en compte le temps et les moyens humains nécessaires pour la réalisation de 8 passages au-dessus de l'ensemble de la zone d'inventaire. Il est donc peu

vraisemblable que de tels moyens puissent être disponibles pour un inventaire à grande échelle. Le logiciel *WiMUAS* permet aussi de comparer visuellement les résultats de comptages de plusieurs observateurs. Afin de combiner les observations de deux opérateurs pour obtenir un effectif aussi proche que possible de la réalité, l'usage du logiciel semble donc être la solution d'interprétation visuelle la plus fiable, par comparaison avec l'utilisation du maximum compté, mais double le temps d'interprétation des images.

Dès lors, en alternative aux deux premières méthodes proposées (facteur de correction global ou combinaison de comptages d'opérateurs pour plusieurs passages), une solution simple peut être proposée : il serait possible d'éliminer l'effet observateur en proposant à un opérateur désigné de compter des hippopotames sur 10 à 100 photographies dont l'effectif réel de la population est connu ou estimé avec précision. A partir des résultats obtenus à ce test, un facteur de correction de comptage personnel pourrait être attribué à un observateur quelconque. Si la personne en question doit réaliser des comptages pour un inventaire réel sur un ensemble d'images, il conviendrait de placer ces photographies de test à la moitié de sa procédure de comptage. Cela permettrait de ne pas calculer un facteur de correction biaisé pour un observateur débutant qui aurait amélioré son interprétation des images après quelques essais, et de déterminer un facteur adapté à mi-parcours. Cette méthode simple pourrait donner des résultats relativement précis tout en minimisant les coûts d'acquisition et d'analyse des données. Le risque est néanmoins une disparité importante entre les conditions météorologiques lors de l'acquisition des images destinées au test de l'opérateur et celles de l'inventaire. Il est donc important de sélectionner des images respectant les recommandations pratiques de vol données à la section précédente.

En résumé, parmi les trois méthodes proposées pour la correction des comptages, il convient d'utiliser :

- Le facteur de correction moyen (1, 2 ou global) adapté à la catégorie d'opérateur qui réalise les comptages (expérimenté ou non expérimenté) ;
- Une combinaison de plusieurs opérateurs et passages du drone pour maximiser la précision sans dépendre de la variabilité liée aux facteurs de correction, si les moyens disponibles sont suffisants ;
- Calculer un facteur de correction propre à l'opérateur réalisant les comptages à partir de données préalables dont la vérité de terrain est connue ou estimée précisément.

5.5. Description démographique d'un groupe par mesures individuelles

La Figure 28 (page 49) montre une structure démographique relativement différente entre les images utilisées, bien qu'elles soient toutes issues d'un même vol, qu'elles aient été acquises à des instants très proches, à des hauteurs similaires et que les mesures aient été réalisées par le même opérateur. La variabilité entre les observations est importante. Les analyses de la variance réalisées montrent que les mesures moyennes réalisées sur des images issues de passages différents du drone sont significativement différentes et ne permettent pas de réaliser des comparaisons très précises entre les structures démographiques obtenues. Ces différences sont vraisemblablement dues aux positions différentes des animaux entre deux passages (immersion de certains d'entre eux et déplacements) ainsi qu'à la subjectivité des mesures sur les images et à l'imprécision du géoréférencement. Il est subjectif de délimiter approximativement les longueurs d'animaux qui ne sont pas vus entièrement uniquement sur base des proportions entre la tête et le dos. Quoi qu'il en soit, il est préférable de répartir les hippopotames en classes larges de longueurs et non de travailler directement sur les mesures individuelles « précises », puisque ces dernières sont évaluées très approximativement dans le cas d'animaux partiellement immergés. La structure démographique moyenne peut être décrite (Figure 29, page 49) et considérée comme une représentation synthétique, bien qu'elle soit peu précise. Par ailleurs, tous les hippopotames du groupe survolé ne sont pas mesurés puisque certains n'apparaissent probablement pas sur les photos. L'orientation du drone au cours d'un seul passage ne semble pas impacter les résultats, mais il faut noter que la variation des valeurs des paramètres de *yaw*, *pitch* et *roll* n'a été considérée que sur moins d'une seconde à chaque passage. Il serait intéressant de tester la variation de mesures au sol sur des objets fixes en fonction de l'orientation du drone, et non sur des hippopotames qui ont tendance à être immergés et se déplacer entre plusieurs passages.

Il est important de préciser que cette application de description démographique d'un groupe est une simple illustration des potentialités d'utilisation du géoréférencement individuel d'images par projection pour la réalisation de mesures. Il est donc clair que pour réaliser des mesures fiables et plus précises, il est nécessaire de disposer de mesures d'orientation externe plus fines. En effet, plusieurs limitations peuvent être identifiées pour la méthodologie appliquée. Tout d'abord, la centrale inertielle du drone est relativement peu précise et les angles d'orientation enregistrés ne sont pas très fiables. La hauteur de vol évaluée par le baromètre de l'appareil n'est pas non plus très précise, et est de plus calculée par rapport à l'altitude du sol où le drone a été lancé, avec l'hypothèse que cette altitude est constante sur toute la zone survolée (hypothèse de relief plat). Cette hypothèse n'est bien entendu pas respectée en pratique et ne permet donc pas de mesurer précisément des objets si le relief de la zone survolée n'est pas pris en compte. Les moyens techniques ne permettant pas encore d'automatiser le calage du temps de l'appareil photographique avec celui du GPS du drone, le recours au calcul manuel d'un *time offset* imprécis est une autre contrainte à prendre en compte. La technique de l'*Individual Footprint Projection (IFP)* comporte donc des erreurs en tenant compte des angles d'orientation imprécis et de valeurs d'altitudes généralement biaisées. L'utilisation de meilleurs capteurs (centrale inertielle, GPS et baromètre), la combinaison de plusieurs d'entre eux sur le drone ou l'usage de la photogrammétrie permettraient d'obtenir des résultats plus rigoureux.

5.6. Imagerie infrarouge thermique

5.6.1. Occupation spatiale des hippopotames au sein des reposoirs aquatiques

Les taux d'occupation des reposoirs aquatiques obtenus, significativement différents en fonction de la saison et présentés au Tableau 14 (page 51), peuvent conduire à différentes interprétations. Les hippopotames semblent occuper une plus grande proportion de la surface d'un reposoir aquatique durant la saison des pluies. Ils doivent donc soit être plus nombreux sur une même superficie, donc plus concentrés, soit se comporter différemment en se trouvant plus souvent en surface que durant la saison sèche. Il est reconnu que les mâles les plus faibles sont rejetés des groupes, notamment en saison sèche (Delvingt, 1978; Eltringham, 1999), ce qui pourrait expliquer une diminution des effectifs des reposoirs aquatiques à cette période. Au vu des observations de terrain, la différence de niveau des rivières entre les deux saisons de l'année suggère qu'une part beaucoup plus importante des zones humides ne permette pas aux hippopotames de se réunir en reposoirs aquatiques à faible profondeur en saison des pluies. En effet, avec l'accumulation d'eau de pluie à cette saison et l'augmentation de plusieurs mètres du niveau des cours d'eau au PNG, les hippopotames pourraient avoir tendance à se rassembler au niveau de zones de faible profondeur, plus réduites en superficie, et donc à apparaître plus serrés sur les images. En parallèle, les résultats de l'algorithme de comptage semi-automatique et l'analyse visuelle ont montré qu'il n'est pas possible de distinguer facilement les hippopotames en saison sèche sur des images en infrarouge thermique en raison d'un trop faible contraste avec leur milieu. Cette contrainte technique pourrait donc aussi partiellement expliquer la différence observée entre les taux d'occupation des reposoirs aquatiques pour les deux saisons.

5.6.2. Efficacité de l'algorithme de comptage semi-automatique

La comparaison entre les comptages manuels et automatiques montre des résultats relativement similaires pour les images utilisées : les estimations sont non biaisées et vont de -4,9% à +12,9%. Bien que l'algorithme semble donner des résultats de comptages totaux comparables aux observations visuelles, les proportions d'animaux des trois catégories sont généralement très peu semblables entre les deux méthodes. En outre, même l'identification manuelle est parfois incertaine pour la distinction entre plusieurs animaux serrés. Les erreurs obtenues par d'autres auteurs ayant développé des procédures de comptages automatisées (Tableau 1, page 10) sont malgré tout relativement semblables à celles de l'algorithme développé dans ce travail.

Il serait intéressant de décrire visuellement plus en détails les erreurs commises par l'algorithme afin de déceler certaines fautes systématiques dans la détection et la sélection des polygones, pour adapter la procédure automatique. Par la suite, une matrice de confusion pourrait ainsi être produite après avoir analysé dans quelle mesure les catégories attribuées automatiquement aux hippopotames sont proches de celles assignées par les digitalisations manuelles.

5.6.3. Traitements automatiques

Lors de la détection des maxima locaux, quelques faux positifs sont parfois générés. Cependant, ils sont soit contenus dans des polygones non sélectionnés, soit absents de tout polygone et n'ont donc généralement pas d'impact sur l'estimation finale. Le nombre de maxima locaux obtenus est fortement lié au paramètre de rayon fixé. Une valeur importante du rayon minimise les faux

positifs mais augmente le risque d'un manque de détection de certains animaux, particulièrement ceux qui sont pratiquement immergés et qui représentent souvent environ un tiers de l'effectif du groupe. Il est donc important de choisir une valeur adaptée pour ce paramètre compte tenu de la hauteur de vol et de la qualité des images obtenues (contrastes et valeurs des pixels). La valeur du rayon doit être un bon compromis pour détecter un maximum d'animaux tout en évitant l'obtention d'un nombre trop important de points maxima locaux. Ce paramètre de rayon est le seul dont la valeur optimale semble suivre une décroissance avec la hauteur de vol, prenant des valeurs de 6 à 2 pixels entre respectivement 39 et 106 mètres de hauteur.

La forme de certains polygones sélectionnés peut être relativement différente des digitalisations manuelles. Par ailleurs, plusieurs hippopotames très proches l'un de l'autre sont souvent difficiles à distinguer automatiquement (exemple à la Figure 37, page 54).

Une autre limitation de l'algorithme concerne les cas où la tête d'un animal n'est pas parfaitement dans l'axe de son dos, mais est tournée dans une autre direction. En effet, l'alignement relatif entre les polygones voisins est une condition nécessaire pour respecter la règle de fusion de deux polygones de PPAU (Paire de Polygones correspondant à un Animal Unique). Le critère de l'angle maximal peut être fixé de manière moins stricte, mais de fausses associations entre des hippopotames distincts pourraient être une source d'erreur d'autant plus importante.

En ce qui concerne les valeurs des paramètres d'entrée de l'algorithme autres que le rayon de détection des maxima locaux, il est difficile de donner des recommandations précises. La grande variabilité des résultats de comptages avec différentes valeurs de ces paramètres constitue la principale limitation de l'application (Tableau 18, page 56). Pour fixer le seuil minimum de détection des maxima locaux, il convient de réaliser une rapide inspection visuelle des valeurs du raster de départ pour déterminer un seuil de valeurs en-deçà duquel aucun hippopotame n'est identifié. En pratique, une valeur minimum de raster de 75 (*Digital Number* allant de 1 à 255) s'avère être tout à fait adaptée à la majorité des images. La distance minimale entre deux maxima locaux, ainsi que les angles maximaux ayant un faible impact sur la variabilité des erreurs des comptages, il est raisonnable d'utiliser les valeurs intermédiaires testées pour ces paramètres : des angles maximaux de 20° et une distance minimale entre maxima locaux de 3 à 5 pixels conviennent pour la plupart des images. Enfin, il convient d'être particulièrement attentif à l'intervalle fixé entre les lignes de niveau générées. En effet, un intervalle entre lignes de niveaux d'une valeur de 1 amène à une importante sous-estimation de l'effectif du groupe en raison d'un dysfonctionnement de l'application. En pratique, les valeurs de 2 à 4 conviennent pour l'intervalle entre lignes de contours.

Pour chaque image, le groupe d'hippopotames doit être délimité par la digitalisation manuelle de la zone où ils sont regroupés. Cette étape est très importante pour obtenir des résultats cohérents. En effet, la végétation et les berges entourant les rivières peuvent avoir une réflectance importante dans les longueurs d'ondes thermiques, tout comme les animaux. Les valeurs de ces pixels peuvent donc interférer avec l'identification des hippopotames et amener à de fausses détections. Une perspective pourrait être l'automatisation de cette procédure de délimitation de la zone occupée par les animaux pour réduire les opérations manuelles. Cette piste pourrait considérer à la fois la taille des objets modèles à identifier (hippopotames) et la variation de la réflectance autour d'eux. Afin de limiter le temps nécessaire aux prétraitements des images (analyse des vidéos puis extraction et sélection des prises de vue contenant des hippopotames, délimitation manuelle des zones occupées par

les animaux), il conviendrait d'élargir l'algorithme construit à la détection des animaux sur les vidéos ou parmi l'ensemble des images brutes extraites. La procédure à suivre pourrait également être basée sur la modélisation de la réflectance observée autour des hippopotames.

Le *plugin* produit sous *QGIS*® présente encore des imprécisions et pourrait encore être amélioré. L'intégration d'une fenêtre circulaire au lieu d'une « fenêtre en croix » pour la détection des maxima locaux tout en se rendant indépendant de l'outil *FUSION* (McGaughey *et al.*, 2004) s'avère être la prochaine étape de développement de l'algorithme. Une autre imprécision est liée à l'hypothèse de verticalité du capteur par rapport à la zone étudiée. En effet, la position de la caméra n'est pas prise en compte dans les paramètres de l'algorithme et les régressions construites se basent sur des images acquises avec un capteur généralement incliné un peu vers l'avant du drone. En outre, des améliorations techniques mineures pourraient encore être apportées, comme par exemple la possibilité d'écraser les fichiers de sortie produits par une première exécution de l'algorithme sans devoir les supprimer manuellement avant une deuxième utilisation.

La procédure automatique développée dans cette étude n'utilise pas l'analyse de texture ou la reconnaissance de structures prédéfinies (*regular pattern recognition*) que certains autres auteurs ont employées (Gougeon, 1995; Meyer *et al.*, 1996; Quackenbush *et al.*, 2000; Laliberte *et al.*, 2003; Abd-Elrahman *et al.*, 2005). En effet, les images utilisées pour ce travail ne présentent pas suffisamment de variations de texture en comparaison avec des images classiques en couleurs et de résolution fine. Pour la reconnaissance de structures prédéfinies, une difficulté majeure est à considérer : contrairement aux animaux suivis dans d'autres études, les hippopotames visibles en imagerie thermique apparaissent selon de nombreuses formes et tailles variables en raison de leur présence permanente dans l'eau en journée. La construction d'objets modèles pour une reconnaissance automatique est donc très complexe. C'est pourquoi uniquement les limites de surfaces et de périmètres ont été intégrées comme paramètres d'entrée de l'algorithme. Une alternative pour la détection des hippopotames pourrait néanmoins être approfondie : en se basant sur l'importance de la variation des valeurs du raster en bordure des polygones identifiés comme étant des animaux (variation de la pente de la température), il serait peut-être possible d'obtenir des résultats tout aussi intéressants.

5.6.4. Conditions d'utilisation de l'algorithme

Des recommandations pratiques d'utilisation de l'algorithme peuvent être tirées de l'expérience de terrain et des vols réalisés à différentes heures du jour et de la nuit pour différentes périodes de l'année (septembre 2014 et mai 2015). Une première recommandation est de réaliser les vols en infrarouge thermique durant la saison des pluies (après mai et avant novembre), contrairement aux vols en images couleurs. En effet, une quantité importante d'eau de pluie a probablement tendance à diminuer la température de l'eau des rivières et à augmenter le contraste de température entre les hippopotames et leur milieu à cette période. Des impacts de l'heure de vol et des conditions météorologiques ont également été perçus mais les combinaisons limitées de ces différents facteurs pour le faible nombre de vols réalisés ne permettent pas de déterminer avec certitude les meilleures conditions de détection des hippopotames sur des images infrarouges thermiques. Toutefois, les données acquises montrent l'impossibilité d'identifier ces animaux en fin d'après-midi en raison de l'accumulation de chaleur à la surface de l'eau et à la diminution du contraste, ainsi que des difficultés de visibilité en présence de brouillard.

5.6.5. Valorisation des résultats

Il est important de remarquer que le simple comptage sur les images n'est pas complètement représentatif de la taille réelle du groupe. En effet, comme il en a été plusieurs fois question dans ce travail, et plus particulièrement dans l'élaboration d'un facteur de correction, l'utilisation d'une seule image ne considère que le nombre d'hippopotames visibles à un instant donné. L'imagerie thermique ne permet pas de détecter des animaux immergés, tout comme les images en couleurs réelles. Un facteur de correction des comptages devrait donc également être appliqué aux effectifs obtenus pour estimer la taille d'un groupe. La valeur de 1,25 obtenue à la fois par Delvingt (1978) et dans cette étude pour des images en couleurs réelles pourrait être utilisée, mais il serait intéressant de vérifier si le facteur ne doit pas être adapté pour cette toute autre gamme de longueurs d'ondes.

5.7. Améliorations techniques

Pour améliorer la vérité de terrain et l'identification certaine du nombre d'animaux lors d'un vol, deux capteurs pourraient être utilisés conjointement sur le drone. En effet, des images acquises simultanément en infrarouge thermique et en couleurs réelles à haute résolution pourraient faciliter l'interprétation visuelle fine de la zone survolée. Les procédures de géoréférencement devraient dès lors être adaptées à l'usage des images thermiques. La combinaison de vidéos infrarouges et d'une caméra digitale en couleurs réelles pourrait aussi être une solution pour la détection d'hippopotames sur des aires d'études plus larges et l'élaboration de protocoles d'inventaires. Franke *et al.* (2012) ont par exemple tenté avec succès de détecter d'abord des animaux sur vidéos thermiques, pour ensuite identifier les espèces (cerf, daim, sanglier, chevreuil, renard, loup et blaireau) et les nombres d'individus grâce aux images en couleurs réelles à résolution fine acquises simultanément. Le développement de l'imagerie thermique pourrait également permettre l'utilisation de photographies en infrarouge thermique de meilleure résolution que les vidéos utilisées actuellement, ce qui favoriserait grandement l'interprétation des données.

La mise au point d'une procédure de comptage automatique d'hippopotames sur des images en couleurs réelles pourrait aussi être développée, à l'instar de celle proposée pour l'imagerie infrarouge thermique. Un gain de temps considérable pour l'analyse des données pourrait constituer un argument supplémentaire à l'utilisation des drones pour le suivi de populations d'hippopotames. La détection des contours des animaux par l'utilisation des trois bandes chromatiques des photographies pourrait être une piste intéressante à approfondir, tout comme les outils utilisés par d'autres auteurs et présentés en 1.2.4.4.

5.8. Proposition d'un protocole d'inventaire de l'espèce

Ce travail s'est focalisé sur l'optimisation de la détection et de la visibilité des groupes d'hippopotames sur des images acquises par drone. Une perspective générale dans la continuité de cette première contribution au monitoring de populations de cette espèce serait de développer des protocoles d'échantillonnage pour la réalisation d'inventaires tenant compte de l'ensemble des recommandations pratiques de vol proposées. L'application de ces méthodes à large échelle permettrait en effet d'établir un plan concret et robuste de suivi de l'hippopotame commun.

Les échantillonnages systématiques par transects ne sont pas bien adaptés aux inventaires de populations d'hippopotames (Hillman-Smith, 1988; Bouché, 2001). En effet, ces animaux ne se trouvent que dans des zones humides durant la journée, et les différences entre les estimations minimale et maximale des inventaires par blocs sont particulièrement larges⁵. De plus, fréquemment pour cette espèce, les contraintes des recensements aériens classiques s'additionnent à celles des recensements pédestres, ces derniers étant réalisés pour l'estimation de l'erreur de comptage (Hillman-Smith, 1988; Schapira *et al.*, 2011; Balole-Bwami *et al.*, 2014).

Dans le cadre du Parc National de la Garamba, jusqu'ici, l'évaluation des tendances passées des effectifs de populations d'hippopotames est très difficile en raison de la multitude de méthodes de recensements différentes ayant été mises en œuvre. L'utilisation d'un protocole robuste et répétable est possible en développant une procédure d'inventaire par drone, qui comporterait de multiples avantages : une sécurité accrue, la facilité de mise en œuvre, la fiabilité et la robustesse des estimations et tendances, ainsi qu'un coût limité par rapport à un avion.

En pratique, pour la réalisation des inventaires par cette technologie, il conviendrait de répéter un protocole identique et précis au moins tous les deux ans (Schapira *et al.*, 2011), à la même période de l'année, si possible en fin de saison sèche, quand le niveau de l'eau dans les rivières est au plus bas. Les recommandations pratiques de vol en couleurs réelles proposées dans cette étude seraient ainsi utilisables. En faisant l'hypothèse qu'aucun hippopotame ne se trouve en-dehors des zones humides durant la journée, un plan d'inventaire par échantillonnage se focalisant sur les rivières et points d'eau peut être réalisé. La partie sud du parc (Figure 41) est contrôlée par les gestionnaires et permet de réaliser des vols sans risque majeur de sécurité. Dès lors, à partir de la connaissance de l'ensemble des zones humides de cette aire d'étude, un échantillonnage peut être réalisé. Un premier inventaire exploratoire par drone permettrait de parcourir les différents types de milieux (rivières principales et points d'eau tels que les zones marécageuses) pour décrire la variabilité des résultats de comptage et définir des taux d'échantillonnage adaptés à chaque type d'habitat (échantillonnage stratifié). Pour les vols réalisés au site Dungu, il apparaît que l'emprise des images acquises à 140 mètres de hauteur (2,14 hectares) comprend toute la largeur de la rivière. Une ou maximum deux lignes de vol pourraient donc suffire à acquérir des images de toute la largeur d'un tronçon des rivières. Pour les zones humides hors rivières, une analyse préalable des sites à survoler dans un système d'information géographique permettrait de définir des plans de vol efficaces, au-dessus d'un maximum de marécages.

⁵ L'inventaire par échantillonnage aérien systématique réalisé en 1986 au PNG a conduit par exemple à un effectif total estimé d'hippopotames de 1874 ± 1668 individus.

Pour la définition des plans de vol à réaliser et la technique d'estimation des effectifs réels de populations, il convient de choisir *a priori* l'une des trois méthodes proposées au point 5.4., compte tenu des objectifs et des moyens disponibles. En outre, en saison sèche, dans les marais et autres points d'eau permanents, le niveau d'eau peut être différent de celui des rivières et induire des proportions d'immersions dissemblables (Schapira *et al.*, 2011). Dès lors, le calcul d'un autre facteur de correction de comptage adapté, selon la procédure décrite dans ce travail, s'avère être une solution rigoureuse pour les zones humides fermées.

Le résultat final d'un inventaire réalisé par échantillonnage sur l'ensemble de la zone méridionale du parc ou une partie de celle-ci pourrait être exprimé sous deux formes : un nombre d'hippopotames par kilomètre de rivière d'une part, et un nombre d'animaux par kilomètre carré dans l'intérieur des terres d'autre part. Ces densités pourraient bien entendu être adaptées à l'échelle de certaines rivières ou de superficies terrestres. Il est surtout important de pouvoir comparer des mesures réalisées dans les mêmes conditions sur une même zone au fil du temps pour tirer des conclusions concrètes sur l'évolution des populations.

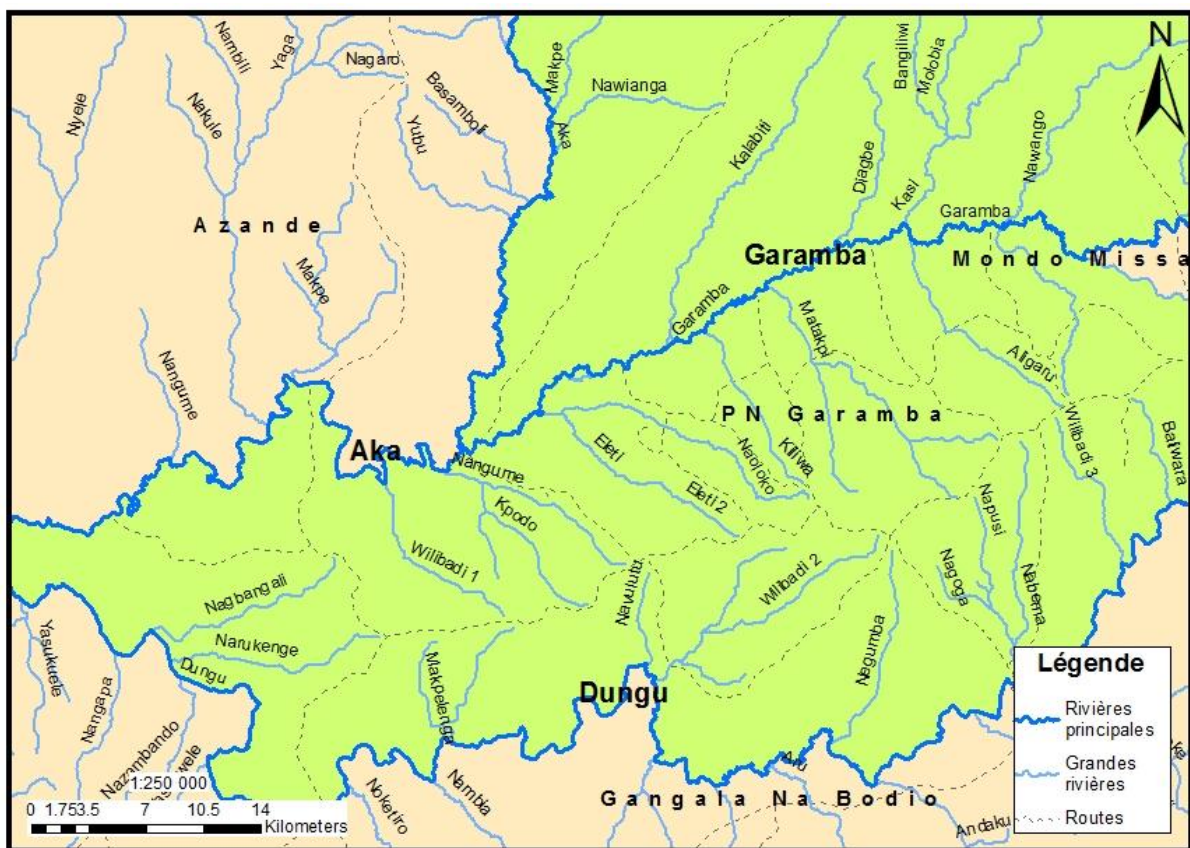


Figure 41 : Grandes rivières et pistes de la partie méridionale du Parc National de la Garamba. Les trois rivières principales du parc sont Aka, Garamba et Dungu.

6. CONCLUSION GÉNÉRALE

Le déclin des populations de grande faune et les difficultés pratiques de suivi de ces espèces induisent la recherche de nouvelles méthodes de monitoring. La technologie drone s'avère être potentiellement prometteuse pour le développement d'inventaires novateurs. Dans le cas de l'hippopotame en particulier, la présente étude donne des recommandations pour l'optimisation de la détection et de la visibilité des animaux, tout en proposant des pistes de développement de protocoles d'inventaires pour l'estimation d'effectifs de populations.

Avec les acquisitions et analyses de données réalisées dans ce travail de fin d'études, différentes applications concrètes ont été abordées. Tout d'abord, des recommandations pratiques pour l'acquisition et le traitement d'images en couleurs réelles ont été données : hauteur de vol de 140 mètres, vols entre 6h30 et 8h45 en saison sèche, couverture nuageuse et vent aussi faibles que possible, et réalisation des comptages par un ou plusieurs opérateurs selon les objectifs et les moyens disponibles. Ensuite, un effet opérateur clair a été identifié à la fois pour le taux de détection et le taux de certitude des comptages. Par la proposition de trois techniques différentes, une estimation précise de la taille de groupes d'hippopotames est possible. Dès lors, la quantification d'effectifs de populations est tout à fait envisageable en suivant les suggestions proposées dans ce travail. Il est également possible de quantifier la structure démographique de populations d'hippopotames sur base de mesures de longueurs d'animaux réalisées sur des photographies géoréférencées par projection individuelle. Or, dès qu'il est nécessaire de réaliser des mesures fines de distances ou de surfaces sur des images aériennes, il est indispensable de s'orienter vers des améliorations techniques du matériel ou d'utiliser des approches alternatives, telles que la photogrammétrie. Enfin, l'opportunité offerte par l'automatisation des comptages d'animaux montre des perspectives de développement remarquables, à la fois pour gagner un temps précieux et éviter la subjectivité de l'interprétation visuelle de différents observateurs.

De nombreuses perspectives de recherche ont été mises en avant : utiliser un drone à hélices pour construire une vérité de terrain plus rigoureuse, réaliser une étude éthologique du lien entre le comportement des hippopotames et les conditions environnementales (luminosité, couverture nuageuse, *etc.*), élargir les estimations de taux de détection et de taux de certitude à des hauteurs de vol supérieures à 140 mètres, ou encore évaluer l'impact des paramètres d'orientation du drone pour des mesures d'objets fixes au sol. Des améliorations techniques seraient aussi possibles en utilisant de meilleurs capteurs (centrale inertielle, GPS, baromètre) ou en combinant plusieurs pour estimer plus précisément les paramètres d'orientation externe du drone. Utiliser des images de haute résolution acquises simultanément dans différentes longueurs d'ondes est une autre alternative technique pouvant potentiellement améliorer la réalité de terrain. Le perfectionnement de la procédure semi-automatique de comptage d'hippopotames en infrarouge thermique peut également être poursuivi selon plusieurs voies : décrire plus en détails les erreurs commises par l'application pour adapter adéquatement les étapes de l'algorithme et élargir les possibilités d'automatisation à la délimitation des zones aquatiques occupées par les hippopotames, voire à la détection directe des animaux sur les vidéos. Une adaptation du facteur de correction calculé aux comptages en infrarouge thermique constituerait une piste rigoureuse pour l'estimation précise d'effectifs de population par de tels capteurs.

Un protocole d'inventaire de populations d'hippopotames par échantillonnage des zones humides de la partie méridionale du Parc National de la Garamba a également été proposé et est adaptable à d'autres contextes. Des vols exploratoires de quantification de la variabilité des résultats de comptages ainsi que le calcul d'un facteur de correction pour les zones humides marécageuses sont les dernières étapes avant de pouvoir définir un protocole complet d'inventaire.

Les nombreux avantages de la technologie drone méritent d'être valorisés, en particulier dans le cas de cette espèce pour laquelle le monitoring est souvent négligé ou réalisé avec des méthodes discutables.

7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abd-Elrahman A., Pearlstine L. & Percival F., 2005. Development of Pattern Recognition Algorithm for Automatic Bird Detection from Unmanned Aerial Vehicle Imagery. *Surveying and Land Information Science*, **65**(1), 37–45.
- African Parks, 2015. *Garamba National Park, DRC. About the park*. African Parks Network : http://www.african-parks.org/Park_5_102_About+the+Park.html, (10/04/2015).
- Anthony R.M., Anderson W.H., Sedinger J.S. & McDonald L.L., 1995. Estimating populations of nesting brant using aerial videography. *Wildlife Society Bulletin*, **23**(1), 80–87.
- Balole-Bwami E., de Merode E., Kujirakwinja D. & Tchouamo I.R., 2014. Conservation de l'hippopotame commun (*Hippopotamus amphibius*) au Parc National des Virunga : population actuelle et mesures de protection. *Parcs & Réserves*, **69**(3), 27-33.
- Bennetts R.E., Link W.A., Sauer J.R. & Sykes P.W.J., 1999. Factors influencing counts in an annual survey of snail kites in Florida. *The Auk*, **116**(2), 316–323.
- Bernatas S. & Nelson L., 2004. Sightability model for California bighorn sheep in canyonlands using forward-looking infrared (FLIR). *Wildlife Society Bulletin*, **32**(3), 638–647.
- Bouché P., 1999. *Ecologie de la Faune du Haut Bandama. Côte d'Ivoire*. Sourougou Dinga, Liège : Institut Vétérinaire, Université de Liège. Notes de cours.
- Bouché P., 2001. Méthodologies et techniques de recensement des grands mammifères en Afrique. Institut Vétérinaire Tropical, Université de Liège. Notes de cours.
- Bouché P., Douglas-Hamilton I., Wittemyer G., Nianogo A.J., Doucet J.-L., Lejeune P. & Vermeulen C., 2011. Will Elephants Soon Disappear from West African Savannahs? *PLoS One*, **6**(6), e20619.
- Bouché P., Lejeune P. & Vermeulen C., 2012. How to count elephants in West African savannahs? Synthesis and comparison of main gamecount methods. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, **16**(1), 77–91.
- Bourlière F. & Verschuren J., 1960. Introduction à l'écologie des ongulés du Parc National Albert. In : Institut des Parcs Nationaux du Congo Belge éd. *Exploration du Parc National Albert. Fascicule 1*. Bruxelles, Belgique.
- Bousquet B., 1984. Méthodes et résultats des inventaires de grands mammifères en vue de leur gestion rationnelle en Haute Volta. Thèse de doctorat : Académie de Montpellier, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, France.
- Casado Bolaños N., 2012. *Garamba National Park aerial animal census 2012*. Parc National de la Garamba, RDC : Institut Congolais pour la Conservation de la Nature, African Parks Network.

- Chabot D., 2009. *Systematic evaluation of a stock Unmanned Aerial Vehicle (UAV) system for small-scale wildlife survey applications*. Thèse : McGill University, Montreal (Canada).
- Chomba C., 2013. Factors affecting the Luangwa (Zambia) hippo population dynamics within its carrying capacity band. Insights for better management. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, **5**(3), 109–121.
- Croze H., 1972. A modified photogrammetric technique for assessing age-structures of elephant populations and its use in Kidepo National Park. *African Journal of Ecology*, **10**, 91–115.
- Cunningham D.J., Anderson W.H. & Anthony R.M., 1996. An image-processing program for automated counting. *Wildlife Society Bulletin*, **24**(2), 345–346.
- De Saeger H., Baert P., de Moulin G., Denisoff I., Martin J., Micha M., Noirfalise A., Schoemaker P., Troupin G. & Verschuren J., 1954. In : Institut des Parcs Nationaux du Congo Belge éd. *Exploration du Parc National de la Garamba. Fascicule 1*. Bruxelles, Belgique.
- Delvingt W., 1978. *Ecologie de l'hippopotame (Hippopotamus amphibius L.) au Parc National des Virunga (Zaire)*. Thèse de doctorat : Faculté des Sciences Agronomiques de l'Etat, Gembloux (Belgique).
- Delvingt W., 1985. Les recensements des hippopotames (*Hippopotamus amphibius* L.). Etude méthodologique en vue du choix d'un système de dénombrement. *Cahiers d'Ethologie appliquée*, **5**(1), 31–50.
- Dibloni O.T., Millogo A.N., Ouedraogo A.J., Guenda W. & Vermeulen C., 2011. Diversité faunique et distribution des activités de braconnage dans la Réserve de Biosphère de la Mare aux Hippopotames au Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **5**(5), 1813–1827.
- Dibloni O.T., Vermeulen C., Guenda W. & Millogo A.N., 2010. Structure démographique et mouvements saisonniers des populations d'hippopotame commun, *Hippopotamus amphibius* Linné 1758, dans la zone sud soudanienne du Burkina Faso. *Tropical Conservation Science*, **3**(2), 175–189.
- Eba'a Atyi R. & Bayol N., 2009. Les forêts de la République Démocratique du Congo en 2008. In: *Les Forêts Du Bassin Du Congo. Etats Des Forêts 2008*. Luxembourg, 115–128.
- Eltringham S.K., 1999. *The Hippos*. London (UK) : Poyser Natural History. 184 p.
- Emslie R.H., Reid C. & Tello J., 2006. *Report on the different target species amounted and evidence of poaching activity recorded during aerial and ground surveys undertaken in Southern Garamba National Park and adjoining Domaine de Chasse Gangala na Bodio*. Parc National de la Garamba, RDC.
- Faraway J.J., 2006. *Extending the Linear Model with R*. New York (USA) : Chapman & Hall/CRC. 345 p.

- FFI & APN, 2009. *Enquête socio-économique et d'attitudes des populations riveraines autour du Parc National de la Garamba. Rapport*. Fauna and Flora International, African Parks Network.
- Franke U., Goll B., Hohmann U. & Heurich M., 2012. Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high-resolution natural colour images. *Animal Biodiversity and Conservation*, **35**(2), 285–293.
- Garner D.L., Underwood H.B. & Porter W.F., 1995. Use of modern infrared thermography for wildlife population surveys. *Environmental Management*, **19**(2), 233–238.
- Gilmer D.S., Brass J.A., Strong L.L. & Card D.H., 1988. Goose counts from aerial photographs using an optical digitizer. *Wildlife Society Bulletin*, **16**(1), 204–206.
- Gougeon F.A., 1995. Comparison of possible multispectral classification schemes for tree crowns individually delineated on high spatial resolution MEIS images. *Canadian Journal of Remote Sensing*, **21**(1), 1–9.
- Grenzdörffer G.J., 2013. UAS-based automatic bird count of a common gull colony. In : *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XL-1/W2(4-6 September), 169–174.
- Haroldson B.S., Wiggers E.P., Beringer J., Hansen L.P. & McAninch J.B., 2003. Evaluation of aerial thermal imaging for detecting white-tailed deer in a deciduous forest environment. *Wildlife Society Bulletin*, **31**(4), 1188–1197.
- Havens K.J. & Sharp E.J., 1998. Using thermal imagery in the aerial survey of animals. *Wildlife Society Bulletin*, **26**(1), 17–23.
- Hillman-Smith K., 1988. *Garamba National Park. Hippo count, March 1988. Rapport*. Parc National de la Garamba, RDC.
- Hodgson A., Kelly N. & Peel D., 2013. Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) for Surveying Marine Fauna: A Dugong Case Study. *PLoS One*, **8**(11), 1–15.
- Holt R.S. & Cologne J., 1987. Factors affecting line transect estimates of dolphin school density. *Journal of Wildlife Management*. **51**(4), 836–843.
- ICCN, 2010. *Plan général de gestion 2011-2015 (Draft)*. Parc National de la Garamba, RDC : Institut Congolais pour la Conservation de la Nature.
- Inogwabini *et al.*, 2005. Protected Areas of the Democratic Republic of Congo. *Conservation Biology*, **19**(1), 15–22.
- Israel M., 2011. A UAV-Based Roe Deer Fawn Detection System. In : *Conference on Unmanned Aerial Vehicle in Geomatics, International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XXXVIII-1/C22, Zurich (Suisse).
- Jones G.P., 2003. *The Feasibility of Using Small Unmanned Aerial Vehicles for Wildlife Research*. Thèse : University of Florida (USA).

- Jones G.P., Pearlstine L.G. & Percival H.F., 2006. An Assessment of Small Unmanned Aerial Vehicles for Wildlife Research. *Wildlife Society Bulletin*, **34**(3), 750–758.
- Koh L.P. & Wich S.A., 2012. Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Tropical Conservation Science*, **5**(2), 121–132.
- Koski W.R., Allen T., Ireland D., Buck G., Smith P.R., Macrender A.M., Halick M.A., Rushing C., Sliwa D.J. & McDonald T.L., 2009. Evaluation of an Unmanned Airborne System for Monitoring Marine Mammals. *Aquatic Mammals*, **35**(3), 347–357.
- Laliberte A.S. & Ripple W.J., 2003. Automated wildlife counts from remotely sensed imagery. *Wildlife Society Bulletin*, **31**(2), 362–371.
- Letouzey R., 1969. *Manuel de botanique forestière. Afrique tropicale. Tome 1 Botanique générale*. Nogent sur Marne (France) : Centre Technique Forestier Tropical. 189 p.
- Lewison R. & Oliver W., 2008. *The IUCN Red List of Threatened Species*. International Union for Conservation of Nature : <http://www.iucnredlist.org/details/10103/0>, (14/03/2015).
- Lillesand T.M. & Kiefer R.W., 2000. *Remote sensing and image interpretation*. 4e éd. New York (USA): Wiley. 721 p.
- Linchant J., Lejeune P. & Vermeulen C., 2014. Les drones au secours de la grande faune menacée de RDC. *Parcs & Réserves*, **69**(3), 5–13.
- Lisein J., Linchant J., Lejeune P., Bouché P. & Vermeulen C., 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**(4), 506–520.
- Livre blanc/ENP, 2015. *RD Congo. Dynamiques et enjeux de développement à long terme*. République Démocratique du Congo : Equipe Nationale de Prospective Stratégique.
- Martin J., Edwards H.H., Burgess M.A., Percival H.F., Fagan D.E., Gardner B.E., Ortega-Ortiz J.G., Ifju P.G., Evers B.S. & Rambo T.J., 2012. Estimating Distribution of Hidden Objects with Drones: From Tennis Balls to Manatees. *PLoS One*, **7**(6), e38882.
- McGaughey R.J., Carson W.W., Reutebuch S.E. & Andersen H.E., 2004. Direct measurement of individual tree characteristics from LIDAR data. In: *Proceedings of the Annual ASPRS Conference*, Denver, May 23-28, 2004. *American Society of Photogrammetry and Remote Sensing*, Bethesda, MD.
- Meyer P., Staenz K. & Itten K.I., 1996. Semi-automated procedures for tree species identification in high spatial resolution data from digitized colour infrared-aerial photography. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. **51**(1), 5–16.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being. Biodiversity Synthesis*. Washington : World Resources Institute.

- Mònico M., 2014. *Garamba National Park aerial survey March 2014*. Parc National de la Garamba, RDC : Institut Congolais pour la Conservation de la Nature, African Parks Network.
- Mosbech A. & Boertmann D., 1999. Distribution, abundance and reaction to aerial surveys of post-breeding king eiders (*Somateria spectabilis*) in Western Greenland. *Arctic*, **52**(2), 188–203.
- Mulero-Pázmány M., Stolper R., Van Essen L.D., Negro J.J. & Sassen T., 2014. Remotely Piloted Aircraft Systems as a Rhinoceros Anti-Poaching Tool in Africa. *PLoS One*, **9**(1), 1–10.
- Naugle D.E., Jenks J.A. & Kernohan B.J., 1996. Use of thermal infrared sensing to estimate density of white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin*, **24**(1), 37–43.
- Newsam S., Wang L., Bhagavathy S. & Manjunath B.S., 2004. Using texture to analyze and manage large collections of remote sensed image and video data. *Applied Optics*, **43**(2), 210–217.
- Oishi Y. & Matsunaga T., 2010. Survey of Wild Animals in the Snow in Airborne Remote Sensing Images Using Computer Aided Detection of the Moving Wild Animals Algorithm. In : *Conference on Unmanned Aerial Vehicle in Geomatics, International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XXXVIII(8), 498–500.
- Olivier R.C.D. & Laurie W.A., 1974. Habitat utilization by hippopotamus in the Mara River. *East African Wildlife Journal*, **12**(4), 249–271.
- Packard J.M., Summers R.C. & Barnes L.B., 1985. Variation of Visibility Bias during Aerial Surveys of Manatees. *Journal of Wildlife Management*, **49**(2), 347–351.
- Pearlstine L., Portier K.M. & Smith S.E., 2005. Textural Discrimination of an Invasive Plant, *Schinus terebinthifolius*, from Low Altitude Aerial Digital Imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **71**(3), 289–298.
- Potvin F. & Breton L., 2005. From the Field: Testing 2 aerial survey techniques on deer in fenced enclosures-visual double-counts and thermal infrared sensing. *Wildlife Society Bulletin*, **33**(1), 317–325.
- Quackenbush L.J., Hopkins P.F. & Kinn G.J., 2000. Developing forestry products from high resolution digital aerial imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **66**(11), 1337–1346.
- R Development Core Team, 2008. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>, (09/04/2015).
- Sardà-Palomera F., Bota G., Viñolo C., Pallarés O., Sazatornil V., Brotons L., Gomáriz S. & Sardà F., 2012. Fine-scale bird monitoring from light unmanned aircraft systems. *Ibis*, **154**(1), 177–183.

- Sasse D.B., 2003. Job-related mortality of wildlife workers in the United States, 1937-2000. *Wildlife Society Bulletin*, **31**(4), 1000–1003.
- Schapira P. & Antoninova M., 2011. *Garamba National Park Hippopotamus survey 2011*. Parc National de la Garamba, RDC : Institut Congolais pour la Conservation de la Nature, African Parks Network.
- Skalski J.R., Ryding K.E. & Millspaugh J.J., 2010. *Wildlife Demography. Analysis of Sex, Age, and Count Data*. San Diego (USA) : Elsevier Academic Press. 561 p.
- Southwell C., 2005. Response behaviour of seals and penguins to helicopter surveys over the pack ice off East Antarctica. *Antarctic Science*, **17**(3), 328–334.
- Trimble M.J., van Aarde R.J., Ferreira S.M., Nørgaard C.F., Fourie J., Lee P.C. & Moss C.J., 2011. Age determination by back length for African savanna elephants: extending age assessment techniques for aerial-based surveys. *PLoS One*, **6**(10), e26614.
- UICN, 2010. *Parcs et réserves de la République Démocratique du Congo. Evaluation de l'efficacité de la gestion des aires protégées. Rapport*. Ouagadougou (Burkina Faso) : Union Internationale pour la Conservation de la Nature, Programme Aires Protégées pour l'Afrique du Centre et de l'Ouest (PAPACO).
- UNEP, 2012. *Global Environmental Outlook 5 Report. Part 1: State and trends of the environment. Chapter 5: Biodiversity*. Programme des Nations Unies pour l'Environnement.
- Van Blyenburgh P., 1999. UAVs: an Overview. *Air & Space Europe*, **1**(5-6), 43–47.
- Verheyen R., 1951. Contribution à l'étude éthologique des mammifères du Parc National de l'Upemba. In : Institut des Parcs Nationaux du Congo Belge éd. *Exploration du Parc National de l'Upemba*. Bruxelles, Belgique.
- Verheyen R., 1954. Monographie Ethologique de l'Hippopotame (*Hippopotamus amphibius* L.). In : Institut des Parcs Nationaux du Congo Belge éd. *Exploration du Parc National Albert*. Bruxelles, Belgique.
- Vermeulen C., Lejeune P., Lisein J., Sawadogo P. & Bouché P., 2013. Unmanned Aerial Survey of Elephants. *PLoS One*, **8**(2), e54700.
- Viljoen P.C., 1995. Changes in number and distribution of hippopotamus (*Hippopotamus amphibius*) in the Sabie River, Kruger National Park, during the 1992 drought. *Koedoe*, **38**(2), 115–121.
- Watts A.C., Ambrosia V.G. & Hinkley E.A., 2012. Unmanned aircraft systems in remote sensing and scientific research: Classification and considerations of use. *Remote Sensing*, **4**(6), 1671–1692.
- Watts A.C., Perry J.H., Smith S.E., Burgess M.A., Wilkinson B.E., Szantoi Z., Ifju P.G. & Percival H.F., 2010. Small Unmanned Aircraft Systems for Low-Altitude Aerial Surveys. *Journal of Wildlife Management*, **74**(7), 1614–1619.

- Wilkinson B.E., Dewitt B.A., Watts A.C., Mohamed A.H. & Burgess M.A., 2009. A New Approach for Pass-point Generation from Aerial Video Imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **75**(12), 1415–1423.
- Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N.J., Saveliev A.A. & Smith G.M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. New York (USA) : Springer. 580 p.

8. ANNEXES

Annexe 1 : Paramètres statistiques descriptifs des taux de détection et de certitude obtenus par les comptages des huit opérateurs

		Opérateurs							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Nombre total d'animaux comptés		12734	13199	12515	12509	12199	11371	11505	11864
Temps total		8h00	7h45	8h00	8h45	10h00	12h45	8h30	8h30
TAUX DETECTION	Moyenne [IC 95%]	0,869 [0,858; 0,881]	0,902 [0,892; 0,911]	0,854 [0,843; 0,866]	0,854 [0,843; 0,865]	0,833 [0,82; 0,845]	0,776 [0,762; 0,79]	0,785 [0,773; 0,798]	0,81 [0,798; 0,821]
	Minimum	0,527	0,564	0,517	0,564	0,397	0,414	0,483	0,436
	Maximum	1,033	1,035	1,035	1,123	1,018	0,967	1,000	1,000
TAUX CERTITUDE	Moyenne [IC 95%]	0,877 [0,869; 0,886]	0,946 [0,941; 0,951]	0,937 [0,93; 0,943]	0,77 [0,754; 0,785]	0,919 [0,912; 0,926]	0,905 [0,896; 0,913]	0,797 [0,786; 0,809]	0,689 [0,67; 0,709]
	Minimum	0,612	0,764	0,706	0,279	0,610	0,702	0,487	0,000
	Maximum	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,982	1,000

Annexe 2 : Mode d'emploi explicatif du logiciel *WiMUAS*

Comparaison des comptages d'hippopotames de plusieurs observateurs sur images en couleurs réelles

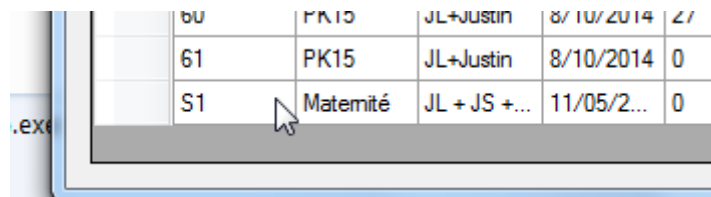
Avant tout, un grand merci d'accepter de mettre quelques heures à contribution pour m'aider à obtenir suffisamment de données de comparaison pour mon travail de fin d'études et obtenir des résultats statistiques fiables.

Voici la description des opérations pour la réalisation des comptages. Le logiciel utilisé n'est utilisable que sous Windows, pas sous Mac. Si vous disposez de l'extension Windows sur votre Mac, il est possible de l'utiliser. Sinon, il faudra travailler sur un autre ordinateur. L'idéal est de copier l'ensemble des fichiers et dossiers présents dans le dossier « Comptages_opérateurs », sur votre disque dur personnel, à l'endroit qui vous convient. L'ensemble du dossier représente un poids de 1,52 Go.

Le fichier « **Zone comptages.jpg** » indique la zone étudiée dans laquelle vous devez focaliser vos comptages. Comme vous le voyez sur cette image, certains hippopotames sont présents en-dehors de la zone, il ne faut donc pas en tenir compte, c'est **très important** pour ne pas biaiser les résultats.

Dans le dossier « Images_pour_comptages » se trouvent les 252 images sur lesquelles il faut compter les individus. Chacune de ces images a reçu un nom codé en plusieurs nombres, qu'il ne vous est pas nécessaire de considérer.

Vous pouvez ouvrir le dossier « Logiciel », qui contient les fichiers nécessaires à son fonctionnement. Seul le fichier « **VolDrone(15).exe** » doit vous être utile. Vous pouvez double-cliquer dessus pour ouvrir le logiciel. Une liste de vols réalisés par drone apparaît, mais seule la dernière entrée vous intéresse : le vol « **S1** » réalisé à la « **Maternité** » (défilez vers le bas pour arriver à la dernière ligne). Double-cliquez ensuite sur cette ligne de vol (Figure 1).



bu	PK15	JL+JUSTIN	8/10/2014	2/
61	PK15	JL+Justin	8/10/2014	0
S1	Maternité	JL + JS +...	11/05/2...	0

Figure 1.

La fiche de vol apparaît, et vous devez encoder le chemin d'accès des photos en cliquant sur « **Chemin du dossier de vol** » (Figure 2). Naviguez alors jusqu'à l'emplacement où vous avez copié les données, en indiquant le dossier « **Images_pour_comptages** » (Figure 3). Il est important de ne pas sélectionner le dossier « photos_ok », sinon un nouveau dossier sera créé à chaque nouvelle utilisation du logiciel.

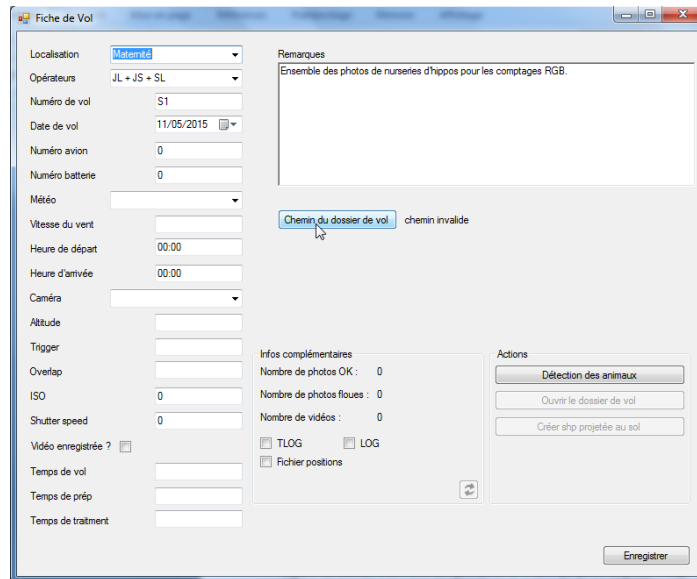


Figure 2.

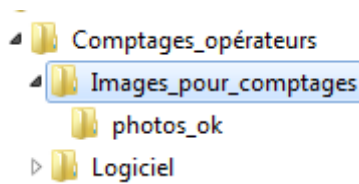


Figure 3.

Une fois le chemin d'accès précisé, cliquez sur « **Détection des animaux** » (Figure 4).

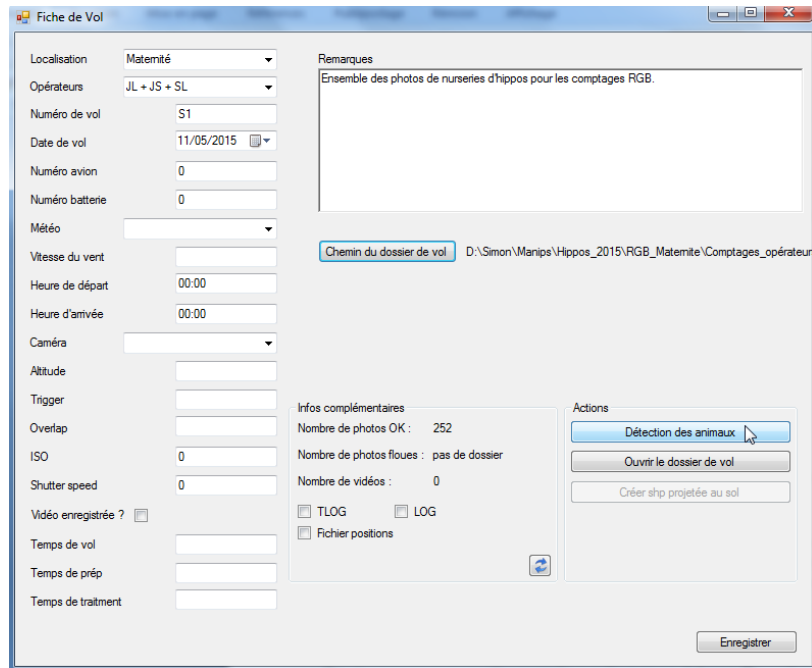


Figure 4.

Vous arrivez alors sur la fenêtre de comptage à proprement parler. Attention, si une croix rouge sur fond blanc apparaît dans le cadre (Figure 5, souvent le cas à la première ouverture de la fenêtre de détection des animaux) ou si les images s'affichent dans le logiciel de façon non centrée et pas en plein écran (= n'occupent pas toute la zone grise de la partie gauche de la fenêtre), fermer la fenêtre et recommencer. Mettez la fenêtre en plein écran, et **la photo présentée doit absolument être centrée et occuper toute la zone prévue pour l'image** (Figure 6) ! Dans le cas contraire, tous vos comptages seraient décalés et ne pourraient pas être valorisés !

En haut à droite de la fenêtre, il est important d'entrer un nouvel observateur et de vous assurer à chaque utilisation du logiciel que c'est votre nom qui apparaît en haut à droite de la fenêtre dans la rubrique « Observer ». Pour ajouter votre nom lors de votre premier comptage, cliquez sur la croix verte.

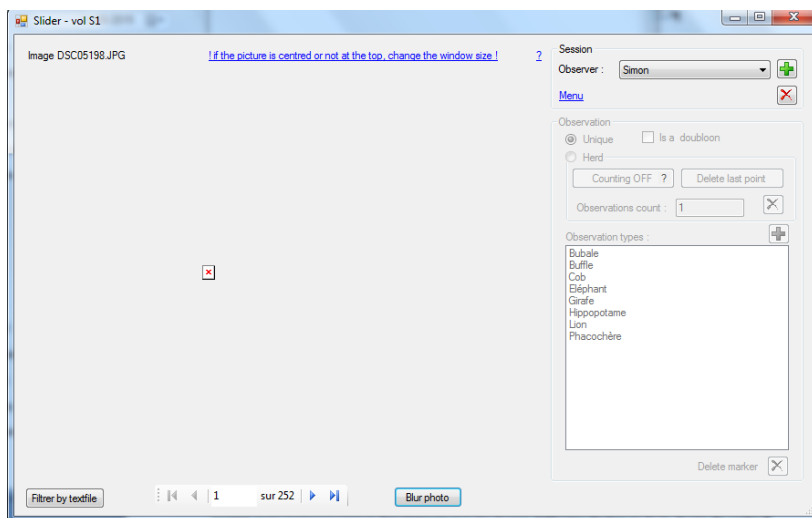


Figure 5.



Figure 6.

Pour chaque image, il faut d'abord réaliser un **double-clic sur l'image** (peu importe où), pour ensuite sélectionner sur la droite de l'écran qu'il s'agit d'un troupeau (**Herd**), et que l'espèce est **l'hippopotame**. Ensuite, vous pouvez procéder au comptage à proprement parler en cliquant sur « **Comptage OFF** » qui devient « **Comptage ON** » une fois activé. Pour réaliser les comptages, chaque animal observé doit être identifié par une observation « certaine » ou « non certaine ». Lorsque vous êtes certains d'avoir repéré un animal, utilisez le clic gauche de la souris, qui place un point orange. Lorsque vous avez un doute : clic droit, et un point jaune apparaît. **Attention, à la fin de vos comptages sur une image, il faut absolument cliquer à nouveau sur le bouton « Comptage ON », pour qu'il redevienne « Comptage OFF »** (si vous l'oubliez, vous aurez un bug du programme).

Les photos sont prises à des altitudes allant de 40 à 140 mètres, il vous est dès lors largement recommandé de zoomer au sein de chaque image avec la molette de votre souris. Une fois l'image zoomée, vous pouvez naviguer au sein de la photo avec les barres de défilement du bas et de la droite du cadre qui apparaissent.

J'ai pu réaliser l'ensemble des comptages sur les 252 photos en une journée complète de travail (un peu moins de 8 heures). Il est donc largement possible d'y parvenir en 4 jours, à raison de 2 heures par jour, ou une grosse semaine en comptant une heure par jour.

Encore merci pour votre participation, et n'hésitez pas si vous avez la moindre question !

Annexe 3 : Article accepté pour une présentation à la conférence *GeoUAV* et une publication par la revue *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*

HOW MANY HIPPOS (HOMHIP): ALGORITHM FOR AUTOMATIC COUNTS OF ANIMALS WITH INFRA-RED THERMAL IMAGERY FROM UAV

S. Lhoest *, J. Linchant **, S. Quevauvillers, C. Vermeulen, P. Lejeune

Forest Resources Management Axis, Biosystems engineering (BIOSE),
University of Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Passage des Déportés, 2 – 4350 Gembloux, Belgium
*simlho@hotmail.com, **julie.linchant@gmail.com, co-first authors

KEY WORDS: Hippos, UAV, Infra-red, Thermal-imagery, Automatic count, Algorithm, QGIS

ABSTRACT:

The common hippopotamus (*Hippopotamus amphibius* L.) is part of the animal species endangered because of multiple human pressures. Monitoring of species for conservation is then essential, and the development of census protocols has to be chased. UAV technology is considering as one of the new perspectives for wildlife survey. Indeed, this technique has many advantages but its main drawback is the generation of a huge amount of data to handle. This study aims at developing an algorithm for automatic count of hippos, by exploiting thermal infrared aerial images acquired from UAV. This attempt is the first known for automatic detection of this species. Images taken at several flight heights can be used as inputs of the algorithm, ranging from 38 to 155 meters above ground level. A Graphical User Interface has been created in order to facilitate the use of the application. Three categories of animals have been defined following their position in water. The mean error of automatic counts compared with manual delineations is +2.3% and shows that the estimation is unbiased. Those results show great perspectives for the use of the algorithm in populations monitoring after some technical improvements and the elaboration of statistically robust inventories protocols.

1. INTRODUCTION

Nowadays, wildlife suffers at a worldwide scale from important decrease of its populations, in particular because of multiple and increasing anthropological pressures as habitat degradation and intensive poaching (Linchant et al., 2014; Mulero-Pázmány et al., 2014). Monitoring animal species is therefore essential, and despite their advantages, classic pedestrian and aerial inventory methods raise several constraints: logistics (Jones et al., 2006; Linchant et al., 2014; Vermeulen et al., 2013), high costs (Jones et al., 2006; Koh et al., 2012; Linchant et al., 2014; Chabot, 2009; Vermeulen et al., 2013), safety (Sasse, 2003; Linchant et al., 2014), and inaccuracies (Laliberte & Ripple, 2003; Abd-Elrahman et al., 2005; Jones et al., 2006; Chabot, 2009). The perspective of drone use for wildlife monitoring could then allow a mitigation of these constraints. However, the huge amount of data acquired and the time needed to analyze it is a major setback (Linchant et al., 2014; Vermeulen et al., 2013).

Different automatic procedures to detect and count various animal species from aerial images are described in the literature. These algorithms save substantial time and efforts compared to traditional image interpretation based on manual and individual inspection of a large set of images. They also have the objective to be easy to use and generally lead to reliable results (Laliberte & Ripple, 2003; Abd-Elrahman et al., 2005; Linchant et al., 2014). However, those procedures are not widely used yet in wildlife inventories (Laliberte & Ripple, 2003). Indeed, unlike computers, human observers can take a lot of characteristics into account such as texture, shape and context of an image for its interpretation (Lillesand & Kiefer, 2000). In addition, until now and most of the time, the majority of these initiatives have focused on the census of birds colonies because they gather in easily detectable groups (Laliberte & Ripple, 2003; Chabot, 2009; Grenzdörffer, 2013; Abd-Elrahman et al., 2005). In order to apply those procedures to other animal species, some criteria have to be promoted: aggregation of individuals and high

contrast between animals and their background (Laliberte & Ripple, 2003). As a concrete application, in this study, thermal infrared imagery provides a valuable contrast between hippos and their environment. Two other criteria to optimize automatic counting are an important animal concentration which are not too close together and a sufficient image quality (Cunningham et al., 1996).

Several techniques have been developed and mixed into algorithms to elaborate automatic counting procedures of animals. First, different classification processes can be used, and are based on spectral properties of images (Grenzdörffer, 2013; Abd-Elrahman et al., 2005; Laliberte & Ripple, 2003; Chabot, 2009), pattern recognition taking shape and texture into account (Laliberte & Ripple, 2003; Gougeon, 1995; Meyer et al., 1996; Quackenbush et al., 2000; Abd-Elrahman et al., 2005), or template matching with the use of correlation and similarity degree between images (Abd-Elrahman et al., 2005). Some of those attempts also integrate criteria about shape of selected objects (Grenzdörffer, 2013; Abd-Elrahman et al., 2005; Laliberte & Ripple, 2003). Another possible processing of images for automatic counts is the thresholding, which is part of segmentation techniques. This process aims to create a binary image by dividing the original one into object and background. This type of classification is based on the spectral reflectance and can be automatic or semi-automatic (Laliberte & Ripple, 2003; Gilmer et al., 1988). Last, in the way to enhance images quality and contrast between animals and their background, several filtering techniques have been developed. Those processes include low-pass filters (smoothing raster values), high-pass filters (sharpening raster values), median or mean filters (Laliberte & Ripple, 2003). Such processing can be useful in particular cases to improve algorithms results.

Examples of automatic counts performance provided in publications are presented in Table 1.

Table 1: Mean errors obtained by four authors for automatic counts procedures and used techniques.

Authors	Mean errors (%)	Classification	Segmentation/thresholding	Filtration
Grenzdörfler (2013)	2.4 - 4.6	x		
Abd-Elrahman et al. (2005)	10.4 - 13.5	x		
Laliberte & Ripple (2003)	2.8 - 10.2	x	x	x
Gilmer et al. (1988)	< 15		x	

In the case of common hippopotamus (*Hippopotamus amphibius* L.), species considered as *vulnerable* by the IUCN (Lewison & Olivier, 2008), it is quite common to find important groups, which can sometimes go up to 200 individuals, staying together in shallow waters (Delvingt, 1978). Again, the classic census protocols in that case present specific drawbacks (Delvingt, 1978). A great difficulty while counting these animals lies in their habit to be alternatively in dive and at the surface of water in the form of a whole visible animal or half submerged with two different parts possibly visible (head and/or back).

This study aims to elaborate an algorithm for automatic detection and count of hippopotamus groups from thermal infrared images acquired by UAV, by integrating it into an application of the open source *Quantum Geographical Information System Software (QGIS)*.

2. MATERIAL AND METHOD

Infrared thermal videos used to develop the algorithm were acquired with the *Falcon Unmanned UAV* equipped with a *Tamarisk 640* camera (long-wave infrared: 8-14 μm) in Garamba National Park (Democratic Republic of Congo) in September 2014 and May 2015. Considering thermal infrared wavelength, bathing hippos have a very contrasting signature with surrounding water, providing interesting data for detection. The UAV flew a transect pattern at several altitudes between 38 and 155 meters above ground level to cover a 300 meters side square area (9 ha) where a lot of hippos were known to live. 37 images with important groups of hippos were then extracted and selected manually from 14 flights datasets, representing more than 11 hours of videos. The resulting images were 640 x 480 pixels, DN (digital number) being coded on 1 byte (0 to 255) proportional to thermal reflectance (i.e. temperature).

Ground truth reference data were created by visual counts and delineation performed by an observer who on screen digitized the outline of all the detected hippos. In all, 1856 hippos have been delineated by hand to calibrate algorithm input parameters. All geoprocessing were executed in a global *Python* script carried out with *QGIS* open source software, with a Graphical User Interface to enter parameters (Figure 1). The algorithm has been tested on four selected images, taken at different heights: 39, 49, 73 and 91 meters above ground level.

In order to facilitate the animal detection and counting, the selected images have been clipped to the portion containing hippos, surrounding areas being cut off. Those clipped images (Cl_im) are the starting point of the process. A flowchart of data processing is provided in Figure 2.

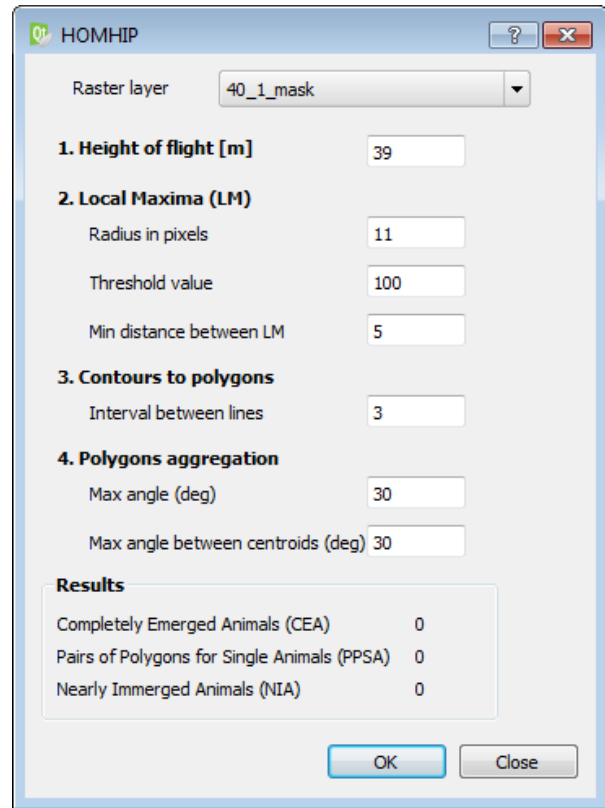


Figure 1: Graphical User Interface into *QGIS* for the specification of parameters and the presentation of results.

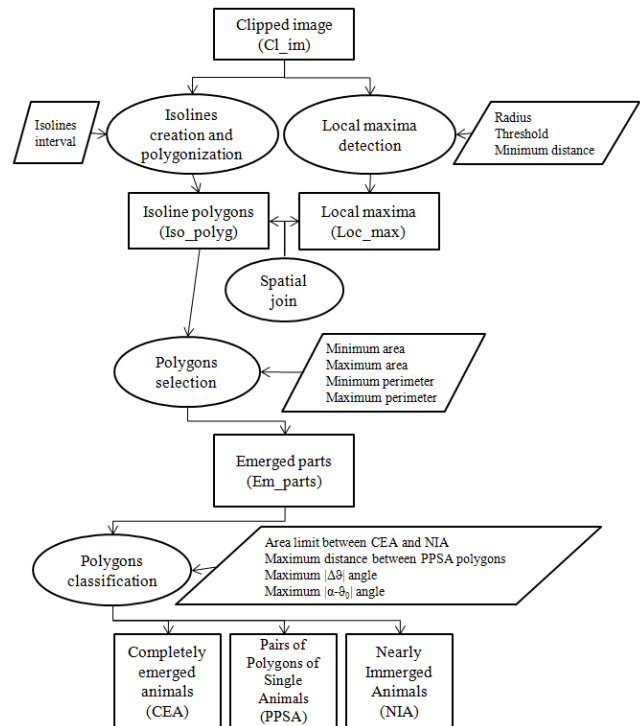


Figure 2: Flowchart of the data processing.

After georeferencing the image in a relative coordinate system (in pixel unit), the first step of the algorithm consists in detecting local maxima within the Cl_im, by using a fixed circular window. This part of the algorithm is adapted from FUSION tool developed by McGaughey et al. (2004). Those local maxima (Loc_max) are supposed to correspond to

centroids of emerged parts of animals. The search radius was fixed at 11 for the height of 39 meters and at 3 for the heights of 49, 73 and 91 meters. Indeed, this parameter can be adapted, depending on the resolution of the raster and the contrast among pixels values. The chosen value of this radius has to be a good compromise between the detection of all hippos and the avoidance of too many resulting points. A threshold raster value is also used in order to avoid the creation of points corresponding to water areas. This threshold was fixed at 100 for this research. In order to be sure that points correspond to different animals, a minimum distance between local maxima is also fixed. A value of 5 pixel units was retained.

Then, isolines were generated in order to connect pixels with the same raster value, considering a certain interval between contour values (we used an interval of 3). Closed isolines were then transformed into polygons (Iso_polyg).

Loc_max and Iso_polyg layers were then spatially joined, in order to link each local maximum to polygon containing it (n to n join).

The next step consists in selecting polygons that (i) contain at least one local maximum and (ii) whose area and perimeter are between minima (min_area, min_perim) and maxima (max_area, max_perim) values. Those four parameters were expressed as regression equations, as explained below.

When several polygons contain the same Loc_max, only the largest one is kept for the next step. These polygons are supposed to correspond to emerged parts of animals (Em_parts). A single animal can have one or two emerged part(s). Globally, three cases can be distinguished on images: large polygons corresponding to completely emerged animals (CEA, Figure 3a), pairs of small to medium aligned and close polygons corresponding to a single animal (PPSA, Figure 3b), and small isolated polygons corresponding to nearly immersed animals (NIA, Figure 3c).

If a hippo is considered to be composed of two polygons, these two parts are supposed to be both close together, smaller than a completely emerged animal and have their main axis aligned. Polygons size, proximity and alignment criteria were applied to aggregate polygons pairs supposed to correspond to a unique hippo. Polygons size and proximity criteria were defined with regression equations presented below. For the alignment rule of polygons judged to be small, we have considered their relative orientation before merging them (Figure 4). It was necessary to build Minimum Bounding Boxes (MBB) around those small polygons to obtain their orientation characteristics. MBB are in this case the minimum enclosing rectangle for a polygon with the smallest area within which the entire polygon lies. Then, the criteria of position and alignment were built with the use of two angles. Firstly, the angle made by the longer axis of each polygon with the horizontal axis was computed (ϑ_0 and ϑ_1 in Figure 4). The difference between those two angles constitutes the first angle parameter used in the algorithm: $|\Delta\vartheta|$. Secondly, the difference between two other angles is calculated ($|\alpha - \vartheta_0|$): one is made by the line joining the centroids of the two polygons and the horizontal line (α in Figure 4), and the other corresponds to the angle of the longer axis of the first polygon with the horizontal line (ϑ_0 in Figure 4). A maximal value of 30 degrees was considered for those two angular parameters.

As a result, the last part of the algorithm determines the number of animals represented by only one big polygon (CEA), the

number of hippos corresponding to paired polygons (PPSA), as well as the number of the other small isolated spots (only head or back above water, NIA).

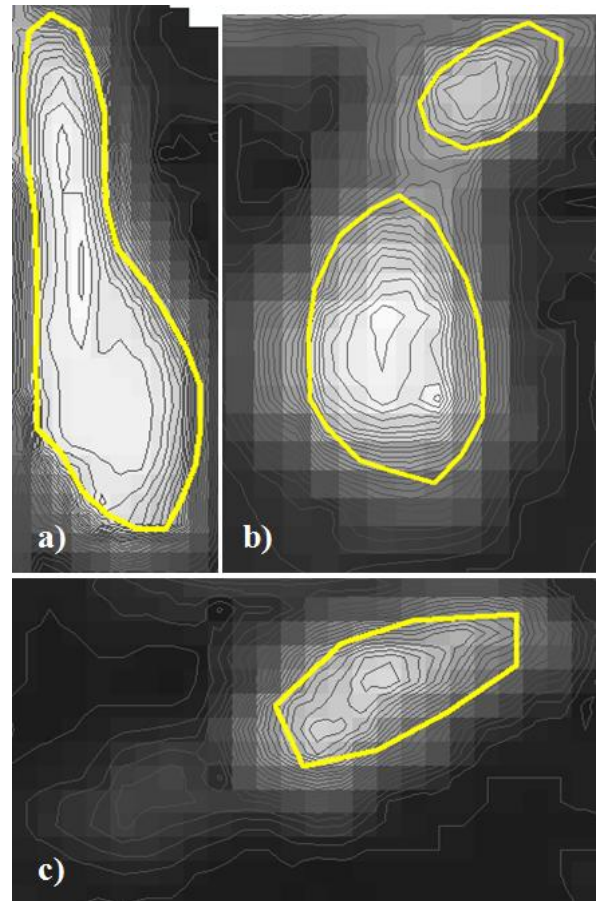


Figure 3: a) Example of a completely emerged animal (CEA); b) Example of a pair of polygons corresponding to a single animal (PPSA); Example of a nearly immersed animal (NIA).

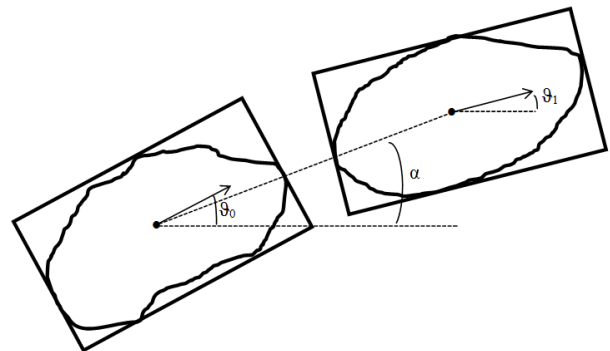


Figure 4: Creation of Minimum Bounding Boxes (MBB) and representation of ϑ_0 , ϑ_1 and α angles for the implementation of alignment rule between PPSA polygons.

As mentioned above, six regression equations were computed and included in the algorithm in order to automatically estimate input parameters as a function of flight height. Data used for those regressions were based on the 37 images extracted from videos and the following manual digitization of 1856 hippos. In all, 32 different flight heights were represented among those 37 images. The first resulting models are polynomial and linear equations respectively for area and perimeter parameters (black curves in Figures 5 and 6). For each of those four datasets, the

32 values were divided in eight classes and the maximum (or minimum, according to the estimated parameter) value of area/perimeter was selected for each class to build four new regression equations (two polynomial and two linear ones again). Those four resulting equations (showed in red in Figures 5 and 6) were used to estimate the polygon selection parameters in the application, in order to extend the range of selectable polygons and taking variability of measures into account as far as possible. The set of 1856 digitized hippos was then used to model the relationship between flight height and the threshold area between NIA and CEA polygons (Figure 7). For each image, this threshold area was computed as the mean value of upper confidence bound of NIA polygons area and the lower confidence bound of CEA polygons area. The digitized hippos were also used to estimate the maximal distance between the two parts of PPSA according to flight height (Figure 8).

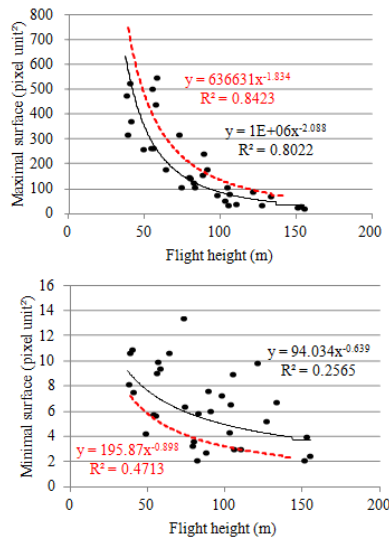


Figure 5: Polynomial regressions for the determination of maximal and minimal surfaces used in polygons selection. The red curves represent the final equations used as input parameters in the algorithm.

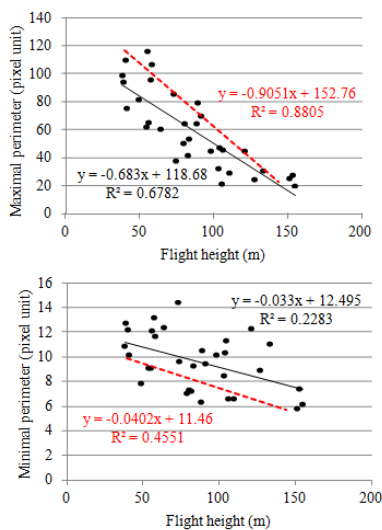


Figure 6: Linear regressions for the determination of maximal and minimal perimeters used in polygons selection. The red lines represent the final equations used as input parameters in the algorithm.

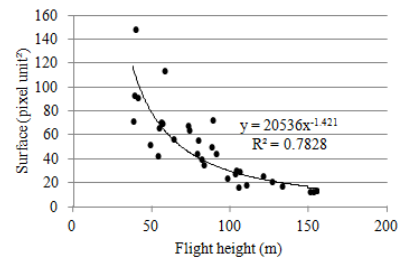


Figure 7: Polynomial regression of the evolution of threshold area between NIA and CEA polygons with flight height.

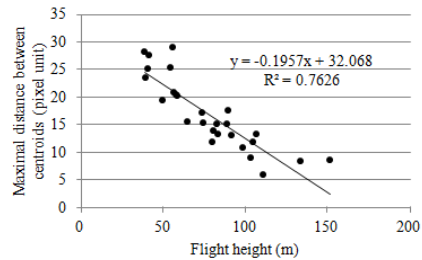


Figure 8: Linear regression between flight height and the maximal distance between centroids of two paired polygons (PPSA).

3. RESULTS

The 4 images used to test the algorithm were acquired during the rainy season at altitudes ranging from 39 to 91 meters. At those altitudes, the estimated pixel ground sample distance is varying from 3.9 to 9.1 centimeters.

Several intermediate results of the processing are illustrated in Figures 9 to 12 for image coded 1_39_flight46 (codification present in Table 2). The four used images are provided in appendix. The sample image is interesting as it illustrates the necessity to mask areas corresponding to the riverbank. This image was taken at 39 meters above ground level at 12:26. Figure 9 corresponds to the original image whereas Figure 10 illustrates the clipping process and the generation of local maxima. Figure 11 shows local maxima and isolines, whereas Figure 12 contains manually digitized polygons and the polygons resulting from the automatic process with their corresponding local maxima.

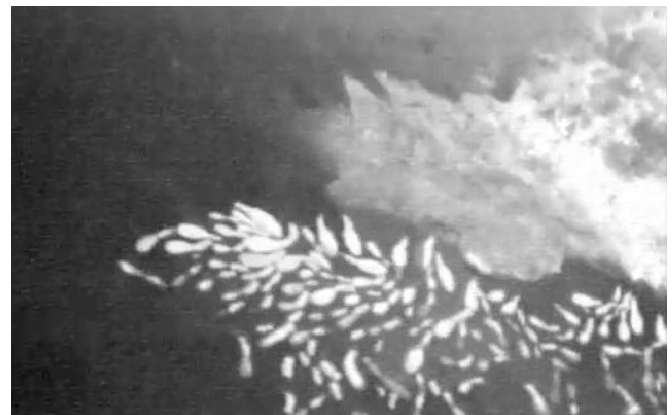


Figure 9: Input image before clipping.

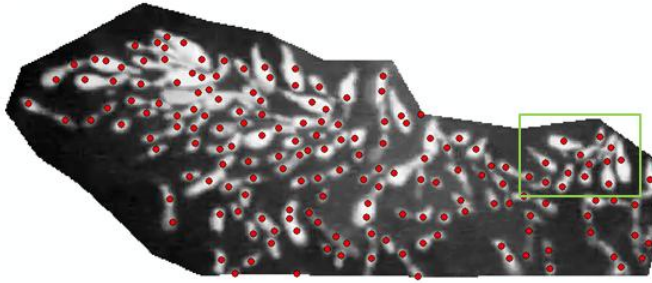


Figure 10: Input image after clipping and map of obtained local maxima (red dots). The green rectangle focuses on the zone represented in Figures 11 and 12.

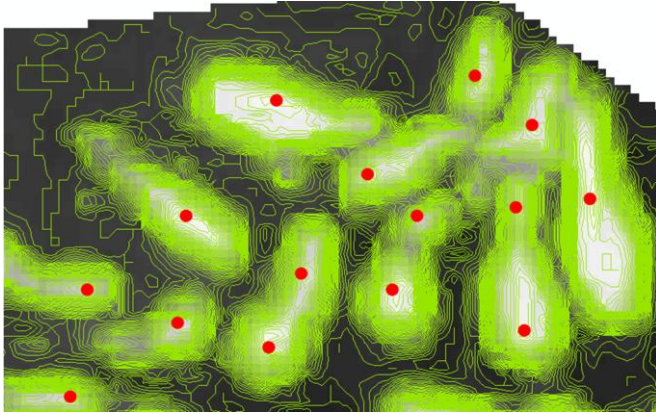


Figure 11: Local maxima (red dots) and isolines (in green) for the upper-right part of the input image.

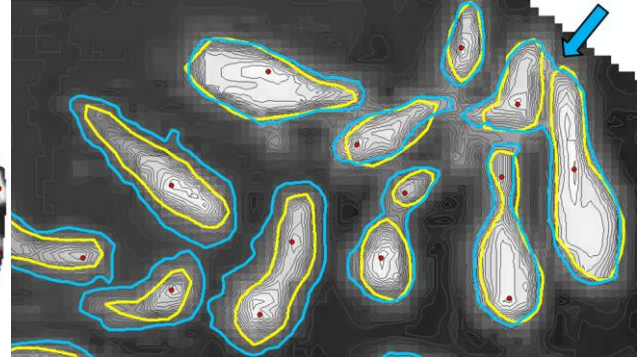


Figure 12: Manually digitized polygons (yellow) and polygons generated and selected by the algorithm (blue) with their corresponding local maxima (red). The blue arrow indicates an error of the automatic procedure, joining two close hippos as a single one.

The total number of animals detected by the algorithm varies between 74 and 108 (Table 2). It shows a good agreement with reference values derived from manual counting: the error is ranging from -9.8% to +13.7%, with a mean value of +2.3%, which is not significantly different from 0 ($p = 0.67$). The correlation between total estimated and reference values reaches 0.86 (Table 3). If we analyse the distribution of counts among the different classes (Table 3), we can observe a good concordance (estimated vs observed) for NIA values ($r = 0.93$), whereas the situation is less favourable for both PPSA ($r = 0.48$, not significant) and CEA counts ($r = -0.72$).

Table 2: Comparison of manual and automatic counts of hippos on the four selected images: NIA (Nearly Immerged Animals), PPSA (Pairs of Polygons corresponding to Single Animals) and CEA (Completely Emerged Animals). Estimation errors are also provided.

Image code	Height (m)	Manual count				Automatic count				Error
		NIA	PPSA	CEA	Total	NIA	PPSA	CEA	Total	
1_39_flight46	39	34	44	27	105	37	15	56	108	+2.9%
2_49_flight53	49	24	10	48	82	22	18	34	74	-9.8%
3_73_flight53	73	24	8	41	73	27	3	53	83	+13.7%
4_91_flight53	91	33	6	47	86	33	6	49	88	+2.3%
Mean										+2.3%

Table 3: Correlation coefficients (and associated p-values) between manual and automatic counts.

	NIA counts	PPSA counts	CEA counts	Total counts
Manual – automatic correlation	0.93 ($p = 0.07$)	0.48 ($p = 0.52$)	-0.72 ($p = 0.28$)	0.86 ($p = 0.14$)

4. DISCUSSION AND PERSPECTIVES

4.1 Image processing

The comparison between visual and estimated counts showed very similar results for the set of test images (unbiased estimations with error ranging from -9.8% to +13.7%).

Few false positives local maxima were generated. But they were either contained in unselected polygons or not contained in any polygon, and thus they had no impact on the final estimation. The number of local maxima was strongly affected by the radius parameter. A high value minimizes the false positives but increases the risk of non detection of animals, especially the nearly immerged ones, which represent one third of the group. It is thus important to fix this parameter carefully.

The shape of selected polygons (Em_parts) can be rather different from that of manual delineations. Furthermore, some very close hippos were an important issue to deal with. The range of parameters values used in the polygons selection process did not always permit to distinguish efficiently those problematic cases (example in Figure 12).

Another weakness of the algorithm concerns the cases where the head of a hippo is not in the axis of its back (head turned on the side). Indeed, the relative alignment of neighbour polygons is involved in the aggregation rule. This criterion could be made more flexible, but false associations between shapes could become a more important source of error.

For NIA, manual and automatic counts seem to give really close results (Tables 2 and 3). It is different for PPSA and CEA and both visual and automatic procedures show uncertainties

identifying them. Nevertheless, those results tend to compensate and give a similar total headcount. Anyway, those assertions have to be confirmed by a test of the application on a larger dataset.

In each image, the group of hippos has to be manually bounded by drawing a mask around it. This step is really important to get valid results. Indeed, ground and vegetation around the pool have a high reflectance in thermal wavelength and appear bright. Therefore the value of those pixels could interfere with identification of hippos and lead to false detections. A perspective could be the automation of the masking process in order to reduce manual operations. This should be possible with the consideration of both the size of template objects and the reflectance variation around them.

The processing developed in this study does not use texture analysis or regular pattern recognition as other authors did (Laliberte & Ripple, 2003; Gougeon, 1995; Meyer et al., 1996; Quackenbush et al., 2000; Abd-Elrahman et al., 2005). Indeed, the provided images do not present enough texture variations compared to classical RGB images in high resolution. For the classification by pattern recognition, a major difficulty has to be taken into account: unlike animals in other studies, visible hippos in thermal imagery appear in various shapes and sizes because of their position in water. Building templates for recognition is then really complex. That is why only limits in surfaces and perimeters have been integrated in the algorithm because of this important variation.

4.2 Conditions of use of the algorithm

The very little difference between automatic and visual counts of hippos highlights the real interest and promising perspectives of the presented tools. But it now needs to be tested on a larger dataset corresponding to a wider range of conditions to confirm its real interest. Indeed, several limitations pointed out in the present study still have to be addressed.

Gathering of 10 to 200 individuals is frequent for this species (Delvingt, 1978). The images used in this study thus totally match with hippo's natural behavior. As results show it, the application is adapted for high concentrations of animals but still has to be tested on a larger dataset with various headcounts.

According to the analysis of the whole set of thermal infrared data acquired above hippos during the two months in the field (September 2014 and May 2015), some practical implications can be proposed. We recommend doing flights during the rainy season (April to November) if possible. Indeed, large amount of chilly rainwater permits to get a better temperature contrast between hippos and their background during this period. We have also seen impacts of time of the day and weather on the visibility of hippos. However, our small dataset does not permit to determine the best combination of those factors for an optimal detection of hippos on infrared thermal imagery.

Manual contouring to compute surfaces and perimeters were used to reckon polygon sizes for each image out of the total of 37 acquired. The objective was to determine the sizes (in pixel unit) of the smallest and largest polygons as a base-line for the polygon selection in relation with height of the UAV. This calibration of input parameters was made in order to be flexible with flight altitude and permits to use images acquired from a large amplitude of heights, ranging from 38 to 155 meters. However, more robust regressions could be obtained with a

more restricted range of heights and could lead to more reliable counting results.

4.3 Exploitation of results

Unlike the main other studies relying on a similar procedure, numbers of animals in this case is low, generally in the range from 10^1 to 10^2 . In comparison, other studies (Table 1) mainly focus on birds populations, dealing with headcounts sometimes reaching thousands of individuals. An error expressed in percent is then maybe not the best way to judge of the quality of this method in comparison with others if we talk about the accuracy in number of individuals.

Another thing to put in perspective is that the count itself is not completely representative of the real group size. Indeed, the algorithm processes single images giving instantaneous estimates in which only visible individuals at this moment are taken into account. As we have seen in the field, thermal infrared cameras are not able to detect heat sources under cover and even a thin water layer can hide animals. It thus does not allow us to determine the exact number of animals present within the area as it is a well-known fact that at least a fraction of hippos are fully under water (Delvingt, 1978). The calculation of a correction factor applied to the count from a single image could be realized to estimate the number of the entire population, including hippos under water. Delvingt (1978) has studied the diving rhythm of hippos to compute such a correction of counts and obtained a value of 1.25 in the case of Virunga National Park (DRC). This correction factor approach could also be replaced by an algorithm that would exploit the temporal series of images trying to track individual hippos during successive emergence phases.

The further development of the tool could also concern the demographic description of the hippos groups. Indeed, on the basis of one pixel size, it could be possible to measure animals' backs. Such a quantification of lengths could lead to the creation of a histogram presenting the distribution of headcounts in each age classes.

4.4 Sensors and UAV improvement

To improve ground truth reference, a double payload could be used on the UAV. Indeed, thermal infrared and high resolution real colors images acquired simultaneously could permit a better interpretation of acquired images. However, the combination of those two types of sensors on the *Falcon Unmanned* UAV is not possible for the moment. An automatic procedure integrating visible and near infrared imagery with thermal infrared could also be valuable, but there is a need to match all of those data with accuracy, which is not yet possible with our current techniques. Some improvements in the use and exploitation of infrared images could help in building such processing, notably in the georeferencing step. For the detection of hippos in large areas, a combination of infrared videos and RGB digital camera could be a useful solution: Franke et al. (2012) tried with success to first detect animals on infrared videos and then identifying species (red deer, fallow deer, wild boar, roe deer, foxes, wolves and badgers) and numbers of individuals with high resolution real colors images acquired simultaneously. As well, the use of high resolution thermal infrared photos instead of videos in low quality would also be a substantial technical improvement.

Using a multicopter platform instead of a fixed wing UAV could also be a valuable solution for such a study. Actually, a multicopter would be useful to take advantage of a stationary position of the sensor in order to acquire a time series of images whose interest has been previously mentioned.

5. CONCLUSION

The development of UAV technologies for the monitoring of wildlife fauna will keep expanding during the coming years. The huge amount of data being one of the main drawbacks for the use of drones in natural resources management, the development of such algorithm is very important to create a viable monitoring system. Automation of image processing allows operators to save a lot of time, in particular for animal counts. Several notable advantages can be retained from this first algorithm attempting to automatically count hippos. First, the time spent by the operators to prepare and analyze the data is very reduced (limiting itself to the selection of images and to the manual demarcation of the group). The integration of the algorithm within a practical open source application with graphical interface to generate the resulting maps increases its added value as it is very easy to use and visualise. Furthermore, this method constitutes a standardized and reproducible procedure, avoiding the interference of a possible operator effect in the results. Finally, the parameters entered in the algorithm are modifiable to adapt to other situations or sensors. Indeed, all of those entry elements are defined by default but another sensor resolution could be used with a modification of local maxima entry parameters, just like polygons sizes if an operator would like to try an identification of hippos out of water during the night, for instance.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the European Union, the CIFOR (Center for International Forestry Research) and the Forest and Climate Change in Congo project (FCCC) as well as R&SD for granting and support this study. Special thanks also to the ICCN (Institut Congolais pour la Conservation de la Nature) and African Park Network teams involved in the protection and management of Garamba National Park for their help. Thanks to Laurent Dedry, Olivier De Thier, Adrien Michez and Sébastien Bauwens for some runways and ideas of research to develop this algorithm.

REFERENCES

Abd-Elrahman, A., Pearlstine, L. & Percival, F., 2005. Development of Pattern Recognition Algorithm for Automatic Bird Detection from Unmanned Aerial Vehicle Imagery. *Surveying and Land Information Science*, 65(1), pp. 37–45.

Chabot, D., 2009. Systematic evaluation of a stock Unmanned Aerial Vehicle (UAV) system for small-scale wildlife survey applications. M.Sc. Thesis. McGill University, Montreal, Quebec, Canada.

Cunningham, D.J., Anderson, W.H. & Anthony, R.M., 1996. An image-processing program for automated counting. *Wildlife Society Bulletin*, 24(2), pp. 345-346.

Delvingt, W., 1978. Ecologie de l'hippopotame (*Hippopotamus amphibius* L.) au Parc National des Virunga (Zaïre). Thèse de doctorat. Faculté des Sciences Agronomiques de l'Etat, Gembloux, Belgique.

Franke, U., Goll, B., Hohmann, U. & Heurich, M., 2012. Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high-resolution natural colour images. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35(2), pp. 285-293.

Gilmer, D.S., Brass, J.A., Strong, L.L. & Card, D.H., 1988. Goose counts from aerial photographs using an optical digitizer. *Wildlife Society Bulletin*, 16(1), pp. 204-206.

Gougeon, E.A., 1995. Comparison of possible multispectral classification schemes for tree crowns individually delineated on high spatial resolution MEIS images. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 21(1), pp. 1-9.

Grenzdörffer, G.J., 2013. UAS-based automatic bird count of a common gull colony. In: *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XL-1/W2(4-6 September), pp. 169–174.

Jones, G.P., Pearlstine, L.G. & Percival, H.F., 2006. An Assessment of Small Unmanned Aerial Vehicles for Wildlife Research. *Wildlife Society Bulletin*, 34(3), pp. 750-758.

Koh, L.P. & Wich, S.A., 2012. Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Tropical Conservation Science*, 5(2), pp. 121-132.

Laliberte, A.S. & Ripple, W.J., 2003. Automated wildlife counts from remotely sensed imagery. *Wildlife Society Bulletin*, 31(2), 362-371.

Lewis, R. & Oliver, W. (2008). The IUCN Red List of Threatened Species <http://www.iucnredlist.org/details/10103/0> (14 March 2015).

Lillesand, T.M. & Kiefer, R.W., 2000. *Remote sensing and image interpretation. Fourth Edition*. Wiley and Sons, New York, USA.

Linchant, J., Lejeune, P. & Vermeulen, C., 2014. Les drones au secours de la grande faune menacée de RDC. *Parcs & Réserves*, 69(3), pp. 5–13.

McGaughey, R.J., Carson, W.W., Reutebuch, S.E. & Andersen, H.E., 2004. Direct measurement of individual tree characteristics from LIDAR data. In: *Proceedings of the Annual ASPRS Conference*, Denver, May 23-28, 2004. *American Society of Photogrammetry and Remote Sensing*, Bethesda, MD.

Meyer, P., Staenz, K. & Itten, K.I., 1996. Semi-automated procedures for tree species identification in high spatial resolution data from digitized colour infrared-aerial photography. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 51(1), pp. 5-16.

Mulero-Pázmány, M., Stolper, R., Van Essen, L.D., Negro, J.J. & Sassen, T., 2014. Remotely Piloted Aircraft Systems as a Rhinoceros Anti-Poaching Tool in Africa. *PLoS One*, 9(1), pp. 1-10.

Quackenbush, L.J., Hopkins, P.F. & Kinn, G.J., 2000. Developing forestry products from high resolution digital aerial imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66(11), pp. 1337-1346.

Sasse, D.B., 2003. Job-related mortality of wildlife workers in the United States, 1937-2000. *Wildlife Society Bulletin*, 31(4), pp. 1000-1003.

Vermeulen, C., Lejeune, P., Lisein, J., Sawadogo, P. & Bouché, P., 2013. Unmanned Aerial Survey of Elephants. *PLoS One* 8(2), e54700.

APPENDIX

Image 1_39_flight46



Image 2_49_flight53

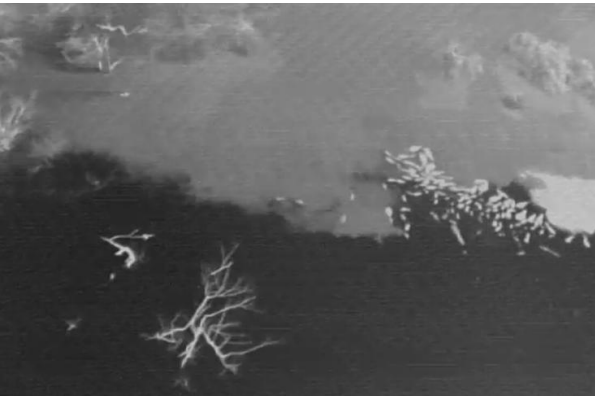


Image 3_73_flight53



Image 4_91_flight53

