

Département de géomatique appliquée
Faculté des lettres et sciences humaines
Université de Sherbrooke

Détection et dénombrement de la moyenne et grande faune par imagerie visible et infrarouge
thermique acquise à l'aide d'un aéronef sans pilote (ASP)

Louis-Philippe Chrétien

**Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.) géographiques,
cheminement de type recherche en géomatique**

Mars 2016

© Louis-Philippe Chrétien, 2016

Directeur de recherche :

Jérôme Théau (Professeur agrégé, Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke)

Membres du jury :

Richard Fournier (Professeur titulaire, Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke)

Aïssa Sebbane (Biologiste-Géomaticien, Direction de la faune terrestre et de l'avifaune, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs)

Citation :

Chrétien, L.-P. (2016) Détection et dénombrement de la moyenne et grande faune par imagerie visible et infrarouge thermique acquise à l'aide d'un aéronef sans pilote (ASP). M.Sc. en sciences géographiques, Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 143 p.

Résumé :

L'inventaire aérien est une approche pratique pour effectuer l'inventaire de la grande faune sur de grands territoires; particulièrement pour les zones peu accessibles. Toutefois, les limitations liées aux capacités de détection des observateurs, la coloration cryptique de certaines espèces fauniques et la complexité structurelle de certains habitats font en sorte que les inventaires ont généralement des biais qui sous-estiment la densité réelle de la population. Par ailleurs, peu d'études ont démontré la capacité d'effectuer la détection aérienne simultanée de plusieurs espèces. La détection multiespèce peut s'avérer utile pour les espèces qui se côtoient spatialement afin de connaître leur utilisation de l'espace, pour étudier la relation proie/prédateur et pour limiter les coûts à un seul inventaire. Cette pratique s'avère néanmoins trop exigeante pour les observateurs qui doivent déjà faire preuve de beaucoup de concentration pour détecter une seule espèce lors d'un inventaire aérien traditionnel. L'utilisation d'imagerie aérienne multispectrale acquise avec un aéronef sans pilote (ASP) représente une méthode potentielle pour la détection d'une ou plusieurs espèces fauniques. Ce projet de recherche consistait donc dans un premier temps à détecter, identifier et dénombrer à l'aide d'imagerie acquise avec un ASP et par traitements d'images les cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*). Différentes combinaisons de bandes spectrales, méthodes d'analyses d'images et résolutions spatiales ont été testées pour déterminer la méthode la plus efficace pour la détection du cerf. Dans un deuxième temps, la meilleure méthode identifiée pour les cerfs a été utilisée et adaptée pour effectuer la détection simultanée des bisons d'Amérique (*Bison bison*), des daims européens (*Dama dama*), des loups gris (*Canis lupus*) et des wapitis (*Cervus canadensis*). L'inventaire de la faune a été réalisé au Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau à Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada. Les résultats démontrent que l'imagerie visible et infrarouge thermique avec une résolution spatiale de 0.8 cm/pixel combinée à une analyse d'images par objet constitue la combinaison la plus efficace parmi celles testées pour la détection des cerfs de Virginie. Tous les individus visibles à l'œil nu sur les mosaïques ont été détectés.

Néanmoins, considérant l'obstruction visuelle causée par la canopée coniférienne, cette approche offre un taux de détectabilité moyen de 0.5, comparable aux inventaires aériens classiques. La complexité structurelle de l'habitat demeure ainsi un problème non résolu. Quant à l'analyse multiespèce, les bisons et les wapitis ont tous été détectés même en présence d'autres espèces comme l'autruche (*Struthio camelus*), le coyote (*Canis latrans*) et l'ours noir (*Ursus americanus*). Pour les daims et les loups, entre 0 à 1 individu par parcelle a été confondu avec les autres éléments du paysage tels que le sol. De plus, entre 0 à 2 individus par parcelle n'ont pas été détectés alors qu'ils étaient présents dans la ligne de vol. Non seulement cette approche a démontré sa capacité à détecter une ou plusieurs espèces, mais également son adaptabilité à cibler spécifiquement les espèces d'intérêts pour le gestionnaire et à ignorer celles qui ne sont pas ciblées. Ce projet a donc permis de valider le potentiel des ASP pour l'acquisition d'imagerie d'une qualité permettant l'extraction de données d'inventaires. Cela ouvre la voie à l'utilisation de ce type de plateforme d'acquisition pour des applications reliées à la gestion de la faune grâce à leur faible impact sonore et leur haut taux de revisite. Toutefois, la réglementation canadienne actuelle limite l'utilisation de ces appareils sur de faibles superficies. Il n'en demeure pas moins que la technologie peut être développée en attendant les futurs progrès du domaine des ASP et de la réglementation.

Mots-clés :

Aéronef sans pilote, cerf de Virginie, classification d'images orientée objet, classification par pixel dirigée, classification par pixel non-dirigée, drone, imagerie multimodale, inventaire faunique, inventaire multiespèce, télédétection

Table des matières

Table des matières	vi
Liste des figures	ix
Liste des tableaux	xii
Liste des annexes	xiii
Avant-propos	xiv
Remerciements	xvi
Chapitre I – Introduction	1
1.1. Problématique	3
1.2. Objectifs de recherche	5
1.3. Hypothèses de recherche	6
Chapitre II – Cadre théorique	7
2.1. Inventaire de la faune.....	7
2.1.1. <i>Inventaire aérien traditionnel</i>	7
2.1.2. <i>Cas de l’inventaire multiespèce</i>	8
2.2. Les biais d’inventaire.....	9
2.3. Télédétection.....	16
2.3.1. <i>Spectre électromagnétique utilisé pour l’inventaire de la faune</i>	17
2.3.2. <i>Cas de l’imagerie multispectrale</i>	21
2.3.3. <i>Méthodes d’analyses d’images</i>	26
2.3.4. <i>Résolutions spatiales</i>	31
2.3.5. <i>Plateforme d’acquisition – Cas des aéronefs sans pilote (ASP)</i>	33
Chapitre III – Méthodologie	44
3.1. Site d’étude	46
3.2. Acquisition des données	51

3.2.1.	<i>ASP et la station de contrôle au sol</i>	51
3.2.2.	<i>Capteurs visibles et infrarouges thermiques</i>	53
3.2.3.	<i>Données auxiliaires</i>	58
3.2.4.	<i>Conditions de vol</i>	60
3.3.	Traitements des données.....	63
3.3.1.	<i>Prétraitements</i>	63
3.3.2.	<i>Classification : Cas du cerf de Virginie</i>	64
3.3.3.	<i>Classification multiespèce</i>	68
3.3.4.	<i>Dénombrement</i>	68
3.4.	Méthode de validation	69
Chapitre IV – Détection et dénombrement des cerfs de Virginie		70
4.1.	Abstract.....	70
4.2.	Introduction.....	71
4.3.	Study area	74
4.4.	Material and methods	75
4.4.1.	<i>Unmanned aerial vehicle system</i>	75
4.4.2.	<i>Data acquisition</i>	76
4.4.3.	<i>Data preprocessing</i>	77
4.4.4.	<i>Data processing</i>	78
4.4.5.	<i>Count</i>	79
4.4.6.	<i>Validation of the classification</i>	79
4.5.	Results.....	80
4.5.1.	<i>Supervised pixel-based image classifications</i>	80
4.5.2.	<i>Unsupervised pixel-based image classifications</i>	81
4.5.3.	<i>Object-based image analysis</i>	81
4.5.4.	<i>Influence of spatial resolution</i>	82
4.6.	Discussion.....	87
4.6.1.	<i>Analysis of the approaches</i>	87

4.6.2. <i>Analysis of band combinations</i>	88
4.6.3. <i>Detection rate</i>	90
4.6.4. <i>Spatial resolution analysis</i>	90
4.6.5. <i>Benefits and limitations of the approach</i>	91
4.7. Acknowledgments	92
4.8. Literature cited.....	92
4.9. Supporting information.....	98
Chapitre V – Détection et dénombrement multiespèces	101
5.1. Abstract.....	101
5.2. Introduction.....	102
5.3. Study site	103
5.4. Material and methods	105
5.4.1. <i>Data acquisition system</i>	105
5.4.2. <i>Data acquisition</i>	106
5.4.3. <i>Data processing</i>	107
5.4.4. <i>Validation of the classification</i>	108
5.5. Results.....	109
5.6. Discussion.....	111
5.6.1. <i>Image acquisition and preprocessing</i>	111
5.6.2. <i>Species analysis</i>	112
5.6.3. <i>Multispecies analysis with the MOBIA</i>	113
5.6.4. <i>Advantages and limitations of image acquisition by UAVs</i>	114
5.7. Conclusions and future work	116
5.8. Acknowledgements.....	116
5.9. References.....	116
Chapitre VI – Conclusion	121
Références	123
Annexes	144

Liste des figures

Figure 1. Méthodes d'inventaire de la faune	3
Figure 2. Synthèse de 82 publications sur des techniques utilisées pour l'inventaire aérien de la faune réalisées entre 1951 et 2014	15
Figure 3. Spectre électromagnétique. Rayonnement optique; Visible (0.38–0.78 μm), NIR : Infrarouge proche (0.78–3.00 μm), MIR : Infrarouge moyen (3–50 μm), FIR : Infrarouge lointain (50–1000 μm). Émission radiative thermique; MWIR : Infrarouge à ondes moyennes (3–8 μm), LWIR : Infrarouge à ondes longues (8–14 μm).	18
Figure 4. Exemple d'une image visible, de son homologue infrarouge thermique et d'un aperçu en damier et la superposition des deux images	25
Figure 5. Exemple d'une image (a) visible et (b) infrarouge thermique d'un panneau de calibration de capteurs	25
Figure 6. Exemple d'une image visible et son homologue infrarouge thermique	25
Figure 7. Diagramme du concept de segmentation multirésolution d'eCognition	30
Figure 8. Organigramme méthodologique du projet de recherche	45
Figure 9. Site d'étude : Enclos du Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau à Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada. Les lignes de vol (lignes jaunes), les cibles au sol (carrés rouges), les emplacements de la station de contrôle au sol (étoiles bleues) et les observateurs (symbole de binoculaire) sont indiqués.	47
Figure 10. Exemples des espèces de la moyenne et grande faune présentes dans les enclos du Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau à Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada. A. Orignal (<i>Alces alces</i>). B. Lynx de Sibérie (<i>Lynx lynx</i>). C. Daim européen adulte (<i>Dama dama</i>). D. Daim européen juvénile (<i>Dama dama</i>). E. Wapiti (<i>Cervus canadensis</i>). F. Poney (<i>Equus sp.</i>), Alpaga (<i>Vicugna pacos</i>), Mouton (<i>Ovis aries</i>). G. Ours noir (<i>Ursus americanus</i>). H. Cerf de Virginie (<i>Odocoileus virginianus</i>). I. Bison d'Amérique (<i>Bison bison</i>)	48
Figure 11. Exemple de l'apparence cryptique du cerf de Virginie. Le cerf est situé au centre de l'image	49
Figure 12. Aperçus des différents types d'habitats. A. Habitat ouvert du wapiti avec très peu de végétation. B. Habitat ouvert des daims avec une partie avec de la végétation. C. Habitat avec végétation du cerf de Virginie. D. Présence d'une mangeoire avec un toit dans l'enclos des cerfs de Virginie	50
Figure 13. Système d'aéronef sans pilote. A. ASP et sa station de contrôle au sol. B. Système d'imagerie visible et infrarouge thermique. C. Ordinateur de la station de contrôle au sol. D. Ordinateur dédié à l'imagerie	52

Figure 14. Composantes de l'autopilote du Responder et des capteurs imageurs	53
Figure 15. Capteur CMOS avec un filtre de Bayer	54
Figure 16. Sensibilité spectrale relative du capteur visible Sony IMX071 CMOS du D7000 de Nikon (avec filtre ultraviolet).....	55
Figure 17. Sensibilité spectrale relative du capteur infrarouge thermique VOx non refroidi Tau640 de FLIR	57
Figure 18. Variation de la température radiométrique mesurée par le capteur Thermovision A40M (FLIR Systems) suite à sa mise en marche	57
Figure 19. Relevés des positions des points de contrôle au sol. A. Endroit dégagé pour l'installation des cibles en milieu forestier. B. Cible en coroplaste jaune pour le visible. C. Cible en matériau isolant réfléchissant d'aluminium et de polyéthylène pour l'infrarouge thermique. D. GeoXH	58
Figure 20. Installation d'une caméra d'observation	60
Figure 21. Exemple d'images brutes visibles (gauche) et infrarouges thermiques (droite) acquises lors du 6 novembre 2012 au Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau à Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada. A. 1 ^{er} vol. B. 2 ^e vol. C. 3 ^e vol. D. 4 ^e vol... ..	62
Figure 22. Variabilité spectrale visible pouvant être observée sur un même individu	67
Figure 23. Study area: White-tailed deer enclosure at the Falardeau Wildlife Observation and Agricultural Interpretive Centre (Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture) in Saint-David-de-Falardeau (Québec, Canada). Flight lines (—), ground targets (■) and observers (Ⓜ) are indicated.....	74
Figure 24. Equipment used: A. Unmanned aerial vehicle and ground control station (ING Robotic Aviation, Sherbrooke, Canada); B. D7000 visible sensor (Nikon Inc., Tokyo, Japan); C. Tau640 thermal infrared sensor (FLIR Systems, Wilsonville, USA)	76
Figure 25. Examples of the classification results for the supervised pixel-based approach for the detection of white-tailed deer with various band combinations (Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada, November 6 th 2012). Magenta elements represent pixels in the "deer" class and the red boundary represents the body outline of each deer. RGB: Visible; TIR: Thermal infrared; PC: Principal components.....	83
Figure 26. Examples of classification results for the unsupervised pixel-based approach for the detection of white-tailed deer with different band combinations (Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada, November 6 th 2012). Magenta elements represent the pixels in the "deer" class and the red boundary represents the body outline of each deer. RGB: Visible; TIR: Thermal infrared; PC: Principal components.....	85
Figure 27. Examples of classification results for the object-based approach for the detection of white-tailed deer with different band combinations (Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada,	

November 6th 2012). Magenta elements represent the pixels in the "deer" class and the red boundary represents the body outline of each deer. RGB: Visible; TIR: Thermal infrared. 86

Figure 28. Sum of falsely detected deer (false positives) for all flight lines according to the spatial resolution for the different classification approaches and different combinations (Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada, November 6th 2012). Spatial resolution 0.8 (white), 2.5 (light gray), 5.0 (medium gray), 10.0 (dark gray), and 15.0 (black) cm/pixel. RGB: Visible, TIR: Thermal infrared, PC: Principal components. 87

Figure 29. Study area: Enclosures at the Falardeau Wildlife Observation and Agricultural Interpretive Centre in Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada. Blue enclosure: American bison (*Bison bison*), Green enclosure: elks (*Cervus canadensis*), Orange enclosure: fallow deer (*Dama dama*) and Purple enclosure: grey wolves (*Canis lupus*). Flight lines (FL; red lines), ground targets (■) and observers (binocular symbol) are indicated. 104

Figure 30. Studied species. A. American bison (*Bison bison*); B. elks (*Cervus canadensis*); C. fallow deer (*Dama dama*); and D. grey wolf (*Canis lupus*). Source : L.-P. Chrétien, E. Gavelle... 104

Figure 31. Ground control station and unmanned aerial vehicle used in this study (Responder, ING Robotic Aviation)..... 105

Figure 32. Multispecies detection including data acquisition, preprocessing, and multicriteria object-based image analysis (MOBIA)..... 108

Figure 33. Examples of the classification results for the MOBIA with the visible and thermal infrared imagery. Orange. American bison (*Bison bison*); Red. fallow deer (*Dama dama*); Magenta. grey wolves (*Canis lupus*); and Green. elks (*Cervus canadensis*). 109

Figure 34. Other species present (magenta). Left. ostrich (*Struthio camelus*); Center. coyote (*Canis latrans*); and Right. Black bear (*Ursus americanus*) 110

Figure 35. Georeferenced images from flight line n°3 (FL 3). Left: visible imagery. Right: thermal infrared imagery. 111

Liste des tableaux

Tableau 1. Synthèse des principaux facteurs qui affectent les biais de détectabilité et sa tendance à sur/sous-estimer le dénombrement.....	12
Tableau 2. Contraintes météorologiques et environnementales liées à l'imagerie visible et infrarouge thermique pour la détection de la faune.....	23
Tableau 3. Avantages et inconvénients des techniques de géoréférencement et d'assemblage d'images (mosaïquage)	24
Tableau 4. Avantages et inconvénients de l'approche par pixel et de l'approche par objet	31
Tableau 5. Classification des ASP selon le type de cellule/plateforme	34
Tableau 6. Classification des ASP selon leur poids, l'altitude maximale de vol et leur endurance .	35
Tableau 7. Nombre d'individus par espèce présent lors de l'inventaire du 6 novembre 2011 au Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau à Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada	50
Tableau 8. Détails sur les vols effectués le 6 novembre 2012 au Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau à Saint-David-de-Falardeau.....	61
Tableau 9. Algorithmes et paramètres utilisés pour les classifications par pixel.....	65
Tableau 10. Critères utilisés pour la pré-classification et la classification par objet (multicritères)	67
Tableau 11. Results of the classifications for each flight line at a spatial resolution of 0.8 cm/pixel for the different classification approaches and different band combinations (Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada, November 6 th 2012).....	84
Tableau 12. Algorithm and their parameters used for the supervised and unsupervised pixel-based classifications for the detection and identification of white-tailed deer.....	99
Tableau 13. Criteria used for the pre-classification and classification with the multicriteria object-based image analysis	100
Tableau 14. UAV specifications and flight limitations.....	105
Tableau 15. Sensors specifications	106
Tableau 16. Classification results for each flight line using the MOBIA with the visible and thermal infrared imagery.	110
Tableau 17. Liste non exhaustive des domaines d'application des ASP	155

Liste des annexes

Annexe 1 – Synthèse de 82 publications sur des techniques utilisées pour l'inventaire aérien de la faune et leurs caractéristiques d'acquisition et de dénombrement réalisé entre 1951 et 2014	145
Annexe 2 – Méthodes d'inventaires aériennes avec une correction pour les biais de détectabilité	150
Annexe 3 – Domaine d'application des aéronefs sans pilote	155
Annexe 4 – Schéma pour connaître les restrictions pour utiliser un ASP	156
Annexe 5 – Exemple fictif d'une feuille de saisit de la position des individus lors de chaque passage de l'aéronef sans pilote.....	158
Annexe 6 – Feuille de saisit d'inventaire de la faune dans les différents enclos du Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau	159
Annexe 7 – Lettre d'autorisation pour les opérations aériennes au Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau	161

Avant-propos

Ce mémoire est divisé en six chapitres incluant une introduction (Chapitre I) et une conclusion générale (Chapitre VI).

Le Chapitre II présente une revue des connaissances reliées sur les biais de détectabilité rencontrés dans les inventaires aériens traditionnels ainsi que le potentiel de la télédétection pour les minimiser en partie. Ce chapitre décrit les différentes contributions et limitations des capteurs visibles et infrarouges thermiques, des méthodes d'analyses d'images par pixel et par objet ainsi que des aéronefs sans pilote (ASP) pour effectuer l'inventaire de la faune.

Le Chapitre III élabore la méthodologie utilisée pour la réalisation de l'acquisition des données ainsi que les traitements effectués dans les Chapitre IV et Chapitre V. L'objectif des Chapitre II et Chapitre III est de donner une orientation plus précise sur les choix méthodologiques effectués dans le cadre de ce projet.

Le Chapitre IV présente sous forme d'article scientifique les résultats obtenus pour la détection et le dénombrement du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*). Cet article a été soumis le 16 mars 2015 à la revue « *Wildlife Society Bulletin* » et accepté pour publication le 16 octobre 2015. L'article s'intitule « *Visible and thermal infrared remote sensing for the detection of white-tailed deer using an unmanned aerial system* ». Les auteurs sont Louis-Philippe Chrétien, Jérôme Théau de l'Université de Sherbrooke ainsi que Patrick Ménard du Centre de Géomatique du Québec (CGQ). La version présentée dans le mémoire ne tient pas compte des légères modifications apportées au manuscrit lors du processus de publication.

Le Chapitre V sur la détection multiespèce a été soumis le 24 juin 2015 et publié le 26 août 2015 dans « *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* » dans le cadre de la conférence internationale de l'« *Unmanned Aerial Vehicles in Geomatics (UAV-g) 2015* ». La référence de l'article est la suivante: Chrétien, L.-P., Théau, J. and Ménard, P. (2015) Wildlife multispecies remote sensing using visible and thermal infrared imagery acquired from an unmanned aerial vehicle (UAV). *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol. XL-1/W4, p. 241–248. Je suis le principal auteur de l'article avec pour coauteurs Jérôme Théau de l'Université de Sherbrooke

ainsi que Patrick Ménard du Centre de Géomatique du Québec (CGQ). Aucune modification n'a été apportée au manuscrit.

Remerciements

Ce projet de maîtrise représente l'aboutissement d'un de mes plus grands rêves réalisés. Je tiens d'abord à exprimer ma gratitude à mon directeur de recherche Jérôme Théau (Université de Sherbrooke) ainsi qu'à mon partenaire de recherche Patrick Ménard (Centre de Géomatique du Québec) qui m'ont offert l'opportunité de réaliser un projet aussi stimulant et qui m'ont supporté tout au long de celui-ci.

Cette recherche a été rendue possible grâce à l'appui financier du Centre de Géomatique du Québec (CGQ), du Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) ainsi qu'aux Fonds de recherche nature et technologies du Québec (FQRNT) par l'entremise du programme de bourses de recherche en milieu de pratique (BMP Innovation). Il faut également souligner que cette recherche a été faite en partenariat avec le Centre d'applications et de recherches en télédétection (CARTEL), le Centre de Géomatique du Québec (CGQ), ING Robotic Aviation et le Centre québécois de formation en aéronautique (CQFA). Ces partenaires ont contribué tant sur le plan matériel qu'humain. J'aimerais remercier Daniel Gagnon et Suzie Girard de nous avoir autorisés à réaliser ce projet au centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau. J'aimerais également remercier mes deux stagiaires d'un jour, Marilyn Maltais et Charlotte Rullac (Université du Québec à Chicoutimi) qui m'ont aidé dans la collecte des données d'observation de la faune.

Il ne va sans dire que les conversations, les conseils judicieux et le soutien de tous mes collègues, professeurs et amis côtoyés lors du baccalauréat et de la maîtrise m'ont permis de réaliser ce projet. Ils ont tous su m'inspirer, parfois indirectement, par leurs propres expériences et ils m'ont appris l'importance de la rigueur et de repousser mes limites.

Je tiens à remercier particulièrement trois personnes exceptionnelles. Merci à Mozhdeh Shahbazi (Université de Sherbrooke), ma complice de « crime », d'avoir été là et d'avoir pris un peu de ton temps limité pour répondre à mes questions pointilleuses. Merci à Erwan Gavelle (Université de Sherbrooke). Tu m'as rappelé l'importance d'avoir des rêves et de les réaliser. Tu m'as remémoré les vraies raisons qui m'ont poussé à réaliser ce grand projet. De plus, nos conversations m'ont beaucoup éclairé et elles m'ont permis de voir mon projet sous un nouvel angle. Merci à Constance Denis (Université de Sherbrooke), tu as toujours été présente pour moi même lorsque tu étais loin.

Tu m'as encouragé, tu m'as motivé, tu m'as aidé à maintenir un équilibre de vie essentiel à la réussite de ce projet.

Chapitre I – Introduction

La faune sauvage représente une ressource naturelle renouvelable qui nécessite une saine gestion afin d'assurer sa prospérité (abondance des individus) pour les générations futures. Il convient d'effectuer une gestion qui respecte les capacités biologiques, économiques et sociales du milieu. La gestion de la faune sauvage consiste principalement à cibler des actions et des objectifs de gestion ayant pour but d'assurer la productivité à long terme d'un territoire pour la faune ainsi que les autres ressources (Caughley and Sinclair, 1994; Yarrow, 2009). Cette gestion permet de préciser les ressources fauniques disponibles, détermine les enjeux auxquels elles font face et propose des solutions adaptées aux particularités socio-économiques de chaque région. Il existe différents objectifs de gestion. Il est possible d'augmenter ou réduire la taille de population, de l'exploiter sur une base continue ou de la laisser à elle-même tout en assurant un suivi (Caughley and Sinclair, 1994). Par exemple, au Québec, des interventions ciblées et efficaces telles que la chasse sont utilisées afin de maintenir les populations du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) à des niveaux soutenables pour les écosystèmes tout en assurant la prospérité future de l'espèce (FAPAQ, 2001). Toutefois, il est possible d'observer des populations en surabondances dans certaines régions. Les plans de gestion sont basés sur des prévisions de croissance de population établie sur une période d'environ 5 à 7 ans. Dans certaines situations, telles qu'à la suite d'hivers très doux, la densité de population peut être plus importante spatialement ou temporellement que ce qui a été anticipé dans les plans de gestion.

Pour la réalisation d'un plan de gestion faunique, il est primordial d'élaborer dans un premier temps des objectifs de gestion justes et précis. Pour cela, la connaissance préalable de six types d'informations est requise, soit : (1) l'effectif total (ou la densité) de la population et sa distribution; (2) les besoins environnementaux/habitats de l'espèce et ses déplacements effectués; (3) la capacité de l'espèce de se rétablir (résilience) suite à des perturbations anthropiques et naturelles de l'habitat (ex. : coupe forestière); (4) l'estimation des paramètres démographiques des populations (ex. : taux de natalité et de mortalité); (5) la connaissance des facteurs clés qui régulent les populations (ex. : prédateurs, source de nourriture restreinte, etc.); et (6) les effets des facteurs environnementaux sur la survie des individus (ex. : épaisseur de neige au sol, récurrence des feux de forêt) (Gasaway and Dubois, 1987; Samuel *et al.*, 1992; Rönnegård *et al.*, 2008). Parmi toutes ces informations, l'approximation juste et précise des données d'effectif total est un idéal à atteindre puisqu'elle représente le fondement dans

l'élaboration des plans d'inventaire (Gasaway and Dubois, 1987; Lancia *et al.*, 1996; Potvin *et al.*, 2004; Poole *et al.*, 2013). Leur acquisition s'avère complexe afin d'obtenir des valeurs de grandes précisions sur un grand territoire (Poole *et al.*, 2013). Le choix et la logistique de la méthode d'inventaire revêtent ainsi une importance centrale dans la démarche pour réaliser un plan de gestion.

Le choix d'une méthode d'inventaire dépend des objectifs du suivi, la précision des estimations de l'effectif de la population, les caractéristiques reliées à l'espèce étudiée (ex. : taille du corps, habitats inventoriés, capacité de l'animal à se camoufler dans leur environnement, activités et mobilité de l'espèce et niveau de sociabilité), l'échelle spatiale du suivi requis et les ressources matérielles et financières des organismes responsables (Storm *et al.*, 2011; Poole *et al.*, 2013). Les gestionnaires ont généralement un budget limité. Il est donc souvent question d'un compromis entre la précision de l'inventaire et les coûts (Rabe *et al.*, 2002).

Pour effectuer un inventaire, les méthodes peuvent être indirectes lorsqu'elles fournissent uniquement un indice de l'abondance de population (ex. : inventaire de crottin, mesure de broutage, inventaire par données d'accident de route, etc.) ou directes lorsqu'elles font un dénombrement des individus présents dans un espace donné (ex. : effectuer une battue, inventaire aérien, etc.) (Pierce *et al.*, 2012; figure 1). Certaines de ces méthodes ne sont pas assez sensibles pour détecter rapidement les changements de population ou de produire des estimations avec des limites de confiance fiables (Strayer, 1999; Potvin *et al.*, 2004). Dans le cadre d'un plan de gestion de la grande faune, les méthodes directes sont privilégiées par les gestionnaires puisqu'elles fournissent des données d'abondance absolues avec une précision qui peut être évaluée (Potvin *et al.*, 1992; Daigle, 2007). Bien que ce soit plus cher, les inventaires aériens peuvent fournir des estimations fiables et rapides de la densité de la faune (Freddy *et al.*, 2004); cependant, ce type d'inventaire présente son propre ensemble de biais. Ainsi, depuis les années 1960, l'inventaire aérien est la principale méthode utilisée et renouvelée tous les 5 à 7 ans pour dénombrer la grande faune québécoise (Comité des inventaires aériens, 1978). Des indices d'abondance sont également utilisés conjointement pour effectuer un suivi interannuel (Jean et Lamontagne, 2005; Daigle, 2007).

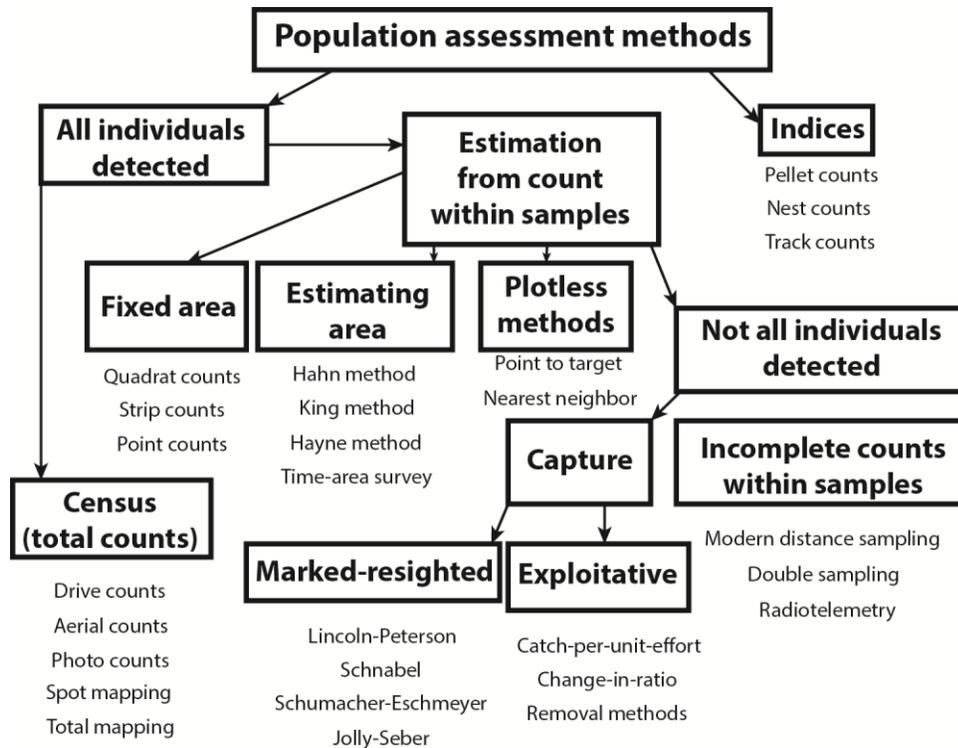


Figure 1. Méthodes d’inventaire de la faune [Tiré de Pierce *et al.*, 2012]

1.1. Problématique

Un des grands enjeux des inventaires de la faune réside dans leur capacité à dénombrer tous les individus présents dans une population (Caughley, 1974; Steinhorst and Samuel, 1989; Miller *et al.*, 1997). Or, les différentes méthodes d’inventaire comportent certains biais. L’enjeu des inventaires est centré sur les biais de détectabilité qui se traduisent la plupart du temps comme étant la tendance, lors des comptages d’animaux, à sous-représenter leur nombre réel dans une parcelle donnée. Ces biais sont liés à différents facteurs tels que la fatigue, l’expérience et les capacités visuelles de l’observateur ainsi que la capacité des individus à se camoufler dans leur environnement (Caughley, 1974; LeResche and Rausch, 1974). Les conséquences de l’introduction des biais de détectabilité entraînent des erreurs systématiques qui diminuent la justesse des estimations de densité (Caughley, 1974).

Il existe plusieurs solutions pour minimiser les biais de détectabilité lors d’un inventaire aérien tel que le double inventaire instauré au Québec depuis le début des années 1990 (Potvin *et al.*, 2002). Cette approche consiste à utiliser deux personnes indépendantes pour effectuer les observations au

lieu d'une. Cela permet de diminuer les biais liés à l'observateur grâce à l'application d'un modèle de correction inspiré du principe du marquage-recapture de Petersen (Pollock and Kendall, 1987). Cette approche s'avère généralement efficace. Toutefois, l'application de cette approche ainsi que celle des autres méthodes de correction d'inventaire à vue ont obtenu un succès variable dans le passé. Cela s'explique par le fait que les inventaires à vue exigent un niveau considérable de concentration et de rigueur pour tout l'équipage (pilote, observateurs, responsable pour noter les observations) à bord de l'aéronef (Naugle *et al.*, 1996). Des erreurs d'inattention peuvent en résulter en réponse à une accumulation de fatigue.

Depuis quelques années, les domaines de l'informatique, de l'ingénierie, de l'optique et de l'électronique ont grandement évolué. Le marché actuel offre ainsi des GPS plus précis, des systèmes d'acquisition de données transportables et accessibles ainsi que des ordinateurs plus rapides pour l'inventaire aérien. Les méthodes d'inventaire profitent de cette modernisation afin de simplifier l'acquisition des données. Par exemple, des GPS sont utilisés pour mieux suivre les lignes de vol et de noter précisément l'emplacement et l'habitat des individus observés (Potvin et Breton, 2004). De plus, l'utilisation conjointe d'un GPS et d'un formulaire de prise de données sur un support cartographique virtuel issue d'un système d'information géographique (SIG) permet de noter rapidement les attributs d'observation (ex. : taille du groupe d'individu, numéro de parcelle, faon/femelle/mâle, etc.). L'intégration des nouvelles technologies aux inventaires contribue à simplifier les tâches de tout l'équipage à bord de l'aéronef et permet ainsi de mieux se concentrer sur la détection à vue de la faune.

Cependant, dans les zones densément boisées, spécialement en forêt coniférienne ou mixte, il existe peu de méthodes précises, robustes et rentables pour compter la faune (Pielowski, 1984; Smart *et al.*, 2004; Potvin *et al.*, 2004; Borkowski *et al.*, 2011). L'utilisation de l'imagerie multispectrale présente une solution intéressante pour effectuer l'inventaire aérien de la faune. Cette approche a pour avantage d'effectuer un enregistrement graphique et spatial de l'information qui peut être analysée à répétition par différents observateurs lors de l'inventaire ou *a posteriori* (Terletzky *et al.*, 2012). Par ailleurs, l'imagerie multispectrale permet d'avoir des données utilisant un spectre électromagnétique plus étendu que la vision humaine (ex. : utilisation du spectre infrarouge thermique) permettant ainsi de mieux discriminer certains éléments. Plusieurs études ont démontré l'utilité de l'imagerie multispectrale pour effectuer l'inventaire de la faune (Leonard and Fish, 1974; Chabot, 2009; Israel, 2011; Franke *et al.*, 2012; Pérez-García, 2012).

Par ailleurs, les traitements d'images apportent une nouvelle dimension pour l'inventaire de la faune. Ils ont une capacité à discerner les petits détails et de traiter rapidement et uniformément l'information. Les traitements d'images représentent ainsi un outil potentiel pour normaliser et automatiser la détection de la grande faune (Israel, 2011; Laliberte and Ripple, 2003). Toutefois, pour appliquer ce type de traitements, des images à très haute résolution spatiale (THRS; < 1 mètre) sont nécessaires. Celles-ci sont cependant souvent peu abordables ou offrent une résolution spatiale, spectrale ou temporelle ne répondant pas toujours aux besoins requis pour effectuer l'inventaire de la faune (Anderson and Gaston, 2013).

Jusqu'à maintenant, les inventaires aériens de plusieurs espèces de la grande faune s'effectuent à l'aide d'avions ou d'hélicoptères. Considérant la nécessité d'effectuer des vols à basse altitude, les risques sont augmentés pour le personnel à bord des aéronefs. Le développement récent des aéronefs sans pilote (ASP) pour les applications civiles offre de nouvelles opportunités. Les ASP ont le potentiel de représenter une alternative relativement sécuritaire, simple, efficace, rapide, polyvalente, discrète, juste et précise comparée aux hélicoptères et aux avions (Chabot, 2009; Watt *et al.*, 2010; Wiegmann and Taneja, 2003). De plus, en volant à des plus basses altitudes et vitesses que les satellites et autres types aéronefs, les ASP fournissent des images à plus hautes résolutions spatiales et temporelles (Jones IV *et al.*, 2006). Dans le cadre d'un inventaire, les ASP couplés avec des capteurs d'imagerie multispectrale peuvent ainsi faciliter l'acquisition des données sur la faune et leur habitat grâce à leur capacité à voler plus fréquemment tout en limitant les perturbations sonores (Jones IV *et al.*, 2006; Chabot, 2009). Toutefois, peu d'études ont exploité les traitements d'images pour la détection et le dénombrement de la faune ni le potentiel combiné des ASP, de l'imagerie dans le spectre visible et de l'infrarouge thermique ainsi que du traitement d'images.

1.2. Objectifs de recherche

L'objectif principal du projet de recherche est d'évaluer la performance d'un système aéronef-capteur mis au point pour la détection et l'inventaire de la moyenne et grande faune dans un milieu contrôlé. Ce projet vise à tester les capacités du système plutôt que de mener un inventaire non biaisé. Ce projet couvre deux volets : (1) la détection du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*);

et (2) la détection multiespèce. L'objectif principal comprend également les quatre sous-objectifs suivants :

Volet 1 : Cerf de Virginie

- (i) Déterminer la combinaison de bandes optimales pour la détection du cerf de Virginie;
- (ii) Comparer l'efficacité de trois chaînes de traitements pour la détection du cerf de Virginie, soit l'analyse d'images par pixel dirigé, non-dirigé ainsi que l'analyse d'images par objet;
- (iii) Déterminer l'effet de la résolution spatiale pour effectuer la détection du cerf de Virginie par l'utilisation des trois chaînes de traitements.

Volet 2 : Multiespèce

- (i) Appliquer et adapter la meilleure approche du volet 1 pour détecter plusieurs espèces de la moyenne et grande faune.

1.3. Hypothèses de recherche

L'hypothèse de recherche repose sur le fait que certaines approches utilisant l'analyse d'images par pixel et l'analyse d'images orientée objet permettraient de détecter, d'identifier et dénombrer la moyenne et grande faune grâce aux caractéristiques spécifiques de l'imagerie visible et infrarouge thermique acquise avec un ASP (Anderson and Gaston, 2013; Chabot, 2009; Franke *et al.*, 2012; Groom *et al.*, 2013; Israel, 2011; Trivedi *et al.*, 1982). Trois sous-hypothèses sont aussi formulées :

- (i) La combinaison des bandes spectrales du visible et de l'infrarouge thermique offre une meilleure détectabilité de la faune que les bandes prises individuellement (Rudol and Doherty, 2007; Israel, 2011; Millette *et al.*, 2011; Franke *et al.*, 2012);
- (ii) L'analyse d'images par objet est mieux adaptée que les approches par pixel pour détecter des objets concrets tels que la faune (Groom *et al.*, 2011);
- (iii) La résolution spatiale affecte l'efficacité des trois chaînes de traitements pour la détection de la faune (Woodcock and Strahler, 1987).

Chapitre II – Cadre théorique

Ce chapitre a pour but de présenter une revue de littérature sur les inventaires aériens traditionnels ainsi que le potentiel de la télédétection pour effectuer l'inventaire de la faune. Ce chapitre décrit les différentes intégrations des capteurs visibles et infrarouges thermiques, des méthodes d'analyses d'images par pixel et par objet ainsi que des ASP pour effectuer l'inventaire de la faune. L'objectif est d'énoncer les différents concepts importants ainsi que les liens entre ceux-ci sur lesquels se fonde le projet de recherche. Le but est d'identifier les éléments essentiels à considérer pour l'élaboration de la méthodologie.

2.1. Inventaire de la faune

2.1.1. Inventaire aérien traditionnel

L'inventaire aérien traditionnel de la grande faune est utilisé depuis 1942 (Cook and Jacobson, 1979). Il se résume par l'utilisation d'un aéronef avec pilote (avion ou hélicoptère) à une altitude variant généralement entre 45 à 300 mètres du sol (Bergerud, 1963; Caughley *et al.*, 1976; Crête et St-Hilaire, 1979). L'observateur à bord de l'aéronef dénombre visuellement tous les individus qu'il voit dans sa fenêtre de recherche et note ses observations sur une carte en papier ou sur un appareil électronique (ex. : ordinateur, tablette-PC).

L'inventaire est réalisé soit pour une parcelle inventoriée sur toute sa superficie ou soit par échantillonnage. La première a l'avantage de ne pas posséder de variance liée à l'échantillonnage. Toutefois, l'utilisation de ce patron d'inventaire demeure souvent difficile à appliquer et le coût par km² est élevé (Miller *et al.*, 1998). Quant à l'échantillonnage, il est plus couramment utilisé puisqu'il peut couvrir de grands territoires et que la précision des estimations peut être évaluée (Gasaway and Dubois, 1987). L'échantillonnage implique généralement la stratification de la zone d'étude en 2-4 strates établies en fonction de l'habitat et de la densité prévus de l'espèce. Pour chaque strate, des unités d'échantillonnage sont sélectionnées aléatoirement ou systématiquement afin d'être statistiquement extrapolées pour la parcelle inventoriée (Burnham *et al.*, 1980; Gasaway

and Dubois, 1987; Poole *et al.*, 2013). Les unités d'échantillonnage prennent la forme de parcelles/quadrats ou de transects/bandes. Les parcelles se réfèrent à des unités carrées (Evans *et al.*, 1966) ou rectangulaires de taille uniforme (Crête et St-Hilaire, 1979) ou à des formes et des tailles irrégulières (Gasaway and Dubois, 1987). Elles peuvent être inventoriées intensivement avec une série de vols circulaires qui se chevauche de telle sorte que chaque parcelle de terrain a été observée au moins une fois (Floyd *et al.*, 1979; Otten *et al.*, 1993). Quant aux transects, ils sont longs avec une largeur qui varie d'une étude à l'autre. Ils ont pour avantage d'avoir un faible coût comparé à l'approche par parcelle, une plus grande facilité de navigation, une réduction des probabilités de double comptage des individus et une diminution du niveau de fatigue des observateurs (Miller *et al.*, 1998).

2.1.2. Cas de l'inventaire multiespèce

L'inventaire aérien est une pratique utilisée depuis les années 1960 pour effectuer l'inventaire multiespèce de la grande faune (Sinclair, 1972; Dunham, 2004). Cette pratique est souvent utilisée en Afrique dans des habitats ouverts et propices à l'observation de plusieurs espèces présentes simultanément tels que le parc national du Serengeti (Sinclair, 1972) et celui de Gorongosa (Dunham, 2004). Cette méthode est également appliquée pour inventorier le bétail et connaître leur distribution dans le but d'établir des programmes de contrôle (ex. : limiter la destruction des cultures) (Bayliss and Yeomans, 1989). La méthode pour inventorier la faune s'effectue à vue, de la même manière que l'inventaire aérien traditionnel, mais les observateurs doivent également indiquer pour chaque espèce identifiée le nombre d'individus ou la taille approximative du groupe lorsqu'ils sont très nombreux. L'inventaire multiespèce est avantageux puisqu'il permet de réduire les coûts d'inventaire. Toutefois, cette pratique est difficilement applicable dans un environnement moins ouvert ou plus cryptique considérant le niveau de difficulté à détecter la faune. De plus, cette méthode peut être moins pratique où les rencontres multiespèces se font rares.

La détection multiespèce peut également s'effectuer par le biais de caméras de chasse (Tobler *et al.*, 2008; O'Brien *et al.*, 2010; Ahumada *et al.*, 2013; Burton *et al.*, 2015). Une caméra de chasse est un capteur à déclenchement automatique placé au sol ou à un emplacement stratégique (ex. : vue sur un nid d'oiseau) afin d'effectuer l'acquisition d'images selon une certaine fréquence temporelle et/ou

lorsqu'il y a un mouvement détecté (Locke *et al.*, 2012). La faune présente sur les images est identifiée par photo-interprétation. Cette méthode est souvent utilisée dans des milieux forestiers riches en diversité faunique tels que les forêts tropicales puisque ces habitats sont propices aux rencontres multiespèces. Les caméras de chasse s'avèrent pratiques pour inventorier la moyenne et grande faune. Elles témoignent de la diversité faunique à un site spécifique et permettent la comparaison entre les sites, de raffiner la carte de répartition pour chaque espèce et d'évaluer l'impact des activités humaines sur les communautés fauniques (Tobler *et al.*, 2008). Toutefois, le design expérimental exige d'avoir une densité adéquate ainsi qu'une disposition particulière des caméras de chasse (ex. : disposition stratifiée aléatoire) afin d'acquérir la puissance statistique nécessaire pour obtenir des résultats robustes pour le territoire inventorié (Garton *et al.*, 2012). De plus, le processus de photo-interprétation nécessite beaucoup de temps d'analyse considérant le grand volume d'images à traiter.

2.2. Les biais d'inventaire

Les inventaires aériens de la grande faune sous-estiment systématiquement l'effectif total (Caughley, 1974; Beasom *et al.*, 1986; DeYoung *et al.*, 1989; Bartmann *et al.*, 1986). Dans le milieu de la recherche, lorsque la précision est acceptable et que les biais sont constants, cette approche peut être convenable pour estimer la croissance ou le déclin d'une population (DeYoung *et al.*, 1989). Toutefois, en gestion de la faune, un inventaire aérien doit être juste, précis, efficace et reproductible afin de fournir des décisions éclairées pour la gestion de la faune, et ce, dans un délai de temps opportun (Gasaway *et al.*, 1986).

Il existe deux principales sources d'erreur rencontrées dans les inventaires aériens qui sont causées par la variabilité de la répartition de la faune sur le territoire (variance spatiale de l'échantillon; Steinhorst and Samuel, 1989) et par l'échec à dénombrer tous les individus lors d'un inventaire (biais de détectabilité; Cook and Martin, 1974; Caughley, 1974; LeResche and Rausch, 1974; Cook and Jacobson, 1979; Samuel and Pollock, 1981; Steinhorst and Samuel, 1989). Le premier peut être ajusté en utilisant un patron d'échantillonnage par stratification adapté à l'espèce inventoriée en tenant compte de ses probabilités d'occurrence dans chaque habitat (Floyd *et al.*, 1979; Samuel *et al.*, 1987; Steinhorst and Samuel, 1989). Une approche par quadrat a l'avantage de compter une plus

haute proportion des individus, alors que l'approche par transect est plus robuste, plus économique et représente un patron d'échantillonnage plus simple pour calculer les biais de détectabilité (Caughley, 1977). Quant aux biais de détectabilité, ils demeurent un problème récurrent depuis quelques décennies (Caughley, 1974; Cook and Jacobson, 1979; Samuel and Pollock, 1981; Short and Bayliss, 1985; Pollock and Kendall, 1987; Bayliss and Yeomans, 1989; Marsh and Sinclair, 1989; Samuel *et al.*, 1992; Hone, 2008). Généralement, les observateurs détectent 40 à 75 % des animaux présents lors d'un inventaire aérien et parfois moins (Caughley, 1974; Cook and Jacobsen, 1979; DeYoung, 1985; Bartmann *et al.*, 1986; Beasom *et al.*, 1986; Pollock and Kendall, 1987; Bayliss and Yeomans, 1989; Potvin *et al.*, 1992). Ainsi, il y a une sous-estimation importante de l'effectif réel qui a pour conséquence d'affecter grandement les plans de gestion de la faune. De surcroît, Marsh and Sinclair (1989) ont souligné une distinction importante sur le taux de détectabilité. Il est nécessaire de tenir compte à la fois ceux qui ne sont pas visibles pour les observateurs, car ils sont cachés par la végétation, les roches ou les autres éléments de leur environnement (biais de disponibilité) et ceux qui sont potentiellement visibles pour les observateurs, mais qui ne sont pas observés (biais de perception). La considération de ces deux biais permet d'obtenir une meilleure approximation de la densité réelle d'une population.

Depuis les années fin 1950 jusqu'aux années 1980, plusieurs études ont exploré les facteurs contribuant aux biais de disponibilité et ceux de perception (Bergerud, 1963; Goddard, 1967; Caughley, 1974; LeResche and Rausch, 1974; Beasom *et al.*, 1981). Ces facteurs, regroupés en 7 catégories (tableau 1), affectent la détectabilité de la faune à différents degrés et concernant divers aspects de l'inventaire aérien. Suite à une meilleure compréhension de ces différents facteurs, plusieurs études (Samuel and Pollock, 1981; Crête *et al.*, 1986; Bayliss and Yeomans, 1989; Marsh and Sinclair, 1989; Stoll *et al.*, 1991) ont tenté de normaliser et d'obtenir des conditions d'inventaire constantes pour réduire à un niveau acceptable les biais de détectabilité. Toutefois, le nombre de facteurs à normaliser est trop important et les effets sont souvent difficiles et imprévisibles à contrôler dû à l'interdépendance entre eux (LeResche and Rausch, 1974; Bayliss and Giles, 1985; Hill *et al.*, 1985; Packard *et al.*, 1985). Depuis, différentes méthodes d'inventaire aérien, de variantes et de combinaisons ont été déployées pour estimer la taille de population et des biais de détectabilité de la moyenne et grande faune ainsi de quelques espèces d'oiseaux (figure 2; annexe 1). Parmi les méthodes d'inventaire aérien les plus utilisées, elles incluent le modèle de correction par régression logistique, l'estimation de la détectabilité des animaux par marquage-

recapture, le double inventaire aérien, le modèle par retrait d'individus (« *removal model* »), la comparaison d'inventaire multiple et la « *line transect* » (voir annexe 2 pour description). Chaque méthode démontre des forces et des faiblesses, mais il est difficile de les classer en ordre de performance puisque leurs hypothèses diffèrent et que certaines sont plus efficaces et spécifiques à certaines situations (selon espèce, sexe ratio, écologie de l'espèce, etc.). Il demeure aujourd'hui que les méthodes tentent principalement de corriger les biais de perception. Les biais de disponibilité demeurent un problème complexe souvent ignoré dans les inventaires par faute d'une méthode de correction fonctionnelle, robuste et précise et qui considère également les biais de perception (Hone, 2008). De plus, malgré les différentes méthodes de correction d'inventaire, plusieurs problèmes persistent : (1) l'inventaire à vue est exigeant pour l'observateur et induit des biais dus à l'erreur humaine (Caughley, 1974; LeResche and Rausch, 1974); (2) les aéronefs avec pilote volant à très basse altitude ont une manœuvrabilité réduite pour suivre des lignes de vol avec précision, ce qui représente un plus grand risque d'accident pour l'équipage à bord de l'aéronef (Jones IV, 2003; Bernatas and Nelson, 2004; Hodgson *et al.*, 2013); et (3) les coûts d'inventaire pour une seule espèce sont élevés dû aux frais de l'utilisation d'un aéronef avec un pilote expérimenté ainsi que du carburant (Crête *et al.*, 1986; Jones, 2003; Rochette *et al.*, 2003).

Tableau 1. Synthèse des principaux facteurs qui affectent les biais de détectabilité et sa tendance à sur/sous-estimer le dénombrement

Catégories	Facteurs	Effets	Tendance à sur (+)/sous (-) -estimer	Références
Observateurs	Expérience	<ul style="list-style-type: none"> Un observateur expérimenté dénombre plus facilement les individus ou les groupes que celui sans expérience pour l'inventaire aérien. 	+/-	LeResche and Rausch, 1974; Caughley <i>et al.</i> , 1976; Cook and Jacobsen, 1979; Frei <i>et al.</i> , 1979; Dirschl <i>et al.</i> , 1981; Short and Bayliss, 1985; Samuel <i>et al.</i> , 1987
	Fatigue et ennui	<ul style="list-style-type: none"> La fatigue et l'ennui diminuent l'attention de l'observateur pour repérer et dénombrer les individus ou les groupes. 	-	Caughley, 1974; LeResche and Rausch, 1974; Dirschl <i>et al.</i> , 1981; Potvin <i>et al.</i> , 1992
	Variation des capacités visuelles individuelles	<ul style="list-style-type: none"> Un observateur avec une bonne vision et une grande efficacité d'analyse dénombre plus facilement les individus ou les groupes en comparaison à une personne avec un trouble de la vue ou moins apte à détecter la faune. 	+/-	Caughley, 1974; LeResche and Rausch, 1974; Dirschl <i>et al.</i> , 1981
Animaux	Agrégation/Taille du groupe*	<ul style="list-style-type: none"> Un individu isolé est plus difficile à repérer par un observateur en comparaison à un groupe. Une trop forte agglomération des individus nuit au dénombrement lorsque l'observateur a seulement un court laps de temps pour tout compter (cas pour l'inventaire de certaines espèces d'oiseau). 	+/-	Cook and Martin, 1974; LeResche and Rausch, 1974; Cook and Jacobson, 1979; Samuel and Pollock, 1981; Gasaway <i>et al.</i> , 1985; Crête <i>et al.</i> , 1986; Samuel <i>et al.</i> , 1987; Estes and Jameson, 1988; Graham and Bell, 1989; Steinhorst and Samuel, 1989; Fuller, 1990; Potvin <i>et al.</i> , 1992; Cogan and Diefenbach, 1998; Vander Wal <i>et al.</i> , 2011
	Comportement/Activité	<ul style="list-style-type: none"> Certaines espèces sont mieux adaptées par leurs comportements pour se camoufler dans leur environnement afin d'éviter de se faire repérer. Les individus stationnaires et immobiles sont plus difficiles à détecter à vue, particulièrement s'ils sont couchés, en comparaison à ceux qui se déplacent. Certains gestionnaires vont opter pour des appareils qui font du bruit tel que des hélicoptères afin de faire fuir la faune et mieux la repérer. Certaines périodes horaires sont plus propices pour observer la faune en déplacement (ex. : le matin et le soir). 	+/-	Bergerud, 1963; Goddard, 1967; Caughley, 1974; LeResche and Rausch, 1974; Kufeld <i>et al.</i> , 1980; Gasaway <i>et al.</i> , 1985; Bartmann <i>et al.</i> , 1986; Crête <i>et al.</i> , 1986; Samuel <i>et al.</i> , 1987; Estes and Jameson, 1988; Graham and Bell, 1989; Fuller, 1990; Potvin <i>et al.</i> , 1992; Peterson and Page, 1993; Haschberger <i>et al.</i> , 1996; Gould <i>et al.</i> , 2005; Israel, 2011; Vander Wal <i>et al.</i> , 2011
	Coloration de l'animal	<ul style="list-style-type: none"> Certaines espèces possèdent une coloration cryptique qui diminue leur visibilité dans certains habitats. 	-	Caughley, 1974
	Sexe et âge de l'animal*	<ul style="list-style-type: none"> Chez certaines espèces, les individus cohabitent en différents groupes et différents habitats selon les classes d'âge (juvénile vs adulte) et de sexe (mâle vs femelle). La composition et la taille des groupes varient selon les saisons (ex. : saison de reproduction vs saison estivale). 	-	Gasaway <i>et al.</i> , 1985; Vander Wal <i>et al.</i> , 2011
	Taille de l'animal	<ul style="list-style-type: none"> Une espèce de grande taille est plus facile à détecter qu'une espèce de petite taille. 	-	Caughley, 1974
Physiographie	Topographie	<ul style="list-style-type: none"> Les terrains accidentés ou irréguliers permettent à la faune de se dissimuler ou ne pas être visible par l'observateur dû à l'obstruction visuelle. 	-	Geist, 1971; LeResche and Rausch, 1974; Samuel <i>et al.</i> , 1987; Bayliss and Yeomans, 1989; Bodie <i>et al.</i> , 1995

* Éléments qui influencent le comportement de la faune et l'utilisation de leur habitat.

Tableau 1. Synthèse des principaux facteurs qui affectent les biais de détectabilité et sa tendance à sur/sous-estimer le dénombrement (suite)

Catégories	Facteurs	Effets	Tendance à sur (+)/sous (-) -estimer	Références
Physiographie	Couverture végétale*	<ul style="list-style-type: none"> La visibilité de la faune diminue avec l'augmentation de la couverture végétale arbustive et arborée due à l'obstruction visuelle entre l'animal et l'observateur. Les espèces décidues offrent une meilleure visibilité que les espèces sempervirentes lorsque les arbres ont perdu leurs feuilles. 	-	Goddard, 1967; Caughley, 1974; LeResche and Rausch, 1974; Caughley <i>et al.</i> , 1976; Cook and Jacobsen, 1979; Floyd <i>et al.</i> , 1979; Gasaway <i>et al.</i> , 1985; Hill <i>et al.</i> , 1985; Short and Bayliss, 1985; Bartmann <i>et al.</i> , 1986; Pollock and Kendall, 1987; Samuel <i>et al.</i> , 1987; Bayliss and Yeomans, 1989; McDonald <i>et al.</i> , 1990; Rivest <i>et al.</i> , 1995; Anderson Jr and Lindzey, 1996; Beringer <i>et al.</i> , 1998; Cogan and Diefenbach, 1998; Vander Wal <i>et al.</i> , 2011
Conditions atmosphériques/météorologiques	Luminosité/ Nébulosité et opacité	<ul style="list-style-type: none"> La présence de nuages opaques diminue le contraste et rend la tâche plus difficile pour l'observateur à bien distinguer les animaux. Les zones avec un mélange d'ombre et de lumière portent à confusion pour l'observateur, car elles présentent une forte hétérogénéité de contraste. 	-	Goddard, 1967; Caughley, 1974; LeResche and Rausch, 1974; Short and Bayliss, 1985; Vander Wal <i>et al.</i> , 2011
	Présence de vent*	<ul style="list-style-type: none"> En présence de vent à forte intensité, la faune tend à s'abriter et elle devient moins facile à repérer par les observateurs. 	-	LeResche and Rausch, 1974; Bartmann <i>et al.</i> , 1986
	Couverture de neige*	<ul style="list-style-type: none"> Selon l'espèce, la présence d'une couverture de neige fraîche et uniforme augmente le contraste entre l'animal et son environnement en comparaison avec une présence de neige parsemée ou en l'absence de neige. Lors de fortes chutes de neige, la faune tend à se concentrer en basse altitude et/ou se trouver un refuge en dessous de la végétation coniférienne (moins de neige sous la canopée). 	+/-	Bergerud, 1963; Lovaas <i>et al.</i> , 1966; LeResche and Rausch, 1974; Cook and Jacobsen, 1979; Crête <i>et al.</i> , 1986; Beringer <i>et al.</i> , 1998; Storm <i>et al.</i> , 2011
	Température*	<ul style="list-style-type: none"> Lors des journées avec une température élevée, la faune cherche à se cacher d'une exposition directe au soleil afin d'éviter d'accumuler trop de chaleur dans leur corps. Lors des journées avec une température très froide, la faune tend à s'exposer directement au soleil, à se réfugier dans un abri moins froid et/ou à s'agréger en groupe pour se réchauffer entre elles. 	-	Goddard, 1967; Cook and Jacobsen, 1979; Bayliss and Giles, 1985; Bartmann <i>et al.</i> , 1986

* Éléments qui influencent le comportement de la faune et l'utilisation de leur habitat.

Tableau 1. Synthèse des principaux facteurs qui affectent les biais de détectabilité et sa tendance à sur/sous-estimer le dénombrement (suite)

Catégories	Facteurs	Effets	Tendance à sur (+)/sous (-) -estimer	Références
Paramètres de vol	Altitude de vol	<ul style="list-style-type: none"> À haute altitude, la faune est plus petite et plus difficile à distinguer par l'observateur. À haute altitude, les mouvements oculaires diminuent, ce qui demande moins d'énergie de la part de l'observateur. 	-	Caughley, 1974; Caughley <i>et al.</i> , 1976; Beasom <i>et al.</i> , 1981; Bayliss and Giles, 1985; Shupe and Beasom, 1987; DeYoung <i>et al.</i> , 1989
	Vitesse de vol	<ul style="list-style-type: none"> Avec une haute vitesse de vol, le temps disponible pour localiser et compter la faune diminue et les mouvements oculaires augmentent. 	-	Caughley, 1974; Caughley <i>et al.</i> , 1976; Beasom <i>et al.</i> , 1981; Bayliss and Giles, 1985; Shupe and Beasom, 1987; DeYoung <i>et al.</i> , 1989
	Largeur de parcelle/transect inventoriée	<ul style="list-style-type: none"> Avec une large parcelle à inventorier, la distance moyenne entre l'animal et l'observateur augmente ainsi que les mouvements oculaires. Avec une large parcelle, le temps disponible pour localiser et compter la faune diminue. 	-	Caughley, 1974; Caughley <i>et al.</i> , 1976; Beasom <i>et al.</i> , 1981; Bayliss and Giles, 1985; Shupe and Beasom, 1987; DeYoung <i>et al.</i> , 1989
Aéronef	Type d'aéronef*	<ul style="list-style-type: none"> Les inventaires aériens effectués à bord d'un hélicoptère sont généralement supérieurs à ceux des avions dus à leur meilleure manœuvrabilité (faible vitesse de vol, facilité à tourner) et leur capacité à effectuer des vols stationnaires. 	+/-	LeResche and Rausch, 1974; Caughley, 1974; Caughley <i>et al.</i> , 1976; Kufeld <i>et al.</i> , 1980; Beasom <i>et al.</i> , 1981; Bayliss and Giles, 1985; Shupe and Beasom, 1987; DeYoung <i>et al.</i> , 1989; Stoll <i>et al.</i> , 1991; Bodie <i>et al.</i> , 1995; Gosse <i>et al.</i> , 2002
	Système de navigation	<ul style="list-style-type: none"> L'utilisation d'un GPS permet au pilote de suivre les lignes de vol plus facilement. 	-	Potvin and Breton, 2004
	Pilotes	<ul style="list-style-type: none"> Un pilote d'expérience possède une meilleure aptitude à suivre avec précision des lignes de vol en comparaison à une personne moins expérimentée. 	-	LeResche and Rausch, 1974
Période d'inventaire	Heure de l'inventaire*	<ul style="list-style-type: none"> Les vols réalisés le matin ou en soirée comportent généralement des vents plus faibles, un réchauffement/refroidissement (selon le cas) de la température et des ombres allongées qui peuvent faciliter la détection de la faune. La faible inclinaison du soleil le matin et en soirée peut engendrer un effet d'éblouissement pour l'observateur qui rend difficile la détection de la faune. Les vols réalisés en milieu de journée ont des conditions plus stables : température constante, présence d'ombres peu allongées. 	-	Petrides, 1953; Goddard, 1967; LeResche and Rausch, 1974; Caughley <i>et al.</i> , 1976; Hill <i>et al.</i> , 1985; Vander Wal <i>et al.</i> , 2011
	Saison/période d'inventaire*	<ul style="list-style-type: none"> Plusieurs facteurs qui affectent les biais de détectabilité de la faune vont se manifester différemment selon la période d'inventaire (ex. : sénescence des feuilles caduques). 	+/-	Vander Wal <i>et al.</i> , 2011

* Éléments qui influencent le comportement de la faune et l'utilisation de leur habitat.

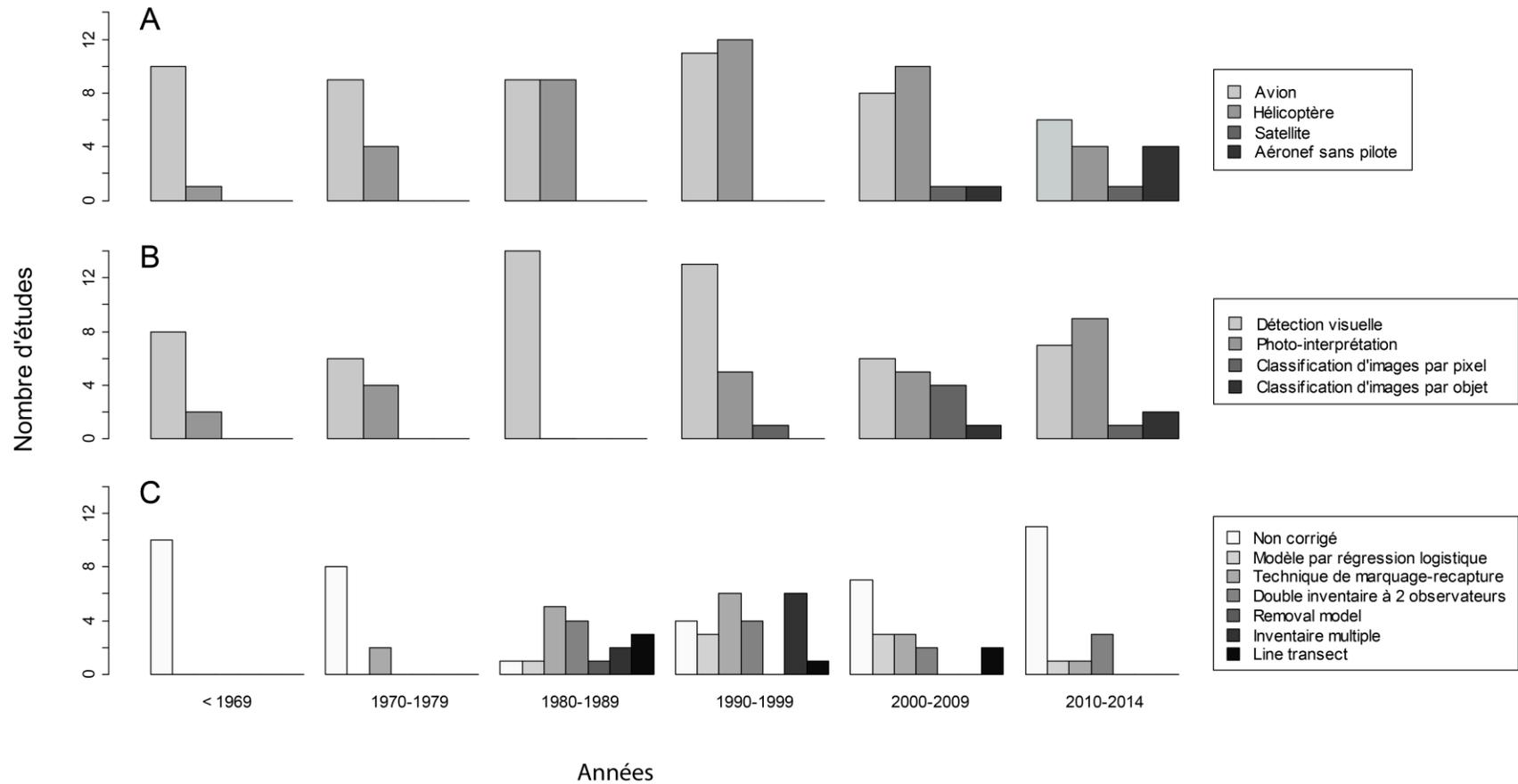


Figure 2. Synthèse de 82 publications sur des techniques utilisées pour l'inventaire aérien de la faune réalisées entre 1951 et 2014*.
A. Plateformes d'acquisition de données d'inventaire. B. Types de détection de la faune. C. Techniques de correction des biais de détectabilité.

* Voir annexe 1 pour les données détaillées avec les références

2.3. Télédétection

Au cours des dernières années, l'imagerie aérienne est de plus en plus utilisée pour effectuer l'inventaire de la faune comme méthode complémentaire aux approches traditionnelles à vue ou comme alternative à l'observation directe lors des recensements (figure 2). L'imagerie aérienne est une méthode non invasive qui ne requière pas la capture et le marquage des animaux (Boonstra *et al.*, 1994). La détection de la faune peut s'effectuer avec un photo-interprète pendant ou après l'inventaire à partir d'un ou plusieurs écrans ou avec une photographie papier montrant une vue aérienne du sol (Bontaites *et al.*, 2000; Israel, 2011; Franke *et al.*, 2012). La faune peut également être détectée par le traitement des captures d'images ou vidéos (Trivedi *et al.*, 1982; Garner *et al.*, 1995; Naugle *et al.*, 1996; Haroldson *et al.*, 2003; Laliberte and Ripple, 2003; Potvin and Breton, 2005; Franke *et al.*, 2012). Dans tous les cas, il est nécessaire d'avoir un capteur imageur, une composante photosensible servant à convertir un rayonnement électromagnétique en un signal analogique (signal électrique analogue à la source variant de façon continue) ou numérique (conversion d'un signal électrique en une valeur comprise dans une liste prédéfinie de valeurs limitée) (Lillesand *et al.*, 2007).

Avec les différentes méthodes d'inventaire à vue (à l'exception de celles qui effectuent des vols circulaires au-dessus de la faune), l'observateur doit dénombrer en une seule occasion et dans un court laps de temps (ex. : 5 secondes) tous les individus détectables. L'utilisation de capteurs imageurs devient ainsi avantageuse afin d'enregistrer de manière permanente l'information sous forme d'images ou de vidéos (Hodgson *et al.*, 2013). Frederick *et al.* (2003) ont démontré que l'inventaire à partir d'imagerie était beaucoup plus précis que les estimations à vue faites par des observateurs. Les images peuvent être rehaussées et analysées à répétition par plusieurs investigateurs. De plus, il est possible de prendre le temps nécessaire en post-inventaire pour appliquer et comparer différentes techniques d'analyse dans le but de reconfirmer certaines observations (Caughley, 1974; Leonard and Fish, 1974; Dunn *et al.*, 2002; Terletsky *et al.*, 2012). L'imagerie aérienne permet ainsi de réduire les biais de détectabilité en minimisant les erreurs commises par les observateurs qui possèdent des limitations de rapidité d'analyse du paysage et de capacités visuelles. Toutefois, tout comme les méthodes d'inventaire à vue, l'utilisation de capteurs est également sujette aux biais de détectabilité et rend ainsi la détection et l'identification difficile

pour certaines espèces cryptiques (Caughley, 1974; Terletsky *et al.*, 2012). Il est donc important de choisir un domaine électromagnétique adapté aux espèces à détecter ainsi qu'une méthode d'analyse efficace permettant de comptabiliser tous les individus présents sur les images.

2.3.1. Spectre électromagnétique utilisé pour l'inventaire de la faune

Visible et infrarouge proche

Les capteurs visibles (380–780 nm; figure 3) consistent à enregistrer les ondes réfléchies du spectre électromagnétique pouvant être perçues par l'œil humain qui leur est facilement interprétable. Plusieurs espèces (annexe 1) ont été inventoriées avec le visible telles que les flamands (*Phoeniconaias minor*, *Phoenicopterus ruber*; Grzimek and Grzimek, 1960), les caribous (*Rangifer tarandus*; Russell *et al.*, 1996), les oies (*Chen caerulescens*, *Branta canadensis*; Chabot and Bird, 2012), les dugongs (*Dugong dugon*; Hodgson *et al.*, 2013) et les éléphants (*Loxodonta africana*; Vermeulen *et al.*, 2013). Ce domaine spectral est couramment utilisé pour détecter et distinguer les différents éléments dans l'habitat (ex. : faune vs végétation) grâce aux variations spectrales, contextuelles et de formes. L'imagerie visible est généralement utilisée pour inventorier les grands attroupements d'animaux (ex. : colonies d'oiseaux, ravages de caribou) en milieu ouvert et présentant un bon contraste avec leur environnement (Grzimek and Grzimek, 1960; Russell *et al.*, 1994; Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Chabot and Bird, 2012). Toutefois, il est difficile pour un observateur d'identifier une espèce cryptique en utilisant uniquement l'imagerie visible puisque l'information n'est généralement pas assez discriminante (Nandhakumar and Aggarwal, 1988). De plus, l'information qui est enregistrée par les capteurs est grandement affectée par les variations de luminosité et la présence d'ombres; ce qui a pour conséquence de rendre l'interprétation plus difficile considérant que la valeur de niveau de gris des pixels illustrant un objet n'est pas statique.

L'infrarouge proche (0.78–3.00 μm ; figure 3) est une portion du spectre électromagnétique peu répandue pour la détection de la faune. L'infrarouge proche a été utilisé par exemple avec le visible dans le cadre d'un inventaire pour détecter des oiseaux marins (Groom *et al.*, 2013). Malgré l'utilisation de l'infrarouge proche dans leur étude, peu d'informations ont été données sur sa contribution et ses limitations pour la détection de la faune. Certaines études ont tenté d'en savoir plus sur l'utilisation du visible ainsi de l'infrarouge proche pour détecter la faune. À notre

connaissance, seules les études de Trivedi *et al.* (1982), Bortolot and Prater (2009) et Terletzky *et al.* (2012) ont effectué des tests avec l'imagerie hyperspectrale (couvrant le visible et l'infrarouge proche) pour connaître la signature spectrale de quelques espèces fauniques. Les conclusions de Trivedi *et al.* (1982) indiquent que la bande rouge (0.67 μm) ainsi que 3 bandes de l'infrarouge proche (0.79 à 0.98 μm) identifiaient mieux le cerf mulet (*Odocoileus hemionus*) dans leur environnement en milieu hivernal. Tandis que les résultats de Bortolot and Prater (2009) et Terletzky *et al.* (2012) indiquent que le bleu, le vert, le rouge et particulièrement certaines bandes de l'infrarouge proche permettent d'effectuer une distinction entre les bovidés, les cervidés et les équidés. Malgré les tests de ces trois études, aucune méthodologie complète n'a été développée pour être appliquée dans des conditions réelles d'inventaire.

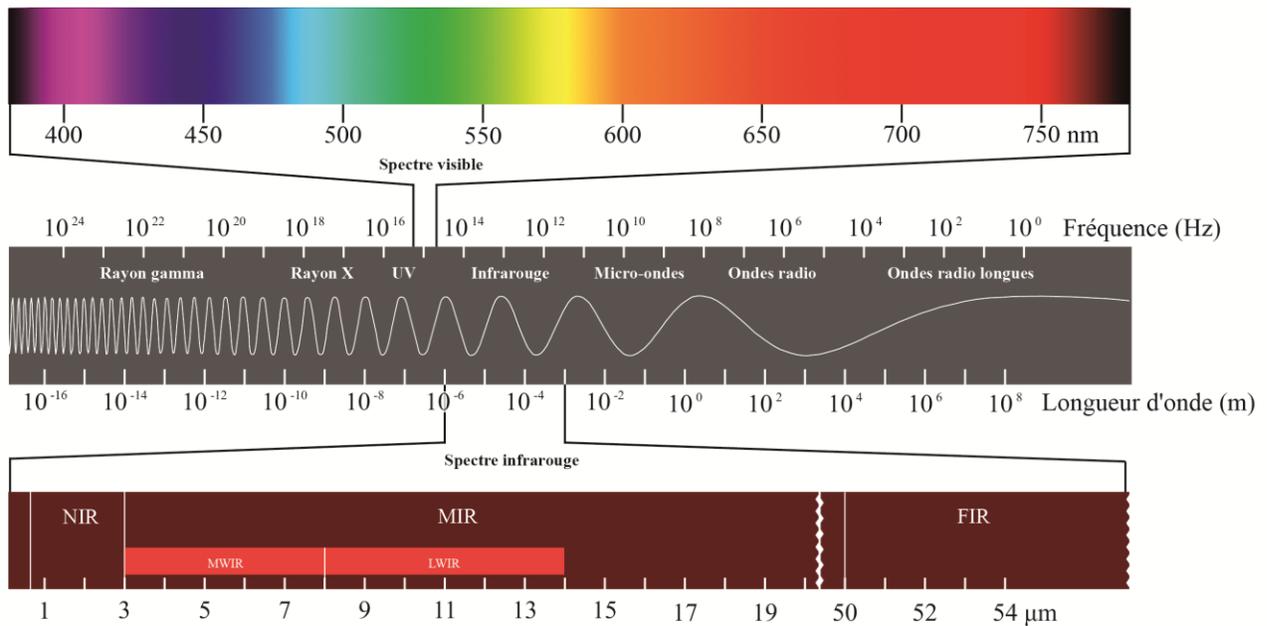


Figure 3. Spectre électromagnétique. Rayonnement optique; Visible (0.38–0.78 μm), NIR : Infrarouge proche (0.78–3.00 μm), MIR : Infrarouge moyen (3–50 μm), FIR : Infrarouge lointain (50–1000 μm). Émission radiative thermique; MWIR : Infrarouge à ondes moyennes (3–8 μm), LWIR : Infrarouge à ondes longues (8–14 μm).

Infrarouge thermique

Tous les objets ayant une température supérieure au zéro absolu ($-273.15\text{ }^{\circ}\text{C}$) émettent de la chaleur. Dans le cas des animaux homéothermes endothermes, ils sont spécialement adaptés pour produire

leur propre chaleur et émettre à l'extérieur de leur corps l'excès afin de maintenir une température interne stable. Pour détecter cette chaleur, deux portions du spectre électromagnétique sont fréquemment utilisées pour les applications courantes en télédétection, soit l'infrarouge à ondes moyennes (MWIR; 3–8 μm) et l'infrarouge à ondes longues (LWIR; 8–14 μm) (figure 3). Pour détecter la faune, les capteurs dans le domaine LWIR sont plus appropriés selon la loi du déplacement de Wien (équation 1) et selon les observations de Croon *et al.* (1968) et McCullough *et al.* (1969). Toutefois, selon Graves *et al.* (1972), ils ont obtenu de meilleurs résultats de détection en été durant le jour avec un capteur MWIR et durant les nuits hivernales avec un capteur LWIR.

$$\lambda_{\text{max}} = \frac{hc}{4.9651 \cdot kT} = \frac{2.898 \cdot 10^{-5}}{T} \quad (1)$$

Selon la loi du déplacement de Wien et celle de Stefan-Boltzmann (équation 2), la longueur d'onde à laquelle un objet émet (pic d'émission thermique λ_{max}) est inversement proportionnelle à sa température absolue (T exprimée en kelvin), mais proportionnelle à sa puissance (M) (Lillesand *et al.*, 2007). Ainsi, un objet chaud émet à forte intensité à de courtes longueurs d'onde, alors qu'un objet froid émet à faible intensité à des longueurs d'onde plus longues. L'émission thermique peut alors se manifester pour toutes les longueurs d'onde du spectre électromagnétique incluant le visible. Dans le cas de la faune et leur environnement à température ambiante, le maximum d'émission radiative se situe aux alentours de 10 μm , correspondant ainsi au domaine LWIR (Kruse, 2001).

$$M = \sigma T^4 = 5.6697 \cdot 10^{-8} \cdot T^4 \quad (2)$$

La détection de cette émission thermique représente une alternative au spectre visible. À la différence des capteurs visibles qui enregistrent principalement les ondes réfléchies de la scène, les capteurs infrarouges thermiques détectent l'émission radiative dans le domaine infrarouge. Ainsi, l'utilisation d'un capteur infrarouge thermique ne dépend donc pas d'une source de lumière externe (ex. : lumière du soleil) afin de capter un signal. L'infrarouge thermique a été utilisé à plusieurs reprises (annexe 1) dans le passé pour inventorier les dindes (*Meleagris gallopavo*; Garner *et al.*, 1995), les oiseaux et leurs nids (Boonstra *et al.*, 1995), la faune marine (Ryg *et al.*, 1988; Barber *et al.*, 1991; Cuyler *et al.*, 1992), l'orignal (*Alces alces*; Garner *et al.*, 1995; Bontaites *et al.*, 2000), le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*; Graves *et al.*, 1972; Wiggers and Beckerman, 1993;

Garner *et al.*, 1995; Naugle *et al.*, 1996; Havens and Sharp, 1998; Haroldson *et al.*, 2003) et le mouflon canadien (*Ovis canadensis*; Bernatas and Nelson, 2004). Lors des différents essais à la fin des années 1960, il était difficile d'effectuer une différenciation interspécifique, d'observer un contraste significatif de température entre les individus et leur environnement, d'avoir accès à un capteur infrarouge thermique à un prix abordable et d'éviter les problèmes d'interférence avec la couverture végétale (Croon *et al.*, 1968; McCullough *et al.*, 1969; Addison, 1972; Graves *et al.*, 1972; Parker and Driscoll, 1972; Wiggers and Beckerman, 1993; Naugle *et al.*, 1996; Bernatas and Nelson, 2004). Les capteurs infrarouges thermiques ont grandement évolué depuis les années 1960. Les progrès technologiques ont permis d'augmenter la sensibilité thermique des capteurs, d'améliorer les optiques, de développer de meilleures capacités de traitements du signal (amélioration des microprocesseurs), de convertir les images en format numérique avec une résolution radiométrique de 8-bit ou plus, de miniaturiser l'équipement et les capteurs, d'effectuer l'acquisition en temps réel et d'avoir une meilleure connaissance des techniques pour l'utilisation des capteurs infrarouges thermiques (Wiggers and Beckerman, 1993; Garner *et al.*, 1995; Bernatas and Nelson, 2004). Ainsi, avec la sensibilité thermique accrue combinée à une résolution spatiale plus fine, la technologie infrarouge thermique actuelle permet à l'opérateur d'identifier plus facilement les animaux observés en utilisant leur morphologie ou leurs caractéristiques corporelles spécifiques.

Malgré ces progrès, les résultats obtenus par les différentes études suggèrent un optimisme prudent. L'efficacité de l'infrarouge thermique s'avère par moment moins constante et fiable que les méthodes traditionnelles à vue (Graves *et al.*, 1972; Parker and Driscoll, 1972; Haroldson *et al.*, 2003; Potvin and Breton, 2005). Les principales raisons évoquées par Dunn *et al.* (2002) sont (1) le couvert végétal qui agit comme un écran d'obstruction; (2) l'importante isolation thermique du pelage de certains animaux dont certains ont un pelage d'été et d'hiver; et (3) les sources de chaleur (« *thermal loading* ») de l'arrière-plan qui agissent en tant que faux positifs (ex. : roche, sol nu, canopée des arbres, etc.) et qui rendent la détection difficile ou impossible pour cette monobande spectrale. Dans le meilleur des cas, il est possible d'estimer la température de surface qui, en général, n'est pas assez spécifique pour effectuer la distinction entre certaines classes d'objets tels que la faune et les faux positifs (Wyatt *et al.*, 1980; Nandhakumar and Aggarwal, 1988).

Autres longueurs d'onde

D'autres domaines du spectre électromagnétique (ex. : ultraviolet, micro-onde, ondes acoustiques, etc.) peuvent également servir pour détecter la faune. Par exemple, le radar (Burger, 2001; Nohara *et al.*, 2007) et les ondes acoustiques (Hobson *et al.*, 2002; Boucher *et al.*, 2012) ont été utilisés pour inventorier la faune aviaire. L'utilisation de ces domaines électromagnétiques s'avère toutefois moins répandue que le visible ou l'infrarouge thermique pour effectuer l'inventaire de certaines espèces fauniques telles que les cervidés.

2.3.2. Cas de l'imagerie multispectrale

L'imagerie visible et infrarouge thermique représente les principaux domaines spectraux utilisés pour la détection de la faune. Toutefois, ces domaines possèdent chacun leurs contraintes (tableau 2). L'interprétation de ces deux types d'imagerie pris individuellement a des limitations qui mènent à des conclusions ambiguës sur la nature des objets dans la scène. Pour le visible, un même élément peut prendre différentes teintes, saturation et luminosité selon l'intensité lumineuse et la présence d'ombre. Pour l'infrarouge thermique, la faune et plusieurs autres éléments environnementaux sont représentés par des objets chauds peu détaillés et pouvant avoir des formes et des apparences similaires.

Bien qu'il y ait peu d'études à ce jour, l'imagerie multimodale (imagerie provenant de deux capteurs ou plus) visible et infrarouge thermique est une option émergente pour effectuer la détection de la faune (Israel, 2011; Millette *et al.*, 2011; Franke *et al.*, 2012; figure 2). Il existe plusieurs méthodes pour l'utilisation conjointe du visible et de l'infrarouge thermique. Dans un premier cas, les bandes peuvent être combinées et analysées telle une image multispectrale (sans fusion). Par exemple, Rudol and Doherty (2007) ont utilisé une approche pragmatique (« *knowledge-based approach* ») pour détecter des humains. Leur méthode consistait à identifier la silhouette d'un individu dans le domaine infrarouge thermique et ensuite, la région correspondante dans le visible a été utilisée pour distinguer les corps humains et les faux positifs. Par ailleurs, les bandes d'une image peuvent également être fusionnées afin d'obtenir de nouvelles bandes qui peuvent être plus informatives que les originales. Ces nouvelles bandes peuvent ainsi compenser pour les forces et les faiblesses des deux systèmes d'imagerie (Bulanon *et al.*, 2009). La fusion peut s'effectuer au niveau du signal, du

pixel, de l'objet ou de l'information (Pohl and Van Genderen, 1998; Jiang *et al.*, 2011). Dans la plupart des cas, la fusion s'effectue au niveau du pixel avec des méthodes telles que l'analyse en composantes principales (ACP), la transformation Teinte-Saturation-Luminosité (TSL), les opérations arithmétiques, la transformation en ondelettes, etc.

Ainsi, l'utilisation combinée du visible et de l'infrarouge thermique représente une solution complémentaire qui permet d'extraire une qualité et une quantité d'information plus complète sur la nature des objets par rapport aux bandes prises individuellement (Nandhakumar and Aggarwal, 1988; Bunting *et al.*, 2010). Toutefois, l'utilisation de l'imagerie multimodale visible et infrarouge thermique apporte des complications pour l'acquisition et le prétraitement des images, particulièrement pour des éléments mobiles tels que la faune. Sur le plan de l'acquisition, la qualité d'une image pour détecter la faune dépend du contraste de l'animal avec son environnement (Wyatt *et al.*, 1985). Or, certaines contraintes météorologiques et environnementales influencent le contraste radiométrique des deux capteurs telles que l'intensité lumineuse, la présence d'ombrage, la température ambiante, la température du sol, l'intensité du vent, la présence de neige, l'humidité du sol, etc. (tableau 2). Certaines conditions météorologiques et environnementales peuvent dans certains cas avoir des effets opposés selon le type d'imagerie. Par exemple, l'imagerie infrarouge thermique offre généralement un meilleur contraste pour détecter la faune lors des journées nuageuses ou à faible luminosité (ex. : la nuit) (Garner *et al.*, 1995; Bernatas and Nelson, 2004; Millette *et al.*, 2011). Tandis que pour l'imagerie visible, une intensité lumineuse relativement élevée permet de percevoir les couleurs et augmente le contraste dans le paysage. Il est donc nécessaire de comprendre ces contraintes et d'effectuer des compromis pour optimiser le contraste des images lors de l'acquisition. Outre les contraintes météorologiques et environnementales, il est nécessaire que les capteurs enregistrent les données en synchronisme afin que les individus soient situés à la même position et disposés de la même manière sur les deux types d'imagerie. Un décalage/misenlignement temporel, même d'une seconde, peut causer une incohérence en analysant les deux simultanément (Rasmussen *et al.*, 2009). La disposition des capteurs et la synchronisation d'enregistrement sont donc des facteurs importants à considérer.

Tableau 2. Contraintes météorologiques et environnementales liées à l'imagerie visible et infrarouge thermique pour la détection de la faune

Contraintes	Imagerie visible	Imagerie infrarouge thermique
Intensité lumineuse	Le contraste est meilleur avec une luminosité élevée	La luminosité n'a pas d'effet apparent
Ombrage	L'ombrage (faible luminosité) diminue le contraste des zones de l'image affectées. La présence de l'ombre est minimisée lorsque le soleil est à son zénith	L'ombrage est corrélé à une faible température locale qui favorise le contraste avec les éléments qui dégagent de la chaleur
Température ambiante	La température ambiante n'a pas d'effet apparent	Une faible température ambiante fait mieux ressortir les éléments qui dégagent de la chaleur
Température du sol	La température du sol n'a pas d'effet apparent	Le contraste est meilleur avec une faible température émise par le sol. Très tôt en matinée, la charge thermique du sol est généralement faible
Intensité du vent	L'intensité du vent n'a pas d'effet apparent	Une intensité de vent élevée donne un aspect délavé aux images. La nuit et tôt le matin, l'intensité du vent est moindre
Présence de neige	Possibilité d'éblouissement en présence d'une forte intensité lumineuse	Le contraste avec les éléments qui dégagent de la chaleur est meilleur en présence de neige
Humidité du sol	Le taux d'humidité du sol a peu d'effet apparent	Le contraste est meilleur avec un faible taux d'humidité dans le sol. Si présence d'eau stagnante, cela peut créer un miroir thermique

Basées sur les articles de Garner *et al.* (1995), Haroldson *et al.* (2003) et Jensen (2005)

Sur le plan du prétraitement des données, le recalage multimodal (« *multimodal registration* » ou « *co-registration* ») des images visibles et infrarouges thermiques est essentiel afin que les éléments sur les deux types d'imagerie correspondent lors des analyses. Pour exécuter un recalage, il existe plusieurs méthodes (tableau 3). La plupart d'entre elles se résument à quatre étapes : (1) détecter manuellement ou automatiquement les éléments sur l'image; (2) appairer ces éléments à ceux des données références; (3) estimer le modèle de transformation qui unit les éléments correspondants; et (4) appliquer un rééchantillonnage suite à l'application du modèle de transformation (Brown, 1992; Zitová and Flusser, 2003; Yu *et al.*, 2008). Parmi ces étapes, le recalage multimodal visible et infrarouge thermique peut s'avérer difficile pour la détection et l'appariement des points de rattachement (« *tie point* ») entre la paire d'images (Yu *et al.*, 2008; Bunting *et al.*, 2010). La résolution plus grossière de l'infrarouge thermique, le faible piqué (« *sharpness* ») de l'image ainsi que l'émission radiative qui est perceptible hors des objets de l'ordre de quelques centimètres font en sorte que l'objet paraît flou et plus volumineux que la réalité visible (Rudol and Doherty, 2007; voir exemple figure 4 et figure 5). Ces particularités diminuent l'efficacité de certains algorithmes pour détecter et appairer les points de rattachements basés sur les jonctions, les coins et les bordures. Ainsi, les éléments identifiés sur l'image infrarouge thermique ne concordent pas nécessairement avec son point homologue de l'image référence visible (Yu *et al.*, 2008). Par ailleurs, selon les conditions environnementales, les éléments dans le domaine infrarouge thermique présentent

généralement peu de détails fins (ex. : apparence homogène avec peu de variabilité de contraste et de texture) contrairement au visible (Zitová and Flusser, 2003; Bunting *et al.*, 2010) (voir exemple figure 6). L'apparence des éléments dans le domaine infrarouge thermique est directement liée à la propriété d'émissivité. L'apparence homogène de l'image infrarouge thermique limite ainsi la capacité à détecter des points de rattachements pour ce type de capteur. Par conséquent, l'utilisation d'imagerie multimodale visible et infrarouge thermique requiert une attention particulière sur la manière de traiter les données. L'utilisation de certaines méthodes automatiques permet d'effectuer un recalage des images sans nécessiter un appariement des points de rattachements. Par exemple, le recalage en utilisant les données d'un système intégré DGPS/IMU (« *differential global positioning system* » / « *inertial measurement unit* ») permet de calculer et corriger les images selon leurs paramètres d'orientation interne et externe et de les positionner spatialement (Guo *et al.*, 2006). Toutefois, cette approche est limitée par la précision du GPS et de l'IMU qui atteint dans certains cas une précision à l'échelle du mètre (Sullivan and Brown, 2002). Cette précision peut s'avérer un inconvénient pour la détection de la faune qui requiert une fine précision de recalage multimodal.

Tableau 3. Avantages et inconvénients des techniques de géoréférencement et d'assemblage d'images (mosaïquage)

Techniques	Avantages	Inconvénients
Image « <i>stitching</i> »	Ne nécessite pas de GCP ou de données inertielles	Difficile d'application avec un faible recoupement et dans un environnement homogène ou avec beaucoup d'effet de déplacement du relief (Koh and Wich, 2012)
Correction avec des points de contrôle au sol (<i>Ground control point</i> ; GCP)	Correction précise	Nécessite un nombre très important de GCP pour des vols à très basse altitude ayant des images avec une petite empreinte au sol
Données inertielles	Correction précise de la déformation géométrique. Plus facile d'utilisation dans un environnement homogène ou avec beaucoup d'effet de déplacement du relief	Les appareils n'offrent pas tous une précision adéquate pour des images avec une très haute résolution spatiale (Sullivan and Brown, 2002). La synchronisation des données inertielles avec deux capteurs imageurs indépendants peut s'avérer un défi
Correction manuelle	Meilleure compréhension de l'interprétation d'un environnement 3D	Temps de traitement très long
Correction par données inertielles + « <i>stitching</i> »	Ne nécessite pas de GCP. Plus facile d'utilisation dans un environnement homogène ou avec beaucoup d'effet de déplacement du relief (Watt <i>et al.</i> , 2010)	



Figure 4. Exemple d'une image visible, de son homologue infrarouge thermique et d'un aperçu en damier et la superposition des deux images [Modifié de Rasmussen *et al.* (2009)]

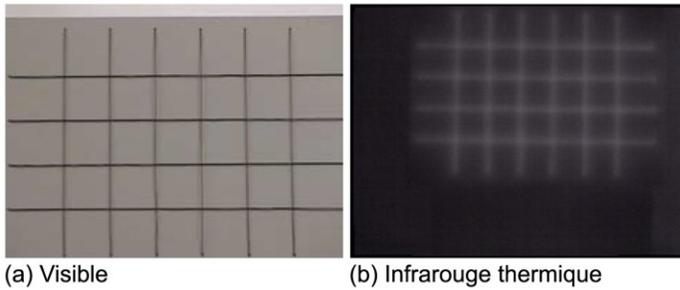


Figure 5. Exemple d'une image (a) visible et (b) infrarouge thermique d'un panneau de calibration de capteurs [Tiré de Rasmussen *et al.* (2009)]

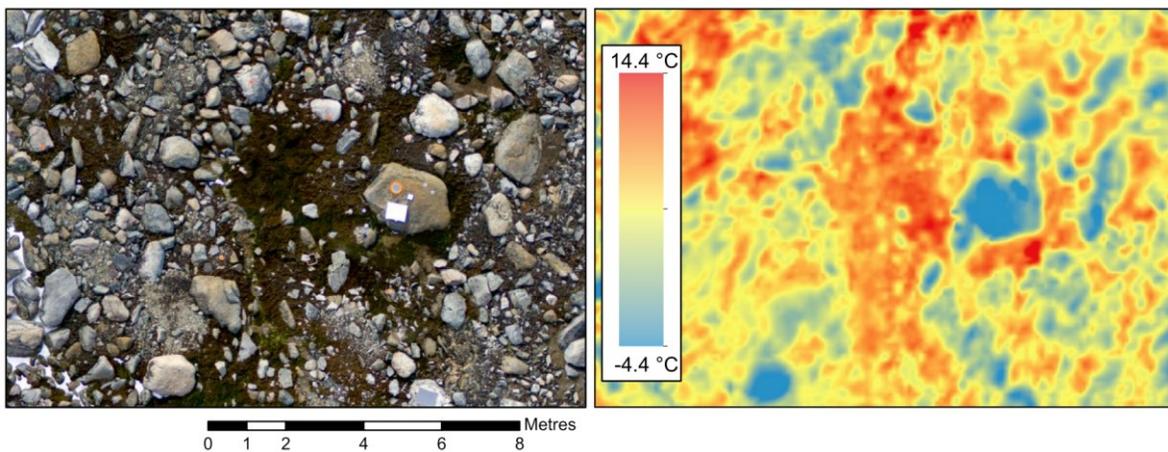


Figure 6. Exemple d'une image visible et son homologue infrarouge thermique [Modifié de Turner *et al.* (2014)]

2.3.3. Méthodes d'analyses d'images

Analyse manuelle

L'analyse manuelle (ou photo-interprétation) d'imagerie aérienne consiste dans un premier temps à acquérir des images satellitaires ou aériennes de la zone d'inventaire avec un ou plusieurs capteurs imageurs. Les données contenues dans les images sont par la suite traduites en un dénombrement d'animaux effectué par un comptage manuel sur un support physique (ex. : papier; Woodworth *et al.*, 1997) ou sur un écran (ex. : moniteur d'ordinateur, télévision, rétroprojecteur; Anthony *et al.*, 1995).

L'analyse manuelle des images est largement utilisée en comparaison aux méthodes par traitements d'images pour la détection de la faune (Laliberte and Ripple, 2003). Cette méthode a été utilisée à quelques reprises comme un moyen complémentaire afin de comparer ou valider certaines observations faites avec une autre méthode d'inventaire (Lovaas *et al.*, 1966; Bajzak and Piatt, 1990). Par ailleurs, l'imagerie a également été utilisée comme principale source pour dénombrer manuellement différentes populations d'espèces sauvages (figure 2) telles que les oiseaux (Grzimek and Grzimek, 1960; Leonard and Fish, 1974; Gilmer *et al.*, 1988; Fretwell *et al.*, 2012), la faune terrestre (Croon *et al.*, 1968; Graves *et al.*, 1972; Otten *et al.*, 1993; Wiggers and Beckerman, 1993; Russell *et al.*, 1994; Garner *et al.*, 1995; Couturier *et al.*, 1996; Naugle *et al.*, 1996; Havens and Sharp, 1998; Dunn *et al.*, 2002; Haroldson *et al.*, 2003; Bernatas and Nelson, 2004; Drake *et al.*, 2005; Lubow and Ransom, 2009) et la faune marine (Hiby *et al.*, 1988; Burn *et al.*, 2006).

La photo-interprétation est une méthode avantageuse puisque l'opérateur est capable d'intégrer les informations contextuelles (ex. : position d'un individu par rapport à un élément), de textures, de formes et de couleurs ainsi que de considérer les particularités biologiques de l'espèce (ex. : un individu peut se retrouver sur le bord d'un lac pour boire et d'autres couchés pour se reposer) (Lillesand *et al.*, 2007). Toutefois, le comptage manuel peut s'avérer long et laborieux (Reynolds *et al.*, 1994; Russell *et al.*, 1996; Hodgson *et al.*, 2013; Oishi and Matsunaga, 2014). De nombreuses erreurs peuvent être commises entre les analyses des différents observateurs ainsi qu'entre les répétitions effectuées par le même observateur (Bajzak and Piatt, 1990).

Analyse par traitements d'images

Bien que la photo-interprétation soit encore communément utilisée pour le dénombrement de la faune, plusieurs avancements technologiques récents dans le domaine de reconnaissance de patron de forme et de texture sont maintenant disponibles. Ces avancements ont abouti à une meilleure capacité à classer les objets qui ne pouvaient pas auparavant être détectés ou qui avaient une grande marge d'erreur associée à leur détection (Laliberte and Ripple, 2003). Il existe plusieurs méthodes de traitements d'images dont il est possible d'associer à deux catégories d'analyse, soit l'analyse d'images par pixel et l'analyse d'images par objet (OBIA). La première catégorie de méthodes de traitements d'images consiste à effectuer des opérations et des classifications à l'échelle du pixel tandis que la dernière, son application s'applique à l'échelle du groupe de pixels ou communément nommé objet.

L'analyse d'images par pixel est couramment utilisée en télédétection depuis de nombreuses années et plusieurs méthodes sont ainsi bien documentées. Le principe utilisé en général par les différentes méthodes de cette approche est de classer chaque pixel selon sa signature spectrale. Le but est de classer chaque pixel semblable dans la même classe en se basant sur ses caractéristiques spectrales (Nussbaum and Menz, 2008). Ces classifications peuvent être non-dirigées ou dirigées grâce à l'utilisation de données de référence et de zones d'entraînement. Une revue plus détaillée sur les différentes méthodes d'analyses d'images par pixel est disponible dans l'article de Lu and Weng (2007). L'analyse d'images par pixel a été utilisée à quelques occasions dans le passé pour inventorier la faune telle que les caribous, les bovins et les chevaux (Laliberte and Ripple, 2003; Oishi and Matsunaga, 2014; Terletzky and Ramsey, 2014) et particulièrement les oiseaux (Laliberte and Ripple, 2003; Trathan, 2004; Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Groom *et al.*, 2007). Par exemple, Abd-Elrahman *et al.* (2005) ont effectué la détection d'oiseaux à partir d'imagerie acquise avec un ASP grâce à un algorithme de corrélation par correspondance en utilisant une imagerie de référence de l'espèce. Leur algorithme s'est avéré efficace pour automatiser la détection. Toutefois, la précision de cette approche n'est pas suffisante selon les critères de certains gestionnaires afin d'effectuer une gestion précise de la faune. La méthode de seuillage (« *thresholding* ») est également une autre méthode utilisée par plusieurs auteurs (Laliberte and Ripple, 2003; Trathan, 2004; Groom *et al.*, 2007). Cette méthode consiste à sélectionner sur une image monochromatique un intervalle de valeurs spectrales représentant l'espèce à détecter. Pour l'étude de Groom *et al.* (2011), cette méthode d'analyse a permis de détecter environ 65 % des individus sur l'image pour les espèces

ayant un fort contraste avec leur environnement, alors qu'elle démontre des résultats variables et peu fiables en milieux peu contrastants. La variabilité des niveaux de gris intra et inter scène ainsi que la variation de la différence de contraste entre la faune et leur environnement restreignent la normalisation de la méthode de seuillage (Groom *et al.*, 2011). Ces conditions imposent donc d'effectuer une sélection manuelle des valeurs seuils lors de chaque nouveau cas. Terletzky and Ramsey (2014) ont quant à eux utilisé une analyse de différenciation temporelle entre deux images. Pour ce faire, ils ont appliqué une analyse en composante principale (ACP) à deux images (avant et après). Par la suite, la première composante de l'ACP de l'image avant et celle d'après ont été soustraites ensemble. À partir de l'image résultante, la méthode de seuillage a été appliquée en sélectionnant les pixels de changement. Cette méthode s'avère particulièrement intéressante pour inventorier des éléments mobiles tels que la faune. En moyenne, 82 % des individus ont été correctement détectés et identifiés. Toutefois, cette méthode est sensible aux problèmes de recalage et de correction radiométrique des images qui peuvent causer des faux positifs. Par exemple, cette méthode s'applique difficilement dans des environnements complexes (ex. : milieu forestier) dus à l'effet de déplacement du relief. De plus, le déplacement de l'ombre durant la journée et de son intensité (ex. : ciel avec une nébulosité variable et dynamique) peut avoir pour effet d'imiter l'effet de déplacement de la faune. La méthode d'acquisition des images avant et après ainsi que leurs prétraitements et traitements doivent donc considérer plusieurs facteurs environnementaux et temporels.

Quant à l'analyse d'images par objet (« *object-based image analysis* » (OBIA)), ce n'est qu'à la fin des années 1990 que l'utilisation de ce type d'analyse a commencé à être popularisée dans le domaine de la télédétection (Blaschke, 2010). Le principe de l'OBIA peut être synthétisé en deux étapes, soit la segmentation et la classification. La segmentation consiste à combiner des pixels semblables et avoisinants pour former des objets. Il existe plusieurs formes de segmentation. Par exemple, la segmentation multirésolution est une segmentation ascendante (« *bottom-up* ») qui consiste à créer des objets selon des critères d'échelle, de ratio entre l'homogénéité des valeurs spectrales des pixels et la forme de l'objet ainsi que selon le ratio entre la compacité et la régularité de l'objet (Trimble, 2011; figure 7). Ce type de segmentation permet ainsi de créer des objets de différentes formes et de tailles qui sont plus adaptés aux caractéristiques physiques complexes des objets de la scène. Toutefois, étant un domaine encore jeune, il existe peu de méthodologie normalisée à ce jour pour optimiser les paramètres de segmentation qui dépendent des

caractéristiques de l'image (ex. : résolution spatiale) et des objets à détecter (ex. : taille et forme de l'objet). L'optimisation des paramètres s'effectue généralement par essais et erreurs ainsi que par l'analyse visuelle du résultat de segmentation (Laliberte and Rango, 2009); un exercice qui peut s'avérer long et fastidieux. Suite à la segmentation, une classification des objets est effectuée. Il existe différentes approches pour effectuer la classification des objets, soit l'utilisation des fonctions d'appartenance (« *membership function classification* ») qui sont basées sur le principe de la logique floue (« *fuzzy classification* »), l'application de classification à partir de sites d'entraînement grâce à l'approche du plus proche voisin (« *nearest neighbour classification* »), la classification multicritère basée sur le principe de seuillage (« *sequential thresholding module* »), la classification hiérarchique multiéchelle (« *multiscale hierarchy classification* »), etc. L'OBIA ne se limite pas uniquement aux valeurs spectrales des pixels, mais peut également tenir compte de la forme, de la taille, de la texture, des éléments contextuels et de relations ainsi que de l'échelle d'analyse (Nussbaum and Menz, 2008). Le principe de segmentation ainsi que l'utilisation d'une aussi grande diversité de critères de classification permettent donc d'avoir une approche qui s'apparente plus à la manière intuitive que l'humain perçoit les objets. Jusqu'à maintenant, il existe peu d'études sur l'utilisation de l'OBIA pour effectuer la détection et le dénombrement de la faune (figure 2). Les principaux travaux ont été réalisés par Groom *et al.* (2007; 2011; 2013) sur différentes espèces d'oiseaux. La méthode utilisée consistait à effectuer une segmentation descendante (« *top-down* ») avec l'algorithme de quadripartition (« *quadtree segmentation* ») et de détecter les objets avec une méthode simple de seuillage qui visait les valeurs de luminance (« *brightness* ») typique à l'espèce. Les résultats de ces études démontrent une grande efficacité pour détecter et dénombrer les oiseaux en milieu contrasté tel qu'au-dessus de l'eau, alors qu'en milieu terrestre, les résultats sont mitigés. Il est possible de déduire d'après leurs études (Groom *et al.*, 2007; 2011; 2013) l'importance du choix du domaine spectral pour la détection de la faune. De plus, selon Groom *et al.* (2011), l'utilisation de l'OBIA s'est avérée plus efficace que l'approche par pixel pour détecter les oiseaux considérant qu'il est plus difficile d'implanter une méthode qui considère les éléments contextuels à l'échelle du pixel.

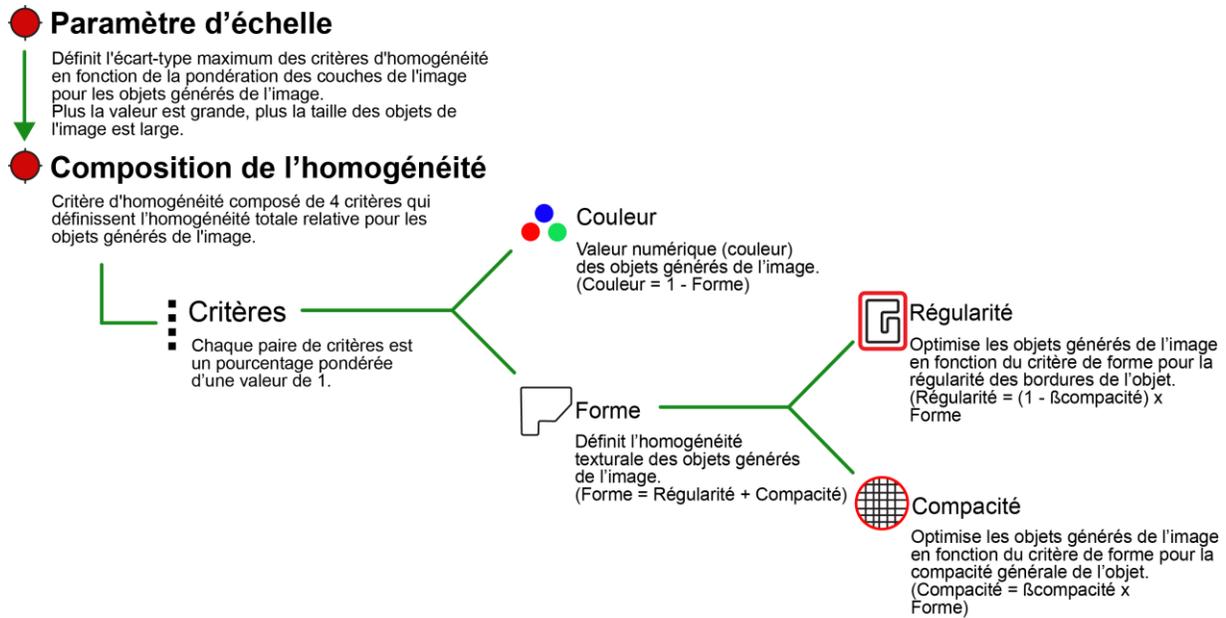


Figure 7. Diagramme du concept de segmentation multirésolution d'eCognition [Traduit de Trimble, 2011]

L'analyse d'images par pixel et l'OBIA possèdent chacun leurs avantages et leurs inconvénients (tableau 4). Ces méthodes permettent de traiter l'information des images avec rigueur et constance. Ces méthodes sont donc avantageuses pour uniformiser les traitements et réduire les biais associés aux observateurs qui représentent une source de variabilité dans l'interprétation d'une scène. En conséquence, dans un contexte de détection et de dénombrement de la faune, l'utilisation de l'OBIA semble la méthode de traitements d'images la plus intuitive et appropriée. Les objets s'avèrent plus écologiquement significatifs contrairement aux pixels individuels. Fondamentalement, l'objectif d'un inventaire est de connaître le « nombre d'individus d'une espèce » plutôt que simplement le « nombre de pixels étiquetés comme étant une espèce » (Groom *et al.*, 2011). L'analyse d'images par pixel nécessite inévitablement une étape de segmentation ou de dénombrement d'agglomérats de pixels pour compter le nombre d'individus par espèce; se résumant ainsi à une sorte d'OBIA (Laliberte and Ripple, 2003). De plus, les travaux de Groom *et al.* (2011) démontrent que la segmentation est plus efficace à appliquer directement sur les données de l'image en comparaison aux cartes thématiques issues des classifications d'images par pixel. Ainsi, l'OBIA démontre sa supériorité dans le domaine de la détection et l'identification de la faune. Par ailleurs, la segmentation multirésolution utilisée avec l'OBIA permet de considérer différentes tailles d'une espèce (adultes vs juvéniles) à condition d'avoir une résolution spatiale adéquate pour bien discriminer les différentes classes.

Tableau 4. Avantages et inconvénients de l'approche par pixel et de l'approche par objet

	Approche par pixel	Approche par objet
Avantages	Simple et rapide d'utilisation Plusieurs méthodes normalisées sont disponibles et bien documentées Résultats reproductibles	Raisonnement semblable à la perception humaine Extraction d'information utile à partir des objets (forme, texture, géométrie, etc.) Analyses multiéchelles Grande flexibilité dans le choix de méthode et de paramètres Utilise les relations spatiales et le contexte Utilise le principe de la logique floue
Inconvénients	Gère mal les images à très haute résolution spatiale Analyse à une seule échelle spécifique Ne considère pas les formes, la géométrie, les relations, etc. Raisonnement purement mathématique	Sensible aux changements de caractéristiques de l'image (zone de recouvrement, résolution radiométrique, résolution spatiale, etc.) qui cause une faible reproductibilité et généralisation des résultats de segmentation Requière un logiciel propriétaire souvent coûteux, mais il existe maintenant une alternative gratuite (ex. : Orfeo Toolbox) Demande une expertise pour l'utilisation des logiciels Nécessite un ordinateur avec un processeur puissant ainsi que de beaucoup de mémoire Exigeant en temps d'application des traitements Aucune méthodologie normalisée et universelle. Une méthodologie doit être développée pour chaque nouvelle situation

Source: Hay and Castilla, 2006, Nussbaum and Menz, 2008

2.3.4. Résolutions spatiales

La résolution spatiale joue un rôle important dans la détection de la faune. Strahler *et al.* (1986) ont décrit la relation entre les objets d'intérêt dans la scène et les pixels de l'image selon deux types de modèle : les modèles «*L-resolution*» et «*H-resolution*» (*low and high resolution*). Le cas du modèle «*L-resolution*» se produit lorsque la représentation terrain des pixels (*ground sampling distance*; GSD) est plus larges que les objets ou lorsqu'il existe de nombreux objets par pixel (ex. : pixel mixte). Pour ce modèle, l'objet d'intérêt est non discernable, mais demeure détectable selon certaines méthodes d'analyse (ex. : démixage spectral) (Lu and Weng, 2007). Toutefois, les cas avec le modèle «*L-resolution*» sont très peu courants, voire inexistant, pour la détection de la faune. Pour appliquer par exemple un démixage spectral, il est nécessaire de connaître la signature spectrale exacte de la faune et qu'elle soit distincte de leur environnement. Toutefois, peu d'études ont identifié la signature spectrale de la faune ou déterminé des longueurs d'onde spécifiques à la détection de la faune outre l'infrarouge thermique. Quant au cas du modèle «*H-resolution*», elle survient lorsque la représentation des pixels est plus petite que l'objet d'intérêt; en d'autres mots,

quand il y a beaucoup de pixels pour représenter un objet (Strahler *et al.*, 1986). L'objet d'intérêt demeure ainsi détectable et discernable visuellement sur l'image (Lu and Weng, 2007). Le modèle « *H-resolution* » s'avère mieux adapté pour la classification; notamment pour les stratégies fondées sur une approche par objet (Burnett and Blaschke, 2003; Benz *et al.*, 2004), les règles de décision contextuelle (Gong and Howarth, 1992; Groom *et al.*, 1996; Sharma and Sarkar, 1998) ainsi que d'autres formes d'analyse spatiale (Atkinson and Lewis, 2000; Csillag and Kabos, 2002). Les résolutions spatiales permettant d'obtenir les conditions du modèle « *H-resolution* » ont été privilégiées dans le passé pour l'acquisition des images considérant l'importance de la photo-interprétation. La détection de la faune s'effectuait généralement avec des images avec une résolution spatiale inférieure à 1 m.

Le théorème d'échantillonnage de Nyquist-Shannon est utilisé afin de déterminer la résolution spatiale requise pour détecter une espèce. Selon le théorème, la fréquence d'échantillonnage doit être supérieure au double de la fréquence de l'information (Shannon, 1949). Ce qui signifie que pour un animal tel qu'un cerf avec un corps de 30 cm de largeur, la représentation des pixels sur le terrain doit être inférieure à 15 cm afin de percevoir l'animal sur l'image. De plus, selon les observations d'Oishi and Matsunaga (2014), afin d'identifier un animal à l'espèce, la résolution des pixels doit être plus fine du un cinquième de la longueur du corps de l'animal. Par exemple, si la longueur du corps d'un ours brun est d'environ 2 m, la résolution en pixels doit être plus fine que 40 cm.

Aujourd'hui avec l'accessibilité d'une diversité de capteurs, il est possible d'exploiter une grande gamme de résolutions spatiales provenant de différentes sources. Par exemple, les capteurs satellites (ex. : Quickbird, Ikonos, GeoEye-1, WorldView-1 et -2, Pleiades-1 et -2) permettent d'obtenir de l'information spectrale à une large gamme d'échelles spatiales allant du kilomètre jusqu'au demi-mètre et récemment jusqu'à 0.31 m en panchromatique avec WorldView-3. Platonov *et al.* (2013) ont utilisé des images satellites GeoEye-1 (résolution spatiale de 0.5 m) pour inventorier les ours polaires (*Ursus maritimus*). À partir de 4–5 pixels par individus, il a été possible de les identifier visuellement grâce à leur environnement contrastant. Malgré leur efficacité, l'imagerie satellitaire permet uniquement de détecter les très grandes espèces fauniques. Outre les satellites, les aéronefs habités permettent d'obtenir des résolutions spatiales plus fines grâce à ses vols à basse altitude. Par exemple, Terletzky and Ramsey (2014) ont utilisé un avion pour effectuer l'acquisition d'imagerie avec une résolution spatiale de 0.25 m dans le vert, rouge et proche infrarouge. Avec ces images, ils ont inventorié des bovins (*Bos taurus*) et des chevaux (*Equus caballus*). Les aéronefs habités

permettent même d'atteindre des résolutions spatiales inférieures à 0.05 m (Trathan, 2004; Groom *et al.*, 2013). Toutefois, pour atteindre des résolutions spatiales aussi fines, cela exige d'effectuer des vols à très basse altitude et pouvant présenter des risques d'accident.

2.3.5. Plateforme d'acquisition – Cas des aéronefs sans pilote (ASP)

Historiquement restreint à usage militaire, depuis à peine quelques années, les ASP sont accessibles pour les applications civiles (voir annexe 3 pour la liste des applications); offrant ainsi une nouvelle plateforme potentielle pour l'acquisition de données pour le domaine de la gestion de la faune sauvage (Jones IV *et al.*, 2006; Watt *et al.*, 2010; Chabot and Bird, 2015). Un aéronef sans pilote (ASP), aussi appelé véhicule aérien non habité ou « *unmanned aerial vehicle (UAV)* », est défini dans le Règlement de l'aviation canadien (RAC) (Gouvernement du Canada, 1996a) comme étant un aérodyne (ex. : avion, hélicoptère) ou un aérostat (ex. : ballon dirigeable) entraîné par moteur, autre qu'un modèle réduit d'aéronef et utilisé sans membre d'équipage de conduite à bord. Il peut s'agir de tout véhicule aérien non habité qui s'acquitte d'une mission utile et qui peut être téléguidé ou avoir une capacité d'autonomie de vol. D'après le règlement, les modèles réduits se distinguent des ASP avec leur masse d'au plus 35 kg, qui sont entraînés par des moyens mécaniques ou projetés en vol à des fins de loisirs et qui ne sont pas conçus pour transporter des êtres vivants. Le terme ASP désigne la plupart du temps le vecteur aérien équipé seulement. Toutefois, les ASP font partie intégrante d'un système appelé système d'aéronef sans pilote (*unmanned aerial system; UAS*) et comprenant également un réseau auxiliaire (station de contrôle au sol), des capteurs (ex. : GPS) ainsi que de l'ensemble du matériel (ex. : liaison radioélectrique de données entre le vecteur aérien et la station de contrôle au sol) et du personnel nécessaire au contrôle de l'ASP (Gupta *et al.*, 2013; OTAN, 2013).

Il existe une grande variété d'ASP autant dans le domaine militaire que civil (Watt *et al.*, 2012). Parmi ces ASP, il est possible de les regrouper selon différents critères tels que la masse, la taille de l'appareil, l'énergie cinétique, la vitesse de vol, le groupe propulseur, l'autonomie/endurance de l'appareil, le type de cellule (configuration), la portée (portée visuelle ou hors de portée visuelle), l'espace aérien utilisé (altitude), la mission/groupe fonctionnel de l'appareil, la charge utile/charge alaire, le niveau de supervision (automatisation), la méthode de lancement et de récupération, etc.

(Arjomandi *et al.*, 2006). Les classifications d'ASP sont nombreuses. Il n'existe toutefois pas de consensus ni d'uniformisation sur la classification à adopter tant au niveau national qu'international. Dans la littérature, les différents termes utilisés font référence à deux types de classification. La première, basée sur le type de cellule, est une classification généraliste qui informe sur l'enveloppe structurelle de l'aéronef (tableau 5). Cette classification inclut quatre types de cellule, soit les ASP à ailes fixes, les ASP à ailes rotatives, les dirigeables et les ASP à battement d'ailes. Chacun de ces types de cellule possède ses propres particularités (voir tableau 5 pour plus de détails). La deuxième classification, basée selon le poids, l'altitude maximale de vol et l'endurance de l'ASP, est plus spécifique et complémentaire à la précédente (tableau 6). Dans la littérature, il existe au minimum cinq catégories, soit micro-ASP (« *Micro Air Vehicle* » ou MAV), mini-ASP (« *Mini Air Vehicle* » ou MUAV), ASP tactique (« *Tactical Unmanned Air Vehicle* » ou TUAV), ASP de moyenne altitude et longue endurance (« *Medium Altitude Long Endurance* » ou MALE) et ASP de haute altitude et longue endurance (« *High Altitude Long Endurance* » ou HALE). Parmi ces catégories, chacune d'entre elles offre des applications adaptées à leurs caractéristiques (voir tableau 6 pour plus de détails). Les différents modèles d'ASP ne sont pas tous conçus pour des applications de recherche sur la faune (Jones IV *et al.*, 2006). Il est important de sélectionner un appareil répondant à la portée de vol, l'endurance et le poids de la charge utile du projet. En augmentant la taille et la complexité de l'appareil, la plateforme devient plus dispendieuse et plus difficile à opérer.

Tableau 5. Classification des ASP selon le type de cellule/plateforme

Type de cellule	Description	Particularités
ASP à ailes fixes	Fait référence à un avion sans pilote possédant des ailes	Vol à grande vitesse Grande endurance Structure simple Nécessite un corridor de décollage et d'atterrissage Ne peut pas se mettre en vol stationnaire
ASP à ailes rotatives/giravion sans pilote/ <i>Vertical takeoff and landing</i> (VTOL)	Aéronef possédant un ou des rotors lui permettant de se mettre en vol stationnaire ainsi que de décoller et atterrir verticalement. Fait souvent référence à un hélicoptère ou un multicoptère	Peut se mettre en vol stationnaire Décollage et atterrissage à la verticale Grande manœuvrabilité Complexité mécanique élevée Faible vitesse de déplacement Faible portée
Dirigeable	Aéronef non rigide plus léger que l'air. Fait souvent référence aux ballons et aux ballons dirigeables	Longue endurance Faible vitesse de déplacement Taille souvent imposante
ASP à battement d'ailes/Ornithoptère sans pilote	Aéronef possédant des petites ailes flexibles et/ou ayant une capacité de « <i>morphing</i> » (capacité de changer la structure et la forme des ailes) dont la sustentation est inspirée par des battements d'ailes des oiseaux et des insectes volants	Capacité d'avoir une configuration hybride des ailes Taille souvent petite Faible endurance

Source : Bento, 2008; Gupta *et al.*, 2013; Eisenbeiß, 2009

Tableau 6. Classification des ASP selon leur poids, l'altitude maximale de vol et leur endurance

Catégories d'ASP	Poids maximal (kg)	Altitude maximale de vol (m)	Endurance (h)	Applications	Exemples de modèle
Micro-ASP (« <i>Micro Air Vehicle</i> » ou MAV)	< 2	< 250	< 1	<ul style="list-style-type: none"> Inspection des infrastructures Reconnaissance des lieux Surveillance à l'intérieur des bâtiments Recherche scientifique 	Black Widow MicroStar™ Microbat FanCopter Mosquito
Mini-ASP (« <i>Mini Air Vehicle</i> » ou MUAUV)	2 - 20	30 – 1 500	< 2	<ul style="list-style-type: none"> Industrie du cinéma et de la diffusion Télé-détection (agriculture, suivi environnemental, foresterie, etc.) Surveillance Relais de communication Recherche scientifique 	Mikado Aladin Tracker DragonEye Pointer Extender Sender Azimut
ASP tactique (« <i>Tactical Unmanned Air Vehicle</i> » ou TUAV)	15 - 500	500 – 5 500	2 – 24	<ul style="list-style-type: none"> Télé-détection (agriculture, suivi environnemental, foresterie, etc.) Mission de recherche et de sauvetage Évaluation des dommages Reconnaissance, surveillance et acquisition d'une cible Relais de communication Transport Intervention d'urgence 	Shadow 200 Pioneer Phoenix Luna Prowler II Silver Arrow Phantom Firebird Neptune Searcher Hunter
ASP de moyenne altitude et longue endurance (« <i>Medium Altitude Long Endurance</i> » ou MALE)	500 – 15 000	5 000 – 9 000	24 – 48	<ul style="list-style-type: none"> Évaluation des dommages Reconnaissance, surveillance et acquisition d'une cible Relais de communication Transport de cargaison 	Skyforce Hermes 1500 Heron TP MQ-1 Predator Predator-IT Eagle 1 Eagle 2 Darkstar E-Hunter Dominator
ASP de haute altitude et longue endurance (« <i>High Altitude Long Endurance</i> » ou HALE)	500 – 15 000	15 000 – 25 000	24 – 48	<ul style="list-style-type: none"> Évaluation des dommages Reconnaissance, surveillance et acquisition d'une cible Relais de communication Interception de véhicule aérien Sécurité de l'aéroport 	Global Hawk Condor Theseus Helios Predator B Predator C EuroHawk Mercator SensorCraft Global Observer Pathfinder Plus Centurion

Source: Weibel, 2005; Bento, 2008; Gupta *et al.*, 2013

Les ASP sont de plus en plus sollicités comme plateforme d'acquisition pour inventorier la faune par imagerie aérienne (figure 2; annexe 1) telle que les oiseaux (Abd-Elrahman *et al.*, 2005; Jones IV *et al.*, 2006; Chabot, 2009; Chabot and Bird, 2012; Sardà-Palomera *et al.*, 2012; Grenzdörffer, 2013; Mulero-Pázmány *et al.*, 2013), la grande faune terrestre (Chabot, 2009; Israel, 2011; Vermeulen *et al.*, 2013; Mulero-Pázmány *et al.*, 2014) et des mammifères marins (Jones IV *et al.*, 2006; Koski *et al.*, 2009; Hodgson *et al.*, 2013; Nilssen *et al.*, 2014). La plupart de ces études

utilisent un mini-ASP à ailes fixes puisqu'il permet de couvrir une superficie relativement étendue grâce à sa grande vitesse de déplacement et sa longue endurance.

Avantages

Les mini-ASP constituent des plateformes d'acquisition avantageuses à différents niveaux. Premièrement, les ASP ont une grande manœuvrabilité et une bonne précision de navigation (Schmale III *et al.*, 2008). Les mini-ASP ont la capacité de suivre des lignes de vol plus précisément que les aéronefs habités (Jones IV *et al.*, 2006; Hodgson *et al.*, 2013). Cela permet d'avoir un patron d'échantillonnage plus précis dans lequel les lignes de vol sont droites, parallèles et séparées d'une certaine distance entre elles afin d'éviter le double comptage des individus qui se déplacent entre chaque passage de l'aéronef.

Deuxièmement, les mini-ASP bénéficient d'une grande flexibilité pour effectuer ses opérations (Hardin and Hardin, 2010). Les mini-ASP sont faciles à transporter et déployer localement. Ils ne nécessitent pas d'aéroport ou d'une grande piste de décollage et d'atterrissage en comparaison aux avions et aux hélicoptères. Cette flexibilité permet d'obtenir une fenêtre temporelle qui favorise un déploiement rapide et local de l'ASP (Hardin and Jensen, 2011). Ainsi, il est possible d'adapter la période d'un vol en choisissant une fenêtre temporelle présentant des conditions (ex. : météorologique, phénologique) plus favorables pour effectuer l'inventaire. Par exemple, il est possible de retarder un vol de quelques heures ou quelques jours afin d'attendre d'avoir une couverture nuageuse unie. Il est également possible d'attendre que la faune se rassemble à un endroit plus propice à l'inventaire (ex. : ravage en milieu ouvert).

Troisièmement, les mini-ASP permettent d'obtenir une imagerie à très haute résolution spatiale avec ses vols à très basse altitude. Selon les spécifications du capteur et de l'altitude de vol, il est possible d'obtenir des résolutions spatiales inférieures à 0.25 mètre/pixel et pouvant même atteindre 0.005 mètre/pixel. Ce niveau de détail est difficilement atteignable avec les autres plateformes d'acquisition. Ces résolutions spatiales comblent ainsi un fossé entre l'imagerie aérienne traditionnelle et la prise de donnée terrain au sol.

Quatrièmement, l'acquisition des données avec des aéronefs habités représente un risque relativement élevé puisqu'il est souvent requis que l'appareil vole près du sol avec une vitesse qui atteint pratiquement la vitesse de décrochage (« *near-stall speeds* ») (Bernatas and Nelson, 2004; Hardin and Hardin, 2010); ce qui laisse une faible marge d'erreur au pilote pour une manœuvre en cas de défaillance mécanique ou pour réagir à de fortes et imprédictibles turbulences de vent. Pour les biologistes de la faune, l'utilisation d'aéronef habité à basse altitude est d'ailleurs la principale cause de décès reliée au travail (Wiegmann and Taneja, 2003; Jones IV *et al.*, 2006). Au moins cinq accidents d'avion ayant tué 11 chercheurs lors de relevés aériens ont été recensés par Hodgson *et al.* (2013) et 62 selon Jones IV (2003). Les ASP s'avèrent ainsi une plateforme sécuritaire qui peuvent être utilisés dans des situations à haut risque sans mettre en danger les vies humaines ainsi qu'à atteindre des zones normalement inaccessibles par les aéronefs habités (ex. : vols à très basse altitude ou près d'une ligne d'alimentation, vols à proximité d'une paroi rocheuse ou d'un bâtiment, etc.) (Gupta *et al.*, 2013).

Cinquièmement, l'impact sonore des aéronefs habités tel que l'hélicoptère provoque un stress pour la faune et cause des comportements de fuite (Leonard and Fish, 1974; Bartmann *et al.*, 1986; Samuel *et al.*, 1987; White *et al.*, 1989; Johnson *et al.*, 1991; Stoll *et al.*, 1991). Dans un contexte d'inventaire à vue, ces comportements peuvent s'avérer utiles pour détecter plus facilement la faune puisque les mouvements confèrent une meilleure visibilité. Toutefois, dans un contexte d'inventaire par imagerie fixe, ces déplacements s'avèrent néfastes puisqu'ils ont pour conséquence d'avoir peu d'individus sur les images acquises, soit une sous-estimation de la densité réelle de la population (Bartmann *et al.*, 1986; Frid, 2003). Plusieurs études (Jones IV *et al.*, 2006, Chabot, 2009; Hodgson *et al.*, 2013) mentionnent que les mini-ASP ont un faible impact sonore sur la faune comparativement aux aéronefs habités. Ainsi, il est possible d'effectuer l'acquisition des données avec les ASP sans que la faune soit grandement affectée. Par exemple, lors d'un projet pour inventorier les nids de pélican d'Amérique (*Pelecanus erythrorhynchos*), l'utilisation d'une plateforme émettant peu de bruit a permis d'éviter que les parents paniquent et brisent les œufs (Hardin and Hardin, 2010). Cependant, Rümmler *et al.* (2015) démontre que les ASP peuvent causer chez les manchots Adélie (*Pygoscelis adeliae*) une réponse comportementale de stress lorsqu'un appareil vole à moins de 50 m des individus. De plus, l'étude de Ditmer *et al.* (2015) révèle que l'ours noir (*Ursus americanus*) a changé peu fréquemment son comportement face au stress causé par les vols d'ASP, mais qu'il a démontré une réaction physiologique (ex. : augmentation du rythme

cardiaque) importante. Plus d'études sont donc requises afin de mieux comprendre ce stress et son impact sur la faune lors des opérations d'ASP.

Limitations

Malgré les nombreux avantages des ASP, certaines limitations doivent être considérées lors d'un inventaire de la faune avec cette plateforme. Dans un premier temps, l'endurance ainsi que le temps de vol d'un aéronef sont affectés par sa charge utile (« *payload* ») (Anderson and Gaston, 2013). Pour les mini-ASP, cela représente une contrainte importante qui nécessite de limiter le poids et la taille des capteurs placés dans le fuselage de l'appareil (Hardin and Hardin, 2010). Considérant ces restrictions ainsi que le coût élevé des capteurs imageurs miniaturisés haut de gamme, les mini-ASP sont généralement limités à utiliser des capteurs non métriques destinés au grand public (Whitehead and Hugenholtz, 2014). Ce type de capteur a également des limitations (Mills *et al.*, 1996). Au niveau radiométrique, les capteurs non métriques souffrent de distorsion du signal considérant qu'ils sont généralement conçus pour procurer une image esthétique (Lebourgeois *et al.*, 2008). Pour obtenir une belle image, ces capteurs utilisent plusieurs algorithmes internes (ex. : correction gamma, dématricage (« *CFA interpolation* »), vignettage, normalisation radiométrique, ajustement selon les paramètres du capteur, etc.) qui interviennent dans le processus de conversion du signal lumineux capté en valeurs numériques. Au final, l'image résultante possède des pixels dont les valeurs ne sont pas nécessairement proportionnelles à l'intensité lumineuse captée initialement. La valeur des pixels a donc une portée quantitative limitée et difficilement reproductible due à l'absence d'une normalisation précise et adaptée pour les applications de télédétection (Lebourgeois *et al.*, 2008; Anderson and Gaston, 2013). Au niveau géométrique, la stabilité des capteurs et les vibrations de faibles fréquences de l'appareil font en sorte que les images sont généralement déformées et/ou floues (Hardin and Hardin, 2010). L'utilisation d'une fixation géostabilisée (« *gimbal* ») est nécessaire pour stabiliser le capteur, mais représente un poids et un volume supplémentaire à l'ASP (Anderson and Gaston, 2013; Whitehead and Hugenholtz, 2014). Les données de navigation du système d'attitude de l'ASP peuvent également être utilisées pour corriger certaines distorsions mineures des images en post-traitements (Anderson and Gaston, 2013). Toutefois, les capteurs non métriques ne sont pas toujours adaptés pour coupler ces données à chaque image (Jones IV *et al.*, 2006). De plus, le modèle de déformation géométrique interne

(causée par les lentilles) de ces capteurs n'est généralement pas connu. Des travaux rigoureux sont donc nécessaires pour intégrer les capteurs non métriques pour la saisie de données à partir d'un ASP (Jones IV *et al.*, 2006). Au niveau spectral, les courbes de réponse spectrales des capteurs non métriques sont habituellement peu calibrées (Whitehead and Hugenholtz, 2014). Il est ainsi plus difficile de convertir les niveaux de gris en réflectance dans un but d'effectuer des études comparatives (Lebourgeois *et al.*, 2008). De plus, les longueurs d'onde spectrales captées ont une tendance à être large avec un important chevauchement entre toutes les bandes du visible (Lebourgeois *et al.*, 2008), ce qui rend difficile d'obtenir des signatures spectrales précises pour un objet. Malgré qu'il y ait eu de grands progrès, il existe encore peu d'outils qui permettent de complètement automatiser les prétraitements au niveau radiométrique, géométrique et spectral pour les capteurs non métriques.

Dans un deuxième temps, les ASP sont sensibles aux conditions météorologiques. Les vibrations causées par le vent et les thermiques peuvent déstabiliser l'ASP. Une grande proportion des images aériennes peuvent alors être inutilisables pour l'assemblage des images dû aux déformations importantes (Hardin and Jensen, 2011). De plus, les rafales de vent augmentent le niveau de difficulté pour le décollage et l'atterrissage de l'ASP. Il est généralement conseillé d'effectuer les vols très tôt le matin puisque l'effet du vent se fait moins ressentir (Hardin and Hardin, 2010). Néanmoins, cette fenêtre temporelle de vol a comme conséquence d'obtenir des images avec des longues ombres qui peuvent compliquer l'interprétation de l'image.

Dans un troisième temps, l'imagerie acquise par ASP est particulièrement vulnérable aux effets de déplacement du relief en raison de la faible altitude de vol (Eisenbeiß, 2009; Oishi and Matsunaga, 2014; Whitehead and Hugenholtz, 2014). La situation est particulièrement complexe en présence d'arbres (Whitehead and Hugenholtz, 2014). Le déplacement local est souvent considérable et les zones cachées où aucune donnée n'a été enregistrée peuvent être significatives. Il y a un certain nombre de solutions de rechange à ce problème. Il est possible par exemple d'acquérir des images avec un chevauchement élevé et d'assembler uniquement le centre de chaque image (zone la moins affectée par l'effet de déplacement du relief). Il est également possible d'effectuer des vols à plus haute altitude ou d'utiliser une lentille avec une focale plus longue (Hardin and Jensen, 2011; Whitehead and Hugenholtz, 2014). Toutes ces options contribuent à réduire, mais sans éliminer, les effets prononcés de déplacement du relief.

Dans un quatrième temps, l'utilisation des ASP doit respecter le Règlement de l'aviation canadien (RAC) établi par Transport Canada. Cette réglementation impose quelques restrictions aux mini-ASP telles que :

- Les vols doivent s'effectuer à portée visuelle (« *within direct line of sight* ») seulement. Ce qui limite l'étendue de la zone qui peut être inventoriée à moins de 1 km de rayon pour chaque vol;
- Aucun vol n'est autorisé à proximité des zones urbaines ou à 150 m des rassemblements de personnes et des infrastructures habités;
- Aucun vol à moins de 9 km d'un aéroport, hélicoptère ou aérodrome;
- Aucun vol de nuit n'est autorisé; ce qui restreint, par exemple, à utiliser les capteurs infrarouges thermiques de jour seulement;
- L'altitude de vol des ASP est normalement limitée à un plafond de 122 m (400 pieds) au-dessus du niveau du sol. À ces faibles altitudes, les effets de déplacement du relief sont prononcés et les images ont une faible empreinte au sol qui génère un grand volume de données enregistrées;
- En général, les autorisations sont accordées uniquement pour les ASP avec un poids à l'envol en dessous de 35 kg. Ce qui limite le choix aux mini-ASP seulement qui représentent des appareils avec une endurance de vol et une charge utile limitée à de faibles distances.

En plus de ces restrictions, le Règlement de l'aviation canadien (RAC) (Gouvernement du Canada, 1996b) exige de la part des opérateurs d'ASP de posséder un certificat d'opérations aériennes spécialisées (COAS) pour effectuer des vols sur le territoire canadien. Cette réglementation très stricte encadre le déroulement des opérations dans une industrie encore très jeune et qui a pour objectif d'assurer la sécurité du public et la protection des autres usagers de l'espace aérien lors de l'exploitation de l'ASP. Le certificat d'opérations aériennes spécialisées nécessite des informations précises sur l'utilisation proposée, comme :

- le plan de vol (lieu, dates et altitudes);
- la description complète de l'ASP, de sa station de contrôle au sol et des liens de communication entre les deux;

- les mesures de sécurité (ex. : les protocoles de secours en cas de défaillance de l'ASP, les distances minimales par rapport aux personnes et aux propriétés, les exigences de coordination avec les services de la circulation aérienne, etc.).

Toutefois, la charge de travail et le temps impliqués pour remplir les demandes de COAS ralentissent l'accessibilité des ASP pour de nombreux chercheurs et les professionnels (Whitehead *et al.*, 2014). Depuis l'automne 2014, la réglementation canadienne a été modifiée (Transport Canada, 2014). Sous certaines conditions (annexe 4), il n'est dorénavant plus nécessaire de fournir un COAS pour les appareils pesants entre 2.1 à 25 kg dans le cadre de la recherche ou du travail. Il faut néanmoins fournir à Transport Canada les coordonnées du lieu de vol, le modèle d'ASP, le type d'activité, leur périmètre d'utilisation ainsi que respecter des règles de sécurité (annexe 4). Ces changements s'inscrivent parmi plusieurs étapes prévues par Transport Canada en vue d'une modernisation de la réglementation des ASP afin de s'adapter aux réalités actuelles du marché civil (Transport Canada, 2015).

Dans un cinquième temps, il y a différents coûts à considérer pour l'utilisation d'un mini-ASP :

- Coût d'acquisition/location de l'ASP et de sa maintenance : le prix de la plateforme peut varier dans certains ordres de grandeur, en fonction de la complexité du système. Il demeure qu'avec des coûts (incluant le prix des capteurs) qui s'échelonnent approximativement entre 1 000 \$ et 1 million de dollars, le système peut être similaire ou même plus cher par rapport à un système standard d'aéronef habité (Eisenbeiß, 2009; Watt *et al.*, 2010). Depuis quelques années, des grandes avancées technologiques ont été observées dans le domaine des ASP et des technologies miniaturisées (Laliberte *et al.*, 2010). Il est donc possible de prévoir une augmentation de l'accessibilité des ASP au cours des prochaines années par une diminution des coûts de fabrication et une maturation du marché civil (Cox *et al.*, 2006; Jones IV *et al.*, 2006).
- Coût d'exploitation et de logistique : les pilotes d'ASP (personne spécialisée située au sol) ne sont pas autant influencés par les limitations physiologiques du pilote d'aéronef (ex. : résistance aux conditions extrêmes, mal de l'air, etc.). De plus, le coût nécessaire pour les services d'un pilote d'ASP est moindre que celui des aéronefs habités considérant la différence du niveau de certification du pilote. Par exemple, la certification pour un pilote d'ASP dure 0 à 150 heures de formation et elle n'est pas obligatoire ni reconnue au Canada

tandis que celle pour les petits avions dure plus de 500 heures et elle est obligatoire. L'utilisation d'ASP devient ainsi plus économique avec un coût d'exploitation plus faible (Jones IV, 2003; Eisenbeiß, 2009). Toutefois, en comparant la superficie couverte par unité de temps, les ASP sont généralement moins rentables que les aéronefs habités (Vermeulen *et al.*, 2013). Par ailleurs, il est nécessaire de tenir compte de la logistique supplémentaire nécessaire pour effectuer des vols d'ASP. La station de contrôle au sol requiert plusieurs appareils électroniques (ex. : ordinateur pour communiquer avec l'autopilote de l'ASP, ordinateur pour les capteurs, système de radiotéléphonie, station météorologique, etc.), une source d'alimentation électrique pour alimenter tout le système, environ deux à quatre personnes pour piloter l'appareil et assurer que le système fonctionne correctement, etc. De plus, considérant que les vols sont restreints à portée visuelle, il est parfois nécessaire de déplacer la station de contrôle à quelques reprises afin de couvrir en plusieurs parties la zone à inventorier. Ainsi, les coûts de logistique peuvent être importants.

- Coût des traitements de données : en raison de la complexité des déformations géométriques des capteurs non métriques ainsi qu'à l'effet de déplacement du relief prononcé, une attention particulière est nécessaire pour traiter les images. Ces images nécessitent généralement plus de temps pour être traitées ainsi que des logiciels spécialisés qui sont généralement coûteux. De plus, une personne spécialisée est nécessaire pour appliquer les traitements d'images. Malgré ces coûts, le développement d'une chaîne automatisée des opérations peut permettre de diminuer considérablement les coûts de traitements.
- Le coût total pour des opérations avec des ASP demeure difficile à quantifier considérant qu'il y a plusieurs facteurs à considérer; se résumant ainsi au cas par cas. Il demeure que le coût total peut s'avérer similaire à une acquisition avec un aéronef habité (Laliberte *et al.*, 2010).

Malgré les coûts encore relativement élevés à ce jour ainsi que la réglementation restrictive, l'utilisation des ASP peut être justifiée pour certaines situations telles que l'inventaire de la faune dans une zone restreinte (ex. : ravages, colonies d'oiseaux). Plusieurs changements sont à prévoir dans le futur tels qu'une meilleure disponibilité de capteurs adaptés pour les mini-ASP, une réglementation correspondant mieux aux besoins actuels du marché civil ainsi qu'une réduction des coûts reliés à l'utilisation des ASP (Jones IV *et al.*, 2006; Watt *et al.*, 2010). Avec la grande

popularité des ASP au cours des dernières années (Shahbazi *et al.*, 2014), tout laisse croire que ces appareils vont devenir une plateforme d'acquisition importante dans le futur.

Chapitre III – Méthodologie

Ce chapitre décrit la méthodologie utilisée pour l'acquisition des données ainsi que les traitements effectués pour le volet sur les cerfs de Virginie (Chapitre IV) et celui sur la détection multiespèce (Chapitre V). Plusieurs éléments méthodologiques de ce chapitre sont répétés dans les Chapitre IV et Chapitre V puisqu'ils ont été rédigés de manière à être lus indépendamment les uns des autres (format par articles). L'objectif est de donner une justification plus précise des choix méthodologiques effectués par rapport à ceux mentionnés dans ces deux chapitres.

La méthodologie du projet de recherche se divise en quatre grandes étapes : (1) l'acquisition des données sur le site d'étude grâce à un ASP; (2) les prétraitements des données afin d'obtenir des mosaïques; (3) l'application des différentes chaînes de traitements requises pour détecter, identifier et dénombrer les cerfs de Virginie ainsi que pour effectuer l'analyse multiespèce; et (4) la validation des résultats de dénombrement ainsi que les analyses comparatives d'efficacité des différents agencements spectraux, de chaînes de traitements d'images et de résolutions spatiales. La figure 8 présente en détail l'organigramme méthodologique du projet de recherche.

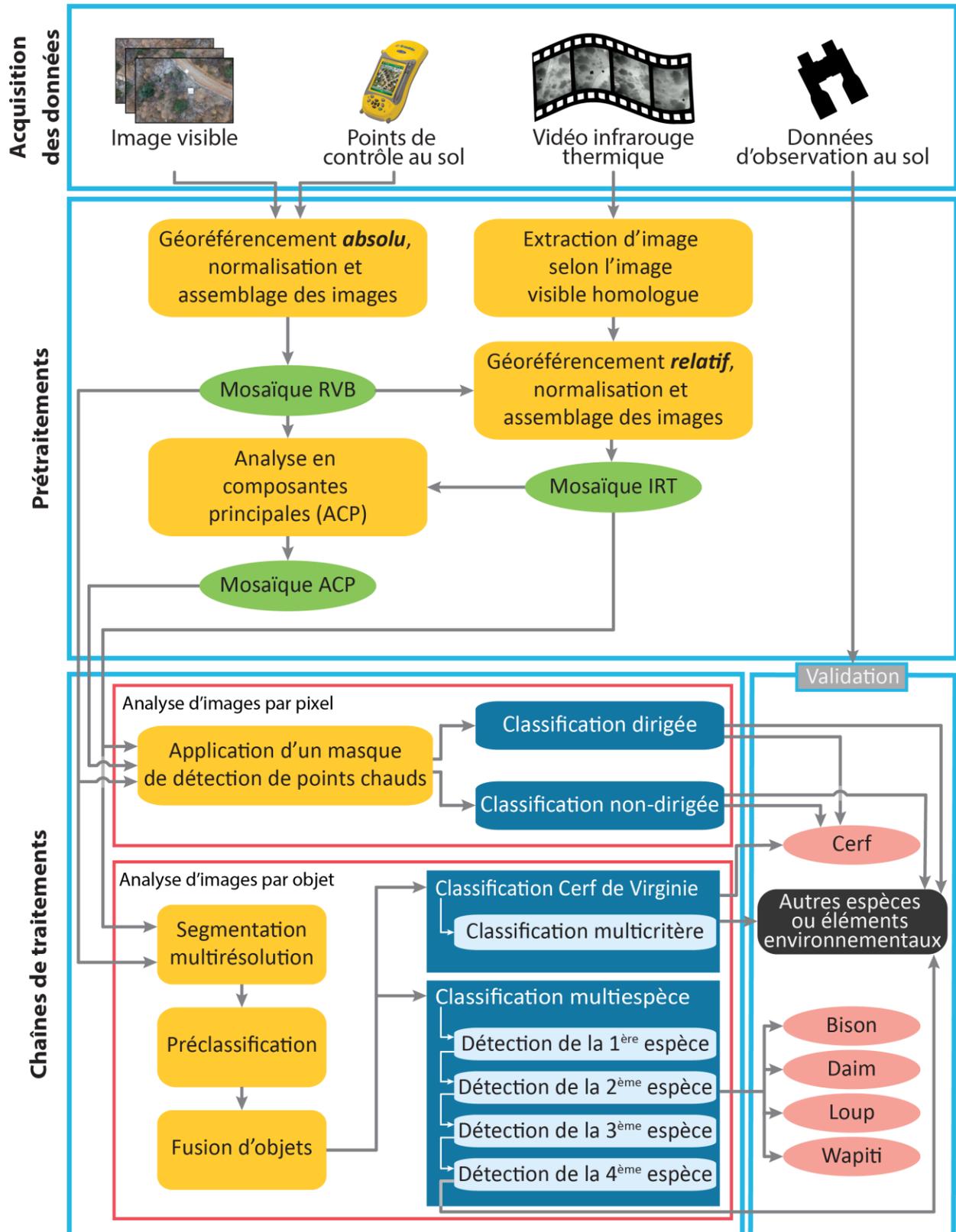


Figure 8. Organigramme méthodologique du projet de recherche

3.1. Site d'étude

L'étude a été menée au Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau à Saint-David-de-Falardeau (région du Saguenay) situé au Québec (Canada) (figure 9). Depuis sa création en 2009, ce centre vient en aide aux animaux blessés et orphelins. Ce centre recueille des oiseaux, des micromammifères, des reptiles ainsi que des espèces de la petite, moyenne et grande faune (voir figure 10 pour exemple d'espèces de moyenne et grande faune). Depuis 2012, le centre a obtenu leur permis de jardin zoologique qui lui autorise la garde en captivité d'animaux indigènes et exotiques et leur exposition au public à des fins éducatives, récréatives, scientifiques ou touristiques. L'intérêt de cette étude visait particulièrement les espèces de la moyenne et grande faune typique du Québec ou similaire à celle-ci. Par exemple, le cerf de Virginie a servi d'espèce modèle pour développer la méthodologie de détection et de dénombrement des individus. Le cerf est une espèce d'importance en Amérique du Nord, particulièrement au Québec. La détection des individus représente un défi considérant leur apparence cryptique (figure 11). Suite au développement de la méthodologie, une détection multiespèce a été réalisée avec le bison d'Amérique, le wapiti, le daim et les loups gris.

Chaque espèce ciblée est isolée dans un enclos fermé distinct d'effectif connu qui couvre entre 350 et 9 100 m² (tableau 7; figure 9). Ces enclos se retrouvent dans différents types de milieux (figure 12). L'enclos des bisons se retrouve en milieu ouvert dépourvu de végétation arborée; l'enclos des wapitis est en milieu ouvert avec quelques arbres isolés; l'enclos des daims et des loups est partiellement couvert d'une zone de végétation arborée constituée principalement de feuillus tels que le bouleau (*Betula sp.*); et l'enclos des cerfs présente une végétation principalement arborée constituée de bouleaux (*Betula spp.*), de sapins baumiers (*Abies balsamea*), de pruches du Canada (*Tsuga canadensis*), de mélèzes laricin (*Larix laricina*) et d'épinettes (*Picea sp.*). Par ailleurs, l'enclos des cerfs de Virginie a comme particularité de posséder une mangeoire avec un toit pouvant affecter la détection aérienne de l'espèce (figure 12d).

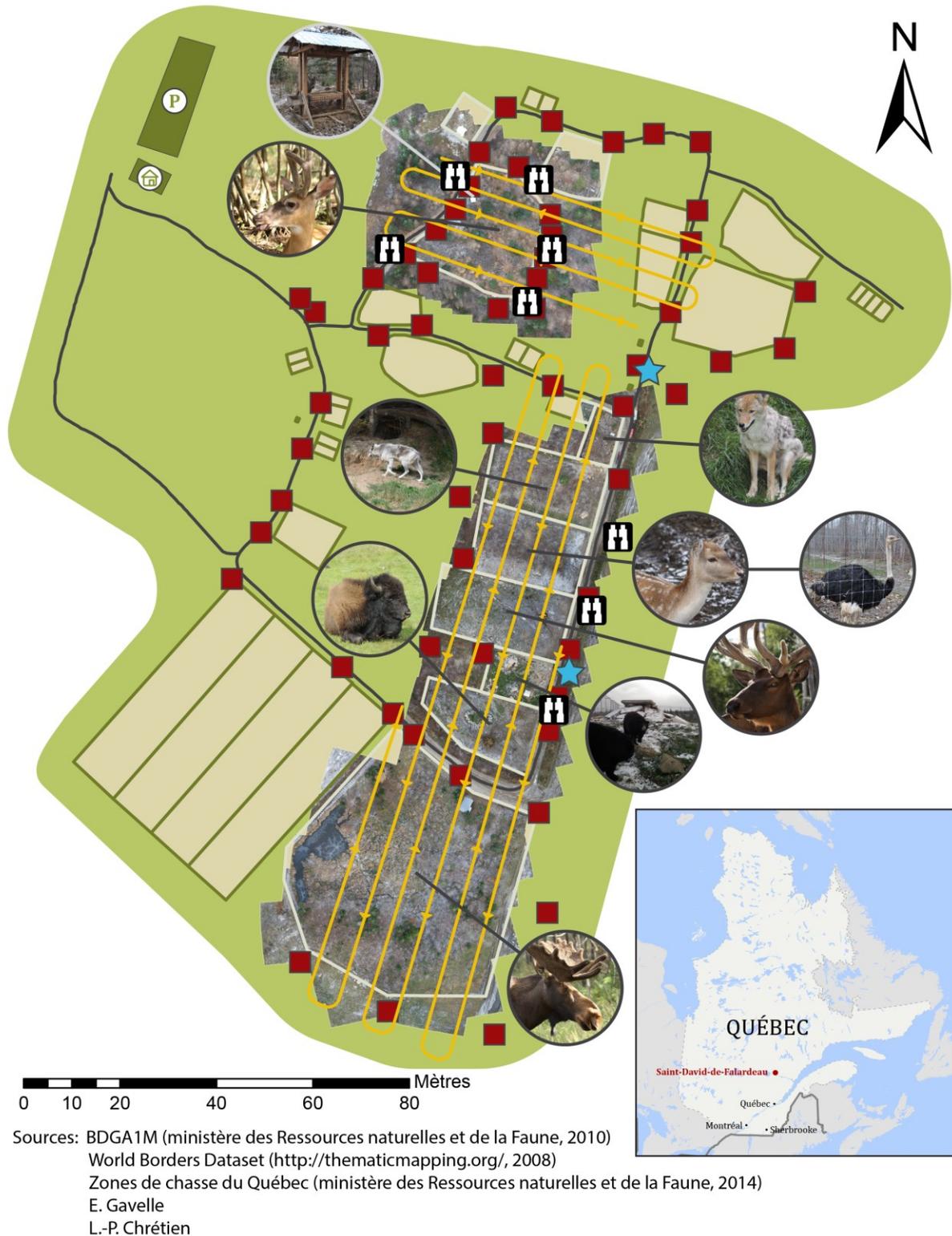


Figure 9. Site d'étude : Enclos du Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau à Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada. Les lignes de vol (lignes jaunes), les cibles au sol (carrés rouges), les emplacements de la station de contrôle au sol (étoiles bleues) et les observateurs (symbole de binoculaire) sont indiqués.



Figure 10. Exemples des espèces de la moyenne et grande faune présentes dans les enclos du Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau à Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada. A. Orignal (*Alces alces*). B. Lynx de Sibérie (*Lynx lynx*). C. Daim européen adulte (*Dama dama*). D. Daim européen juvénile (*Dama dama*). E. Wapiti (*Cervus canadensis*). F. Poney (*Equus sp.*), Alpaga (*Vicugna pacos*), Mouton (*Ovis aries*). G. Ours noir (*Ursus americanus*). H. Cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*). I. Bison d'Amérique (*Bison bison*). Source : L.-P. Chrétien, E. Gavelle, CGQ, J. Avenel.



Figure 11. Exemple de l'apparence cryptique du cerf de Virginie. Le cerf est situé au centre de l'image. Source : L.-P. Chrétien

Tableau 7. Nombre d'individus par espèce présent lors de l'inventaire du 6 novembre 2011 au Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau à Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada.

Nom français	Nom latin	Nombre d'individus
Bison d'Amérique	<i>Bison bison</i>	4 (dont 1 juvénile)
Ours noir	<i>Ursus americanus</i>	3
Wapiti	<i>Cervus canadensis</i>	3
Daim européen	<i>Dama dama</i>	6
Loup gris	<i>Canis lupus</i>	5
Coyote	<i>Canis latrans</i>	3
Autruche d'Afrique	<i>Struthio camelus</i>	1
Cerf de Virginie	<i>Odocoileus virginianus</i>	9
Orignal	<i>Alces alces</i>	3



Figure 12. Aperçus des différents types d'habitats. A. Habitat ouvert du wapiti avec très peu de végétation. B. Habitat ouvert des daims avec une partie avec de la végétation. C. Habitat avec végétation du cerf de Virginie. D. Présence d'une mangeoire avec un toit dans l'enclos des cerfs de Virginie. Source : L.-P. Chrétien et CGQ.

3.2. Acquisition des données

3.2.1. ASP et la station de contrôle au sol

Pour effectuer ce projet, le Centre de Géomatique du Québec (CGQ) a collaboré en fournissant leur matériel, leur personnel ainsi que leur expertise dans le domaine des ASP.

Le système utilisé pour l'acquisition d'imagerie comprend plusieurs sous-systèmes, soit l'ASP, la station de contrôle au sol, les appareils de communication entre l'ASP et la station de contrôle au sol ainsi que les capteurs imageurs. L'ASP utilisé lors de ce projet est le Responder (ING Robotic Aviation; figure 13), un ASP de type hélicoptère VTOL radio-télécommandé à moteur électrique. Cet hélicoptère a été sélectionné pour sa capacité à décoller/atterrir verticalement, à voler en position stationnaire et à faible vitesse ainsi que pour son bruit réduit par rapport aux appareils thermiques. Son endurance était de 20-24 minutes dans la configuration de l'étude. Bien que les ASP à ailes fixes soient à privilégier pour les inventaires de la faune sur un grand territoire, le choix d'un ASP VTOL est justifié pour une zone d'étude de faible taille. De plus, ce projet visait la mise au point d'une approche de traitements d'images. L'utilisation d'un ASP à ailes fixes n'était ainsi pas essentielle.

L'ASP a été muni d'une composante de navigation et de commande de vol assurée par l'autopilote Ace Waypoint (DJI Innovations) comprenant plusieurs modules (GPS, centrale inertielle, transmission bidirectionnelle de données et un contrôleur principal) (figure 14). L'autopilote est un dispositif pour contrôler automatiquement la trajectoire de l'ASP sans l'intervention humaine, ce qui permet de mieux contrôler l'appareil afin de suivre un cap et une altitude précis. À partir de la station de contrôle au sol, il est possible à l'opérateur de fournir de nouvelles instructions à l'autopilote même en cours de vol. Malgré que le sous-système enregistre les données GPS et inertielles, celles-ci n'ont pas pu être utilisées pour le géoréférencement des images considérant leur usage exclusif au système d'autopilotage et au soutien technique de DJI Innovations. L'ASP était également muni d'une fixation géostabilisée (« *gimbal* ») à deux axes. Cette fixation est une plateforme sur laquelle un objet tel qu'un capteur peut pivoter selon un ou plusieurs axes (roulis, tangage, lacet). La fixation géostabilisée permet ainsi de maintenir l'orientation du capteur selon une direction particulière en compensant les mouvements de l'ASP. Toutefois, une erreur de manipulation a fait en sorte que la fixation géostabilisée n'a pas été activée (angle de visée variable)

lors de l'acquisition des données. Plusieurs images obtenues étaient floues ou présentaient des déformations géométriques importantes considérant les grandes vibrations et les mouvements agités de l'ASP. Ces images ne permettaient donc pas de détecter la faune; ce qui réduit le nombre d'images disponible pour l'inventaire.



Figure 13. Système d'aéronef sans pilote. A. ASP et sa station de contrôle au sol. B. Système d'imagerie visible et infrarouge thermique. C. Ordinateur de la station de contrôle au sol. D. Ordinateur dédié à l'imagerie. Source : L.-P. Chrétien et CGQ.

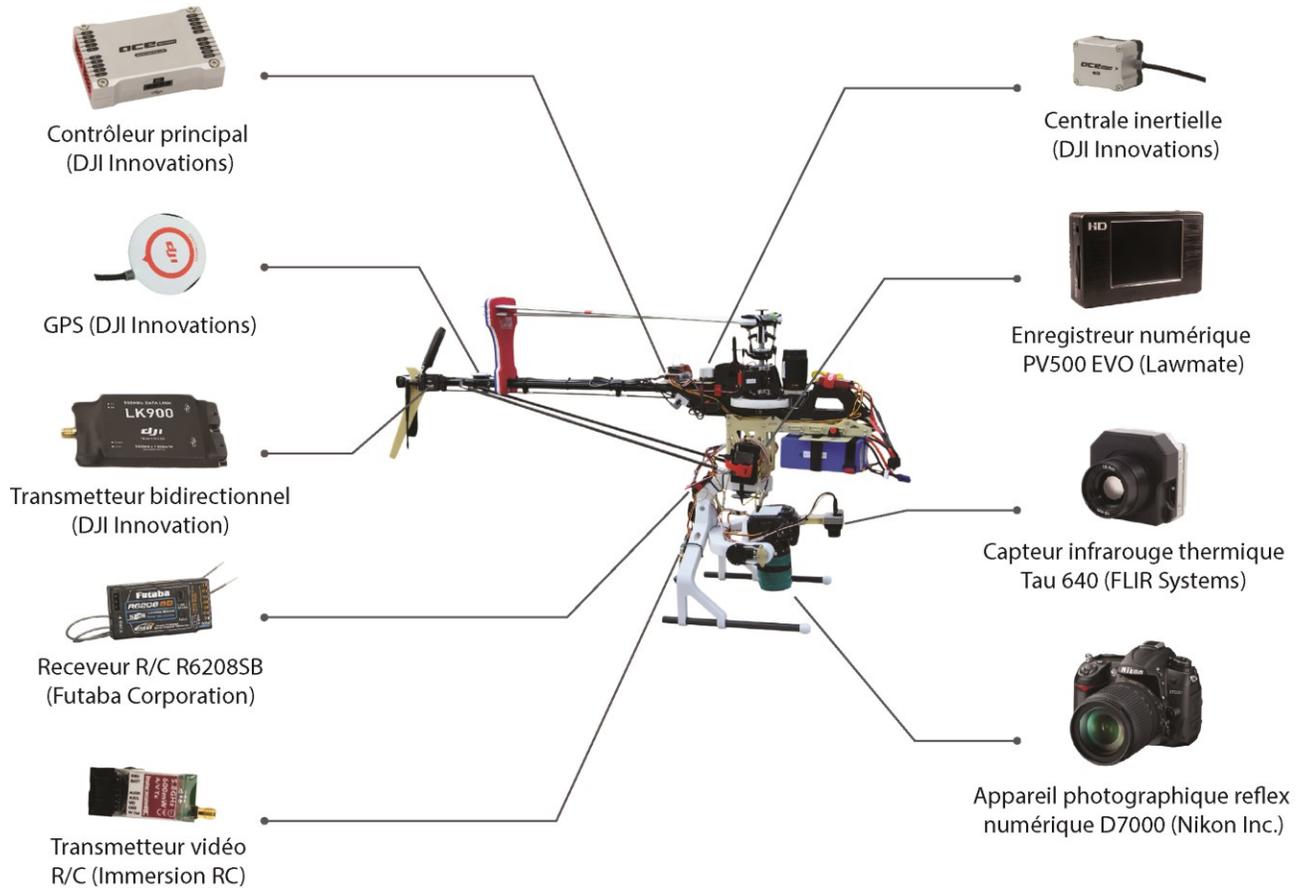


Figure 14. Composantes de l'autopilote du Responder et des capteurs imageurs. Source: CGQ, Nikon inc., FLIR Systems, <http://dronespecialist.nl/>, DJI Innovations, <http://stuntcams.com/>, <http://www.dhgate.com/>

La station de contrôle au sol (figure 13) est une plate-forme polyvalente qui assure les fonctions de planification de vol, de programmation de l'autopilote, d'enregistrement des données inertielles et GPS, de communication bidirectionnelle avec l'ASP et de suivi en temps réel. Elle permet également de contrôler manuellement l'ASP. Ce sous-système comprend un ordinateur de contrôle, une télécommande et un système de communication avec l'ASP.

3.2.2. Capteurs visibles et infrarouges thermiques

Pour cette étude, le D7000 (Nikon inc.) avec la lentille AF-S DX Nikkor 18-105 mm f/3.5-5.6G ED VR (Nikon inc.) a été utilisé pour effectuer l'acquisition des images visibles (figure 13b). Lors de l'acquisition de l'imagerie visible, la focale de l'objectif a été fixée à 57 mm avec une mise au point

fixée à l'infini. Considérant les conditions d'illumination variables en début de journée qui compliquait la paramétrisation manuelle, les paramètres d'ouverture, d'ISO et de vitesse d'obturateur ont été sélectionnés avec le mode automatique du capteur. Le premier vol a démontré une plus grande variabilité dans ses valeurs avec une ouverture variant entre $f/6.3$ à $f/11$, un ISO constant à 800 et une vitesse d'obturateur allant de $1/160$ à $1/500$. Pour les vols subséquents, les paramètres étaient plus constants. L'acquisition des images a été prise à toutes les 1 seconde en format NEF (format RAW propriétaire de Nikon inc.) et JPEG en utilisant l'intervalomètre intégré du D7000. Les images ont été enregistrées directement dans la carte mémoire interne du capteur.

Le D7000 possède un capteur CMOS avec un filtre de Bayer constituée à 50 % de filtres verts, 25 % de filtres rouges et 25 % de filtres bleus (figure 15). Chaque photosite mesure le signal dans l'une des bandes du visible (rouge, vert et bleu) et interpole les valeurs à l'ensemble de l'image afin d'obtenir une valeur de rouge, vert et bleu pour chaque pixel. Le D7000 est un capteur conçu pour les photographes qui recherche à obtenir une belle image. Il n'est donc pas directement adapté pour des applications en télédétection. Les trois bandes spectrales obtenues avec ce capteur ont une résolution spectrale peu spécifique et avec un fort recouvrement pouvant causer une forte corrélation des bandes spectrales (figure 16). L'utilisation d'une analyse en composantes principales ou la conversion vers le modèle colorimétrique Teinte Saturation Luminosité (TSL) peuvent être des options à considérer pour mieux extraire l'information de ces images.

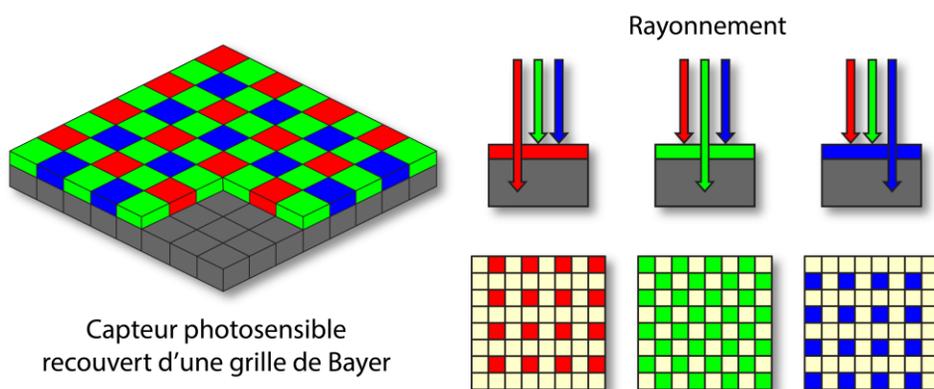


Figure 15. Capteur CMOS avec un filtre de Bayer [Tiré de Luxorion, 2013]

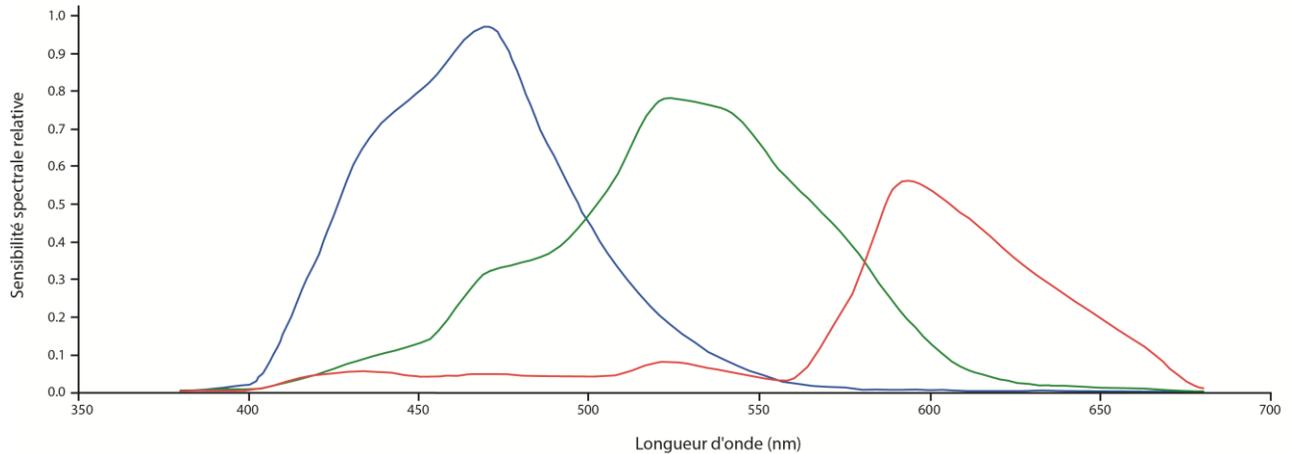


Figure 16. Sensibilité spectrale relative du capteur visible Sony IMX071 CMOS du D7000 de Nikon (avec filtre ultraviolet) [Modifié de Melis and Miccoli, 2011]

Le capteur infrarouge thermique utilisé pour ce projet est la Tau640 (FLIR System). Ce capteur est un microbolomètre VOx non-refroidi captant les longueurs d'onde 7.5–13.5 μm (figure 13b et figure 17). Ce capteur se distingue des capteurs refroidis par l'absence d'un compartiment qui utilise des techniques de cryogénie (ex. : solide ou liquide cryogénique, réfrigérateur mécanique, refroidisseur thermoélectrique ou refroidisseur Joule-Thomson) pour réduire la température de la matrice infrarouge (Kruse, 2001). La Tau640 est souvent privilégiée pour les mini-ASP puisqu'ils sont plus légers, moins énergivores et relativement moins coûteux qu'un capteur infrarouge thermique refroidi. Toutefois, l'absence du compartiment réfrigéré fait en sorte que le signal enregistré n'est pas constant et dérive (« *signal drift* ») avec le temps, particulièrement lors des premières minutes (Berni *et al.*, 2009; Graber, 2011) (figure 18). Un bruit de non-uniformité ou un « *fixed-pattern noise* » en résulte et qui consiste à une variation pixel par pixel de la réponse du détecteur (Kruse, 2001; Zhou *et al.*, 2008). Ce problème a pour conséquence une perte importante de la résolution radiométrique. Il existe plusieurs méthodes de correction de non-uniformité de type « *calibration-based* » ou « *scene-based* » accessible sur certains capteurs afin d'obtenir une image plus nette et avec des valeurs plus justes (Hardie *et al.*, 2000; Radliff *et al.*, 2002; Zhou *et al.*, 2008; Berni *et al.*, 2009). Toutefois, pour cette étude, la Tau640 n'était pas adaptée pour appliquer ces algorithmes de correction. Ainsi, aucune correction n'a été faite pour le bruit de non-uniformité. Malgré l'absence de correction, le capteur a été programmé pour que chaque minute, il effectue une recalibration interne afin de désaturer la matrice infrarouge et d'optimiser la qualité du signal capté. De plus, le capteur a été mis sous tension pendant 1 heure afin de stabiliser le signal enregistré.

Tel que pour le visible, l'acquisition de l'imagerie infrarouge thermique a été faite en mode automatique pour contrôler le « *gain and level* » dû à la variabilité de l'émission thermique de l'environnement en début de journée. Lors des vols, la Tau640 a capté un flux vidéo de l'émission radiative de l'environnement sous un format analogique utilisant une palette colorimétrique en niveau de gris. Ce flux analogique a été transmis directement à la station de contrôle au sol grâce à un radio transmetteur. Cette transmission a permis ainsi de voir en temps réel la zone survolée. Le flux analogique provenant directement du capteur a également été enregistré numériquement grâce à l'enregistreur numérique PV500 EVO (Lawmate). Toutefois, l'enregistreur a converti le flux analogique monochrome en un vidéo numérique à trois bandes (rouge, vert et bleu). Des tests ont montré que cette conversion a causé une perte de précision au niveau des valeurs dues à des aberrations de conversion. La valeur observée de niveau de gris à l'échelle du pixel différait légèrement (ex. : plus ou moins 3 niveaux de gris de différence) pour l'une des trois bandes; créant ainsi une image qui n'est pas 100 % monochrome. Considérant l'absence de normalisation radiométrique dans ce projet, une simple étape de conversion post-acquisition a été effectuée en moyennant les 3 bandes afin d'obtenir une image monobande en niveaux de gris.

Les deux capteurs ont été orientés au nadir lors de l'acquisition considérant que la végétation nuit plus à la visibilité de la faune avec des images obliques (Russell et al., 1996). De plus, avec une vue oblique, les plus gros individus peuvent cacher des plus petits tels que des juvéniles et ainsi causer une sous-estimation de l'effectif de la population (Walter and Hone, 2003). Les deux capteurs ont donc été orientés dans le même angle de visée et fixés ensemble de manière à garder une faible distance entre les deux lentilles (figure 13b); ce qui facilite le processus de recalage des images visibles et infrarouges thermiques. Toutefois, n'ayant pas testé au préalable ce montage, il a été constaté suite à l'inventaire que la fixation reliant les deux capteurs ainsi que la non activation du système de géostabilisation (*gimbal*) provoquait une amplification des vibrations pour le capteur infrarouge thermique.

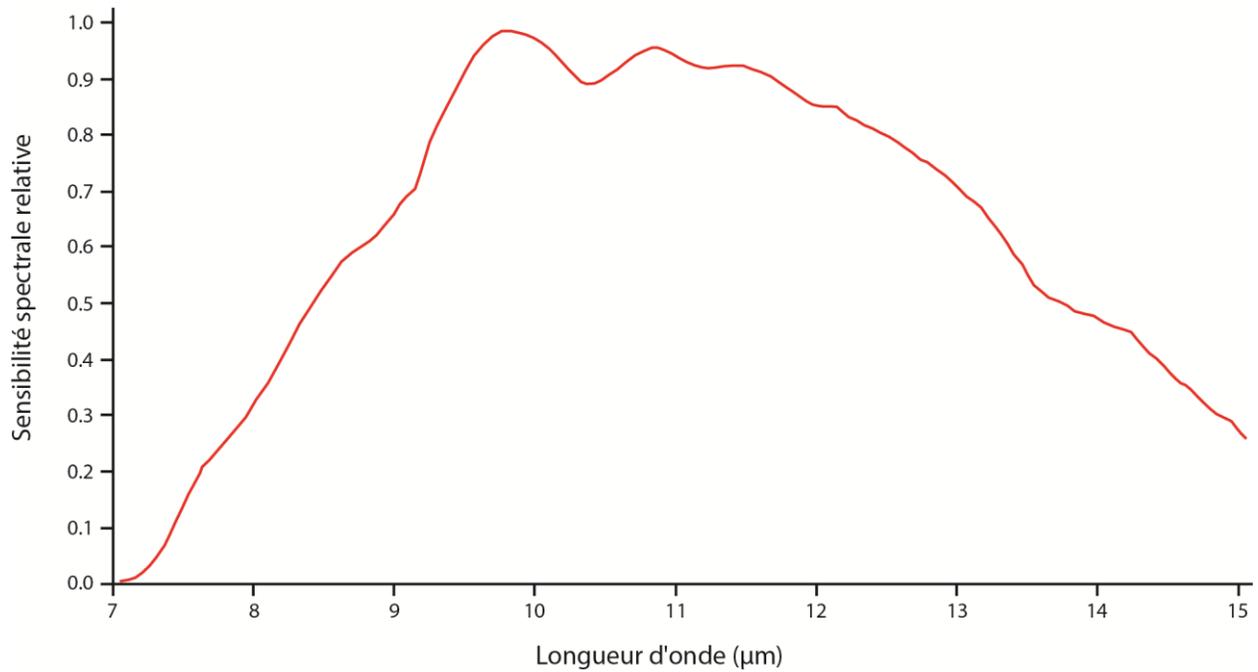


Figure 17. Sensibilité spectrale relative du capteur infrarouge thermique VOx non refroidi Tau640 de FLIR [Tiré de FLIR Commercial Systems, 2011]

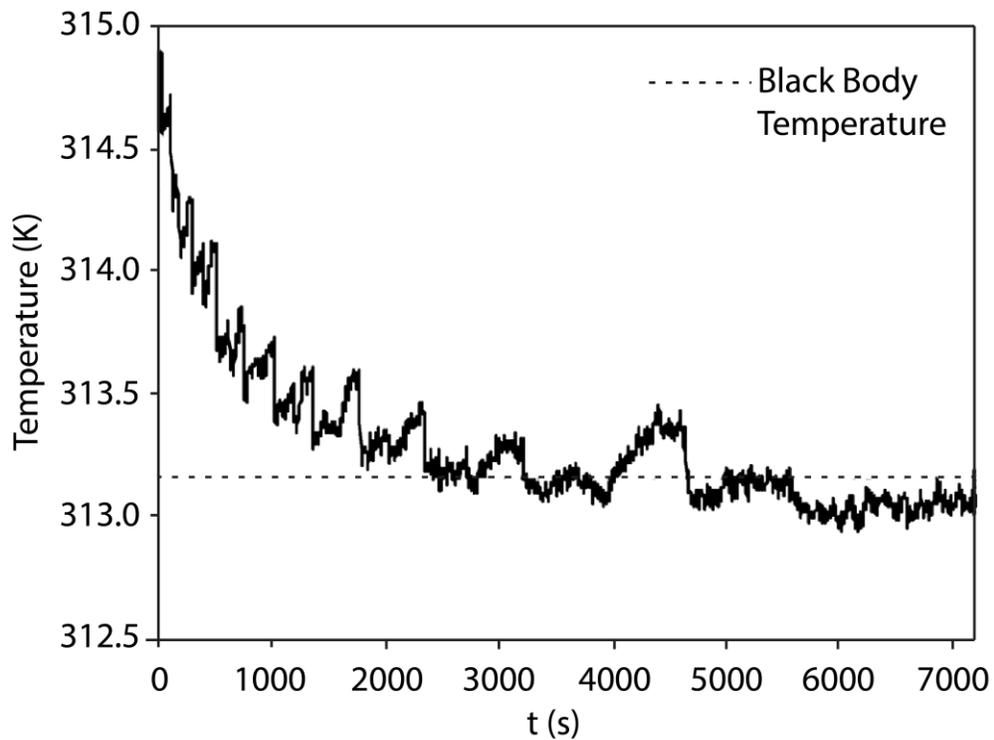


Figure 18. Variation de la température radiométrique mesurée par le capteur Thermovision A40M (FLIR Systems) suite à sa mise en marche [Tiré de Berni *et al.* (2009)]

3.2.3. Données auxiliaires

Outre l'imagerie visible et infrarouge thermique, plusieurs données auxiliaires ont été acquises lors de l'inventaire, soit le relevé des points de contrôle au sol, les données météorologiques, les données d'observation des déplacements de la faune ainsi que l'inventaire des espèces dans chaque enclos.

La veille de la journée des vols, 57 points de contrôle ont été installés en milieu ouvert à proximité des chemins et localisés à l'aide du GPS de hautes précisions GeoXH™ (Trimble; 10-30 cm de précision) dans le but d'effectuer le géoréférencement des images (figure 9 et figure 19). Ces cibles de formes carrées sont d'une dimension de 40x40 cm ou de 122x122 cm afin d'être visible dans les différentes résolutions spatiales des capteurs, de couleurs très voyantes et variées (ex. : rouge, jaune, bleu, blanc, orange, vert, rose) et composées de différents matériaux (polypropylène copolymère (Coroplaste™), isolant réfléchissant d'aluminium et de polyéthylène) (figure 19). Parmi ces cibles, cinq d'entre elles ont servi de points tests pour faire la validation du géoréférencement des mosaïques.

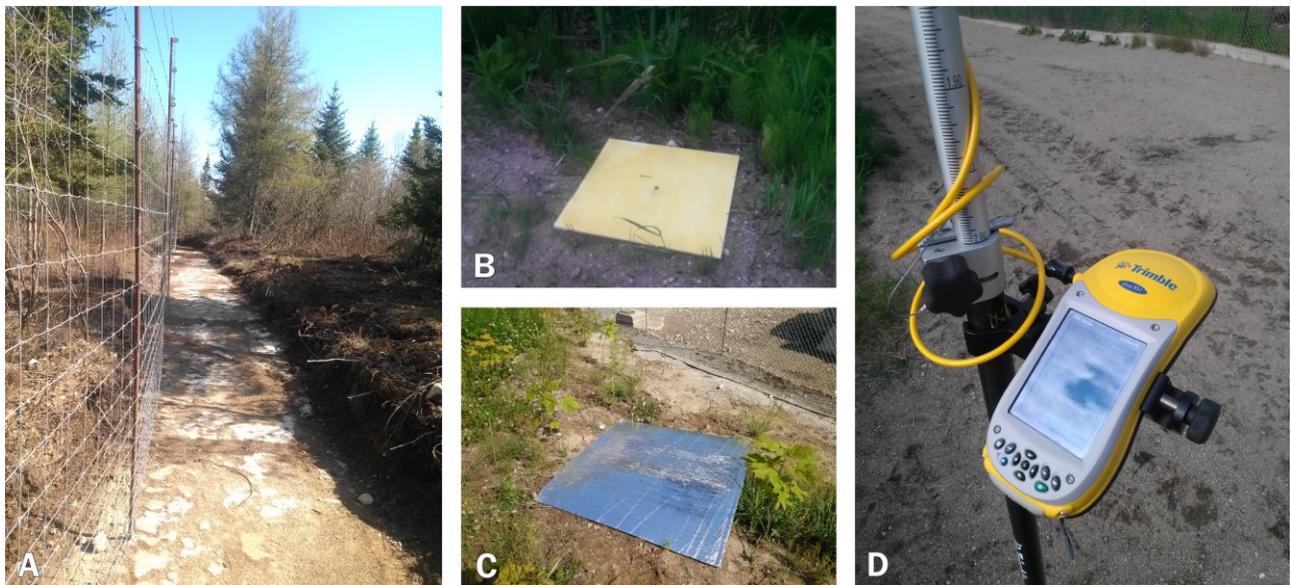


Figure 19. Relevés des positions des points de contrôle au sol. A. Endroit dégagé pour l'installation des cibles en milieu forestier. B. Cible en coroplaste jaune pour le visible. C. Cible en matériau isolant réfléchissant d'aluminium et de polyéthylène pour l'infrarouge thermique. D. GeoXH. Source : L.-P. Chrétien.

Les données météorologiques d'Environnement Canada et Nav Canada ont été acquises pour la zone d'étude. Considérant que l'étude s'est limitée à une seule journée d'inventaire, aucune comparaison n'a pu être faite au niveau de l'impact des conditions météorologiques sur les résultats d'inventaire de la faune. Ces données demeurent toutefois utiles pour comprendre certains troubles de stabilité de l'ASP lors des vols (voir Chapitre V).

Des données d'observation des déplacements de la faune ont été prises pour les espèces ciblées durant les vols (voir feuille terrain en annexe 5). Des observateurs et des caméras ont été disposés à des positions stratégiques afin de couvrir l'ensemble de l'enclos (figure 9 et figure 20). Avant chaque vol, l'observateur devait noter sur une image aérienne sa position d'observation, la délimitation de son champ visuel ainsi que les informations relatives au vol. Pour les caméras, toutes les informations ont été notées en post-inventaire. Lors du vol, à chaque passage de l'ASP (ligne de vol) au-dessus de l'enclos, les observateurs devaient noter avec précision la position de tous les individus dans leur champ visuel. Un symbole unique a été attribué pour chaque ligne de vol. Lors du passage subséquent, si l'individu n'avait pas bougé, aucun symbole n'était indiqué. Par contre, si l'individu s'était déplacé, le symbole attribué à la nouvelle ligne de vol était indiqué à la nouvelle position de l'individu. Une ligne a été tracée pour relier tous les symboles qui sont spécifiques à chaque individu afin de suivre leurs déplacements. La plupart des individus ont été suivis avec précision par au moins 2 observateurs ou enregistrements vidéo; ce qui a permis de confirmer leurs localisations. De plus, avant l'inventaire, le nombre d'individus par espèce a été recensé pour chaque enclos (voir feuille terrain en annexe 6). Ces données ont permis de savoir si tous les individus d'un enclos ont été suivis lors de la phase d'observation. Cette approche d'observation et du suivi de la faune a été assez précise afin de permettre de distinguer les individus correctement identifiés par la classification, les faux positifs et les faux négatifs. Très peu d'études ont des données de validation aussi précises. Les études de LeResche and Rausch (1974), Bartmann *et al.* (1986), Stoll *et al.* (1991) et Naugle *et al.* (1996) ont été les seules, à notre connaissance, à inventorier la faune en utilisant une équipe d'observateurs au sol ou à inventorier un enclos fermé avec un effectif connu. Outre la localisation des individus, les observateurs devaient noter si un individu montrait des signes particuliers de stress ou de dérangement lors des passages de l'ASP afin de constater leur impact.



Figure 20. Installation d'une caméra d'observation. Source : CGQ

3.2.4. Conditions de vol

Autorisations

Les vols effectués avec le Responder lors de ce projet ont été faits de manière conforme au COAS de Transport Canada émis à ING Robotic Aviation (Numéro de référence : 5105-01 RDIMS 7899416). De plus, afin d'avoir accès au site d'étude pour effectuer les opérations aériennes, l'autorisation du propriétaire a été requise (voir annexe 7).

Période d'inventaire

Plusieurs facteurs ont été considérés pour déterminer la période optimale d'inventaire dont les principaux sont la phénologie de la végétation, le contraste spectral de l'environnement et l'écologie de l'espèce. Il va sans compter que la situation géographique et la météorologie ont également un

impact sur tous ces facteurs. La fin de l'automne et le début de l'hiver après les premières neiges semblent offrir un bon compromis pour l'inventaire de la faune.

L'acquisition des données pour ce projet a été effectuée le lendemain d'une chute de neige, soit le 6 novembre 2012 entre 7h00 et 13h00. Lors de la journée de l'inventaire, la répartition de la neige au sol était parsemée. Lors de ces vols, l'ASP allait à une vitesse maximale de 22 km/h et à une altitude par rapport au sol de 60 ou 120 mètres (tableau 8). Les images obtenues avaient ainsi une résolution spatiale (*ground sampling distance* (GSD)) de 0.8 ou 1.6 cm/pixel pour le visible et de 5.4 ou 10.8 cm/pixel pour l'infrarouge thermique selon l'altitude de vol.

Au total, 4 vols de 5 à 6 lignes de vol ont été réalisés (tableau 8). Pour le premier vol, il a été effectué très tôt le matin au-dessus de l'enclos des cerfs de Virginie. Il était possible de noter la présence de percée de soleil générant ainsi des images avec des ombres allongées dans le visible ainsi que dans l'infrarouge thermique (figure 21). Pour le deuxième vol, les images infrarouges thermiques avaient un faible contraste considérant le phénomène de « *thermal crossover* » (moment au cours duquel le contraste thermique est au minimum (isotherme) et la polarité du contraste s'inverse) (figure 21; Felton *et al.*, 2010). Ce vol n'a pas été traité considérant son manque de contraste. Pour le troisième et quatrième vol, les enclos des orignaux, bisons, ours, wapitis, daims, loups gris et coyotes ainsi que celui des cerfs ont été inventoriés. La couverture nuageuse pour ces deux vols était unie et offrait un bon contraste dans le visible et l'infrarouge thermique (figure 21). Toutefois, des vents de 19 km/h en provenance du NNE (28°) ont été observés durant le troisième vol, ce qui a déstabilisé l'ASP lorsqu'il volait dans le même sens que le vent.

Tableau 8. Détails sur les vols effectués le 6 novembre 2012 au Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau à Saint-David-de-Falardeau

# de vol	Enclos ciblés	Altitude de vol	Nb de ligne de vol	Heure de décollage
–	Test	120 mètres	NA	NA
–	Test	+ de 200 mètres	NA	NA
1	Cerf de Virginie	60	5	8h23
2	Cerf de Virginie	120	5	9h11
3	Orignal, Bison, Ours, Wapiti, Daim, Loup gris, Coyote	60	6	10h41
4	Cerf de Virginie	60	5	11h59

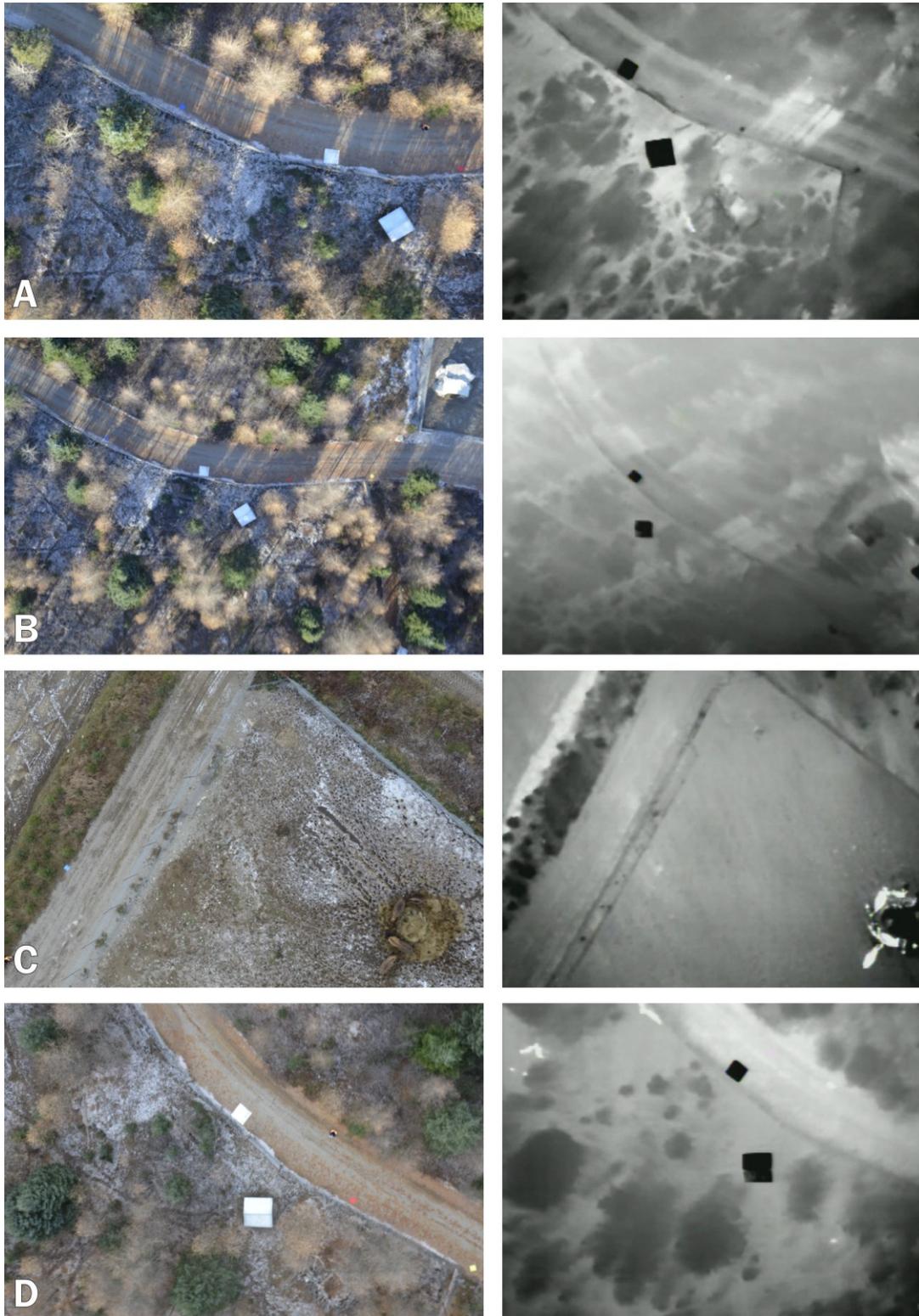


Figure 21. Exemple d'images brutes visibles (gauche) et infrarouges thermiques (droite) acquises lors du 6 novembre 2012 au Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau à Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada. A. 1^{er} vol. B. 2^e vol. C. 3^e vol. D. 4^e vol.

3.3. Traitements des données

3.3.1. Prétraitements

Au-dessus de 3 500 images dans le spectre visible ont été acquises lors des vols. Un tri a été effectué afin de conserver uniquement les images nettes et présentant peu de déformation géométrique. Au total, 133 images ont été utilisées pour ce projet. Chaque ligne de vol a été traitée indépendamment puisque selon nos observations, la faune se déplaçait entre chaque passage de l'ASP au-dessus de l'enclos et pouvait induire une sous/surestimation de l'effectif lorsque ces lignes étaient assemblées.

Il existe plusieurs méthodes pour géoréférencer et assembler des images (mosaïquage) (tableau 3). Après quelques tests, l'utilisation de l'« *image stitching* » s'est avérée infructueuse considérant les déformations géométriques parfois complexes, le manque de recoupement entre les images et la présence importante de l'effet de déplacement radial du relief en milieu forestier. La faible densité de cibles de contrôle au sol (GCP) et l'absence de données inertielles font en sorte que seule la méthode manuelle, soit de créer manuellement les liens entre l'image référence et l'image à corriger, a été accessible. Ainsi, les distorsions géométriques de l'imagerie visible ont été corrigées à l'aide d'une équation polynomiale par correspondance entre la position des pixels sur une image et les coordonnées homologues de ces points sur le terrain. Ces images ont été normalisées radiométriquement et assemblées en mosaïque en utilisant une mosaïque de référence du site d'étude acquise à l'été 2012 à une résolution spatiale de 8 cm/pixel ainsi qu'à l'aide des cibles géoréférencées. Par la suite, une appréciation du géoréférencement a été effectuée par la racine de l'écart moyen quadratique (RMSE) des résidus entre les coordonnées des points tests et des coordonnées assignées à l'image (seuil < 1 pixel).

Pour minimiser les incohérences de recalage d'images multicapteur, l'extraction des données vidéo infrarouges thermiques a été effectuée manuellement de manière à faire concorder le point central de l'image infrarouge thermique avec son image visible correspondante. Par la suite, ces images ont été corrigées, normalisées et assemblées de la même manière que les images visibles, mais en utilisant comme référence la mosaïque correspondante visible précédemment créée afin de diminuer les erreurs de décalage. La validation de ce géoréférencement a été évaluée par la RMSE (seuil < 1 pixel) des résidus entre les coordonnées homologues des deux mosaïques afin de s'assurer une

bonne correspondance entre les différentes bandes. Cette correspondance est particulièrement très importante pour le succès de la détection d'un élément mobile tel que la faune.

Pour un des agencements de bandes testés dans cette étude, une analyse en composantes principales (ACP) a été effectuée. Il s'agit d'une technique statistique qui transforme un ensemble de données de variables intercorrélées vers une nouvelle combinaison de variables non corrélées en utilisant une transformation orthogonale. Chacune de ces nouvelles variables, appelées composantes principales, représente une combinaison linéaire des variables originales. Ce type d'analyse peut être utilisé pour différentes applications telles que le codage, la compression des données, le rehaussement de l'image, la détection de changement, la dimensionnalité multitemporelle et la fusion d'image (Pohl and Van Genderen, 1998). Puisqu'il était nécessaire d'ajuster les données pour correspondre aux limitations d'une image 8-bit, une ACP centrée (128) et échelonnée (0 à 255) a été réalisée. Seules les trois premières composantes principales ont été retenues pour les classifications.

Pour connaître l'influence de la résolution spatiale pour la détection de la faune, chaque mosaïque a été dégradée en utilisant un algorithme de rééchantillonnage bilinéaire pour agréger les pixels originaux. Cette méthode consiste à déterminer la nouvelle valeur d'un pixel agrégé basée sur la distance moyenne pondérée des quatre valeurs de pixels les plus proches. Les résolutions spatiales suivantes ont été testées : 0.8 (résolution originale), 2.5, 5, 10 et 15 cm. Pour l'imagerie infrarouge thermique à résolution 0.8, 2.5 et 5 cm/pixel, une amélioration « artificielle » de la résolution spatiale a été effectuée en utilisant également l'algorithme de rééchantillonnage bilinéaire. Il est important de souligner que cette amélioration « artificielle » de la résolution spatiale ne signifie pas une meilleure précision des données infrarouges thermiques.

3.3.2. Classification : Cas du cerf de Virginie

Trois chaînes de traitements ont été testées pour l'étude du cas du cerf de Virginie (Chapitre IV), soit l'analyse d'images par pixel dirigée, l'analyse d'images par pixel non-dirigée et l'analyse d'images par objet multicritères (figure 8). Pour chacune de celle-ci, quatre agencements de bandes ont été utilisés, soit 1) les trois bandes du visible (rouge, vert, bleu; RVB); 2) une bande de l'infrarouge thermique (IRT); 3) les quatre bandes du visible et de l'infrarouge thermique (RVB +

IRT) et 4) les trois premières composantes principales (CP) issues d'une analyse sur les bandes RVB + IRT.

Pour l'analyse d'images par pixel dirigée et non-dirigée, un masque sélectionnant grossièrement les zones les plus chaudes a été créé pour chaque mosaïque. D'après la valeur minimale observée pour les sites d'entraînement « cerf », les pixels avec un niveau de gris ≥ 160 dans la bande infrarouge thermique ont été sélectionnés. Considérant que les cerfs de Virginie sont des animaux homéothermes endothermes, ce masque a été utilisé afin de limiter l'analyse aux zones qui émettaient le plus de chaleur pour ainsi maximiser les probabilités de détection. Les classifications dirigées et non-dirigées ont été effectuées sur ces zones sauf dans le cas de l'agencement visible pour lesquelles la bande infrarouge thermique n'était pas incluse dans l'analyse afin de comparer l'efficacité de l'utilisation du visible uniquement. Suite à la pré-classification, les algorithmes du maximum de vraisemblance et *k-Means* ont été utilisés respectivement pour les approches dirigées et non-dirigées (tableau 9). Pour les deux approches, toutes les classes « non-cerfs » ont été agrégées ensemble.

Tableau 9. Algorithmes et paramètres utilisés pour les classifications par pixel

	Algorithme	Paramètres
Classification dirigée	Maximum de vraisemblance	6 classes d'entraînement (RVB) / 3 classes (IRT, RVB + IRT, CP) Cerf de Virginie, Neige éparse Sol nu Feuillu (RVB seulement) Conifère (RVB seulement) Autre (RVB seulement)
Classification non-dirigée	<i>k-means</i>	20 classes (RVB) / 6 classes (IRT, RVB + IRT, CP) 20 itérations 0.01 de valeur seuil minimale de changement

RVB: Visible seulement; IRT: Infrarouge thermique seulement; RVB+IRT: Visible et infrarouge thermique; CP: Composantes principales

Dans le cadre de l'analyse d'images par objet multicritères, le logiciel *eCognition Developer 8.7* (Trimble) a été utilisé. Cette approche a été réalisée en quatre étapes (figure 8). Pour la première étape, une segmentation multirésolution (Trimble, 2011) avec un paramètre d'échelle de 150 a été choisie ainsi qu'un réglage de couleur/forme et de régularité/compacité de 0.9/0.1 et 0.5/0.5 respectivement. Ces valeurs ont été sélectionnées selon le résultat visuel de la segmentation issu d'une série d'essais et d'erreurs. Les valeurs de l'algorithme de segmentation a été appliquées de

manière à créer des objets approximant la moitié de la taille d'un cerf de Virginie tout en respectant le plus fidèlement possible la délimitation du corps de l'animal. Le but de cette segmentation était de former des objets plus petits qu'un cerf de Virginie. Des objets trop grands avaient pour conséquence de contenir d'autres classes d'occupation du sol situé autour de ceux-ci et perdaient ainsi leur significativité spectrale. La deuxième étape consistait à effectuer une pré-classification dure (*hard pre-classification*) basée principalement sur des critères spectraux afin d'identifier les objets représentant potentiellement des cerfs de Virginie ainsi que les autres espèces pouvant être présentes dans l'image (tableau 9). Des tests exploratoires ont été effectués avec l'outil de visualisation d'eCognition (*Feature View tool*) afin d'identifier les critères et les valeurs seuils. Seuls les critères qui permettaient de discriminer visuellement les cerfs de Virginie lors des tests exploratoires ont été sélectionnés. Suite à ces tests, le choix des valeurs seuils a été effectué de manière peu restrictive (ex. : environ 20 % d'écart aux valeurs des cerfs observés) afin d'éliminer la plupart des objets et conserver tous les objets présentant une forte émission radiative thermique ainsi qu'une coloration similaire aux cerfs. Considérant que l'ombre fait varier les valeurs spectrales pour un même individu (figure 22), plusieurs critères de pré-classification ont été axés principalement sur l'infrarouge thermique. À la troisième étape, ces objets ont été fusionnés afin de créer des superobjets. Finalement, une classification dure a été effectuée en utilisant des critères spectraux, géométriques et contextuels afin d'identifier les cerfs de Virginie (tableau 10). Pour ce faire, une deuxième série de tests exploratoires a été effectuée pour sélectionner les critères et les valeurs seuils. Pour cette classification, les valeurs seuils retenues étaient plus restrictives (ex. : moins de 5 % d'écart aux valeurs observées) afin de mieux correspondre aux caractéristiques des cerfs de Virginie dans l'environnement inventorié. Peu de critères géométriques ont été utilisés considérant que le corps de l'animal peut bouger et apparaître selon différentes variantes. De plus, en restreignant les critères géométriques, cela permet de détecter les individus qui sont partiellement camouflés. Pour cette approche, l'agencement utilisant les trois premières composantes principales n'a pas été testé.



Figure 22. Variabilité spectrale visible pouvant être observée sur un même individu

Tableau 10. Critères utilisés pour la pré-classification et la classification par objet (multicritères)

Critères*	Type	Étape		Bandes spectrales requises par l'algorithme**	Critère appliqué à :		
		Pré-classification	Classification		Classification RVB	Classification IRT	Classification RVB + IRT
<i>Area</i>	Géométrie		X	–			X
<i>Asymetry</i>	Géométrie	X		–			X
<i>Border</i>	Spectrale/Contextuel	X	X	IRT		X	X
<i>Contrast IRT</i>							
<i>Border index</i>	Géométrie		X	–			X
<i>Brightness</i>	Spectrale	X		R, V, B, IRT			X
<i>Circular Std</i>	Spectrale/Contextuel	X		IRT		X	X
<i>Dev/Mean IRT</i>							
<i>Contrast to neighbour pixels IRT</i>	Spectrale/Contextuel	X	X	IRT		X	
<i>Edge contrast IRT</i>	Spectrale/Contextuel		X	IRT			X
<i>Elliptic Fit</i>	Géométrie		X	–		X	
<i>Hue</i>	Spectrale	X		R, V, B	X		
<i>Intensity</i>	Spectrale	X	X	R, V, B	X		X
<i>Mean Bleu</i>	Spectrale	X		B	X		
<i>Mean Diff. to brighter neighbour IRT</i>				IRT		X	
<i>Mean Diff. to darker neighbour IRT</i>	Spectrale/Contextuel	X	X	IRT		X	
<i>Mean Diff. To Neighbors IRT</i>	Spectrale/Contextuel	X	X	IRT		X	X
<i>Mean IRT</i>	Spectrale	X	X	IRT		X	X
<i>Mean of outer border IRT</i>	Spectrale	X		IRT		X	X
<i>Mean Rouge</i>	Spectrale	X		R	X		
<i>Mean Vert</i>	Spectrale	X		V	X		X
<i>Saturation</i>	Spectrale	X		R, V, B	X		
<i>Skewness IRT</i>	Spectrale		X	IRT		X	
<i>Standard deviation Bleu</i>	Spectrale	X		B	X		X
<i>Standard deviation IRT</i>	Spectrale		X	IRT			X
<i>Standard deviation Vert</i>	Spectrale		X	V	X		X

* Algorithmes provenant d'eCognition

** R : Rouge; V : Vert; B : Bleu; IRT: Infrarouge thermique

3.3.3. *Classification multiespèce*

La classification multiespèce (Chapitre V) est basée sur les principes de l'analyse d'image par objet utilisé pour la détection et le dénombrement des cerfs de Virginie (Chapitre IV). La classification multiespèce utilise les mêmes étapes de pré-traitements, de segmentation, de pré-classification ainsi que de fusion d'objet. Par la suite, une classification séquentielle a été effectuée à partir de ces éléments identifiés de manière à détecter chaque espèce cible en adaptant à chaque fois les valeurs seuils propres à chaque espèce. Ainsi, la classification séquentielle consiste à appliquer par blocs successifs une série de critères spectraux, géométriques et contextuels pour détecter une nouvelle espèce à chaque itération. Les éléments issus de la classification qui n'ont pas été assignés à une espèce représentent des faux positifs ou des espèces non ciblées et ils ont été déclassés.

3.3.4. *Dénombrement*

Pour dénombrer la faune pour les classifications par pixel dirigée et non dirigée, un filtre passe-bas de type mode (valeur dominante) a été appliqué *a priori* afin d'éliminer les pixels isolés (apparence sel et poivre). Le filtre utilise une fenêtre opératrice mobile 7 x 7 pixels qui affecte un pixel de l'image à la fois. Cette fenêtre change la valeur centrale pour la valeur la plus fréquente dans le filtre. Par la suite, une segmentation de l'image a été appliquée visant à dénombrer des objets concrets (ex. : faune, arbre, neige, sol nu, roche, cible de géoréférencement).

Pour toutes les approches de classification, le dénombrement des individus a été effectué en se basant sur le rapport entre la taille de chaque superficie/objet détectée en fonction de la taille approximative du plus grand individu de l'espèce identifiée. Certains individus peuvent avoir été très proches sur une image et être regroupés dans un même polygone. Pour considérer cette situation, les gros polygones qui avaient l'équivalent du double, du triple ou du quadruple de la superficie d'une espèce ont été comptés comme 2, 3 ou 4 individus respectivement en utilisant un algorithme basé sur la superficie des objets.

3.4. Méthode de validation

Pour chaque classification et chaque espèce, une matrice d'erreur a été calculée ayant comme unité cartographique minimale le polygone (Congalton and Green, 2009). Les polygones de validation utilisés pour la classe « espèce ciblée » provenaient des données d'observations au sol effectuées lors des vols tandis que les polygones de la classe « non-faune » étaient issus des éléments environnementaux (ex. : sol nu, feuillu, conifère, neige, cible, mangeoire, etc.) répertoriés par interprétation visuelle. La validation de la classification a été effectuée en comparant la classe dominante présente dans chaque polygone (> 50 %) et sa classe identifiée sur le terrain.

Chapitre IV – Détection et dénombrement des cerfs de Virginie

L'article scientifique présentant les résultats pour la détection et le dénombrement du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) a été soumis le 16 mars 2015 et accepté le 16 octobre 2015 dans la revue « *Wildlife Society Bulletin* ». La version présentée ci-dessous est le texte intégral soumis à la revue. Cette version ne tient pas compte des modifications mineures qui ont été effectuées lors du processus de révision de la revue.

Visible and thermal infrared remote sensing for the detection and count of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) using an unmanned aerial system: a pilot study

L.-P. Chrétien^a, J. Théau^a, P. Ménard^b

^a Dept. of Applied Geomatics, Centre d'applications et de recherches en télédétection (CARTEL), Université de Sherbrooke, Boul. de l'Université, Sherbrooke, J1K 2R1 CA

^b Centre de géomatique du Québec, Jacques-Cartier E. Street, Saguenay, G7H 1Z6 CA

4.1. Abstract

Wildlife management is based on various measurements representative of the health of populations and their habitats. Some agencies are focusing on animal censuses to manage species such as white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*). Current census methods are faced with the challenge of reduced operating costs as well as estimating and correcting detection biases. This pilot study assesses the potential of a new approach to detect and to count deer based on visible and thermal infrared image processing at very high spatial resolutions using an unmanned aerial system (UAS). Supervised and unsupervised pixel-based image classification approaches as well as object-based image analysis (OBIA) were assessed for different spatial resolutions and with different combinations of spectral bands. None of the pixel-based approaches were effective for detecting deer. The OBIA approach detected deer with a rate of up to 100% under the best conditions by using

a combination of visible and thermal infrared imagery at a spatial resolution of 0.8 cm/pixel. Overall, this approach had an average detection rate of 0.5, which is comparable to conventional aerial surveys. Visual obstruction by coniferous canopy and the spectral confusion associated with certain elements (e.g., bare soil, rocks) are problems that remain unresolved. Using UASs with image processing for deer censuses and other species of large mammals is promising, but it is currently limited by the flight range of UAVs and the associated regulations. Several research directions are presented as well as the potential for wildlife management.

Key words: object-based image analysis, *Odocoileus virginianus*, thermal infrared and visible imagery, unmanned aerial vehicle (UAV), wildlife census, wildlife remote sensing.

4.2. Introduction

Wildlife management of large animals is often based on population parameters (e.g., male/female ratio, population size, winter mortality rates) (Skalski et al. 2005, Pierce et al. 2012, Williams et al. 2012) or on a combination of population and habitat quality indicators (e.g., abundance, body mass of fawn, browsing indices) considered to be more representative of the population–habitat interaction (Morellet et al. 2007). However, some wildlife agencies are focusing on the acquisition of density data to manage populations (Short and Bayliss 1985, DeYoung et al. 1989, Bodie et al. 1995, Naugle et al. 1996, Rabe et al. 2002, Walter and Hone 2003, Potvin et al. 2004, Rönnegård et al. 2008, Franke et al. 2012). Aerial surveys have been shown to be useful in estimating population density over a large area (Caughley 1977). These surveys are commonly used to count several species of large mammals such as moose (*Alces alces*) (Crête et al. 1986), caribou (*Rangifer tarandus*) (Bergerud 1963, Siniff and Skoog 1964, Courtois et al. 2003, Poole et al. 2013), elk (*Cervus spp.*) (Lovaas et al. 1966, Samuel et al. 1987, Otten et al. 1993, Noyes et al. 2000), and deer (*Odocoileus spp.*) (White et al. 1989, Potvin et al. 2004). However, aerial surveys are biased by a sighting probability often less than 75% (Caughley 1974, Bartmann et al. 1986, Beasom et al. 1986). For wildlife counts, this sighting bias usually tends to under-represent the actual number in a given space causing systematic errors that decrease the accuracy of density estimates (Caughley 1974).

According to Caughley (1974), sighting problems cannot be completely eliminated by optimization of the flight conditions or count method. Instead, the extent of biases should be measured and the estimates corrected accordingly. Despite significant improvements in the accuracy and robustness of density estimates, aerial survey approaches remain very challenging for observers who have to maintain steady concentration during flights to detect all individuals, particularly cryptic and stationary individuals (Samuel et al. 1987, Potvin et al. 1992).

Most of the current aerial survey methods are primarily based on human visual detection (Caughley 1974, Samuel et al. 1987, Poole et al. 2013). Few studies have focused on the efficacy of remote sensing for wildlife censuses, particularly by using multispectral imagery. This approach has the advantage of permanent, detailed, and spatial digital records, which can be analyzed repeatedly by different observers during or after the census (Terletzky et al. 2012). Furthermore, multispectral imagery uses a wider range of the electromagnetic spectrum than human vision (e.g., thermal infrared), thus adding new spectral information for discriminating animals from their environment. Several studies have demonstrated the usefulness of multispectral imagery for census of birds (Leonard and Fish 1974, Pérez-García 2012) and large mammals (Chabot 2009, Israel 2011, Franke et al. 2012). Most of these studies are based on the photo-interpretation of static images and the analysis is time intensive. The limited amount of information (e.g., no animal movement, limited view angle) and the complexity of data analysis (e.g., multiple spectral bands) can increase the level of difficulty for the photo-interpreter (Lillesand et al. 2007).

Digital image processing, still little used in this area, offers many opportunities to optimize wildlife censuses. For example, Laliberte and Ripple (2003) highlighted that, by using a thresholding method combined with a counting algorithm, visible imagery had the capacity to isolate different animal species such as the snow goose (*Chen caerulescens*), Canada goose (*Branta canadensis*), and caribou. This approach yielded an average error ranging from 2.8 to 10.2% in comparison with manual image analysis by an observer. Image processing thus has the potential to standardize and automate wildlife detection by ensuring the reliability and rigor of the analysis. However, this type of processing requires very high spatial resolution images, which are often not affordable or do not provide sufficient spectral or temporal resolution (Anderson and Gaston 2013).

The recent development of unmanned aerial system (UAS) for civil applications offers new opportunities for wildlife managers in the field of aerial surveys (Shahbazi et al. 2014, Whitehead et

al. 2014). UASs include an aerial platform called unmanned aerial vehicle (UAV), a control system (i.e., ground control station), a payload (e.g., imaging system), and crew members necessary to operate these elements (Gupta et al. 2013). UASs can provide imagery at higher spatial and temporal resolutions compared to all other data acquisition platforms (Whitehead et al. 2014), which is useful for distinguishing some physical characteristics of wildlife (Jones IV et al. 2006, Berger 2012, Whitehead et al. 2014). As part of a survey, UAVs coupled with multispectral sensors can acquire data for selected species and their habitat due to their ability to fly more frequently while minimizing the impact of noise on wildlife (Jones IV et al. 2006, Chabot 2009). Studies by Abd-Elrahman et al. (2005), Jones IV et al. (2006), Chabot (2009), Watts et al. (2010), Israel (2011), Chabot and Bird (2012), Sardà-Palomera et al. (2012), Hodgson et al. (2013), Vermeulen et al. (2013), and Mulero-Pázmány et al. (2014) are examples of wildlife detection projects using UAVs. These studies use visible or infrared thermal imagery to conduct surveys in real time by the radio transmission of images to the ground station or after image acquisition by an experienced photo-interpreter analyzing the images. The results of these studies show that animals with highly contrasting colors are easily counted, but there are limitations for more cryptic species. Most of these studies, however, have not explored the potential of the simultaneous integration of visible and thermal infrared data nor of image processing.

Thus very few studies have assessed the combined potential of UASs, multispectral imagery (visible and thermal infrared), and image processing for wildlife censuses. This study assesses the potential of these technologies for the census of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*). The main objective is to evaluate the performance of an aircraft–sensor system developed for detecting and counting white-tailed deer in a controlled environment. The specific objectives were (1) to compare the effectiveness of 3 image processing approaches for the detection of white-tailed deer (supervised and unsupervised pixel-based approaches, object-based image analysis); (2) to determine the best combination of spectral bands for the detection of white-tailed deer (red, green, blue, thermal infrared); and (3) to assess the influence of the spatial resolution of the imagery on the capacity to detect deer.

4.3. Study area

The study is conducted at the Falardeau Wildlife Observation and Agricultural Interpretive Centre (*Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau*) in Saint-David-de-Falardeau (Québec, Canada) (figure 23). This zoo cares for injured and orphaned animals. Each species is kept in a separate, closed enclosure. For this study, a 2215 m² enclosure in a semi-natural setting and containing 9 white-tailed deer (equivalent to a density of 40 deer/ha) is used. Tree vegetation within the enclosure consists of birch (*Betula spp.*), balsam fir (*Abies balsamea*), eastern hemlock (*Tsuga canadensis*), tamarack larch (*Larix laricina*), and spruce (*Picea sp.*).

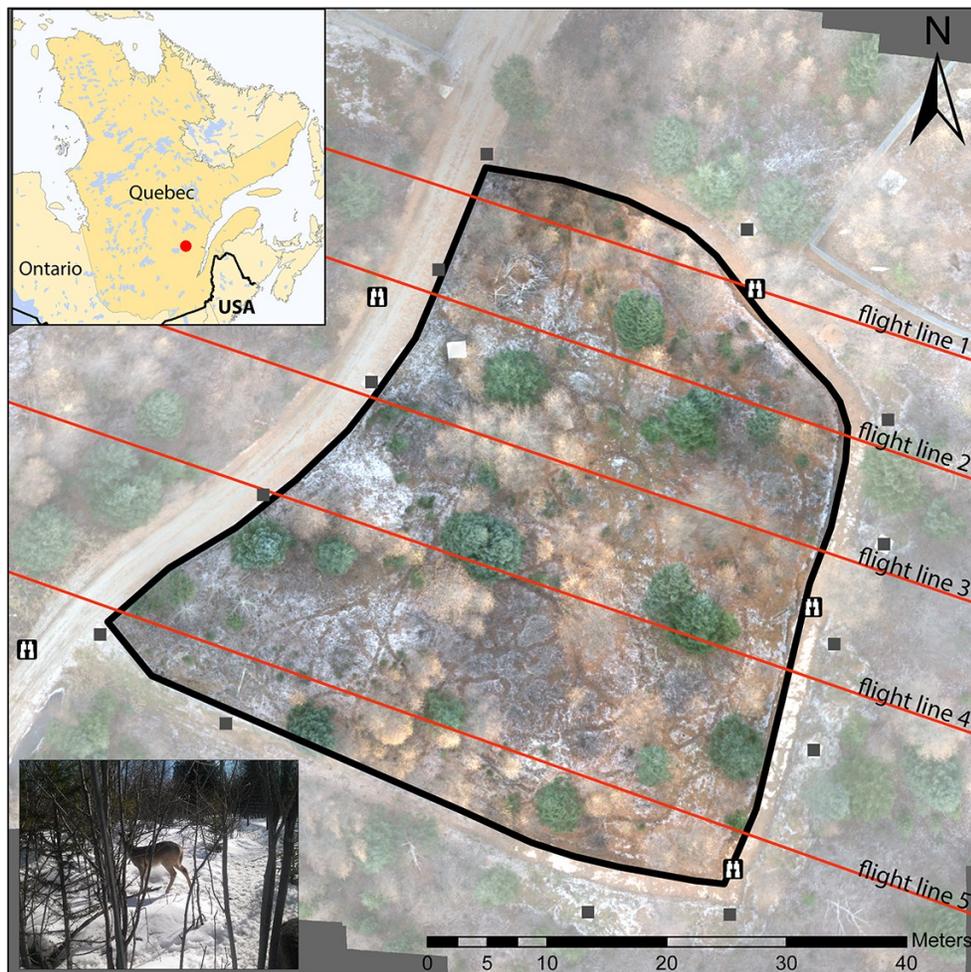


Figure 23. Study area: White-tailed deer enclosure at the Falardeau Wildlife Observation and Agricultural Interpretive Centre (Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture) in Saint-David-de-Falardeau (Québec, Canada). Flight lines (—), ground targets (■) and observers (⊞) are indicated.

4.4. Material and methods

4.4.1. *Unmanned aerial vehicle system*

The UAS we used consisted of the Responder UAV (ING Robotic Aviation, Sherbrooke, Canada) and a ground station subsystem (figure 24). The Responder is a VTOL (Vertical Take-Off and Landing) radio-controlled UAV with an electric motor. This helicopter was selected for its capacity to take off and land vertically and to hover or fly at slow speed, as well as its reduced noise compared to gas-powered vehicles. Its endurance is 20 to 24 min in the configuration used in the study.

The onboard subsystem consists of several modules (GPS, IMU, 2-way radio-controlled data transmission and main controller) and offers a payload capacity (visible and thermal infrared image sensors) up to a maximum of 3 kg. Thermal infrared imagery was acquired using a Tau640 sensor (FLIR Systems, Wilsonville, USA), an uncooled VOx microbolometer operating in the spectral range from 7.5 to 13.5 μm . This camera records an analog video stream that measures the relative emission of the radiation temperature. These data were then converted to grayscale onboard the UAV. A D7000 sensor with a AF-S DX Nikkor 18–105 mm f/3.5-5.6G ED VR lens (Nikon Inc., Tokyo, Japan) was used to acquire images in the visible spectrum (0.40 to 0.75 μm). Digital images were recorded directly on the camera's SD memory card. The camera was programmed to maximize the number of images available for the final selection process. Visible and thermal infrared images were acquired simultaneously.

The ground station subsystem is a versatile platform that provides flight planning, autopilot programming, recording inertial and GPS data, 2-way radio-controlled communication with the UAV, and real-time monitoring. It also allows the UAV to be controlled manually.



Figure 24. Equipment used: A. Unmanned aerial vehicle and ground control station (ING Robotic Aviation, Sherbrooke, Canada); B. D7000 visible sensor (Nikon Inc., Tokyo, Japan); C. Tau640 thermal infrared sensor (FLIR Systems, Wilsonville, USA). Photo credits: CGQ and E. Gavelle

4.4.2. Data acquisition

We conducted the flights between 0700 and 1300 hr on 6 November 2012 under a Special Flight Operating Certificate (SFOC) issued by Transport Canada (Reference Number: 5105-01 RDIMS 7899416). This date was chosen because the bare trees provided better visibility of deer in the forest. During these flights, the UAV had a maximum speed of 22 km/hr at an altitude relative to the ground of about 60 m. Thus the images obtained have a ground sampling distance (GSD) of 0.8 cm/pixel in the visible and 5.4 cm/pixel in the thermal infrared. A total of 4 to 5 lines per flight were carried out.

The day before the flight day, we installed 25 ground targets in an open area close to the paths (figure 23) and we located them using a GeoXHTM GPS (Trimble, Sunnyvale, USA) with an accuracy of 10 to 30 cm. These targets were used to georeference the imagery. The different colors and materials used for these square targets (40x40 cm and 122x122 cm) were selected by considering the different characteristics (spatial and spectral resolutions) of the sensors, so as to be easily identifiable in the images. Among these targets, 5 of them served as control points to validate that the images were correctly georeferenced.

Ground observations were collected to validate the deer detected by image processing. These data were collected by 3 observers and 2 video cameras distributed around the enclosure (figure 23). The exact position of each individual was recorded during each flight line. This information was used to map the position of deer for comparison with the elements detected by image processing so as to evaluate the performance of the classification. These data were also used to evaluate the position of each individual relative to their aerial visibility (i.e., individuals hidden by canopy or obstacles) using a recent high resolution image.

4.4.3. Data preprocessing

We analyzed 2 flights (denoted A and B) with a total of 9 lines (4 for flight A and 5 for flight B). More than 3,500 images in the visible spectrum were acquired and sorted so as to only keep sharp images with low geometric distortion. We processed each line independently since, according to our observations, the deer were moving between each flight line of the UAV over the enclosure, which could lead to an under or overestimation of the count when these lines were mosaicked together.

We corrected geometric distortion in the visible imagery using a polynomial equation matching the position of the pixels in an image and the corresponding ground coordinates of these points. We radiometrically normalized and mosaicked these images using georeferenced ground targets and a reference mosaic of the study area acquired in the summer of 2012 at a spatial resolution of 8 cm/pixel. Then, we carried out the extraction of thermal infrared images from the video data such as to align the center point of the image with its corresponding visible image. We corrected, normalized and mosaicked these images using the same process as the visible images, but using as a reference the corresponding visible spectrum mosaic previously created to reduce the offset errors. We validated the georeferencing by calculating the root of the mean square error (RMSE; threshold <1 pixel) of the residuals between the coordinates of the corrected mosaic and the corresponding reference points.

For one of the band combinations tested in this study, we performed a principal component analysis (PCA). This statistical technique transforms a data set of intercorrelated variables into a set of uncorrelated variables called principal components by using an orthogonal transformation. Each

principal component is a linear combination of the original variables. This type of analysis can be used for various applications such as coding, data compression, image enhancement, change detection, multi-temporal dimensionality, and image fusion (Pohl and Van Genderen 1998). Since it was necessary to adjust the data to fit within the limitations of an 8-bit image, PCA was centered (128) and scaled (0 to 255). Only the first 3 principal components were retained.

To assess the influence of spatial resolution on the capacity to detect deer, we applied a bilinear resampling method to aggregate the original image pixels. This method consists in determining the new value of a pixel (i.e., in the new spatial resolution grid) based on a weighted distance average of the four original nearest pixel values. We tested the following coarser resolutions: 2.5, 5, 10, and 15 cm.

4.4.4. Data processing

We tested 3 approaches: supervised pixel-based image classification (SPB), unsupervised pixel-based image classification (UPB), and object-based image analysis (OBIA). For each approach, we used 4 combinations of bands 1) three visible bands (red, green, blue; RGB); 2) one thermal infrared band (TIR); 3) four bands in the visible and thermal infrared (RGB + TIR); and 4) the first three principal components (PC) derived from an analysis of the RGB + TIR bands.

For SPB and UPB approach, we created a mask roughly selecting the hottest zones for each mosaic. According to the minimum value observed for the “deer” training areas, we selected pixels with a gray level ≥ 160 in the thermal infrared band. Considering that deer are homeothermic endotherms, we used this mask to limit the analysis to areas that emit the most heat, so as to maximize the detection probability. We carried out the SPB and UPB classifications on these areas, except in the case of the visible combination for which we did not include the thermal infrared band in the analysis in order to compare the effectiveness of the use of visible wavelengths only. Following the pre-classification, we used maximum likelihood and k-means algorithms respectively for the supervised and unsupervised approaches (see Supporting information). For both approaches, we combined all non-deer classes together.

For the OBIA approach, we used the *eCognition Developer 8.7* software (Trimble, Munich, Germany). We carried out this approach in 4 steps. First, we applied a multi-resolution segmentation algorithm (Trimble 2011) to create objects approximately half the size of a white-tailed deer (see Supporting information). The purpose of this segmentation was to create objects smaller than a white-tailed deer. Objects that were too large contained other land cover classes located around them and thus lost their spectral significance. The second step was to perform a hard classification primarily based on spectral criteria to identify objects potentially representing deer (see Supporting information). Third, we merged these objects to create superobjects. Finally, we carried out a second hard classification using spectral, geometric and contextual criteria to identify deer. For this approach, we did not test the combination using the first 3 principal components.

4.4.5. Count

Before the deer count, we applied a low-pass mode filter to the SPB and UPB classifications to remove isolated pixels (salt-and-pepper effect). This filter consists in a moving window (7 x 7 pixels) operator which affects one pixel of the image at a time, changing its value for the most frequent value in the filter window. This was followed by image segmentation to count concrete objects (e.g., deer, trees, snow, bare soil, rocks, ground targets). Subsequently, for all classification approaches, an algorithm counted all deer objects based on the ratio between the size of each area detected and the size of the largest white-tailed deer. In this study, the largest deer measured in the enclosure covered an area of about 0.6 m².

4.4.6. Validation of the classification

For each classification, we calculated a binary error matrix with a polygon as the minimum mapping unit (Congalton and Green, 2009). Validation polygons used for the “deer” class came from ground observation data collected during flights. The polygons for the “non-deer” class were environmental elements (e.g., forest floor, deciduous, coniferous, snow, ground targets, feeding troughs) identified

by visual interpretation. We carried out the validation of the classification by comparing the dominant class in each polygon ($> 50\%$) and the class identified in the field.

For each classification, we calculated 4 variables: 1) the number of deer detected, which is defined by the number of objects or groups of pixels in the “deer” class obtained following the classification; 2) the number of real deer detected, which is defined by the number of individuals correctly classified among those detected in (1); 3) the number of detectable deer is defined as the total number of individuals that can be detected in the flight line excluding those that were hidden by the canopy or other visual obstructions; and 4) the total number of deer present. For the most effective approach, the detection rate (ratio of the number of deer detected to the total number of deer present) was calculated. We used an absolute values approach because of the low numbers of deer.

4.5. Results

We acquired over 3,500 images in the visible spectrum and 2 thermal infrared videos during the flights. We generated a total of 9 mosaics corresponding to the 9 flight lines. For each mosaic, the imagery acquired covered between 29 and 73% (average = $54 \pm 15\%$) of the enclosure’s area. Among the 9 white-tailed deer in the enclosure, the total number of white-tailed deer in each flight line was between 3 and 6 individuals (tableau 11).

4.5.1. Supervised pixel-based image classifications

For all the analyzed flight lines, the SPB approach was inefficient for a reliable deer count (figure 25; tableau 11). The classification of the RGB combination had a substantial number of false positives (number of deer detected less number of detected real deer): more than 100 per flight line. These misclassified items were distributed throughout the study area, but were limited mainly to areas of the forest floor with a hue similar to the deer coat color (figure 25). The results of the classification of the TIR combination have fewer false positives: 237 for all flight lines. This

number is, however, high compared to the number of deer in the enclosure. The distribution of these errors was not uniform and was concentrated in the hot regions of the study area (figure 25). Classifications based on visible and thermal infrared combinations (RGB+TIR) and principal components (PC) had relatively similar results. However, we observed a lower number of false positives with respectively 153 and 171 for all flight lines. The distribution of these classification errors is similar to that for the RGB combination, but excludes the relatively colder areas (figure 25). The classifications using the SPB approach detected between 9 and 10 real deer of the 15 detectable deer and the total of 31 deer present in all flight lines.

4.5.2. Unsupervised pixel-based image classifications

All of the UPB classifications detected the 15 detectable deer among the 31 present in all flight lines. However, this approach did not allow a reliable detection of individuals (tableau 11). The results are comparable to those of the SPB approach. The classifications involving RGB combination lack specificity and detect many false positives: more than 85 per flight line distributed throughout the study area (figure 26). The classifications based on the thermal infrared (TIR) combinations, visible and thermal infrared (RGB+TIR), and principal components (PC) produced fewer false positives, with respectively 221, 326 and 293 for all flight lines. These values are nevertheless high compared to the number of detectable deer. The distribution of these errors is related to the same distribution patterns observed with the SPB approach (figure 26).

4.5.3. Object-based image analysis

Overall, we obtained better detection results for deer with the OBIA approach compared with the 2 previous approaches (figure 27; tableau 11). Classifications of visible imagery (RGB) have a very high number of false positives, more than 900 per flight line, and showed a very low success rate for discriminating deer from their environment. These misclassified elements were distributed throughout the study area and included different land use classes (e.g., snow, soil, vegetation; figure 27). Classifications for the thermal infrared band only (TIR) have, in turn, few false positives:

0 to 2 per flight line (figure 27). The distribution of these classification errors is limited to a small number of rocks and particularly hot areas of the ground. This spectral band ensured a high detection rate of white-tailed deer; 14 of the 15 detectable deer were identified successfully. The addition of visible bands to the thermal infrared band (RGB+TIR) better discriminated the misclassified elements among the deer detected. Thus, this combination helped to discern all detectable deer, there being 15 individuals for all flight lines, with no false positives or false negatives (figure 27). However, this approach did not detect all of the deer present at the study site (e.g., individuals hidden under the coniferous canopy). The best approach (RGB+TIR combination) detected 16 individuals of the 31 deer present, which is a detection rate of 0.52 for all flights. This rate varies from 0.2 to 1.0 ($\bar{X} = 0.5 \pm 0.4$) among the different flight lines analyzed.

4.5.4. Influence of spatial resolution

The spatial resolution of the images affects the classification results differently depending on the band combination and the classification approach. For the SPB approach, we obtained better detection results for a spatial resolution of 15 cm (figure 28). However, detection at this spatial resolution has a high number of false positives for each band combination; for all flight lines, there were 1,902 for RGB, 162 for TIR, 70 for RGB+TIR, and 145 for PC. For the TIR, RGB+TIR, and PC combinations, for the UPB approach, the results show no marked difference in the number of false positives among the different spatial resolutions; yet the RGB combination performed better at a spatial resolution of 15 cm. For the OBIA approach, the results indicate a better performance at a spatial resolution of 0.8 cm, with the exception of RGB combination, which performed better at a resolution of 5 cm. The number of false positives for all flight lines was 9,608 for RGB (5), 3 for TIR (0.8), and 0 for RGB+TIR (0.8). By degrading the spatial resolution, the number of false positives tends to increase.

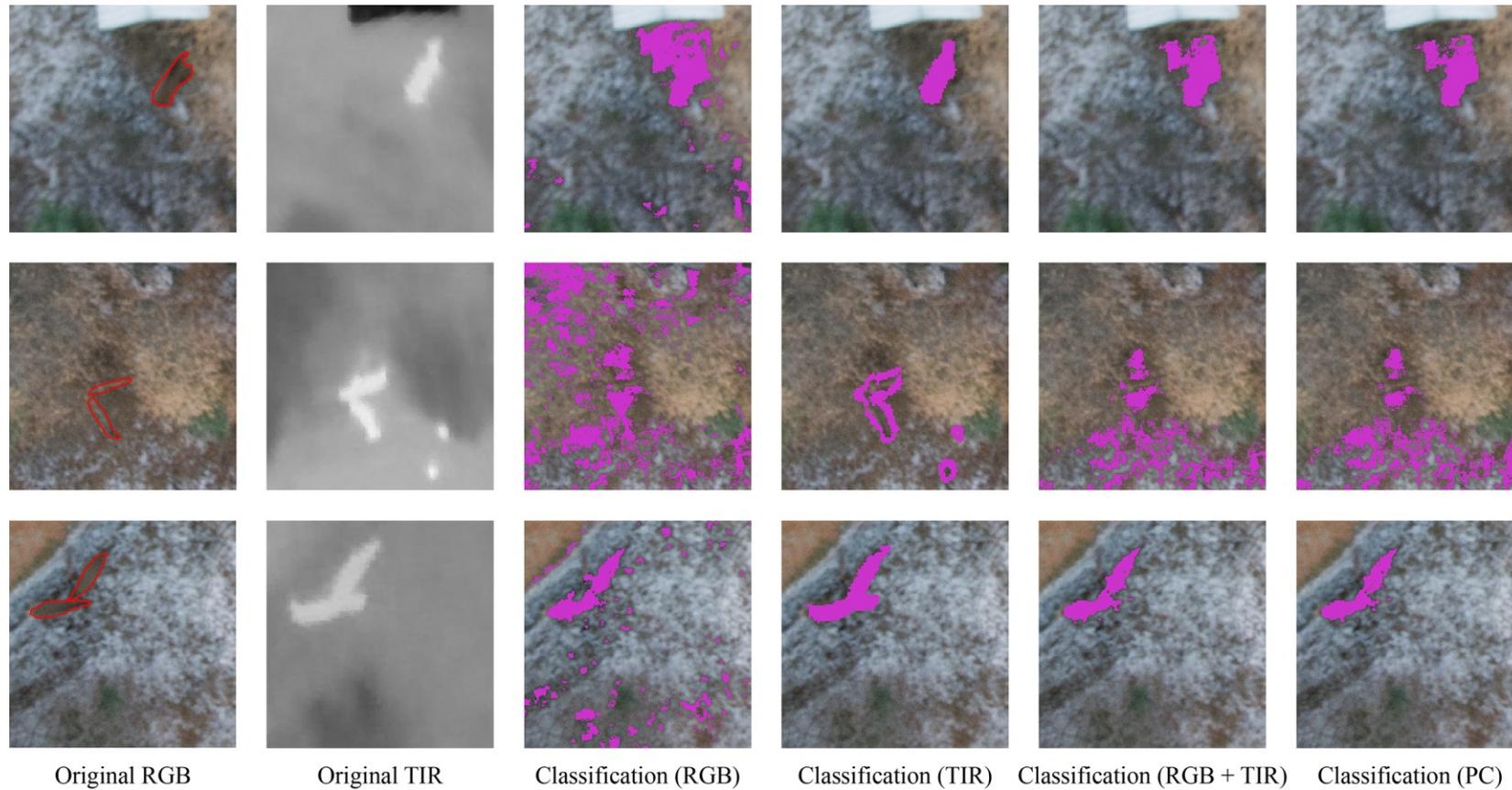


Figure 25. Examples of the classification results for the supervised pixel-based approach for the detection of white-tailed deer with various band combinations (Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada, November 6th 2012). Magenta elements represent pixels in the “deer” class and the red boundary represents the body outline of each deer. RGB: Visible; TIR: Thermal infrared; PC: Principal components.

Tableau 11. Results of the classifications for each flight line at a spatial resolution of 0.8 cm/pixel for the different classification approaches and different band combinations (Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada, November 6th 2012).

Classification approach	Flight line	Visible (RGB)		Thermal infrared (TIR)		RGB + TIR combination		Principal components		Nb of detectable deer	Total nb of deer present
		Nb of deer detected	Nb of real deer detected	Nb of deer detected	Nb of real deer detected	Nb of deer detected	Nb of real deer detected	Nb of deer detected	Nb of real deer detected		
Pixel-based (supervised)	A-1	312	1	40	1	45	1	21	1	1	6
	A-2	630	1	42	1	46	1	49	1	1	6
	A-3	1207	0	27	1	20	1	19	1	1	4
	A-4	1534	2	71	2	23	1	22	1	2	3
	B-1	105	1	8	1	1	1	1	1	1	3
	B-2	115	3	45	2	7	2	9	2	5	5
	B-3	112	2	14	2	38	2	41	2	4	4
Pixel-based (unsupervised)	A-1	89	1	35	1	25	1	49	1	1	6
	A-2	636	1	13	1	40	1	47	1	1	6
	A-3	258	1	3	1	51	1	20	1	1	4
	A-4	676	2	40	2	71	2	44	2	2	3
	B-1	426	1	12	1	48	1	37	1	1	3
	B-2	215	5	52	5	55	5	47	5	5	5
	B-3	154	4	66	4	36	4	49	4	4	4
Object-based (multicriteria)	A-1	1707	1	0	0	1	1	NA	NA	1	6
	A-2	1338	1	1	1	1	1	NA	NA	1	6
	A-3	1946	1	1	1	1	1	NA	NA	1	4
	A-4	1653	2	4	2	2	2	NA	NA	2	3
	B-1	1279	1	1	1	1	1	NA	NA	1	3
	B-2	1048	5	6	5	5	5	NA	NA	5	5
	B-3	941	4	4	4	4	4	NA	NA	4	4

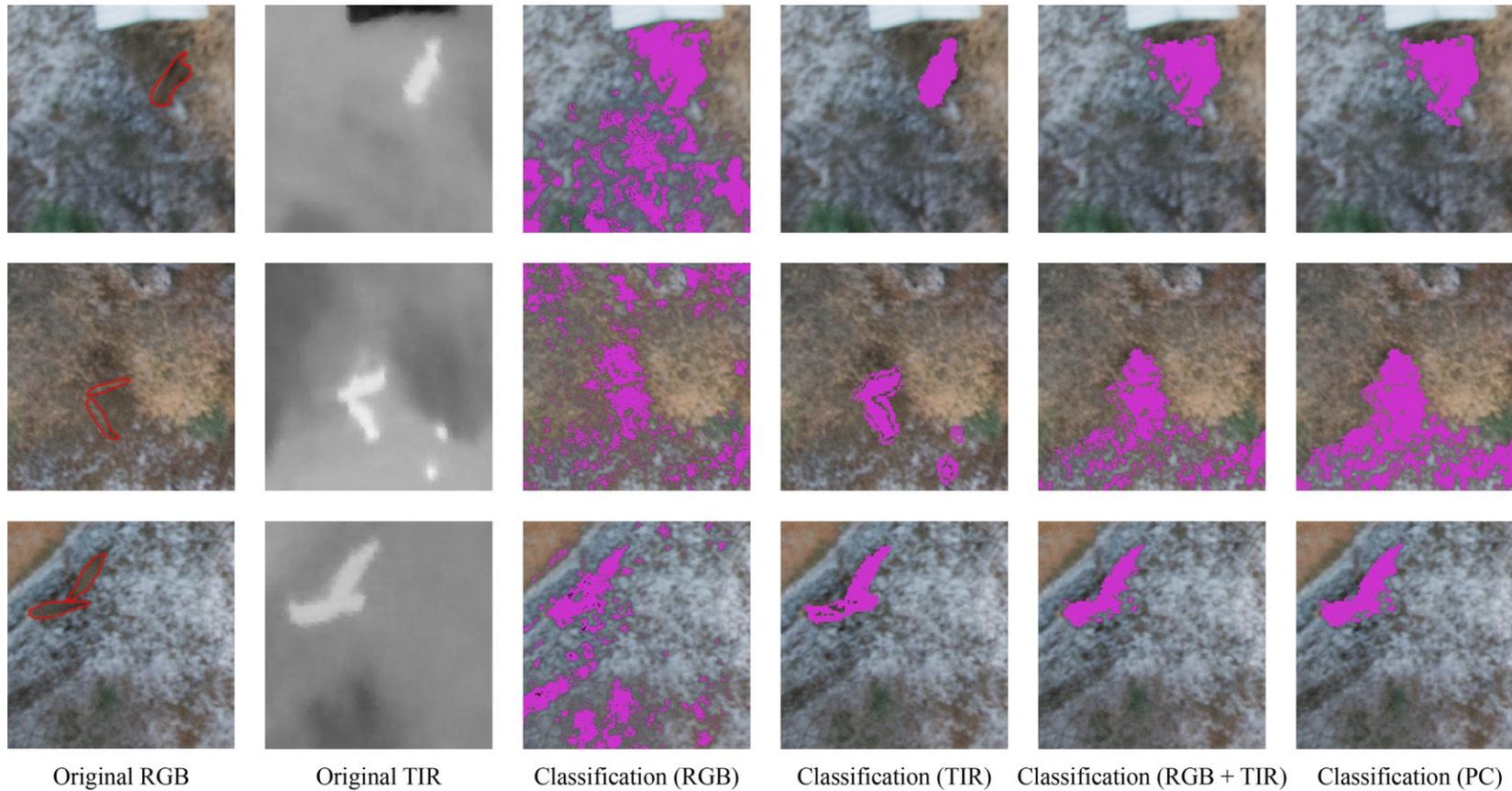


Figure 26. Examples of classification results for the unsupervised pixel-based approach for the detection of white-tailed deer with different band combinations (Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada, November 6th 2012). Magenta elements represent the pixels in the "deer" class and the red boundary represents the body outline of each deer. RGB: Visible; TIR: Thermal infrared; PC: Principal components.

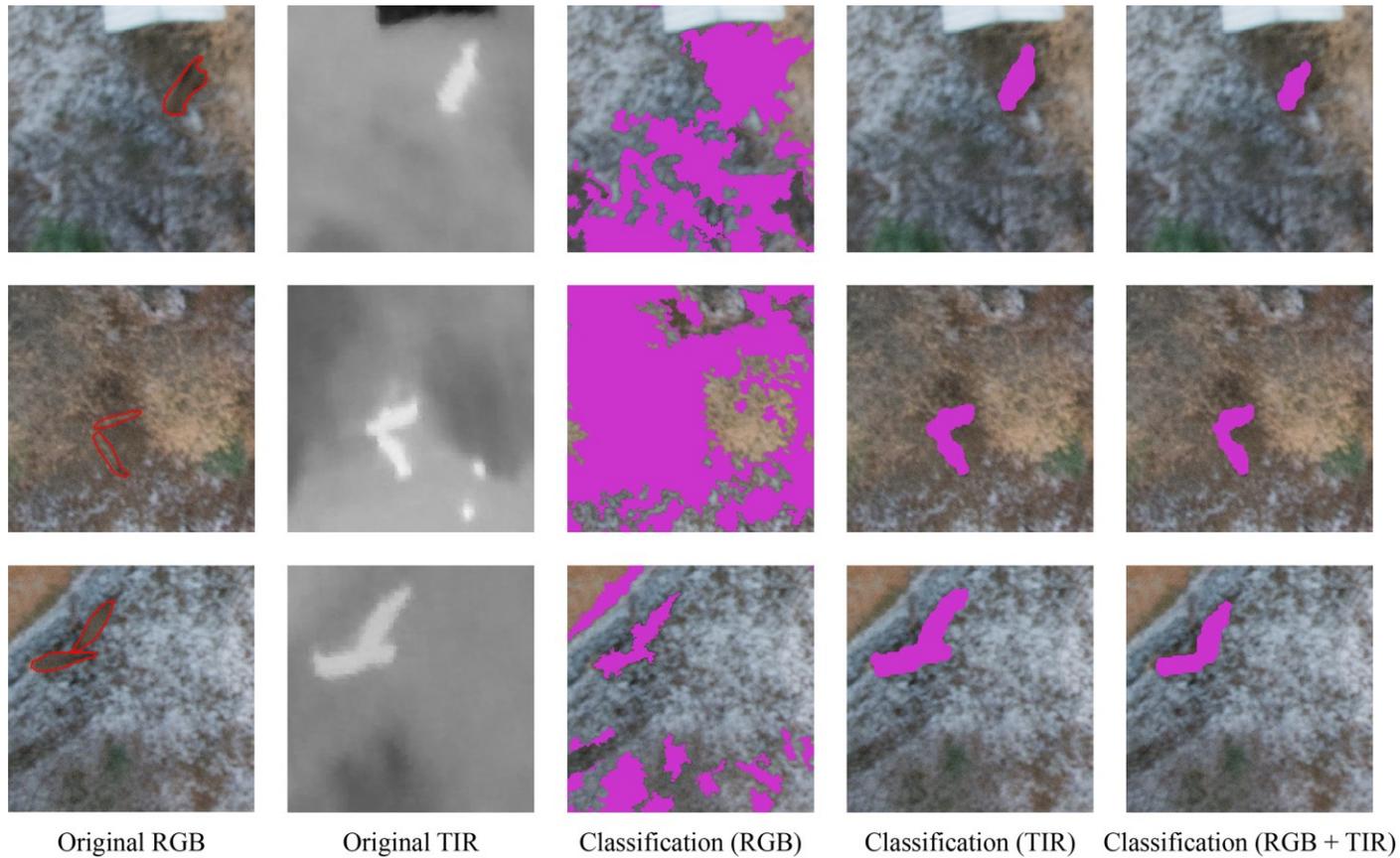


Figure 27. Examples of classification results for the object-based approach for the detection of white-tailed deer with different band combinations (Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada, November 6th 2012). Magenta elements represent the pixels in the "deer" class and the red boundary represents the body outline of each deer. RGB: Visible; TIR: Thermal infrared.

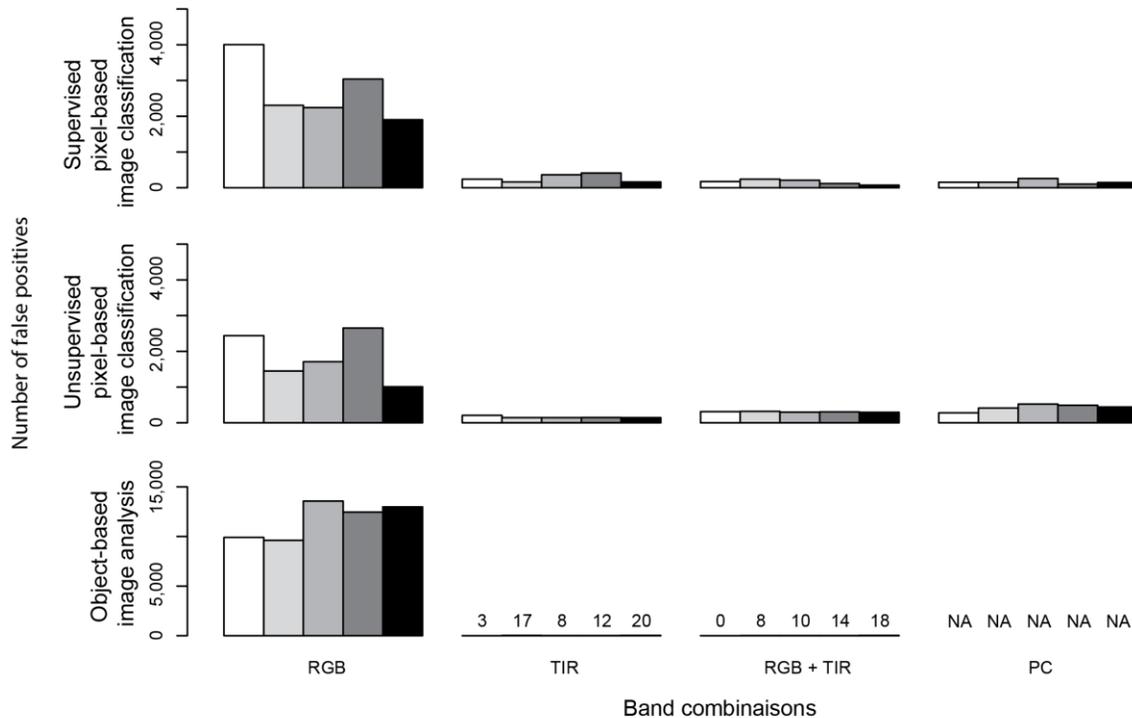


Figure 28. Sum of falsely detected deer (false positives) for all flight lines according to the spatial resolution for the different classification approaches and different combinations (Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada, November 6th 2012). Spatial resolution 0.8 (white), 2.5 (light gray), 5.0 (medium gray), 10.0 (dark gray), and 15.0 (black) cm/pixel. RGB: Visible, TIR: Thermal infrared, PC: Principal components.

4.6. Discussion

4.6.1. Analysis of the approaches

The pixel-based approaches (SPB and UPB) did not reliably detect and count white-tailed deer. Traditionally, classification algorithms are based on statistical methods that provide the probability of belonging to each class rather than being associated exclusively with a single class (Pradhan et al. 2010). The effectiveness of the classification thus depends on the presence (or absence) of other classes in the image. Moreover, Trivedi et al. (1982) demonstrate that the pixel-based approach gives a low probability of detecting deer when they have a low occurrence in the image. Considering that under natural conditions it is not possible to control the classes present in an image or the

occurrence of the species, traditional pixel-based approaches are poorly suited for the census of deer.

Unlike the 2 pixel-based approaches that are based solely on spectral characteristics at the pixel scale, the object-based (OBIA) approach incorporates both spectral and spatial information (e.g., geometrical, contextual, textural) for a group of pixels. The use of a large variety of classification criteria at different scales of analysis can digitally reproduce the way humans perceive elements in an image (Lillesand et al. 2007). This approach has proven to be more intuitive and specific to the physical characteristics of white-tailed deer (e.g., coat color, elliptical shape, thermal contrast with the environment). Such an approach is advantageous for establishing a standardized, reproducible, and automated methodology. In addition, this approach easily extracts information about white-tailed deer such as biometrics (e.g., body length) or relative and absolute location in its environment (e.g., distance of deer from roads) (Berger 2012). The disadvantage of the OBIA approach is the iterative and relatively tedious search for optimal values for the detection of deer. The object-based approach is time intensive. It can take several days to find the right threshold values and to apply the classification on all flight lines, but usually provides a more accurate result than the pixel-based approach (Yan et al. 2006, Cleve et al. 2008, Gao and Mas 2008). This approach was tested in a single environment, and the selected threshold values could therefore not be tested in other study sites. Future projects should also evaluate other classification algorithms such as fuzzy logic classification or partial classifier.

4.6.2. Analysis of band combinations

The detection of white-tailed deer with the naked eye or by different classification approaches using only visible imagery can be difficult. The cryptic nature of deer results in considerable confusion with the visible spectral values of the forest floor. In addition, the decrease in information inherent to the use of static images (loss of deer movements) reduces the usability of the visible data (Potvin et al. 1992, Wiggers and Beckerman 1993). Furthermore, the spectral resolution of the visible sensor can play a role in successfully detecting deer. Trivedi et al. (1982) used hyperspectral imagery (0.45 to 1.1 μm) to demonstrate that certain specific bands in the visible could contribute to the detection of mule deer (*Odocoileus hemionus*). A better knowledge of the spectral signature of white-tailed

deer in the visible and infrared range would help to specifically target the most relevant spectral bands. Moreover, this spectral research should be extended to other species. Remote sensing has the potential to conduct multispecies censuses by distinguishing the spectral signature and the particularities of each species while also inventorying their habitat. This would save time and resources.

The use of only the thermal infrared band demonstrated the high potential of this portion of the electromagnetic spectrum to detect white-tailed deer. This band is well suited for the observation of homeothermic endotherms that emit heat to thermoregulate their internal body temperature. However, several studies have found that the detection of deer with thermal infrared imagery from aerial flights offered a varied performance ranging from 37% to 98% (Croon et al. 1968, Wiggers and Beckerman, 1993, Naugle et al. 1996, Potvin and Breton 2005). It turns out that heat emission is not constant during the day due to thermal characteristics (thermal conductivity, heat capacity, and thermal inertia) specific to each object. Moreover, the phenomenon of thermal crossover is also observed twice daily (morning and late afternoon) during which the thermal contrast is at a minimum (isotherm) when the polarity is reversed (Felton et al. 2010). Low thermal contrast decreases the probability of distinguishing elements in an image. Furthermore, heat emission can fluctuate depending on several factors such as weather conditions (e.g., ambient temperature, exposure to sunlight, cloud cover), the physical characteristics of white-tailed deer (e.g., thickness of the coat and skin, luster of the coat, presence or lack of winter coat), and the level of activity of deer (Croon et al. 1968, Crête et al. 2006, Lillesand et al. 2007). On some occasions, the radiative temperature of certain elements (e.g., rocks, bare ground) can increase rapidly during the day and reach a thermal emission rate similar to deer, thus causing confusion between these elements (Franke et al. 2012). The use of thermal infrared alone does not, therefore, always ensure reliable and consistent detection.

PCA and the direct use of visible and thermal infrared bands are 2 approaches that deal differently with spectral information. These 2 approaches provided results similar to those obtained when using the thermal infrared alone. Thus, increasing the number of spectral bands does not always provide better results for the detection of white-tailed deer. The object-based approach was the only analysis that could fully and simultaneously exploit the visible and thermal infrared, and discern all of the detectable deer. However, considering the lack of discriminating deer in the visible spectrum, the efficacy of this combination with the object-based approach remains unclear.

4.6.3. *Detection rate*

During aerial surveys conducted by observers, the detection rates reported for white-tailed deer are usually 0.6-0.8 for the best survey conditions, and below 0.5 when the detection conditions are less favorable (e.g., closed canopy, isolated and/or stationary deer) (Bartman et al. 1986, Beasom et al. 1986, DeYoung et al. 1989, Fuller 1990, Potvin et al. 1992). In this study, half of the white-tailed deer were detected using the best approach, under conditions that were not optimal (i.e., deer in forested areas, scattered snow on the ground). Our results are thus similar to the results obtained by the method with observers. Based on observational data, the main factor that affected the detection rate was the presence of coniferous canopy that blocked the visible and thermal infrared signal reflected and emitted by deer. Thus, this limitation remains a recurring problem regardless of the aerial survey method (Floyd et al. 1979, Samuel et al. 1987, Potvin et al. 1992). Future studies should assess and integrate a correction method to the object-based image analysis that considers the sighting probability of white-tailed deer for different environments (e.g., forest, clearing, prairie). The evaluation of the method for different weather and environmental conditions would also lead to better population estimates by determining the limits and ideal conditions for remote sensing surveys while also taking into account the daily and seasonal rhythms of the species.

4.6.4. *Spatial resolution analysis*

The use of very high spatial resolution imagery (<1 meter) for the detection of white-tailed deer minimized the mixed pixel problem by reducing the number of intrapixel classes. Despite this improvement, the use of the pixel-based approaches demonstrated low efficacy for detecting deer for the different spatial resolutions tested. Furthermore, very high spatial resolution imagery has more fine details (e.g., texture, localized shadows, small elements) and thus more localized variations of the pixel values. Therefore, the spatial information is better suited and more easily usable with an object-based approach than a pixel-based approach (Shaban and Dikshit 2001). By contrast, a coarser spatial resolution involves an increase in intrapixel heterogeneity that causes a loss of efficacy in the selection criteria and threshold values for a hard classification (Shaban and Dikshit 2001).

4.6.5. Benefits and limitations of the approach

The OBIA approach contributes to the improvement of white-tailed deer surveys. First, the approach has the potential to reduce and standardize visibility bias through the use of imaging sensors, which are more reliable than observers who may feel tired or be inattentive. Moreover, contrary to the pixel-based approach that cannot function without at least one deer in the flight line to initiate or finalize the classification, the OBIA approach is able to indicate the absence of deer.

Second, since the flights take place at low altitude, safety aboard a manned aircraft is an issue for passengers (Gupta et al. 2013). By operating without a pilot, UASs make aerial operations safer. The use of UAVs is, however, limited by several factors. Even if UASs are sometimes considered as low cost alternatives for aerial surveys (Eisenbeiß 2009), they are still relatively expensive when considering all related expenses. These costs include: UAS purchase or renting, time-person and transport of operating crew including a highly trained pilot, flight insurance and safety preparation, and preprocessing and processing of data involving highly trained geomaticians. Even if we can anticipate a decrease of some of these costs in the near future due to the maturation of UAS industry, they are still relatively high compared to traditional census. Furthermore, the autonomy of small UAVs is limited to flights of several minutes to few hours depending on the model and payload (Gupta et al. 2013). In addition, Canadian regulations for the operation of these platforms limit the distance to which UAVs can be deployed to the visual range (line of sight) (Gupta et al. 2013, Transport Canada 2014). These 2 limitations are such that small UAVs cannot cover large areas and are not currently suited to perform white-tailed deer surveys over large territories. However, surveying relatively small areas can be very useful for targeted areas related to species ecology (e.g., wintering areas, calving grounds) to obtain demographic and population dynamics data. Some protected areas that monitor ecological integrity indicators related to the density of large animals (e.g., overabundance of moose) could also benefit from this type of survey. Moreover, the expansion of the survey coverage to larger areas can be anticipated, either by changing the regulations regarding the use of UASs or due to the growing availability of satellite imagery at very high spatial and temporal resolutions. Actually, regulations for the civilian use of UASs are constantly changing in recent years and tend to facilitate the use of such platforms (Transport Canada 2013). In the context of these anticipated changes, our results pave the way for surveys at the same scale as current surveys. Through the development of preprocessing approaches and image processing suited

to wildlife censuses, this project also helps to make the use of future data (i.e., acquired from aerial and satellite platforms) more efficient.

4.7. Acknowledgments

This research project was funded by the *Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies* (FRQNT) and the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (CRSNG) in collaboration with the *Centre de géomatique du Québec* (CGQ). The authors also thank the *Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau* who kindly provided us access to their land where the work was conducted. We are grateful to the anonymous reviewers for their constructive comments on earlier versions of the manuscript and to Catherine Brown (CARTEL) for the English translation.

4.8. Literature cited

- Abd-Elrahman, A., L. Pearlstone, and F. Percival. 2005. Development of pattern recognition algorithm for automatic bird detection from unmanned aerial vehicle imagery. *Surveying and Land Information Science* 65:37–45.
- Anderson, K., and K.J. Gaston. 2013. Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11:138–146.
- Bartmann, R.M., L.H. Carpenter, R.A. Garrott, and D.C. Bowden. 1986. Accuracy of helicopter counts of mule deer in Pinyon-Juniper Woodland. *Wildlife Society Bulletin* 14:356–363.
- Bayliss, P., and K.M. Yeomans. 1989. Correcting bias in aerial survey population estimates of feral livestock in Northern Australia using the double-count technique. *Journal of Applied Ecology* 26:925–933.
- Bear, G.D., G.C. White, L.H. Carpenter, R.B. Gill, and D.J. Essex. 1989. Evaluation of aerial mark-resighting estimates of elk populations. *The Journal of Wildlife Management* 53:908–915.

- Beasom, S.L., F.G. Leon III, and D.R. Synatzske. 1986. Accuracy and precision of counting white-tailed deer with helicopters at different sampling intensities. *Wildlife Society Bulletin* 14:364–368.
- Berger, J. 2012. Estimation of body-size traits by photogrammetry in large mammals to inform conservation. *Conservation Biology* 26:769–777.
- Bergerud, A.T. 1963. Aerial winter census of caribou. *The Journal of Wildlife Management* 27:438–449.
- Bodie, W.L., E.O. Garton, E.R. Taylor, and M. McCoy. 1995. A sightability model for bighorn sheep in canyon habitats. *The Journal of Wildlife Management* 59:832–840.
- Caughley, G., R. Sinclair, and D. Scott-Kemmis. 1976. Experiments in aerial survey. *The Journal of Wildlife Management* 40:290–300.
- Caughley, G. 1974. Bias in aerial survey. *The Journal of Wildlife Management* 38:921–933.
- Caughley, G. 1977. Sampling in aerial survey. *The Journal of Wildlife Management* 41:605–615.
- Chabot, D. 2009. Systematic evaluation of a stock unmanned aerial vehicle (UAV) system for small-scale wildlife survey applications. Thesis, McGill University, Montreal, Canada.
- Chabot, D., and D.M. Bird. 2012. Evaluation of an off-the-shelf unmanned aircraft system for surveying flocks of geese. *Waterbirds* 35:170–174.
- Choquenot, D. 1995. Species- and habitat-related visibility bias in helicopter counts of kangaroos. *Wildlife Society Bulletin* 23:175–179.
- Cleve, C., M. Kelly, F.R. Kearns, and M. Moritz. 2008. Classification of the wildland-urban interface: A comparison of pixel- and object-based classifications using high-resolution aerial photography. *Computers, Environment and Urban Systems* 32:317–326.
- Congalton, R.G., and K. Green. 2009. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. 2nd edition. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Connelly, J.W., J.H. Gammonley, and T.W. Keegan. 2009. Harvest management. Pages 202–231 *in* Silvy, N.J., editors. *The wildlife techniques manual – Management – Volume 2*. 7th edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.
- Cook, R.D., and J.O. Jacobson. 1979. A design for estimating visibility bias in aerial surveys. *Biometrics* 35:735–742.

- Courtois, R., A. Gingras, C. Dussault, L. Breton, and J.-P. Ouellet. 2003. An aerial survey technique for the forest-dwelling ecotype of woodland caribou, *Rangifer tarandus caribou*. *Canadian Field-Naturalist* 117:546–554.
- Crête, M., L.-P. Rivest, H. Jolicoeur, J.M. Brassard, and F. Messier. 1986. Predicting and correcting helicopter counts of moose with observations made from fixed-wing aircraft in southern Québec. *Journal of Applied Ecology* 23:751–761.
- Crête, M., D.W. Thomas, and C. Daigle. 2006. Influence du climat sur la capacité isolante de la fourrure et de la peau chez le cerf de Virginie du Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Quebec, Canada. [In French.]
- Croon, G.W., D.R. McCullough, C.E. Olsen, and L.M. Queal. 1968. Infrared scanning techniques for big game censusing. *The Journal of Wildlife Management* 32:751–759.
- DeYoung, C.A., F.S. Guthery, S.L. Beasom, S.P. Coughlin, and J.R. Heffelfinger. 1989. Improving estimates of white-tailed deer abundance from helicopter surveys. *Wildlife Society Bulletin* 17:275–279.
- Eisenbeiß, H. 2009. UAV Photogrammetry. Dissertation, ETH Zurich, Zurich, Switzerland.
- Felton, M., K.P. Gurton, J.L. Pezzaniti, D.B. Chenault, and L.E. Roth. 2010. Measured comparison of the crossover periods for mid- and long-wave IR (MWIR and LWIR) polarimetric and conventional thermal imagery. *Optics Express* 18:15704–15713.
- Floyd, T.J., L.D. Mech, and M.E. Nelson. 1979. An improved method of censusing deer in deciduous-coniferous forests. *The Journal of Wildlife Management* 43:258–261.
- Franke, U., B. Goll, U. Hohmann, and M. Heurich. 2012. Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high-resolution natural colour images. *Animal Biodiversity and Conservation* 35:285–293.
- Fuller, T.K. 1990. Dynamics of a declining white-tailed deer population in North-Central Minnesota. *Wildlife Monographs* 110:3–37.
- Gao, Y., and J.F. Mas. 2008. A comparison of performance of pixel-based and object-based classifications over images with various spatial resolutions. *Journal of Earth Sciences* 2:27–35.
- Gasaway, W.C., S.D. Dubois, and S.J. Harbo. 1985. Biases in aerial transect surveys for moose during May and June. *The Journal of Wildlife Management* 49:777–784.
- Gupta, S.G., M.M. Ghonge, and P.M. Jawandhiya. 2013. Review of unmanned aircraft system (UAS). *International Journal of Advanced Research in Computer Engineering & Technology (IJARCET)* 2:1646–1658.

- Hodgson, A., N. Kelly, and D. Peel. 2013. Unmanned aerial vehicles (UAVs) for surveying marine fauna: A dugong case study. *Plos One* 8:1–15.
- Israel, M. 2011. A UAV-based roe deer fawn detection system. Pages 51–55 *in* Conference on unmanned aerial vehicle in geomatics (UAV-g). International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Zurich, Switzerland.
- Jones IV, G.P., L.G. Pearlstine, and H.F. Percival. 2006. An assessment of small unmanned aerial vehicles for wildlife research. *Wildlife Society Bulletin* 34:750–758.
- Laliberte, A.S., and W.J. Ripple. 2003. Automated wildlife counts from remotely sensed imagery. *Wildlife Society Bulletin* 31:362–371.
- Leonard, R.M., and E.B. Fish. 1974. An aerial photographic technique for censusing lesser sandhill cranes. *Wildlife Society Bulletin* 2:191–195.
- Lillesand, T., R.W. Kiefer, and J.W. Chipman. 2007. Remote sensing and image interpretation. 6th edition. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, USA.
- Lovaas, A.L., J.L. Egan, and R.R. Knight. 1966. Aerial counting of two Montana elk. *The Journal of Wildlife Management* 30:364–369.
- Marsh, H., and D.F. Sinclair. 1989. Correcting for visibility bias in strip transect aerial surveys of aquatic fauna. *The Journal of Wildlife Management* 53:1017–1024.
- Morellet, N., J.-M. Gaillard, A.J. Hewison, P. Ballon, Y. Boscardin, P. Duncan, F. Klein, and D. Maillard. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology* 44:634–643.
- Mulero-Pázmány, M., R. Stolper, L.D. van Essen, J.J. Negro, and T. Sassen. 2014. Remotely piloted aircraft systems as a rhinoceros anti-poaching tool in Africa. *Plos One* 9:1–10.
- Naugle, D.E., J.A. Jenks, and B.J. Kernohan. 1996. Use of thermal infrared sensing to estimate density of white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 24:37–43.
- Noyes, J.H., B.K. Johnson, R.A. Riggs, M.W. Schlegel, and V.L. Coggins. 2000. Assessing aerial survey methods to estimate elk populations: a case study. *Wildlife Society Bulletin* 28:636–642.
- Otten, M.R.M., J.B. Haufler, S.R. Winterstein, and L.C. Bender. 1993. An aerial censusing procedure for elk in Michigan. *Wildlife Society Bulletin* 21:73–80.
- Pal, N.R., and S.K. Pal. 1993. A review on image segmentation techniques. *Pattern Recognition* 26:1277–1294.

- Pérez-García, J.M. 2012. The use of digital photography in censuses of large concentrations of passerines: the case of a winter starling roost-site. *Revista Catalana d'Ornitologia* 28:28–33.
- Pierce, B.L., R.R. Lopez, and N.J. Silvy. 2012. Estimating animal abundance. Pages 284–310 *in* Silvy, N.J., editors. *The wildlife techniques manual – Research – Volume 1*. 7th edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.
- Pohl, C., and J.L. Van Genderen. 1998. Review article multisensor image fusion in remote sensing: Concepts, methods and applications. *International Journal of Remote Sensing* 19:823–854.
- Poole, K.G., C. Cuyler, and J. Nymand. 2013. Evaluation of caribou *Rangifer tarandus groenlandicus* survey methodology in West Greenland. *Wildlife Biology* 19:225–239.
- Potvin, F., and L. Breton. 2005. From the field: testing 2 aerial survey techniques on deer in fenced enclosures – Visual double-counts and thermal infrared sensing. *Wildlife Society Bulletin* 33:317–325.
- Potvin, F., L. Breton, and L.-P. Rivest. 2004. Aerial surveys for white-tailed deer with the double-count technique in Québec: Two 5-year plans completed. *Wildlife Society Bulletin* 32:1099–1107.
- Potvin, F., L. Breton, L.P. Rivest, and A. Gingras. 1992. Application of a double-count aerial survey technique for white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, on Anticosti Island, Quebec. *Canadian Field-Naturalist* 106:435–442.
- Pradhan, R., M.K. Ghose, and A. Jeyaram. 2010. Land cover classification of remotely sensed satellite data using bayesian and hybrid classifier. *International Journal of Computer Applications* 7:1–4.
- Rabe, M.J., S.S. Rosenstock, and J.C. deVos Jr. 2002. Review of big-game survey methods used by wildlife agencies of the western United States. *Wildlife Society Bulletin*, 30:46–52.
- Rice, W.R., and J.D. Harder. 1977. Application of multiple aerial sampling to a mark–recapture census of white-tailed deer. *The Journal of Wildlife Management* 41:197–206.
- Rönnegård, L., H. Sand, H. Andrén, J. Månsson, and Å. Pehrson. 2008. Evaluation of four methods used to estimate population density of moose *Alces alces*. *Wildlife Biology* 14:358–371.
- Samuel, M.D., E.O. Garton, M.W. Schlegel, and R.G. Carson. 1987. Visibility bias during aerial surveys of elk in Northcentral Idaho. *The Journal of Wildlife Management* 51:622–630.
- Sardà-Palomera, F., G. Bota, C.Viñolo, O. Pallarés, V. Sazatornil, L. Brotons, S. Gomáriz, and F. Sardà. 2011. Fine-scale bird monitoring from light unmanned aircraft systems. *Ibis* 154:177–183.

- Shaban, M.A., and O. Dikshit. 2001. Improvement of classification in urban areas by the use of textural features: The case study of Lucknow city, Uttar Pradesh. *International Journal of Remote Sensing* 22:565–593.
- Shahbazi, M., J. Théau, and P. Ménard. 2014. Recent applications of unmanned aerial imagery in natural resource management. *GIScience & Remote Sensing* 51:339–365.
- Short, J., and P. Bayliss. 1985. Bias in aerial survey estimates of kangaroo density. *Journal of Applied Ecology* 22:415–422.
- Siniff, D.B. and R.O. Skoog. 1964. Aerial censusing of caribou using stratified random sampling. *The Journal of Wildlife Management* 28:391–401.
- Skalski, J.R., K.E. Ryding, and J.J. Millspaugh. 2005. *Wildlife demography: Analysis of sex, age, and count data*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Stoll Jr, R.J., M.W. McClain, J.C. Clem, and T. Plageman. 1991. Accuracy of helicopter counts of white-tailed deer in Western Ohio farmland. *Wildlife Society Bulletin* 19:309–314.
- Terletzky, P., R.D. Ramsey, and C.M.U. Neale. 2012. Spectral characteristics of domestic and wild mammals. *GIScience & Remote Sensing* 49:597–608.
- Transport Canada. 2013. XM-2013-417651 Briefing note: unmanned air vehicles (UAV) and special flight operations certificates (SFOC). Transport Canada, Ottawa, Ontario, Canada.
- Transport Canada. 2014. Flying an unmanned aircraft. <www.tc.gc.ca/SafetyFirst>. Accessed 19 Dec 2014.
- Trimble. 2011. eCognition developer 8.7 – Reference book. Trimble, Munich, Bavaria, Germany.
- Trivedi, M.M., C.L. Wyatt, and D.R. Anderson. 1982. A multispectral approach to remote detection of deer. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 48:1879–1889.
- Vermeulen, C., P. Lejeune, J. Lisein, P. Sawadogo, and P. Bouché. 2013. Unmanned aerial survey of elephants. *Plos One* 8:1–7.
- Walter, M.J. and J. Hone. 2003. A comparison of 3 aerial survey techniques to estimate wild horse abundance in the Australian Alps. *Wildlife Society Bulletin* 31:1138–1149.
- Watts, A.C., J.H. Perry, S.E. Smith, M.A. Burgess, B.E. Wilkinson, Z. Szantoi, P.G. Ifju, and H.F. Percival. 2010. Small unmanned aircraft systems for low-altitude aerial surveys. *The Journal of Wildlife Management* 74:1614–1619.
- White, G.C., R.M. Bartmann, L.H. Carpenter, and R.A. Garrott. 1989. Evaluation of aerial line transects for estimating mule deer densities. *The Journal of Wildlife Management* 53:625–635.

- Whitehead, K., C.H. Hugenholtz, S. Myshak, O. Brown, A. LeClair, A. Tamminga, T.E. Barchyn, B. Moorman, and B. Eaton. 2014. Remote sensing of the environment with small unmanned aircraft systems (UASs), part 2: scientific and commercial applications. *Journal of Unmanned Vehicle Systems* 2:86–102.
- Wiegmann, D. A., and N. Taneja. 2003. Analysis of injuries among pilots involved in fatal general aviation airplane accidents. *Accident Analysis and Prevention* 35:571–577.
- Wiggers, E.P., and S.F. Beckerman. 1993. Use of thermal infrared sensing to survey white-tailed deer populations. *Wildlife Society Bulletin* 21:263–268.
- Williams, S.C., A.J. DeNicola, T. Almendinger, and J. Maddock. 2012. Evaluation of organized hunting as a management technique for overabundant white-tailed deer in suburban landscapes. *Wildlife Society Bulletin* 37:137–145.
- Yan, G., J.-F. Mas, B.H.P. Maathuis, Z. Xiangmin, and P.M. Van Dijk. 2006. Comparison of pixel-based and object-oriented image classification approaches – a case study in a coal fire area, Wuda, Inner Mongolia, China. *International Journal of Remote Sensing* 27:4039–4055.

4.9. Supporting information

This paper used three different approaches of classification to detect and identify white-tailed deer on visible and thermal infrared imagery acquired by unmanned aerial system (UAS). The tableau 12 describes the algorithm and their parameters used for the supervised and unsupervised pixel-based classifications. For the object-based image analysis (OBIA) approach, mosaics were segmented with a scale parameter of 150 and adjustments for color/shape and regularity/compactness of 0.9/0.1 and 0.5/0.5 respectively. The tableau 13 describes a summary of the criteria used for the pre-classification and classification with the multicriteria object-based image analysis.

Tableau 12. Algorithm and their parameters used for the supervised and unsupervised pixel-based classifications for the detection and identification of white-tailed deer

Method	Algorithm	Parameters
Supervised classification	Maximum likelihood	<ul style="list-style-type: none"> • 6 training classes (RGB) / 3 classes (TIR, RGB + TIR, PC) <ul style="list-style-type: none"> ○ White-tailed deer ○ Sparse snow ○ Bare soil ○ Deciduous (RGB only) ○ Conifers (RGB only) ○ Other (RGB only)
Unsupervised classification	k-means	<ul style="list-style-type: none"> • 20 classes (RGB) / 6 classes (TIR, RGB + TIR, PC) • 20 iterations • 0.01 minimum threshold value change

RGB: Visible only; TIR: Thermal infrared only; RGB+ TIR: Visible and thermal infrared; PC: Principal components

Tableau 13. Criteria used for the pre-classification and classification with the multicriteria object-based image analysis

Criteria*	Type	Step		Spectral bands used in the algorithm**	Criteria applied to :		
		Pre-classification	Classification		RGB Classification	TIR Classification	RGB + TIR Classification
Area	Geometry		X	–			X
Asymetry	Geometry	X		–			X
Border Contrast TIR	Spectral/Contextual	X	X	TIR		X	X
Border index	Geometry		X	–			X
Brightness	Spectral	X		R, G, B, TIR			X
Circular Std Dev/Mean TIR	Spectral/Contextual	X		TIR		X	X
Contrast to neighbour pixels TIR	Spectral/Contextual	X	X	TIR		X	
Edge contrast TIR	Spectral/Contextual		X	TIR			X
Elliptic Fit	Geometry		X	–		X	
Hue	Spectral	X		R, G, B	X		
Intensity	Spectral	X	X	R, G, B	X		X
Mean Blue	Spectral	X		B	X		
Mean Diff. to brighter neighbour TIR	Spectral/Contextual		X	TIR		X	
Mean Diff. to darker neighbour TIR	Spectral/Contextual	X	X	TIR		X	
Mean Diff. To Neighbors TIR	Spectral/Contextual	X	X	TIR		X	X
Mean TIR	Spectral	X	X	TIR		X	X
Mean of outer border TIR	Spectral	X		TIR		X	X
Mean Red	Spectral	X		R	X		
Mean Green	Spectral	X		G	X		X
Saturation	Spectral	X		R, G, B	X		
Skewness TIR	Spectral		X	TIR		X	
Standard deviation Blue	Spectral	X		B	X		X
Standard deviation TIR	Spectral		X	TIR			X
Standard deviation Green	Spectral		X	G	X		X

* Algorithms from d'eCognition

** R: Red; G: Green; B: Blue; TIR: Thermal infrared

Chapitre V – Détection et dénombrement multiespèces

L'article scientifique présentant les résultats sur la détection et le dénombrement multiespèces a été soumis le 24 juin 2015 et publié le 26 août 2015 dans « *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* » dans le cadre de la conférence internationale « *Unmanned Aerial Vehicles in Geomatics (UAV-g) 2015* » qui s'est tenue à Toronto (Canada) du 30 août au 2 septembre 2015. La référence de l'article est la suivante: Chrétien, L.-P., Théau, J. and Ménard, P. (2015) Wildlife multispecies remote sensing using visible and thermal infrared imagery acquired from an unmanned aerial vehicle (UAV). *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol. XL-1/W4, p. 241–248. La version présentée ci-dessous est le texte intégral présenté dans l'article. Toutefois, cette version a subi quelques modifications de format afin de correspondre à celui du mémoire.

Wildlife multispecies remote sensing using visible and thermal infrared imagery acquired from an unmanned aerial vehicle (UAV)

L.-P. Chrétien ^a, J. Théau ^a, P. Ménard ^b

^a Dept. of Applied Geomatics, Centre d'applications et de recherches en télédétection (CARTEL), Université de Sherbrooke, Boul. de l'Université, Sherbrooke, J1K 2R1 CA - (louis-philippe.chretien, jerome.theau)@USherbrooke.ca

^b Centre de géomatique du Québec, Jacques-Cartier E. Street, Saguenay, G7H 1Z6 CA - pmenard@cgq.qc.ca

5.1. Abstract

Wildlife aerial surveys require time and significant resources. Multispecies detection could reduce costs to a single census for species that coexist spatially. Traditional methods are demanding for observers in terms of concentration and are not adapted to multispecies censuses. The processing of

multispectral aerial imagery acquired from an unmanned aircraft vehicle (UAV) represents a potential solution for multispecies detection. The method used in this study is based on a multicriteria object-based image analysis (MOBIA) applied on visible and thermal infrared imagery acquired from a UAV. This project aimed to detect American bison, fallow deer, gray wolves, and elk located in separate enclosures with a known number of individuals. Results showed that all bison and elk were detected without errors, while for deer and wolves, 0–2 individuals per flight line were mistaken with ground elements or undetected. This approach also detected simultaneously and separately the four targeted species even in the presence of other untargeted. Our results confirm the potential of multispectral imagery acquired from UAV for wildlife census. Its operational application remains limited to small areas related to the current regulations and technology limitations. Standardization of the workflow will help to reduce time and expertise requirements for such technology.

Key words: Wildlife Census, Multispecies Detection, Unmanned Aerial Vehicle, Multicriteria Object-Based Image Analysis, Visible and Thermal Infrared Imagery

5.2. Introduction

Precise management of wildlife is often based on population density data (Skalski et al., 2005, Pierce et al., 2012, Williams et al., 2012). Aerial survey is generally used to census large animals over large areas; especially for remote or inaccessible areas (Siniff and Skoog, 1964; Caughley, 1977; Bodie et al., 1995). However, during aerial surveys, observers have to locate, identify, and count wildlife in a very short time (Caughley, 1974). Several methods have been developed to simplify the task for observers such as using several simultaneous observers (Bayliss and Yeomans, 1989; Marsh and Sinclair, 1989; Potvin et al., 1992 Cumberland, 2012), conducting circular flights (Floyd et al., 1979; Stoll et al., 1991; Wiggers and Beckerman, 1993; Havens and Sharp, 1998), and using aerial photography (Garner et al., 1995; Naugle et al., 1996; Haroldson et al., 2003; Israel, 2011; Chabot and Bird, 2012; Franke et al., 2012).

Terrestrial camera traps have been used for multispecies detection for several years but results are presently limited by sampling design and data processing biases (Topler et al., 2008; Ahumada et

al., 2013; Burton et al., 2015). Until now, there are no standardized methods to detect several species simultaneously using aerial surveys. Multispecies detection can be useful to study species that coexist spatially in order to reduce survey costs (Bayliss and Yeomans, 1989) and to better understand ecological processes (Burton et al., 2015). However, this practice is too demanding for aerial observers who already need considerable focus to detect single species.

Multispectral aerial imagery is useful for species detection because information is permanently recorded and can be analyzed repeatedly after the census (Terletzky et al., 2012). Furthermore, the use of unmanned aerial vehicles (UAV) to acquire imagery provides very high spatial and temporal resolutions difficult to access with other acquisition platforms (e.g., satellite, airplane, helicopter, etc.) (Eisenbeiß, 2009; Whitehead et al., 2014). Very high spatial resolution provides a high level of details which allows differences in characteristics between species to be distinguished. High temporal resolution allows to conducting censuses in favorable observation windows (i.e., weather, phenology) that can be narrow and highly inconstant.

Until now, very few studies have tested the combined use of UAV, multispectral imagery, and image processing for multispecies detection. This combination was successfully tested on one species by Chrétien et al. (2015). They developed an approach to detect and count white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) by applying a multicriteria object-based image analysis (MOBIA) on visible and thermal infrared imagery acquired by UAV. Thus, the main objective of the present study was to adapt and evaluate the performance of this approach for detecting and counting simultaneously several large mammal species in a controlled environment.

5.3. Study site

The study was conducted at the Falardeau Wildlife Observation and Agricultural Interpretive Centre (Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau) in Saint-David-de-Falardeau (Québec, Canada). This center welcomes several species of mammals, birds, and reptiles in separate enclosures with a known number of individuals (figure 29). The aim of this project was to detect 4 American bison (*Bison bison*) including 1 calf, 6 fallow deer (*Dama dama*), 5 gray wolves (*Canis lupus*), and 3 elks (*Cervus canadensis*) (figure 30). The tree vegetation within the

enclosures of fallow deer and gray wolves consists mainly of birch (*Betula sp.*). No vegetation is present within the enclosures of American bison and elk, except for a few isolated trees.

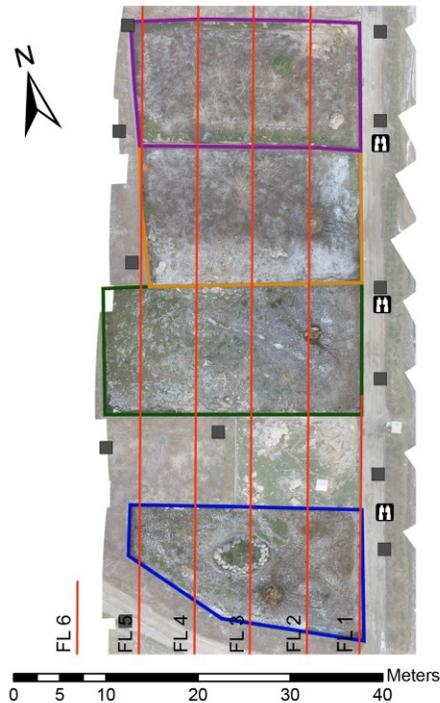


Figure 29. Study area: Enclosures at the Falardeau Wildlife Observation and Agricultural Interpretive Centre in Saint-David-de-Falardeau, Québec, Canada. Blue enclosure: American bison (*Bison bison*), Green enclosure: elks (*Cervus canadensis*), Orange enclosure: fallow deer (*Dama dama*) and Purple enclosure: grey wolves (*Canis lupus*). Flight lines (FL; red lines), ground targets (■) and observers (binocular symbol) are indicated.

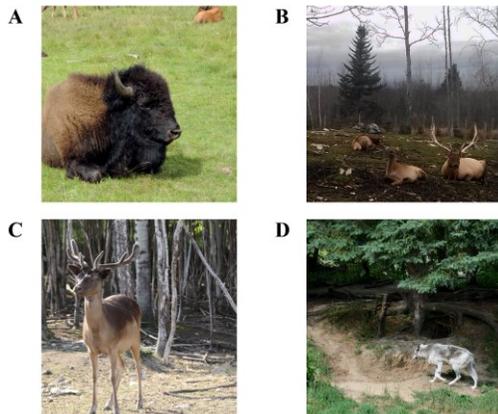


Figure 30. Studied species. A. American bison (*Bison bison*); B. elks (*Cervus canadensis*); C. fallow deer (*Dama dama*); and D. grey wolf (*Canis lupus*). Source : L.-P. Chrétien, E. Gavelle

5.4. Material and methods

5.4.1. Data acquisition system

Data acquisition was performed using a system consisting of a VTOL (vertical take-off and landing) UAV (Responder, ING Robotic Aviation; tableau 14; figure 31) equipped with the Tau640 (FLIR Systems) and D7000 (Nikon Inc.) sensors (tableau 15). Visible and thermal infrared images were acquired simultaneously aboard the UAV. The GPS/INS data from the UAV were not available for image georeferencing considering their exclusive use by the autopilot system.

Tableau 14. UAV specifications and flight limitations

Specifications	
Vehicle type	VTOL helicopter
Length	1328 mm
Height	408 mm
Main blade length	690 mm
Main blade diameter	1562 mm
Tail rotor diameter	281 mm
Weight (with motor)	2.83 kg
Flying weight	Max 12 kg
Maximum forward speed	80 km/hr
Endurance	Up to 20 minutes
Battery	two 6-cell Lithium Polymer
IMU accuracy	N/A
GPS accuracy	Horizontal : ± 2 m Vertical : ± 1 m
Flight limitations	
Maximum wind speed	30 km/hr
Minimum visibility	1 600 m
Minimum ceiling	150 m AGL
Maximum flight altitude	300 m AGL



Figure 31. Ground control station and unmanned aerial vehicle used in this study (Responder, ING Robotic Aviation)

Tableau 15. Sensors specifications

Specifications	Tau640	D7000*
Sensor type	Uncooled VOx microbolometer	Sony IMX071 CMOS
Spectral range	Thermal infrared (7.5–13.5 μm)	Visible (0.40–0.75 μm)
Processor	N/A	Expeed 2
Sensor size	10.88x8.70 mm	23.6x15.7 mm
Focal length	19 mm	38 mm
Shutter speed	N/A	1/500–1/160
ISO sensitivity	N/A	800
Aperture	<i>f</i> /1.25	<i>f</i> /6.3– <i>f</i> /11
Field of view (<i>FoV</i>)	32°x26°	35°x23°
Size	44x44x30 mm	132x105x166 mm
Weight	80 g	1270 g
Image size	640 x 480 pixels (0.3 MP)	4928 x 3264 pixels (16 MP)
Ground sampling distance (GSD)**	5.4 cm/pixel	0.8 cm/pixel
Radiometric resolution	8-bit	12-bit
Footprint**	34.42x25.82 m	37.28x24.69 m
Signal output	Analog** Digital***	Digital
File format	ASF (NTSC 30Hz video)***	NEF/RAW

* with the AF-S DX Nikkor 18-105 mm *f*/3.5-5.6G ED VR lens (Nikon Inc.); ** At an altitude of 60 m; *** Digital recording with an analog to digital converter PV500 EVO (Lawmate)

5.4.2. Data acquisition

A total of one flight including six flight lines (figure 29) was conducted between 1040 and 1055 hr on 6 November 2012 under a Special Flight Operating Certificate (SFOC) issued by Transport Canada (Reference Number: 5105-01 RDIMS 7899416). During this flight, the altitude above ground level was 60 m and cruise speeds ranged from 18 to 35 km/hr depending on the wind and UAV orientation. The resulting images had a ground sampling distance (GSD) of 0.8 cm/pixel in the visible and 5.4 cm/pixel in thermal infrared.

The day before the flight, 22 ground targets were installed in open area close to access roads (figure 29) and were located using a GeoXH™ GPS (Trimble) with an accuracy of 10 to 30 cm. These targets were used for imagery georeferencing. Different colors and materials were used for these targets based on their spectral properties in the visible and thermal infrared ranges. Among these targets, 5 of them served as control points to validate that the images were correctly georeferenced.

Ground data observations were collected to validate the detection of animals by the image processing. These data were collected by 3 observers distributed near enclosures (figure 29). Each observer noted the position of each individual during the UAV's flight over the enclosure. This information was used to map the position of individuals for comparison with the elements detected by image processing so as to evaluate the performance of the classification.

5.4.3. Data processing

Data preprocessing of visible images and thermal infrared video was performed to obtain a georeferenced mosaic (figure 32; see Chrétien et al. (2015) for more details). A total of 3 flight lines were analyzed over the 6 lines acquired. Three flight lines were rejected due to a position outside the study area (FL1), a lack of overlapping between images (FL5), and a flight interruption due to low batteries (FL6). The other flight lines were mosaicked and analyzed separately and independently in order to reduce detection error related to potential animal movements between lines.

For each mosaic, a multicriteria object-based image analysis (MOBIA) was performed using *eCognition Developer 8.7* (Trimble) according to the following steps:

- multiresolution segmentation (Trimble, 2011) with a scale parameter of 150, a color/shape and a regularity/compactness of 0.9/0.1 and 0.5/0.5 respectively;
- preclassification based primarily on spectral criteria to detect all potential animals;
- merger of these objects to create superobjects;
- sequential classification to identify each targeted species by adapting at each iteration the species-specific threshold values for the spectral, geometric, and contextual criteria. Elements that have not been assigned to a species were tagged as false positives and excluded after the end of all iterations.

Individuals were counted based on the ratio between the size of each area detected and the approximate size of the largest individual recorded in the literature for the targeted species (Nowak, 1999; Feldhamer et al., 2003).

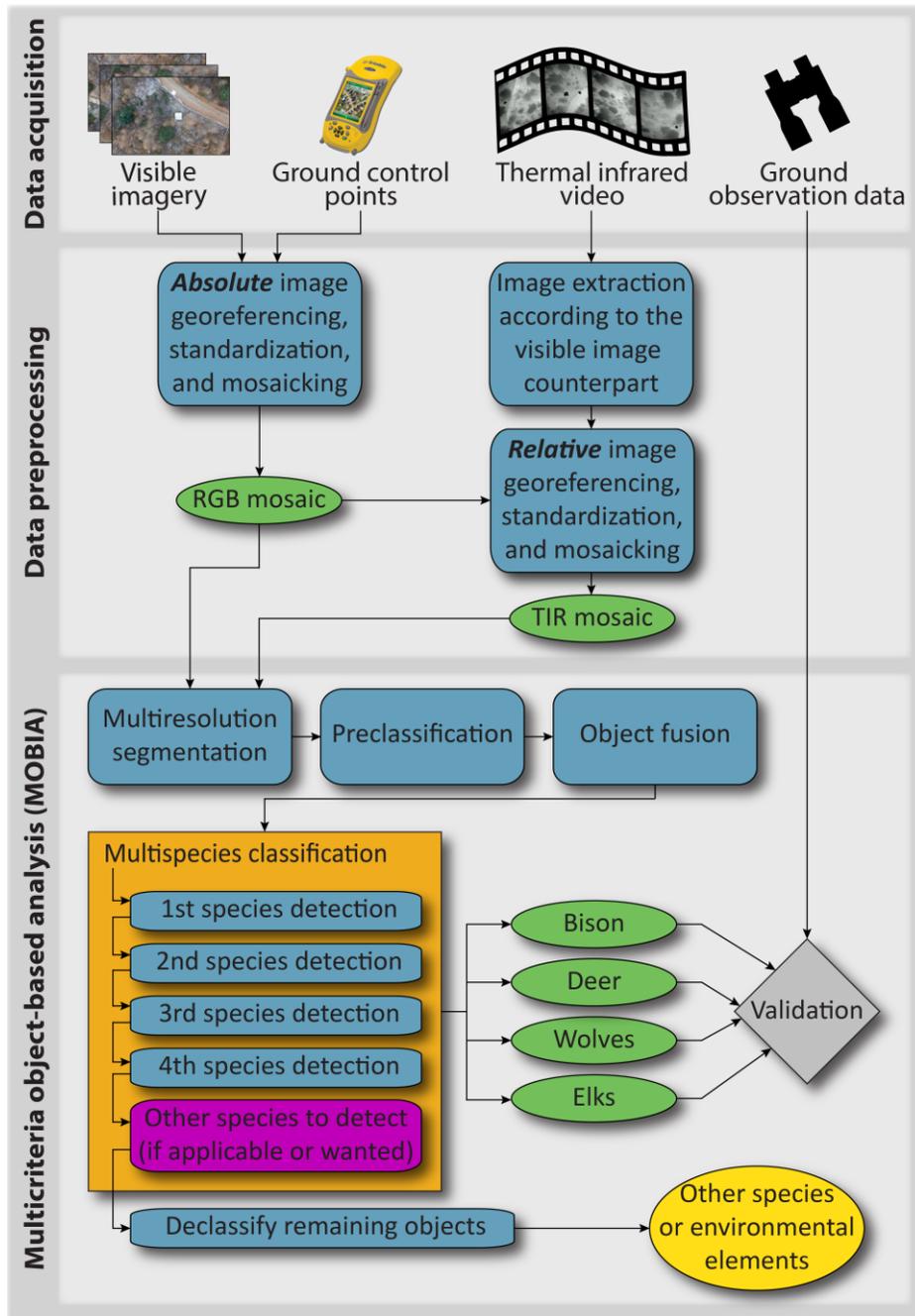


Figure 32. Multispecies detection including data acquisition, preprocessing, and multicriteria object-based image analysis (MOBIA)

5.4.4. Validation of the classification

For each classification and each species, a binary error matrix with the polygon as the minimum mapping unit was calculated (Congalton and Green, 2009). Validation polygons used for the

“species” class came from ground data collected during flights. Polygons for the “non–animal” class were identified by visual interpretation of environmental elements (e.g., deciduous, coniferous, snow, ground targets, feeding troughs, etc.). The validation of the classification was carried out by comparing the dominant class in each polygon ($> 50\%$) and the class identified in the field.

5.5. Results

The MOBIA did not perform perfectly to detect and classify all individuals per species (figure 33). Bison and elks were all detected and classified while for fallow deer and wolves, between 0 to 1 individual per flight line was wrongly classified as landscape elements such as bare soil (tableau 16). Moreover, for fallow deer and wolves, between 0 and 2 individuals per flight line were not detected.

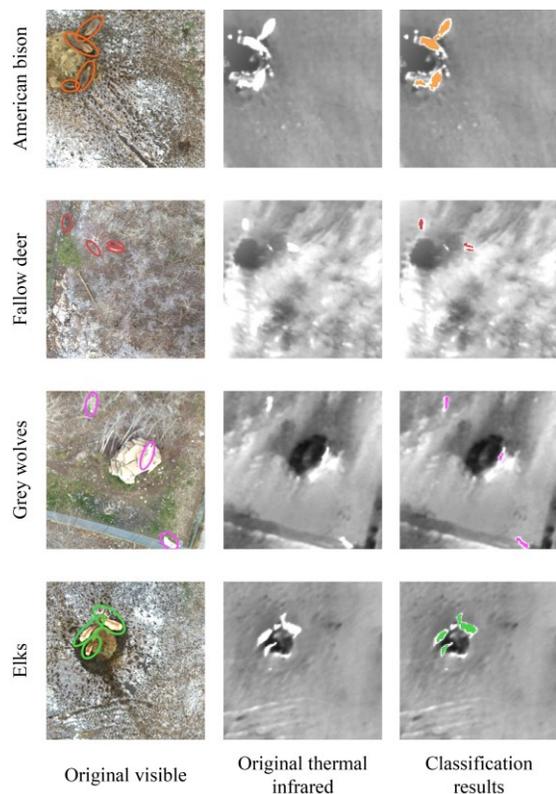


Figure 33. Examples of the classification results for the MOBIA with the visible and thermal infrared imagery. Orange. American bison (*Bison bison*); Red. fallow deer (*Dama dama*); Magenta. grey wolves (*Canis lupus*); and Green. elks (*Cervus canadensis*).

The method has also simultaneously and distinctly detected and classified the four targeted species: 0–3 elks, 0–4 bison, 2–4 wolves, and 2–4 fallow deer per flight line (tableau 16). The results showed no confusion for interspecies identification. Furthermore, other species (i.e., non-targeted species) were present on the acquired images such as 1 ostrich (*Struthio camelus*), 3 coyotes (*Canis latrans*), and 3 black bears (*Ursus americanus*) (figure 34). Since the choices of criteria and parameters have not been selected to specifically identify these species, none of these individuals were classified with the MOBIA.

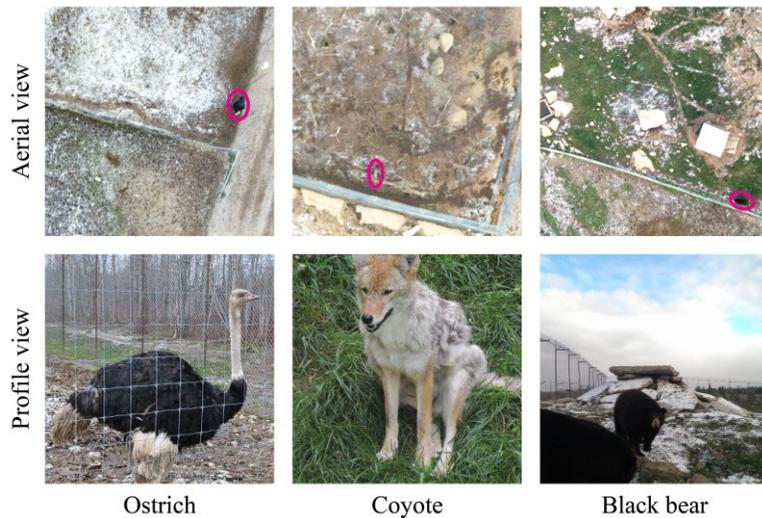


Figure 34. Other species present (magenta). Left. ostrich (*Struthio camelus*); Center. coyote (*Canis latrans*); and Right. Black bear (*Ursus americanus*). Source : L.-P. Chrétien, CGQ

Tableau 16. Classification results for each flight line using the MOBIA with the visible and thermal infrared imagery.

Species	Flight-Line ¹ n	Detected ¹	Real ²	Detectable ³	Present ⁴
Bison	2	4	4	4	4
	3	4	4	4	4
	4	0	0	0	0
Fallow deer	2	3	2	2	2
	3	0	0	2	2
	4	3	3	4	4
Wolves	2	4	3	3	3
	3	4	3	4	4
	4	3	2	2	2
Elks	2	3	3	3	3
	3	3	3	3	3
	4	0	0	0	0

¹ Detected: Number of objects or groups of pixels in the “species” class obtained following the classification

² Real: Number of individuals correctly classified among those detected in (1)

³ Detectable: Total number of individuals that can be detected in the flight line excluding those that were hidden by the canopy or other visual obstructions

⁴ Present: Total number of deer present

5.6. Discussion

5.6.1. Image acquisition and preprocessing

Several factors during the flight campaign affected the quality of the acquired images and their preprocessing. An average wind speed of 19 km/hr, parallel to flight lines, caused yaw, pitch, and roll movements as well as irregular speed of the UAV. These flight conditions require more work from stabilization mechanisms, which increase the energy consumption. Thus, a decrease of the UAV endurance was observed.

This flight instability due to wind conditions led to an image forward overlap between 5 % and 38 % (figure 35) instead of a theoretical overlap of 57 %. This lower performance reduced the ability of image processing procedures to perform an effective image registration. For better results, it is recommended according to Aber et al. (2010) to have a minimum forward overlap of 60 % and 70 % when wind factors are considered.

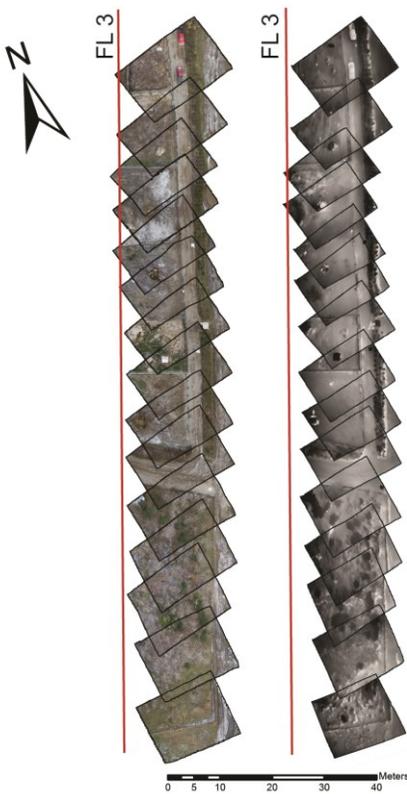


Figure 35. Georeferenced images from flight line n°3 (FL 3). Left: visible imagery. Right: thermal infrared imagery.

Finally, these roll, pitch, and yaw effects also had a direct impact on image quality by deflecting sensors from nadir. In this study, yaw effects were prevailing (figure 35). Several methods can correct these complex distortions such as parametric georeferencing using GPS/INS data, geometric correction with ground control point, image stitching, etc. However, most of these methods were unsuccessful or unavailable in this study. The use of a reference mosaic was the only functional option to correct the imagery in this project.

5.6.2. *Species analysis*

The MOBIA on visible and thermal infrared imagery was effective for detecting and counting different large mammal species. However, fallow deer and wolves were more difficult to identify than bison and elks. A minimum of four classification criteria using visible characteristics were necessary to identify bison and elks whereas it took 2 and 3 criteria using the visible as well as 6 and 4 additional criteria based on the thermal infrared to identify fallow deer and wolves respectively.

Three factors could explain these results:

(1) Fallow deer and wolves have cryptic fur allowing them to better conceal themselves in their environment than bison and elks. Therefore, they have a higher probability of being confused with the elements of the environment. In this study, deer and wolves were confused in the visible and thermal infrared spectra with rocks. This observation is also supported by Garner et al. (1995), Franke et al. (2012), and Chrétien et al. (2015) who observed that thermal emission of rocks and some parts of the forest floor can be similar to wildlife during clear days.

(2) The body size of animals can also influence their detection rate. Large species are more likely to be detected in comparison with small ones (Caughley, 1974). For example, deer and wolves have an average total length of 1.30–1.75 m and 1.27–1.64 m respectively, compared to 2.20–2.50 m and 2.10–3.90 m for elks and bison (Nowak, 1999; Feldhamer et al., 2003). Thus, deer and wolves being smaller, they can be harder to detect. No studies have explored the size limits for detecting wildlife. However, Chrétien et al. (2015) showed that spatial

resolution of imagery has an impact on the detection rate of white-tailed deer using the MOBIA. This approach was more efficient at very high spatial resolution (i.e., 0.8 cm) compared to coarser resolutions. Therefore, considering that the choice of an optimal spatial resolution is related to the body size of animals (Woodcock and Strahler, 1987), it can be hypothesized that the spatial resolution used in this study was suboptimal for the body sizes of fallow deer and wolves.

(3) The detection rate for a species varies depending on the composition of the environment. Wildlife visibility decreases with the increase of vegetation density due to the visual obstruction between individuals and the observer. This could lead to an underestimation of the population size (LeResche and Rausch, 1974; Caughley et al., 1976; Samuel et al., 1987; Bayliss and Yeomans, 1989). In this study, a larger canopy was present in the fallow deer and wolves enclosures compare to bison and elk enclosures. This could explain the lower detection rate obtained for fallow deer and wolves. Some authors (Bayliss and Yeomans, 1989; Franke al., 2012) suggest to define for each species a detection rate for each habitat and to apply a correction factor accordingly. Furthermore, the use of dens by wolves is another element that could affect detection rates of this species; although this situation has not occurred in this study. This underlines the importance of taking into account the ecology of each species before performing a multispecies survey.

These three factors represent research avenues to explore to better understand and control elements that influence the detection rate of each species.

5.6.3. Multispecies analysis with the MOBIA

The MOBIA seems appropriate for multispecies detection of large wildlife. This approach has not only demonstrated its ability to detect multiple species, but also its adaptability to specifically target species of interest for the wildlife manager and to ignore those that are not targeted. Each detected species has its own set of classification thresholds.

The MOBIA approach is more efficient than pixel-based to detect wildlife (Chrétien et al., 2015). The cognitive approach used by the MOBIA is based on physical and contextual characteristics of the species (e.g., hue/fur color, thermal contrast with its environment). Thus, an object (or group of pixels) is more informative than a pixel alone because it does not only provide the spectral information, but also the geometric and contextual informations.

Furthermore, unlike pixel-based approaches, the number of individuals present on an image has little or no effect on the MOBIA accuracy due to its sequential approach. It allows for example to indicate the absence of individuals whereas the pixel-based approaches usually require training sites (i.e., requiring the presence of individuals) to initiate or finalize the classification process.

Although the MOBIA gave promising results in this project, it would be interesting to test the generalization potential of this approach in a variety of environments and weather conditions. Additionally, this approach should be tested to detect taxonomically related species or morphologically similar species (e.g., white-tailed deer and red deer (*Cervus elaphus*)).

5.6.4. Advantages and limitations of image acquisition by UAVs

UAVs represent a new accessible option to detect and count wildlife. Low altitude operations with manned aircraft are relatively risky since they leave a small margin of error to the pilot. For wildlife biologists, manned aircraft crashes are the primary cause of work-related death (Wiegman and Taneja, 2003; Jones IV et al., 2006). UAVs can be a safe alternative for the acquisition of census data.

UAVs equipped with autopilots also have the ability to follow flight lines more precisely than manned aircraft (Hodgson et al., 2010) allowing more accurate sampling patterns with straight and parallel flight lines. Separating flight lines by a precise distance between them can avoid double counting of individuals who move between each pass of the aircraft.

Moreover, UAVs have a relatively low noise impact on wildlife (Jones IV et al. 2006, Chabot 2009). It reduces wildlife stress and prevents random behaviors (e.g., escape behaviour) which can cause

blurry image acquisitions or errors in animal counting (Bartmann et al., 1986; Wiggers and Beckerman, 1993; Frid, 2003).

The time and costs required to operate UAVs (e.g., material, flight authorization and data acquisition, transportation, flight site preparation, etc.) and to process data can be relatively high. The use of UAVs in remote sensing also requires highly trained personnel to perform UAV operations and image processing. However, this multispecies approach has the potential to standardize and automate the detection and count which will reduce costs in the medium term. Moreover, a rapid technological advance in the fields of UAVs and image processing was observed in the past few years. An increased accessibility of this technology in the future can reasonably be predicted.

The use of UAVs in wildlife studies is facing several limitations. UAVs cannot cover large areas compared to manned aircrafts used for traditional census. Three factors are responsible for these limitations: (1) Endurance and flight speed of these devices is limited and can only cover small areas. (2) Canadian regulation restricts flights to visual range. Operating UAVs out of visual range requires sense and avoid technology as well as real time communication with ground control station which is not adapted yet for civil UAVs (Gupta et al., 2013). (3) Data storage space onboard the UAV limits flights to relatively short distances. Advances in the field of onboard data processing and computer vision are expected to reduce these limitations in the short term. This limited coverage area remains very useful to census wildlife by targeting specific areas critical to the ecology of some species (e.g., calving grounds, wintering areas) or to simultaneously census species that coexist spatially (e.g., birds).

As shown in this project, UAVs have some flight restrictions that impact the quality of the acquired data. Improving sensor parameterization is critical to increase the quality of images as well as the use of 3-axis gyro-stabilized gimbals (Aber et al., 2010; Anderson and Gaston, 2013). This system is a rotating support which compensates for angular motions (i.e., roll, pitch, yaw) caused by the movement of the aircraft to maintain a stable angle at nadir (Jones, 2000). This equipment can reduce the effects of deformation and vibration on the images to perform more effective imagery selection and preprocessing.

5.7. Conclusions and future work

The multicriteria object-based image analysis using very high spatial resolution visible and thermal infrared images acquired by a UAV is an efficient approach to detecting several species simultaneously. This method also demonstrated its potential to perform the census of a single targeted species using its own specific threshold values. However, more research is needed to improve the detection rate of each species. For example, the use of multiple spectral band combinations needs to be explored. These results open the way for the development of a reproducible and adaptable approach to other species.

This project validates the potential of UAVs to acquire high quality imagery allowing the extraction of census data. However, the current Canadian regulation and the technology limit the coverage of study areas. Applications related to UAV-based imagery will be closely related to UAV regulation and technology developments in the future.

5.8. Acknowledgements

This research project was funded by *the Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies* (FRQNT) and the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) in collaboration with the *Centre de géomatique du Québec* (CGQ). The authors also thank the *Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau* who kindly provided access to their land where the work was conducted.

5.9. References

- Aber, J.S., Marzloff, I. and Ries, J.B., 2010. Small-format aerial photography: principles, techniques and geoscience applications. Elsevier, Amsterdam, 268 p.
- Ahumada, J.A., Hurtado, J. and Lizcano, D., 2013. Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities from camera trap data: A tool for conservation. *PLoS ONE* 8(9), 10 p.

- Anderson, K., and Gaston, K.J., 2013. Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(3), pp. 138–146.
- Bartmann, R.M., Carpenter, L.H., Garrott, R.A. and Bowden, D.C., 1986. Accuracy of helicopter counts of mule deer in Pinyon-Juniper Woodland. *Wildlife Society Bulletin* 14(4), pp. 356–363.
- Bayliss, P., and Yeomans, K.M., 1989. Correcting bias in aerial survey population estimates of feral livestock in Northern Australia using the double-count technique. *Journal of Applied Ecology*, 26(3), pp. 925–933.
- Bodie, W.L., Garton, E.O., Taylor, E.R. and McCoy, M., 1995. A sightability model for bighorn sheep in canyon habitats. *The Journal of Wildlife Management*, 59(4), pp. 832–840.
- Burton, A.C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J.T., Bayne, E. and Boutin, S., 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), pp. 675–685.
- Caughley, G., 1974. Bias in aerial survey. *The Journal of Wildlife Management*, 38(4), pp. 921–933.
- Caughley, G., 1977. Sampling in aerial survey. *The Journal of Wildlife Management*, 41(4), pp. 605–615.
- Caughley, G., Sinclair, R. and Scott-Kemmis, D., 1976. Experiments in aerial survey. *The Journal of Wildlife Management*, 40(2), pp. 290–300.
- Chabot, D., 2009. Systematic evaluation of a stock unmanned aerial vehicle (UAV) system for small-scale wildlife survey applications. Thesis, McGill University, Montreal, Quebec, Canada.
- Chabot, D., and Bird, D.M., 2012. Evaluation of an off-the-shelf unmanned aircraft system for surveying flocks of geese. *Waterbirds*, 35(1), pp. 170–174.
- Chrétien, L.P., Théau, J. and Ménard, P., 2015. Visible and thermal infrared remote sensing for the detection and count of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) using an unmanned aerial vehicle. *Wildlife Society Bulletin (in revision)*.
- Congalton, R.G. and Green, K., 2009. *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices*. CRC Press, Boca Raton, 200 p.
- Cumberland, R.E., 2012. Potvin double-count aerial surveys in New Brunswick: are results reliable for moose? *Alces*, 48(1), pp. 67–77.
- Eisenbeiß, H., 2009. UAV Photogrammetry. Dissertation, ETH Zurich, Zurich, Switzerland.

- Feldhamer, G.A., Thompson, B.C. and Chapman, J.A., 2003. *Wild mammals of North America – Biology, management, and conservation*. Second edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 1216 p.
- Floyd, T.J., Mech, L.D. and Nelson, M.E., 1979. An improved method of censusing deer in deciduous-coniferous forests. *The Journal of Wildlife Management*, 43(1), pp. 258–261.
- Franke, U., Goll, B., Hohmann, U. and 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.
- Frid, A., 2003. Dall's sheep responses to overflights by helicopter and fixed-wing aircraft. *Biological Conservation*, 110(3), pp. 387–399.
- Garner, D.L., Underwood, H.B. and Porter, W.F., 1995. Use of modern infrared thermography for wildlife population surveys. *Environmental Management*, 19(2), pp. 233–238.
- Gupta, S.G., Ghonge, M.M. and Jawandhiya, P.M., 2013. Review of unmanned aircraft system (UAS). *International Journal of Advanced Research in Computer Engineering & Technology*, 2(4), pp. 1646–1658.
- Haroldson, B.S., Wiggers, E.P., Beringer, J., Hansen, L.P. and McAninch, J.B., 2003. Evaluation of aerial thermal imaging for detecting white-tailed deer in a deciduous forest environment. *Wildlife Society Bulletin*, 31(4), pp. 1188–1197.
- Havens, K.J. and Sharp, E.J., 1998. Using thermal imagery in the aerial survey of animals. *Wildlife Society Bulletin*, 26(1), pp. 17–23.
- Hodgson, A., Kelly, N. and Peel, D., 2013. Unmanned aerial vehicles (UAVs) for surveying marine fauna: A dugong case study. *Plos One* 8(11), 15 p.
- Israel, M., 2011. A UAV-based roe deer fawn detection system. In: *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Zurich, Switzerland, Vol. XXXVIII-1/C22, pp. 51–55.
- Jones, D.I., 2000. Aerial inspection of overhead power lines using video: estimation of image blurring due to vehicle and camera motion. *Vision, Image and Signal Processing, IEE Proceedings*, 147(2), pp. 157–166.
- Jones IV, G.P., Pearlstine, L.G. and Percival, H.F., 2006. An assessment of small unmanned aerial vehicles for wildlife research. *Wildlife Society Bulletin*, 34(3), pp. 750–758.
- LeResche, R.E. and Rausch, R.A., 1974. Accuracy and precision of aerial moose censusing. *The Journal of Wildlife Management*, 38(2), pp. 175–182.

- Marsh, H., and Sinclair, D.F., 1989. Correcting for visibility bias in strip transect aerial surveys of aquatic fauna. *The Journal of Wildlife Management*, 53(4), pp.1017–1024.
- Naugle, D.E., Jenks, J.A. and Kernohan, B.J., 1996. Use of thermal infrared sensing to estimate density of white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin*, 24(1), pp. 37–43.
- Nowak, R.M., 1999. *Walker's mammals of the world – Volume II*. Sixth edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 1099 p.
- Pierce, B.L., R.R. Lopez, and N.J. Silvy. *Estimating animal abundance*. In: The wildlife techniques manual – Research – Volume 1. Seventh edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 284–310.
- Potvin, F., Breton, L., Rivest, L.P. and Gingras, A., 1992. Application of a double-count aerial survey technique for white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, on Anticosti Island, Québec. *Canadian Field-Naturalist*, 106(4), pp. 435–442.
- Samuel, M.D., Garton, E.O., Schlegel, M.W. and Carson, R.G., 1987. Visibility bias during aerial surveys of elk in Northcentral Idaho. *The Journal of Wildlife Management*, 51(3), pp. 622–630.
- Siniff, D.B. and Skoog, R.O., 1964. Aerial censusing of caribou using stratified random sampling. *The Journal of Wildlife Management*, 28(2), pp. 391–401.
- Skalski, J.R., Ryding, K.E. and Millspaugh, J.J., 2005. *Wildlife demography: Analysis of sex, age, and count data*. Academic Press, San Diego, 636 p.
- Stoll Jr, R.J., McClain, M.W., Clem, J.C. and Plageman, T., 1991. Accuracy of helicopter counts of white-tailed deer in Western Ohio farmland. *Wildlife Society Bulletin*, 19(3), pp. 309–314.
- Terletzky, P., Ramsey, R.D. and Neale, C.M.U., 2012. Spectral characteristics of domestic and wild mammals. *GIScience & Remote Sensing*, 49(4), pp. 597–608.
- Tobler, M.W., Carrillo-Percestequi, S.E., Pitman, R.L., Mares, R. and Powell, G., 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11(3), pp. 169–178.
- Trimble, 2011. eCognition developer 8.7 – Reference book. Trimble, Munich, Bavaria, Germany.
- Whitehead, K., Hugenholtz, C.H., Myshak, S., Brown, O., LeClair, A., Tamminga, A., Barchyn, T.E., Moorman, B. and Eaton, B., 2014. Remote sensing of the environment with small unmanned aircraft systems (UASs), part 2: scientific and commercial applications. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 2(3), pp. 86–102.

- Wiegman, D. A. and Taneja, N., 2003. Analysis of injuries among pilots involved in fatal general aviation airplane accidents. *Accident Analysis and Prevention*, 35(4), pp. 571–577.
- Wiggers, E.P. and Beckerman, S.F., 1993. Use of thermal infrared sensing to survey white-tailed deer populations. *Wildlife Society Bulletin*, 21(3), pp. 263–268.
- Williams, B.K., Nichols, J.D. and Conroy, M.J., 2012. *Analysis and management of animal populations – Modeling, estimation, and decision making*. Academic Press, San Diego, 817 p.
- Woodcock, C.E. and Strahler, A.H., 1987. The factor of scale in remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 21(3), pp. 311–332.

Chapitre VI – Conclusion

L'inventaire de la moyenne et grande faune est une des constituantes importantes dans un plan de gestion faunique. Avec le développement et l'amélioration des technologies telles que les ASP, les capteurs, les composantes d'ordinateur ainsi que les logiciels de traitements d'images, l'information spatialisée est rendue plus facilement accessible aux gestionnaires de la faune.

L'objectif du projet de recherche était d'évaluer la performance d'un système aéronef-capteur mis au point pour la détection et l'inventaire de la moyenne et grande faune dans un milieu contrôlé. Ce projet a ainsi déterminé avec succès le potentiel de l'utilisation de l'imagerie acquise avec un ASP ainsi que l'analyse d'images par objet pour détecter, identifier et dénombrer différentes espèces de la moyenne et grande faune. La méthodologie s'est avérée particulièrement efficace en analysant l'imagerie combinée du visible et de l'infrarouge thermique avec une résolution spatiale de 0.8 cm/pixel pour inventorier les cerfs de Virginie et pour effectuer la détection multiespèce.

La méthode proposée dans le cadre de cette maîtrise n'avait pas pour objectif de remplacer les méthodes actuelles, mais elle visait plutôt à étudier le potentiel de cette approche pour la détection, l'identification et le comptage des individus. L'aspect innovateur de ce travail concerne l'utilisation de l'approche mentionnée dans ce mémoire pour pousser plus loin l'acquisition et l'utilisation d'imagerie multispectrale dans le domaine de l'inventaire faunique. Cet avancement technologique a le potentiel d'apporter un nouveau niveau de sophistication dans les études modernes des habitats fauniques grâce à l'attribution de la localisation précise des individus inventoriés. Cela offre la possibilité d'effectuer des analyses spatiales de la distribution d'une espèce ainsi que l'évaluation écologique de leur habitat (ex. : type de couverture végétative, disponibilité de la nourriture, proximité des coupes forestières ou des zones anthropiques, etc.) (Millette *et al.*, 2011). Outre les inventaires de la faune, la connaissance de la position spatiale des individus ouvre également la voie au développement d'applications telles que la surveillance anti-braconnage (Mulero-Pázmány *et al.*, 2014) et la gestion de conflit faune/agriculture (Haschberger *et al.*, 1996; Patrovsky and Biebl, 2005; Israel, 2011; Christiansen *et al.*, 2014).

La méthode développée est toutefois limitée par la canopée fermée de la végétation sempervirente qui demeure un problème récurrent pour les inventaires aériens. La méthode proposée ne tient pas

compte, pour l'instant, des biais de disponibilité. De plus, il est impossible dans les conditions de cette étude d'établir un portrait exact des limitations d'application de l'approche.

La méthode proposée dans ce projet est encore à une phase préliminaire dans son processus de développement pour son application dans un contexte d'inventaire. Plusieurs avenues de recherche n'ont pas encore été explorées jusqu'à maintenant telles que : (1) l'évaluation d'une sélection plus approfondie des bandes spectrales; (2) l'évaluation d'autres méthodes d'analyses d'images ou de vidéo; (3) l'intégration d'une méthode qui considère les biais de disponibilité; (4) l'évaluation de l'impact des conditions environnementales et météorologiques sur la détection de la faune; et (5) l'automatisation et l'uniformisation du processus d'acquisition des données et de la détection de la faune. Par ailleurs, une prochaine étude pourrait avoir pour objectif de comparer l'efficacité de la méthode proposée dans ce projet avec d'autres méthodes d'inventaires utilisées à ce jour (ex. : double inventaire aérien à deux observateurs).

Le défi majeur des inventaires de la grande faune est de trouver une méthode fiable compte tenu des contraintes budgétaires, réglementaires, logistiques et temporelles considérables. Les progrès technologiques peuvent améliorer la capacité des biologistes à atteindre leurs objectifs, mais une évaluation complète des méthodes devrait précéder leur adoption à grande échelle.

Références

- Abd-Elrahman, A., Pearlstone, L. and Percival, F. (2005) Development of pattern recognition algorithm for automatic bird detection from unmanned aerial vehicle imagery. *Surveying and Land Information Science*, vol. 65, n° 1, p. 37–45.
- Addison, R.B. (1972) The possible use of thermal infrared imagery for wildlife census. *Proceedings of the Eighth North American Moose Conference and Workshop*, vol. 8, p. 301–325.
- Ahumada, J.A., Hurtado, J. and Lizcano, D. (2013) Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities from camera trap data: A tool for conservation. *PLOS ONE*, vol. 8, n° 9, 10 p.
- Anderson, K. and Gaston, K.J. (2013) Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 11, n° 3, p. 138–146.
- Anderson Jr, C.R. and Lindzey, F.G. (1996) Moose sightability model developed from helicopter surveys. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 24, n° 2, p. 247–259.
- Anderson Jr, C.R., Moody, D.S., Smith, B.L., Lindzey, F.G. and Lanka, R.P. (1998) Development and evaluation of sightability models for summer elk surveys. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 62, n° 3, p. 1055–1066.
- Anthony, R.M., Anderson, W.H., Sedinger, J.S. and McDonald, L.L. (1995) Estimating populations of nesting Brant using aerial videography. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 23, n° 1, p. 80–87.
- Arjomandi, M., Agostino, S., Mammone, M., Nelson, M. and Zhou, T. (2006) Classification of Unmanned Aerial Vehicles. Report for Mechanical Engineering class, University of Adelaide, Adelaide, Australia, 49 p.
- Atkinson, P.M. and Lewis, P. (2000) Geostatistical classification for remote sensing: an introduction. *Computers & Geosciences*, vol. 26, n° 4, p. 361–371.
- Bajzak, D. and Piatt, J.F. (1990) Computer-aided procedure for counting waterfowl on aerial photographs. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 18, n° 2, p. 125–129.
- Barber, D.G., Richard, P.R., Hochheim, K.P. and Orr, J. (1991) Calibration of aerial thermal infrared imagery for walrus population assessment. *Arctic*, vol. 44, n° 1, p. 58–65.
- Bartmann, R.M., Carpenter, L.H., Garrott, R.A. and Bowden, D.C. (1986) Accuracy of helicopter counts of mule deer in Pinyon-Juniper Woodland. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 14, n° 4, p. 356–363.

- Bayliss, P. and Giles, J. (1985) Factors affecting the visibility of kangaroos counted during aerial surveys. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 49, n° 3, p. 686–692.
- Bayliss, P. and Yeomans, K.M. (1989) Correcting bias in aerial survey population estimates of feral livestock in Northern Australia using the double-count technique. *Journal of Applied Ecology*, vol. 26, n° 3, p. 925–933.
- Bear, G.D., White, G.C., Carpenter, L.H., Gill, R.B. and Essex, D.J. (1989) Evaluation of aerial mark-resighting estimates of elk populations. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 53, n° 4, p. 908–915.
- Beasom, S.L., Hood, J.C. and Cain, J.R. (1981) The effect of strip width on helicopter censusing of deer. *Journal of Range Management Archives*, vol. 34, n° 1, p. 36–37.
- Beasom, S.L., Leon III, F.G. and Synatzske, D.R. (1986) Accuracy and precision of counting white-tailed deer with helicopters at different sampling intensities. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 14, n° 4, p. 364–368.
- Bento, M.D.F. (2008) Unmanned aerial vehicles: An overview. *Inside GNSS*, vol. 3, n° 1, p. 54–61.
- Benz, U.C., Hofmann, P., Willhauck, G., Lingenfelder, I., and Heynen, M. (2004) Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, vol. 58, n° 3, p. 239–258.
- Bergerud, A.T. (1963) Aerial winter census of caribou. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 27, n° 3, p. 438–449.
- Beringer, J., Hansen, L.P. and Sexton, O. (1998) Detection rates of white-tailed deer with a helicopter over snow. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 26, n° 1, p. 24–28.
- Bernatas, S. and Nelson, L. (2004) Sightability model for California bighorn sheep in canyonlands using forward-looking infrared (FLIR). *Wildlife Society Bulletin*, vol. 32, n° 3, p. 638–647.
- Berni, J.A., Zarco-Tejada, P.J., Suárez, L. and Fereres, E. (2009) Thermal and narrowband multispectral remote sensing for vegetation monitoring from an unmanned aerial vehicle. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 47, n° 3, p. 722–738.
- Blaschke, T. (2010) Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, vol. 65, n° 1, p. 2–16.
- Bodie, W.L., Garton, E.O., Taylor, E.R. and McCoy, M. (1995) A sightability model for bighorn sheep in canyon habitats. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 59, n° 4, p. 832–840.
- Bontaites, K.M., Gustafson, K.A. and Makin, R. (2000) A Gasaway-type moose survey in New Hampshire using infrared thermal imagery: preliminary results. *Alces*, vol. 36, p. 69–76.

- Boonstra, R., Eadie, J.M., Krebs, C.J. and Boutin, S. (1995) Limitations of far infrared thermal imaging in locating birds. *Journal of Field Ornithology*, vol. 66, n° 2, p. 192–198.
- Boonstra, R., Krebs, C.J., Boutin, S. and Eadie, J.M. (1994) Finding mammals using far-infrared thermal imaging. *Journal of Mammalogy*, vol. 75, n° 4, p. 1063–1068.
- Borkowski, J., Palmer, S.C. and Borowski, Z. (2011) Drive counts as a method of estimating ungulate density in forests : mission impossible? *Acta Theriologica*, vol. 56, n° 3, p. 239–253.
- Bortolot, Z.J. and Prater, P.E. (2009) A first assessment of the use of high spatial resolution hyperspectral imagery in discriminating among animal species, and between animals and their surroundings. *Biosystems Engineering*, vol. 102, n° 4, p. 379–384.
- Boucher, N., Jinnai, M. and Smolders, A. (2012) A fully automatic wildlife acoustic monitor and survey system. *in Acoustics 2012 Nantes Conference - 11th Congrès Français d'Acoustique*, Nantes, France, 23-27 April 2012.
- Brown, L.G. (1992) A survey of image registration techniques. *ACM computing surveys (CSUR)*, vol. 24, n° 4, p. 325–376.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. and Laake, J.L. (1993) *Distance sampling : estimating abundance of biological populations*. Springer Science & Business Media, London, United Kingdom, 446 p.
- Bulanon, D.M., Burks, T.F. and Alchanatis, V. (2009) Image fusion of visible and thermal images for fruit detection. *Biosystems Engineering*, vol. 103, n° 1, p. 12–22.
- Bunting, P., Labrosse, F. and Lucas, R. (2010) A multi-resolution area-based technique for automatic multi-modal image registration. *Image and Vision Computing*, vol. 28, n° 8, p. 1203–1219.
- Burger, A.E. (2001). Using radar to estimate populations and assess habitat associations of marbled murrelets. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 65, n° 4, p. 696–715.
- Burn, D.M., Webber, M.A. and Udevitz, M.S. (2006) Application of airborne thermal imagery to surveys of Pacific walrus. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 34, n° 1, p. 51–58.
- Burnett, C. and Blaschke, T. (2003) A multi-scale segmentation/object relationship modelling methodology for landscape analysis. *Ecological Modelling*, vol. 168, n° 3, p. 233–249.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. and Laake, J.L. (1980) Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs*, n° 72, p. 3–202.

- Burton, A.C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J.T., Bayne, E. and Boutin, S. (2015) Wildlife camera trapping : a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, vol. 52, n° 3, p. 675–685.
- Caughley, G. and Grice, D. (1982) A correction factor for counting emus from the air, and its application to counts in Western Australia. *Wildlife Research*, vol. 9, n° 2, p. 253–259.
- Caughley, G. and Sinclair, A.R.E. (1994). *Wildlife ecology and management*. Blackwell Science, Cambridge, United States, 334 p.
- Caughley, G., Sinclair, R. and Scott-Kemmis, D. (1976) Experiments in aerial survey. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 40, n° 2, p. 290–300.
- Caughley, G. (1974) Bias in aerial survey. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 38, n° 4, p. 921–933.
- Caughley, G. (1977) Sampling in aerial survey. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 41, n° 4, p. 605–615.
- Chabot, D. (2009). Systematic evaluation of a stock unmanned aerial vehicle (UAV) system for small-scale wildlife survey applications. Thesis, McGill University, Montreal, Canada, 91 p.
- Chabot, D. and Bird, D.M. (2012) Evaluation of an off-the-shelf Unmanned Aircraft System for surveying flocks of geese. *Waterbirds*, vol. 35, n° 1, p. 170–174.
- Chabot, D. and Bird, D.M. (2015) Wildlife research and management methods in the 21st century: Where do unmanned aircraft fit in? *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, vol. 3, n° 1, p. 1–19.
- Cogan, R.D. and Diefenbach, D.R. (1998) Effect of undercounting and model selection on a sightability-adjustment estimator for elk. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 62, n° 1, p. 269–279.
- Comité des inventaires aériens (1978) Rapport des inventaires aériens hiver 1976-77. Direction générale de la faune, Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Québec, Canada, 119 p.
- Congalton, R.G. and Green, K. (2009) *Assessing the accuracy of remotely sensed data : principles and practices*. CRC Press, Boca Raton, United States, 200 p.
- Cook, R.D. and Jacobson, J.O. (1979) A design for estimating visibility bias in aerial surveys. *Biometrics*, vol. 35, n° 4, p. 735–742.
- Cook, R.D. and Martin, F.B. (1974) A model for quadrat sampling with “visibility bias”. *Journal of the American Statistical Association*, vol. 69, n° 346, p. 345–349.

- Côté, S.D., Rooney, T.P., Tremblay, J.-P., Dussault, C. and Waller, D.M. (2004) Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 35, p. 113–147.
- Couturier, S., Courtois, R., Crépeau, H., Rivest, L.-P. and Luttich, S. (1996) Calving photocensus of the Rivière George caribou herd and comparison with an independent census. *Rangifer*, vol. 16, n° 4, p. 283–296.
- Cox, T.H., Nagy, C.J., Skoog, M.A., Somers, I.A. and Warner, R. (2004) Civil UAV capability assessment – Draft version. NASA, United States, 103 p.
- Crête, M. (1979) Estimation de la densité d'orignaux au moyen d'inventaires aériens incomplets. *Naturaliste Canadien*, vol. 106, p. 481–483.
- Crête, M. et St-Hilaire, D. (1979) L'hélicoptère et l'avion pour dénombrer les orignaux dans le sud-ouest du Québec. *Naturaliste Canadien*, vol. 106, p. 487–495.
- Crête, M., Rivest, L.-P., Jolicoeur, H., Brassard, J.M. and Messier, F. (1986) Predicting and correcting helicopter counts of moose with observations made from fixed-wing aircraft in southern Quebec. *Journal of Applied Ecology*, vol. 23, n° 3, p. 751–761.
- Croon, G.W., McCullough, D.R., Olson Jr, C.E. and Queal, L.M. (1968) Infrared scanning techniques for big game censusing. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 32, n° 4, p. 751–759.
- Csillag, F. and Kabos, S. (2002) Wavelets, boundaries, and the spatial analysis of landscape pattern. *Écoscience*, vol. 9, n° 2, p. 177–190.
- Cuyler, L.C., Wiulsrød, R. and Øritsland, N.A. (1992) Thermal infrared radiation from free living whales. *Marine Mammal Science*, vol. 8, n° 2, p. 120–134.
- Daigle, C. (2007) Le système de suivi de populations de cerfs de Virginie au Québec en 2006. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec, Québec, Canada, 22 p.
- DeYoung, C.A., Guthery, F.S., Beasom, S.L., Coughlin, S.P. and Heffelfinger, J.R. (1989) Improving estimates of white-tailed deer abundance from helicopter surveys. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 17, n° 3, p. 275–279.
- DeYoung, C.A. (1985) Accuracy of helicopter surveys of deer in south Texas. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 13, n° 2, p. 146–149.
- Dirschl, H.J., Norton-Griffiths, M. and Wetmore, S.P. (1981) Training observers for aerial surveys of herbivores. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 9, n° 2, p. 108–115.

- Ditmer, M.A., Vincent, J.B., Werden, L.K., Tanner, J.C., Laske, T.G., Iaizzo, P.A., Garshelis, D.L. and Fieberg, J.R. (2015) Bears show a physiological but limited behavioral response to unmanned aerial vehicles. *Current Biology*, vol. 25, n° 17, p. 2278–2283.
- Drake, D., Aquila, C. and Huntington, G. (2005) Counting a suburban deer population using forward-looking infrared radar and road counts. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 33, n° 2, p. 656–661.
- Dunham, K. (2004) Aerial survey of large herbivores in Gorongosa National Park, Mozambique : 2004. Gregory C. Carr Foundation, Cambridge, United States, 46 p.
- Dunn, W.C., Donnelly, J.P. and Krausmann, W.J. (2002) Using thermal infrared sensing to count elk in the southwestern United States. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 30, n° 3, p. 963–967.
- Dussault, C., Poulin, M., Ouellet, J.-P., Courtois, R., Laurian, C., Leblond, M., Fortin, J., Breton, L. et Jolicoeur, H. (2005) Existe-t-il des solutions à la problématique des accidents routiers impliquant la grande faune? *Naturaliste canadien*, vol. 129, n° 1, p. 57–62.
- e-geos (2013) Price List. e-geos : An asi/telespazio company, Rome, Italy, 33 p.
- Eisenbeiß, H. (2009) UAV Photogrammetry. Doctor of Sciences, ETH Zurich, Zurich, Switzerland, 237 p.
- Estes, J.A. and Jameson, R.J. (1988) A double-survey estimate for sighting probability of sea otters in California. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 52, n° 1, p. 70–76.
- Evans, C.D., Troyer, W.A. and Lensink, C.J. (1966) Aerial census of moose by quadrat sampling units. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 30, n° 4, p. 767–776.
- FAPAQ (2001) La chasse à l'aube du XXI^e siècle. Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ), Québec, Canada, 24 p.
- Felton, M., Gurton, K.P., Pezzaniti, J.L., Chenault, D.B. and Roth, L.E. (2010) Measured comparison of the crossover periods for mid- and long-wave IR (MWIR and LWIR) polarimetric and conventional thermal imagery. *Optics express*, vol. 18, n° 15, p. 15704–15713.
- FLIR Commercial Systems (2011) Tau 640 Slow video camera : User's manual. FLIR Commercial Systems, Goleta, United States, 81 p.
- Floyd, T.J., Mech, L.D. and Nelson, M.E. (1979) An improved method of censusing deer in deciduous-coniferous forests. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 43, n° 1, p. 258–261.

- Franke, U., Goll, B., Hohmann, U. and Heurich, M. (2012) Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high-resolution natural colour images. *Animal Biodiversity and Conservation*, vol. 35, n° 2, p. 285–293.
- Freddy, D.J., White, G.C., Kneeland, M.C., Kahn, R.H., Unsworth, J.W., deVergie, W.J., Graham, V.K., Ellenberger, J.H. and Wagner, C.H. (2004) How many mule deer are there? Challenges of credibility in Colorado. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 32, n° 3, p. 916–927.
- Frederick, P.C., Hylton, B., Heath, J.A. and Ruane, M. (2003) Accuracy and variation in estimates of large numbers of birds by individual observers using an aerial survey simulator. *Journal of Field Ornithology*, vol 74, n° 3, p. 281–287.
- Frei, M.N., Peterson, J.S. and Hall, J.R. (1979) Aerial census of wild horses in western Utah. *Journal of Range Management*, vol. 32, n° 1, p. 8–11.
- Fretwell, P.T., LaRue, M.A., Morin, P., Kooyman, G.L., Wienecke, B., Ratcliffe, N., Fox, A.J., Fleming, A.H., Porter, C. and Trathan, P.N. (2012) An emperor penguin population estimate : the first global, synoptic survey of a species from space. *PLOS ONE*, vol. 7, n° 4, 11 p.
- Frid, A. (2003) Dall's sheep responses to overflights by helicopter and fixed-wing aircraft. *Biological Conservation*, vol. 110, n° 3, p. 387–399.
- Fuller, T.K. (1990) Dynamics of a declining white-tailed deer population in North-Central Minnesota. *Wildlife Monographs*, n° 110, p. 3–37.
- Garner, D.L., Underwood, H.B. and Porter, W.F. (1995) Use of modern infrared thermography for wildlife population surveys. *Environmental Management*, vol. 19, n° 2, p. 233–238.
- Garton, E.O., Horne, J.S., Aycrigg, J.L. and Ratti, J.T. (2012) Research and experimental design. p. 1–40, *in* Silvy, N.J. *The wildlife techniques manual: Research*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, United States, 686 p.
- Gasaway, W.C. and Dubois, S.D. (1987) Estimating moose population parameters. *Swedish Wildlife Research*, n° 1, p. 603–617.
- Gasaway, W.C., Dubois, S.D. and Harbo, S.J. (1985) Biases in aerial transect surveys for moose during May and June. *The Journal of wildlife management*, vol. 49, n° 3, p. 777–784.
- Gasaway, W. C., Dubois, S.D., Reed, D.J. and Harbo, S.J. (1986) Estimating moose population parameters from aerial surveys. *Biological Papers of the University of Alaska*, n° 22, 122 p.
- Geist, V. (1998) *Deer of the world: their evolution, behavior, and ecology*. Stackpole Books, Mechanicsburg, United States, 421 p.

- Gilbert, B.A. and Moeller, B.J. (2008) Modeling elk sightability bias of aerial surveys during winter in the central Cascades. *Northwest Science*, vol. 82, n° 3, p. 222–228.
- Gilmer, D.S., Brass, J.A., Strong, L.L. and Card, D.H. (1988) Goose counts from aerial photographs using an optical digitizer. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 16, n° 2, p. 204–206.
- Giudice, J.H., Fieberg, J.R. and Lenarz, M.S. (2012) Spending degrees of freedom in a poor economy: a case study of building a sightability model for moose in northeastern Minnesota. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 76, n° 1, p. 75–87.
- Goddard, J. (1967) The validity of censusing black rhinoceros populations from the air. *African Journal of Ecology*, vol. 5, n° 1, p. 18–23.
- Gong, P. and Howarth, P.J. (1992) Frequency-based contextual classification and gray-level vector reduction for land-use identification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 58, n° 4, p. 423–437.
- Gosse, J., McLaren, B. and Eberhardt, E. (2002) Comparison of fixed-wing and helicopter searches for moose in a midwinter habitat-based survey. *Alces*, vol. 38, p. 47–53.
- Gould, W.R., Smallidge, S.T. and Thompson, B.C. (2005) Mark-resight superpopulation estimation of a wintering elk *Cervus elaphus canadensis* herd. *Wildlife Biology*, vol. 11, n° 4, p. 341–349.
- Gouvernement du Canada (1996a) Règlement de l'aviation canadien (RAC), DORS/1996-433 (Gaz. Can. II), art. 101.01
- Gouvernement du Canada (1996b) Règlement de l'aviation canadien (RAC), DORS/1996-433 (Gaz. Can. II), art. 602.41
- Graber, J. (2011) Land-based infrared imagery for marine mammal detection. Thesis, University of Washington, Seattle, United States, 109 p.
- Graham, A. and Bell, R. (1989) Investigating observer bias in aerial survey by simultaneous double-counts. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 53, n° 4, p. 1009–1016.
- Graves, H.B., Bellis, E.D. and Knuth, W.M. (1972) Censusing white-tailed deer by airborne thermal infrared imagery. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 36, n° 3, p. 875–884.
- Grenzdörffer, G.J. (2013) UAS-based automatic bird count of a common gull colony. p. 169–174, *in* Grenzdörffer G.J. and Bill R. (eds.) *Unmanned Aerial Vehicle in Geomatics (UAV-g) 2013 conference*, Rostock, Germany, 4–6 September 2013, *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 423 p.

- Griffin, P.C., Lubow, B.C., Jenkins, K.J., Vales, D.J., Moeller, B.J., Reid, M., Happe, P.J., McCorquodale, S.M., Tirhi, M.J., Schaberl, J.P. and Beirne, K. (2013) A hybrid double-observer sightability model for aerial surveys. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 77, n° 8, p. 1532–1544.
- Groom, G.B., Fuller, R.M. and Jones, A.R. (1996) Contextual correction : techniques for improving land cover mapping from remotely sensed images. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 17, n° 1, p. 69–89.
- Groom, G., Petersen, I.K. and Fox, T. (2007) Sea bird distribution data with object based mapping of high spatial resolution image data. *in* Mills, J. and Williams, M. (eds.) *Annual Conference 2007: Challenges for earth observation-scientific, technical and commercial*, Newcastle upon Tyne, United Kingdom, 11–14 September 2007, Remote Sensing and Photogrammetry Society, Nottingham, United Kingdom, 426 p.
- Groom, G., Petersen, I.K., Anderson, M.D. and Fox, A.D. (2011) Using object-based analysis of image data to count birds: mapping of Lesser Flamingos at Kamfers Dam, Northern Cape, South Africa. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 32, n° 16, p. 4611–4639.
- Groom, G., Stjernholm, M., Nielsen, R.D., Fleetwood, A. and Petersen, I.K. (2013) Remote sensing image data and automated analysis to describe marine bird distributions and abundances. *Ecological Informatics*, vol. 14, p. 2–8.
- Grzimek, M. and Grzimek, B. (1960) Flamingoes censused in East Africa by aerial photography. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 24, n° 2, p. 215–217.
- Guo, D., Wu, L., Wang, J., Zheng, X. and Li, Q. (2006) Use the GPS/IMU new technology for photogrammetric application. p. 1107–1110, *in* IGARSS 2006 (eds.) 2006 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), Denver, United States, 31 July – 4 August 2006, Geoscience and Remote Sensing Society, Piscataway, United States, 4224 p.
- Gupta, S.G., Ghonge, M.M. and Jawandhiya, P.M. (2013) Review of unmanned aircraft system (UAS). *International Journal of Advanced Research in Computer Engineering & Technology*, vol. 2, n° 4, p. 1646–1658.
- Hardie, R.C., Hayat, M.M., Armstrong, E. and Yasuda, B. (2000) Scene-based nonuniformity correction with video sequences and registration. *Applied Optics*, vol. 39, n° 8, p. 1241–1250.
- Hardin, P.J. and Hardin, T.J. (2010) Small-scale remotely piloted vehicles in environmental research. *Geography Compass*, vol. 4, n° 9, p. 1297–1311.
- Hardin, P.J. and Jensen, R.R. (2011) Small-scale unmanned aerial vehicles in environmental remote sensing: Challenges and opportunities. *GIScience & Remote Sensing*, vol. 48, n° 1, p. 99–111.

- Haroldson, B.S., Wiggers, E.P., Beringer, J., Hansen, L.P. and McAninch, J.B. (2003) Evaluation of aerial thermal imaging for detecting white-tailed deer in a deciduous forest environment. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 31, n° 4, p. 1188–1197.
- Haschberger, P., Bundschuh, M. and Tank, V. (1996) Infrared sensor for the detection and protection of wildlife. *Optical Engineering*, vol. 35, n° 3, p. 882–889.
- Havens, K.J. and Sharp, E.J. (1998) Using thermal imagery in the aerial survey of animals. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 26, n° 1, p. 17–23.
- Hay, G.J. and Castilla, G. (2006) Object-based image analysis: strengths, weaknesses, opportunities and threats (SWOT). p. 8–10, *in* Lang, S., Blaschke, T. and Schöpfer, E. (eds.) 1st International Conference on Object-based Image Analysis (OBIA 2006) : Bridging Remote Sensing and GIS, Salzburg, Austria, 4–5 July 2006, International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 371 p.
- Henny, C.J., Smith, M.M. and Stotts, V.D. (1974) The 1973 distribution and abundance of breeding ospreys in the Chesapeake Bay. *Chesapeake Science*, vol. 15, n° 3, p. 125–133.
- Hiby, A.R., Thompson, D. and Ward, A.J. (1988) Census of grey seals by aerial photography. *The Photogrammetric Record*, vol. 12, n° 71, p. 589–594.
- Hill, G.J., Barnes, A. and Wilson, G.R. (1985) Time of day and aerial counts of grey kangaroos. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 49, n° 4, p. 843–849.
- Hobson, K.A., Rempel, R.S., Greenwood, H., Turnbull, B. and Van Wilgenburg, S.L. (2002) Acoustic surveys of birds using electronic recordings: new potential from an omnidirectional microphone system. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 30, n° 3, p. 709–720.
- Hodgson, A., Kelly, N. and Peel, D. (2013) Unmanned aerial vehicles (UAVs) for surveying marine fauna: a dugong case study. *PLOS ONE*, vol. 8, n° 11, 15 p.
- Hone, J. (2008) On bias, precision and accuracy in wildlife aerial surveys. *Wildlife Research*, vol. 35, n° 4, p. 253–257.
- Huot, M., Goudreault, F. et Lamontagne, G. (2002) Plan de gestion du cerf de Virginie 2002-2008. Direction du développement de la faune, Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, Canada, 360 p.
- Israel, M. (2011) A UAV-based roe deer fawn detection system. p. 51–55, *in* Eisenbeiss, H., Kunz, M. and Ingensand, H. (eds.) Unmanned Aerial Vehicle in Geomatics (UAV-g) 2011 conference, Zurich, Switzerland, 14–16 September 2011, International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 314 p.

- Jean, D. et Lamontagne, G. (2005) Programme de suivi du caribou migrateur-toundrique (*Rangifer tarandus*) de la région Nord-du-Québec. Direction de l'aménagement de la faune du Nord-du-Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune – Secteur Faune Québec, Québec, Canada, 19 p.
- Jiang, D., Zhuang, D., Fu, J. and Huang, Y. (2011) Survey of multispectral image fusion techniques in remote sensing applications. p. 1–22, *in* Zheng, Y., Image fusion and its applications. InTech, Rijeka, Croatia, 242 p.
- Johnson, B.K., Lindzey, F.G. and Guenzel, R.J. (1991) Use of aerial line transect surveys to estimate pronghorn populations in Wyoming. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 19, n° 3, p. 315–321.
- Jones IV, G.P. (2003) The feasibility of using Small Unmanned Aerial Vehicles for wildlife research. Thesis, University of Florida, Gainesville, United States, 41 p.
- Jones IV, G.P., Pearlstine, L.G. and Percival, H.F. (2006) An assessment of small unmanned aerial vehicles for wildlife research. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 34, n° 3, p. 750–758.
- Koh, L.P. and Wich, S.A. (2012) Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Tropical Conservation Science*, vol. 5, n° 2, p. 121–132.
- Koski, W.R., Allen, T., Ireland, D., Buck, G., Smith, P.R., Macrander, A.M., Halick, M.A., Rushing, C., Sliwa, D.J. and McDonald, T.L. (2009) Evaluation of an unmanned airborne system for monitoring marine mammals. *Aquatic Mammals*, vol. 35, n° 3, p. 347–357.
- Krueger, B., Bender, L.C., Gould, W.R. and Morrow, P.C. (2007) A fixed-wing sightability model for oryx in desert habitats. *South African Journal of Wildlife Research*, vol. 37, n° 2, p. 133–142.
- Kruse, P.W. (2001) *Uncooled thermal imaging : arrays, systems, and applications*. SPIE Press, Bellingham, United States, 90 p.
- Kufeld, R.C., Olterman, J.H. and Bowden, D.C. (1980) A helicopter quadrat census for mule deer on Uncompahgre Plateau, Colorado. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 44, n° 3, p. 632–639.
- Laliberte, A.S. and Rango, A. (2009) Texture and scale in object-based analysis of subdecimeter resolution unmanned aerial vehicle (UAV) imagery. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 47, n° 3, p. 761–770.
- Laliberte, A.S. and Ripple, W.J. (2003) Automated wildlife counts from remotely sensed imagery. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 31, n° 2, p. 362–371.

- Laliberte, A.S., Herrick, J.E., Rango, A. and Winters, C. (2010) Acquisition, orthorectification, and object-based classification of unmanned aerial vehicle (UAV) imagery for rangeland monitoring. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, vol. 76, n° 6, p. 661–672.
- Lancia, R.A., Bishir, J.W., Conner, M.C. and Rosenberry, C.S. (1996) Use of catch-effort to estimate population size. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 24, n° 4, p. 731–737.
- Lebourgeois, V., Bégué, A., Labbé, S., Mallavan, B., Prévot, L. and Roux, B. (2008) Can commercial digital cameras be used as multispectral sensors? A crop monitoring test. *Sensors*, vol. 8, n° 11, p. 7300–7322.
- Leonard, R.M. and Fish, E.B. (1974) An aerial photographic technique for censusing lesser sandhill cranes. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 2, n° 4, p. 191–195.
- LeResche, R.E. and Rausch, R.A. (1974) Accuracy and precision of aerial moose censusing. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 38, n° 2, p. 175–182.
- Lillesand, T.M., Kiefer, R.W. and Chipman, J.W. (2007) *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley & Sons, Hoboken, United States, 756 p.
- Locke, S.L., Parker, I.D. and Lopez, R.R. (2012) Use of remote cameras in wildlife ecology. p. 311–318, *in* Silvy, N.J. *The wildlife techniques manual: Research*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, United States, 686 p.
- Lovaas, A.L., Egan, J.L. and Knight, R.R. (1966) Aerial counting of two Montana elk herds. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 30, n° 2, p. 364–369.
- Lu, D. and Weng, Q. (2007) A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 28, n° 5, p. 823–870.
- Lubow, B.C. and Ransom, J.I. (2009) Validating aerial photographic mark-recapture for naturally marked feral horses. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 73, n° 8, p. 1420–1429.
- Luxorion (2013) *La photographie numérique, son histoire et fonctionnement d'un APN*. *in* Luxorion, <http://www.astrosurf.com/luxorion/photo-numerique3.htm>.
- Magnusson, W.E., Caughley, G.J. and Grigg, G.C. (1978) A double-survey estimate of population size from incomplete counts. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 42, n° 1, p. 174–176.
- Manning, J.A. and Garton, E.O. (2012) A sightability model for correcting visibility and availability biases in standardized surveys of breeding burrowing owls in southwest agroecosystem environments. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 76, n° 1, p. 65–74.

- Marques, T.A., Andersen, M., Christensen-Dalsgaard, S., Belikov, S., Boltunov, A., Wiig, Ø., Buckland, S.T. and Aars, J. (2006) The use of global positioning systems to record distances in a helicopter line-transect survey. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 34, n° 3, p. 759–763.
- Marsh, H. and Sinclair, D.F. (1989) Correcting for visibility bias in strip transect aerial surveys of aquatic fauna. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 53, n° 4, p. 1017–1024.
- McCorquodale, S.M. (2001) Sex-specific bias in helicopter surveys of elk: sightability and dispersion effects. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 65, n° 2, p. 216–225.
- McCullough, D.R., Olson Jr, C.E. and Queal, L.M. (1969) Progress in large animal census by thermal mapping. p. 138–147, *in* Johnson, P.L. *Remote Sensing in Ecology*. University of Georgia Press, Athens, United States, 244 p.
- McIntosh, T.E., Rosatte, R.C., Hamr, J. and Murray, D.L. (2009) Development of a sightability model for low-density elk populations in Ontario, Canada. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 73, n° 4, p. 580–585.
- Melis, M. and Miccoli, M. (2011) Multispectral imaging and hypercolorimetry in dentistry and endo-oral dermatology. *in* 16th congress, Rome, Italy, 22-24 September 2011, European Association of Dental Public Health (EADPH).
- Millette, T.L., Slaymaker, D., Marcano, E., Alexander, C. and Richardson, L. (2011) AIMS-Thermal – A thermal and high resolution color camera system integrated with GIS for aerial moose and deer census in northeastern Vermont. *Alces*, vol. 47, p. 27–37.
- Miller, K.E., Ackerman, B.B., Lefebvre, L.W. and Clifton, K.B. (1998) An evaluation of strip-transect aerial survey methods for monitoring manatee populations in Florida. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 26, n° 3, p. 561–570.
- Miller, S.D., White, G.C., Sellers, R.A., Reynolds, H.V., Schoen, J.W., Titus, K., Barnes Jr, V.G., Smith, R.B., Nelson, R.R., Ballard, W.B. and Schwartz, C.C. (1997) Brown and black bear density estimation in Alaska using radiotelemetry and replicated mark-resight techniques. *Wildlife Monographs*, p. 3–55.
- Mills, J.P., Newton, I. and Graham, R.W. (1996) Aerial photography for survey purposes with a high resolution, small format, digital camera. *The Photogrammetric Record*, vol. 15, n° 88, p. 575–587.
- Ministry of Sustainable Resource Management (2002) Aerial-based inventory methods for selected ungulates: bison, mountain goat, mountain sheep, moose, elk, deer and caribou. Standards for components of British Columbia's biodiversity no. 32. Terrestrial Ecosystems Task Force Resources Inventory Committee, Ministry of Sustainable Resource Management, Canada, 105 p.

- Mulero-Pázmány, M., Negro, J.J. and Ferrer, M. (2013) A low cost way for assessing bird risk hazards in power lines: Fixed-wing small unmanned aircraft systems. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, vol. 2, n° 1, p. 5–15.
- Mulero-Pázmány, M., Stolper, R., van Essen, L.D., Negro, J.J. and Sassen, T. (2014) Remotely piloted aircraft systems as a rhinoceros anti-poaching tool in Africa. *PLOS ONE*, vol. 9, n° 1, 10 p.
- Nandhakumar, N. and Aggarwal, J.K. (1988) Integrated analysis of thermal and visual images for scene interpretation. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, vol. 10, n° 4, p. 469–481.
- Naugle, D.E., Jenks, J.A. and Kernohan, B.J. (1996) Use of thermal infrared sensing to estimate density of white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 24, n° 1, p. 37–43.
- Nilssen, K.T., Storvold, R., Stødle, D., Solbø, S.A., Johansen, K.S., Poltermann, M. and Haug, T. (2014) Testing UAVs to perform aerial photographic survey of harp and hooded seals in the West Ice area. *Institute of Marine Research, Tromsø, Norway*, n° 23, 15 p.
- Nohara, T.J., Eng, B., Eng, M., Weber, P., Ukraineec, A., Premji, A. and Jones, G. (2007) An overview of avian radar developments—past, present and future. *in Bird Strike 2007 Conference*, Kingston, Canada, 10-13 September 2007, Bird Strike Association of Canada.
- Nussbaum, S. and Menz, G. (2008) Object-based image analysis and treaty verification : new approaches in remote sensing – Applied to nuclear facilities in Iran. Springer Science & Business Media, Dordrecht, Netherlands, 172 p.
- O’Brien, T.G., Baillie, J.E.M., Krueger, L. and Cuke, M. (2010) The wildlife picture index : monitoring top trophic levels. *Animal Conservation*, vol. 13, n° 4, p. 335–343.
- Oishi, Y. and Matsunaga, T. (2014) Support system for surveying moving wild animals in the snow using aerial remote-sensing images. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 35, n° 4, p. 1374–1394.
- OTAN (2013) AAP-06 Édition 2013 v.2 — Glossaire OTAN de termes et définitions (anglais et français). Organisation du traité de l’Atlantique Nord – Agence OTAN de normalisation (AON), Brussels, Belgium, 439 p.
- Otten, M.R., Haufler, J.B., Winterstein, S.R. and Bender, L.C. (1993) An aerial censusing procedure for elk in Michigan. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 21, n° 1, p. 73–80.
- Packard, J.M., Summers, R.C. and Barnes, L.B. (1985) Variation of visibility bias during aerial surveys of manatees. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 49, n° 2, p. 347–351.

- Parker, D.H. and Driscoll, R.S. (1972) An experiment in deer detection by thermal scanning. *Journal of Range Management Archives*, vol. 25, n° 6, p. 480–481.
- Pérez-García, J.M. (2012) The use of digital photography in censuses of large concentrations of passerines: the case of a winter starling roost-site. *Revista Catalana d'Ornitologia*, vol. 28, p. 28–33.
- Peterson, R.O. and Page, R.E. (1993) Detection of moose in midwinter from fixed-wing aircraft over dense forest cover. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 21, n° 1, p. 80–86.
- Petrides, G.A. (1953) Aerial deer counts. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 17, n° 1, p. 97–98.
- Pielowski, Z. (1984) Some aspects of population structure and longevity of field roe deer. *Acta Theriologica*, vol. 29, n° 2, p. 17–33.
- Pierce, B.L., Lopez, R.R. and Silvy, N.J. (2012) Estimating animal abundance. p. 284–310, *in* Silvy, N.J. *The wildlife techniques manual: Research*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, United States, 686 p.
- Platonov, N.G., Mordvintsev, I.N. and Rozhnov, V.V. (2013) The possibility of using high resolution satellite images for detection of marine mammals. *Biology Bulletin*, vol. 40, n° 2, p. 197–205.
- Pohl, C. and Van Genderen, J.L. (1998) Review article multisensor image fusion in remote sensing: concepts, methods and applications. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 19, n° 5, p. 823–854.
- Pollock, K.H. and Kendall, W.L. (1987) Visibility bias in aerial surveys: a review of estimation procedures. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 51, n° 2, p. 502–510.
- Pollock, K.H., Marsh, H.D., Lawler, I.R. and Alldredge, M.W. (2006) Estimating animal abundance in heterogeneous environments: an application to aerial surveys for dugongs. *Journal of Wildlife Management*, vol. 70, n° 1, p. 255–262.
- Poole, K.G., Cuyler, C. and Nyman, J. (2013) Evaluation of caribou *Rangifer tarandus groenlandicus* survey methodology in West Greenland. *Wildlife Biology*, vol. 19, n° 3, p. 225–239.
- Potvin, F. et Breton, L. (2004) *Nouvelles technologies applicables à l'inventaire aérien de la grande faune – 1. Positionnement GPS et système d'information géographique*. Direction de la recherche sur la faune, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, Canada, 28 p.

- Potvin, F. and Breton, L. (2005) Testing 2 aerial survey techniques on deer in fenced enclosures – visual double-counts and thermal infrared sensing. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 33, n° 1, p. 317–325.
- Potvin, F., Breton, L., Rivest, L.-P. and Gingras, A. (1992) Application of a double-count aerial survey technique for white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, on Anticosti Island, Québec. *Canadian Field-Naturalist*, vol. 106, n° 4, p. 435–442.
- Potvin, F., Breton, L. et Rivest, L.-P. (2002) La technique du double inventaire aérien pour mesurer l'abondance des populations de cerf de Virginie : ses fondements scientifiques. Direction du développement de la faune, Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, Canada, 42 p.
- Potvin, F., Breton, L. and Rivest, L.-P. (2004) Aerial surveys for white-tailed deer with the double-count technique in Quebec : two 5-year plans completed. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 32, n° 4, p. 1099–1107.
- Rabe, M.J., Rosenstock, S.S. and deVos Jr, J.C. (2002) Review of big-game survey methods used by wildlife agencies of the western United States. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 30, n° 1, p. 46–52.
- Ratliff, B.M., Hayat, M.M. and Hardie, R.C. (2002) An algebraic algorithm for nonuniformity correction in focal-plane arrays. *Journal Optical Society of America*, vol. 19, n° 9, p. 1737–1747.
- Rasmussen, N.D., Morse, B.S., Goodrich, M. and Eggett, D. (2009) Fused visible and infrared video for use in wilderness search and rescue. p. 1–8, *in* Workshop on Applications of Computer Vision 2009, Snowbird, United States, 7–8 December 2009, IEEE Computer Society, Los Alamitos, United States.
- Rice, W.R. and Harder, J.D. (1977) Application of multiple aerial sampling to a mark-recapture census of white-tailed deer. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 41, n° 2, p. 197–206.
- Rice, C.G., Jenkins, K.J. and Chang, W.-Y. (2009) A sightability model for mountain goats. *Journal of Wildlife Management*, vol. 73, n° 3, p. 468–478.
- Rivest, L.-P., Potvin, F., Crepeau, H. and Daigle, G. (1995) Statistical methods for aerial surveys using the double-count technique to correct visibility bias. *Biometrics*, vol. 51, n° 2, p. 461–470.
- Rochette, B., Gingras, A. et Potvin, F. (2003) Inventaire aérien du cerf de Virginie de l'île d'Anticosti – Été 2001. Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord et Direction de la recherche sur la faune, Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, Canada, 43 p.

- Rönnegård, L., Sand, H., Andrén, H., Månsson, J. and Pehrson, Å. (2008) Evaluation of four methods used to estimate population density of moose *Alces alces*. *Wildlife Biology*, vol. 14, n° 3, p. 358–371.
- Rudol, P. and Doherty, P. (2008) Human body detection and geolocalization for UAV search and rescue missions using color and thermal imagery. p. 1–8, *in* IEEE Aerospace Conference 2008, Big Sky, United States, 1-8 March 2008, IEEE Aerospace and Electronic Systems Society, New York, United States.
- Rümmler, M.C., Mustafa, O., Maercker, J., Peter, H.U. and Esefeld, J. (2015) Measuring the influence of unmanned aerial vehicles on Adélie penguins. *Polar Biology*, p. 1–6.
- Russell, J., Couturier, S., Sopuck, L.G. and Ovaska, K. (1996) Post-calving photo-census of the Rivière George caribou herd in July 1993. *Rangifer*, vol. 16, n° 4, p. 319–330.
- Ryg, M., Smith, T.G. and Øritsland, N.A. (1988) Thermal significance of the topographical distribution of blubber in ringed seals (*Phoca hispida*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 45, n° 6, p. 985–992.
- Samuel, M.D. and Pollock, K.H. (1981) Correction of visibility bias in aerial surveys where animals occur in groups. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 45, n° 4, p. 993–997.
- Samuel, M.D., Garton, E.O., Schlegel, M.W. and Carson, R.G. (1987) Visibility bias during aerial surveys of elk in northcentral Idaho. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 51, n° 3, p. 622–630.
- Samuel, M.D., Steinhorst, R.K., Garton, E.O. and Unsworth, J.W. (1992) Estimation of wildlife population ratios incorporating survey design and visibility bias. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 56, n° 4, p. 718–725.
- Sardà-Palomera, F., Bota, G., Viñolo, C., Pallarés, O., Sazatornil, V., Brotons, L., Gomáriz, S. and Sardà, F. (2012). Fine-scale bird monitoring from light unmanned aircraft systems. *Ibis*, vol. 154, n° 1, p. 177–183.
- Satellite Imaging Corporation (2013) Sensors used in Satellite Imaging. *in* Satellite Images and Geospatial Data for GIS & Mapping Applications, Satellite Imaging Corporation, <http://www.satimagingcorp.com/satellite-sensors.html>.
- Schmale III, D.G., Dingus, B.R. and Reinholtz, C. (2008) Development and application of an autonomous unmanned aerial vehicle for precise aerobiological sampling above agricultural fields. *Journal of Field Robotics*, vol. 25, n° 3, p. 133–147.
- Seber, G.A. (1986) A review of estimating animal abundance. *Biometrics*, vol. 42, n° 2, p. 267–292.

- Seber, G.A. (1992) A review of estimating animal abundance II. *International Statistical Review*, vol. 60, n° 2, p. 129–166.
- Shahbazi, M., Théau, J. and Ménard, P. (2014) Recent applications of unmanned aerial imagery in natural resource management. *GIScience & Remote Sensing*, vol. 51, n° 4, p. 339–365.
- Shannon, C.E. (1949). Communication in the presence of noise. *Proceedings of the Institute of Radio Engineers*, vol. 37, n° 1, p. 10–21.
- Sharma, K.M.S. and Sarkar, A. (1998) A modified contextual classification technique for remote sensing data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 64, n° 4, p. 273–280.
- Short, J. and Bayliss, P. (1985) Bias in aerial survey estimates of kangaroo density. *Journal of Applied Ecology*, vol. 22, n° 2, p. 415–422.
- Shupe, T.E. and Beasom, S.L. (1987) Speed and altitude influences on helicopter surveys of mammals in brushland. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 15, n° 4, p. 552–555.
- Sinclair, A.R.E. (1972) Long term monitoring of mammal populations in the Serengeti: census of non-migratory ungulates, 1971. *African Journal of Ecology*, vol. 10, n° 4, p. 287–297.
- Smart, J.C., Ward, A.I. and White, P.C. (2004) Monitoring woodland deer populations in the UK : an imprecise science. *Mammal Review*, vol. 34, n° 1-2, p. 99–114.
- Steinhorst, R.K. and Samuel, M.D. (1989) Sightability adjustment methods for aerial surveys of wildlife populations. *Biometrics*, vol. 45, n° 2, p. 415–425.
- Stoll, R.J., McClain, M.W., Clem, J.C. and Plageman, T. (1991) Accuracy of helicopter counts of white-tailed deer in Western Ohio farmland. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 19, n° 3, p. 309–314.
- Storm, D.J., Samuel, M.D., Van Deelen, T.R., Malcolm, K.D., Rolley, R.E., Frost, N.A., Bates, D.P. and Richards, B.J. (2011) Comparison of visual-based helicopter and fixed-wing forward-looking infrared surveys for counting white-tailed deer *Odocoileus virginianus*. *Wildlife Biology*, vol. 17, n° 4, p. 431–440.
- Strahler, A.H., Woodcock, C.E. and Smith, J.A. (1986) On the nature of models in remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, vol. 20, n° 2, p. 121–139.
- Strayer, D.L. (1999) Statistical power of presence-absence data to detect population declines. *Conservation Biology*, vol. 13, n° 5, p. 1034–1038.
- Sullivan, D. and Brown, A. (2002) High accuracy autonomous image georeferencing using a GPS/Inertial-aided digital imaging system. p. 598–603, *in National Technical Meeting 2002*,

San Diego, United States, 28–30 January 2002, The Institute of Navigation, Manassas, United States, 954 p.

Terletzky, P., Ramsey, R.D. and Neale, C.M.U. (2012) Spectral characteristics of domestic and wild mammals. *GIScience & Remote Sensing*, vol. 49, n° 4, p. 597–608.

Terletzky, P. and Ramsey, R.D. (2014) A semi-automated single day image differencing technique to identify animals in aerial imagery. *PLOS ONE*, vol. 9, n° 1, 7 p.

Tobler, M.W., Carrillo-Percastegui, S.E., Leite Pitman, R., Mares, R. and Powell, G. (2008) An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, vol. 11, n° 3, p. 169–178.

Transport Canada (2014) News Release : New rules for small unmanned aircraft. Transport Canada, Ottawa, Canada, 27 November 2014.

Transport Canada (2015) News Release : Transport Canada consults on proposed changes to UAV safety regulations. Transport Canada, Ottawa, Canada, 28 May 2015.

Trathan, P.N. (2004) Image analysis of color aerial photography to estimate penguin population size. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 32, n° 2, p. 332–343.

Trimble, 2011. *eCognition developer 8.7 – Reference book*. Trimble, Munich, Germany, 438 p.

Trivedi, M.M., Wyatt, C.L. and Anderson, D.R. (1982) A multispectral approach to remote detection of deer. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 48, n° 12, p. 1879–1889.

Turner, D., Lucieer, A., Malenovský, Z., King, D.H. and Robinson, S.A. (2014) Spatial co-registration of ultra-high resolution visible, multispectral and thermal images acquired with a micro-UAV over Antarctic Moss Beds. *Remote Sensing*, vol. 6, n° 5, p. 4003–4024.

Udevitz, M.S., Burn, D.M. and Webber, M.A. (2008) Estimation of walrus populations on sea ice with infrared imagery and aerial photography. *Marine Mammal Science*, vol. 24, n° 1, p. 57–70.

van Gemert, J.C., Verschoor, C.R., Mettes, P., Epema, K., Koh, L.P. and Wich, S. (2014) Nature conservation drones for automatic localization and counting of animals. p. 255–270, *in* Agapito, L., Bronstein, M.M. and Rother, C. (eds.) 13th European Conference on Computer Vision (ECCV) Workshops, Zurich, Switzerland, 6–7 and 12 September 2014, *Computer Vision*, 842 p.

Vander Wal, E., McLoughlin, P.D. and Brook, R.K. (2011) Spatial and temporal factors influencing sightability of elk. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 75, n° 6, p. 1521–1526.

- Vermeulen, C., Lejeune, P., Lisein, J., Sawadogo, P. and Bouché, P. (2013) Unmanned aerial survey of elephants. *PLOS ONE*, vol. 8, n° 2, 7 p.
- Walter, M.J. and Hone, J. (2003) A comparison of 3 aerial survey techniques to estimate wild horse abundance in the Australian Alps. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 31, n° 4, p. 1138–1149.
- Watts, A.C., Perry, J.H., Smith, S.E., Burgess, M.A., Wilkinson, B.E., Szantoi, Z., Ifju, P.G. and Percival, H.F. (2010) Small unmanned aircraft systems for low-altitude aerial surveys. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 74, n° 7, p. 1614–1619.
- Watts, A.C., Ambrosia, V.G. and Hinkley, E.A. (2012) Unmanned aircraft systems in remote sensing and scientific research: Classification and considerations of use. *Remote Sensing*, vol. 4, n° 6, p. 1671–1692.
- Weibel, R.E. (2005) Safety considerations for operation of different classes of unmanned aerial vehicles in the national airspace system. Thesis, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, United States, 109 p.
- White, G.C., Bartmann, R.M., Carpenter, L.H. and Garrott, R.A. (1989) Evaluation of aerial line transects for estimating mule deer densities. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 53, n° 3, p. 625–635.
- Whitehead, K. and Hugenholtz, C.H. (2014) Remote sensing of the environment with small unmanned aircraft systems (UASs), part 1: a review of progress and challenges. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, vol. 2, n° 3, p. 69–85.
- Whitehead, K., Hugenholtz, C.H., Myshak, S., Brown, O., LeClair, A., Tamminga, A., Barchyn, T.E., Moorman, B. and Eaton, B. (2014) Remote sensing of the environment with small unmanned aircraft systems (UASs), part 2 : scientific and commercial applications. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, vol. 2, n° 3, p. 86–102.
- Wiegmann, D.A. and Taneja, N. (2003) Analysis of injuries among pilots involved in fatal general aviation airplane accidents. *Accident Analysis & Prevention*, vol. 35, n° 4, p. 571–577.
- Wiggers, E.P. and Beckerman, S.F. (1993) Use of thermal infrared sensing to survey white-tailed deer populations. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 21, n° 3, p. 263–268.
- Williams, B.K., Nichols, J.D. and Conroy, M.J. (2002) Analysis and management of animal populations. Academic Press, San Diego, United States, 817 p.
- Wilson, T.L., Schmidt, J.H., Thompson, W.L. and Phillips, L.M. (2014) Using double-observer aerial surveys to monitor nesting bald eagles in Alaska : Are all nests available for detection? *The Journal of Wildlife Management*, vol. 78, n° 6, p. 1096–1103.

- Woodcock, C.E. and Strahler, A.H. (1987) The factor of scale in remote sensing. *Remote sensing of Environment*, vol. 21, n° 3, p. 311–332.
- Woodworth, B.L., Farm, B.P., Mufungo, C., Borner, M. and Ole Kuwai, J. (1997) A photographic census of flamingos in the Rift Valley lakes of Tanzania. *African Journal of Ecology*, vol. 35, n° 4, p. 326–334.
- Wyatt, C.L., Trivedi, M. and Anderson, D.R. (1980) Statistical evaluation of remotely sensed thermal data for deer census. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 44, n° 2, p. 397–402.
- Wyatt, C.L., Trivedi, M.M., Anderson, D.R. and Pate, M.C. (1985) Measurement techniques for spectral characterization for remote sensing. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 51, n° 2, p. 245–251.
- Yarrow, G. (2009) Fact Sheet 1: Developing a Wildlife Management Plan. Clemson University Cooperative Extension's Forestry & Natural Resources, 6 p.
- Yu, L., Zhang, D. and Holden, E.-J. (2008) A fast and fully automatic registration approach based on point features for multi-source remote-sensing images. *Computers & Geosciences*, vol. 34, n° 7, p. 838–848.
- Zhou, H.-X., Qin, H.-L., Jian, Y.-B., Wang, B.-J. and Liu, S.-Q. (2008) Improved Kalman-filter nonuniformity correction algorithm for infrared focal plane arrays. *Infrared Physics & Technology*, vol. 51, n° 6, p. 528–531.
- Zitová, B. and Flusser, J. (2003) Image registration methods: a survey. *Image and Vision Computing*, vol. 21, n° 11, p. 977–1000.

Annexes

Articles	Plate forme d'aquisition des données				Type de détection			Correction des biais de détectabilité					Espèces					
	Av	Héli	Sat	ASP	Vit (km/h)	Alt (m)	Vue	P-I	Pix	Obj	NC	Reg		MR	DI	RM	IM	LT
	X				NA	1400			Pan RVB + IRT		X							
Bajzak and Platt 1990																		Oie des neiges, Eider à duvet, Fuligule à dos blanc, Fuligule à tête rouge, Canard noir
Fuller 1990	X				NA	NA	X						X					Cerf de Virginie
Rivest et al 1990	X	X			NA	NA	X					X						Original
Stoll et al 1991	X				35-70	45-60	X											Cerf de Virginie
Potvin et al 1992	X				60-70	60	X						X					Cerf de Virginie
Peterson and Page 1993	X				NA	100-150	X						X					Original
Otten et al 1993	X				97-113	46-61	X						X					Cerf élaphe
Wiggers and Beckerman 1993	X				160-200	170-450		IRT				X						Cerf de Virginie
Russell et al 1994	X	X			NA	250-300	X		RVB				X					Caribou
Bodie et al 1995	X	X			35-45	30-60	X						X					Bighorn sheep
Choquenot 1995	X				80	31	X							X				Kangourou roux, Kangourou géant, Kangourou gris
Garner et al 1995	X				130-139	154-398		IRT	IRT			X						Cerf de Virginie, Dindon sauvage,
Anderson and Lindzey 1996	X	X			55-75	30-50	X						X					Original
Naugle et al 1996	X				130-139	305		IRT										Original
Koerth et al 1997		X			56	15	X										X	Cerf de Virginie
Beringer et al 1998		X			42	60	X											Cerf de Virginie
Cogan and Diefenbach 1998		X			97-113	50-60	X						X					Cerf élaphe
Havens and Sharp 1998		X			74-93	180-200		IRT				X						Cerf de Virginie, Ours noir, Cochon, Vache, Écureuil
Miller et al 1998	X				130-150	183	X							X				Lamantin des Caraïbes

Articles	Plateforme d'acquisition des données				Type de détection				Correction des biais de détectabilité					Espèces				
	Av	Héli	Sat	ASP	Vit (km/h)	Alt (m)	Vue	P-I	Pix	Obj	NC	Reg	MR		DI	RM	IM	LT
Dunn et al 2002	X	X			NA	300		IRT			X							Cerf-élaphe
Reilly and Hensbergen 2002		X			NA	53	X					X						Impala, Grand koudou, Zèbre de Burchell, Gnou à queue blanche
Potvin et al 2002		X			70-100	60	X	IRT					X					Cerf de Virginie
Haroldson et al 2003	X	X			160/60	610/38							X					Cerf de Virginie
Laliberte and Ripple 2003	X	X			NA	500				Pan RVB	X							Oie des neiges, Bernache du Canada, Caribou, Bovin
Walter and Hone 2003		X			100	100	X							X				Cheval
Bernatas and Nelson 2004	X				NA	600		IRT				X						Mouflon de la Sierra Nevada
Trathan 2004		X			NA	500				RVB		X						Gorou macaroni
Abd-Elrahman et al 2005				X	NA	NA				RVB		X						Oiseaux
Drake et al 2005		X			80	152		IRT				X						Cerf de Virginie
Gould et al 2005	X	X			55-130	46	X						X					Wapiti
Burn et al 2006	X	X			NA	457-800		RVB + IRT				X						Morse
Pollock et al 2006	X	X			185	137	X											Dugong
Groom et al 2007		X			NA	600				RVB		X						Macreuse noire, Eider à duvet
Gilbert and Moeller 2008		X			95	122	X						X	X				Cerf-élaphe

Articles	Plateforme d'acquisition des données					Type de détection				Correction des biais de détectabilité					Espèces				
	Av		Sat		ASP	Vit (km/h)	Alt (m)	Vue	P-I	Pix	Obj	NC	Reg	MR		DI	RM	IM	LT
	Héli	X	X	X															
Groom et al 2011	X					NA	455				RVB	X							Flamant nain
Israel 2011		X				NA	30-50		RVB + IRT			X							Chevreuil
Milllette et al 2011	X					90	305		RVB + IRT			X							Original
Storm et al 2011	X	X				120/48-72	300/30	X	IRT			X							Cerf de Virginie
Chabot and Bird 2012			X			60	183		RVB			X							Bernache du Canada, Oie des neiges
Cumberland 2012		X				111	60	X											Original
Franke et al 2012	X					100	450		RVB + IRT			X							Cerf élaphe, Daim, Chevreuil
Griffin et al 2013		X				85	100-150	X											Sanglier
Groom et al 2013	X					259	405	X			RVB + PIR	X	X	X					Cerf élaphe Macreuse noire, Grand Cormoran, Plongeon sp., Sterne caugek, Puffin des Anglais
Hodgson et al 2013			X			90-148	152-305		RVB			X							Dugong
Kantar and Cumberland 2013		X				56-72	60	X											Original
Platonov et al 2013			X			NA	NA			RVB + PIR		X							Ours blanc, Morse, Baleine
Vermeulen et al 2013			X			80	100, 300	X	RVB			X							Éléphant de savane d'Afrique
Terletzky et al 2014	X					NA	549	X		RVB + PIR		X							Bovin, Cheval

Annexe 2 – Méthodes d’inventaires aériennes avec une correction pour les biais de détectabilité

Modèle par retrait d’individus

Le modèle par retrait d’individus consiste à modéliser par régression linéaire le nombre de captures ou d’observation par unité d’effort avant (Y_1) et après (Y_2) le retrait d’un échantillon de la population en fonction du nombre cumulé d’individus retirés dans la population (X) (Seber, 1986; Pierce *et al.*, 2012). Ainsi, théoriquement, lorsque le nombre de captures par unité d’effort égale à 0 dans le modèle, il est possible de connaître le nombre d’individus initiaux dans la population. Cette méthode est simple et peu coûteuse pour les gestionnaires à mettre en œuvre sur le terrain puisqu’elle profite de la pratique de la chasse par la population afin de retirer les individus (Pierce *et al.*, 2012). De plus, grâce à la modélisation, il n’est pas nécessaire de compter directement tous les individus de la population. Toutefois, cette méthode manque de sensibilité, de précision et de fiabilité. Une grande proportion des individus doit être retirée dans une population afin d’observer un déclin significatif du nombre de captures par unité d’effort sans quoi les estimations manquent de justesse et de précision (Daigle, 2007; Pierce *et al.*, 2012). Par ailleurs, cette méthode ne corrige pas pour les biais de détectabilité, mais représente plutôt une méthode pour estimer grossièrement l’effectif de la population.

Modèle de correction par régression logistique (« *sightability models* »)

Le modèle de correction par régression logistique consiste à prédire la probabilité que les observateurs détectent les individus ou les groupes d’animaux en fonction des variables affectant leurs détectabilités tels que la taille du groupe, le pourcentage de couverture arborée près du groupe et le niveau d’activité des individus au moment de la détection (Cook and Martin, 1974; Cook and Jacobson, 1979; Samuel and Pollock, 1981; Samuel *et al.*, 1987; Steinhorst and Samuel, 1989; Gilbert and Moeller, 2008; McIntosh *et al.*, 2009). Le facteur de correction est élaboré à partir des variables influentes acquises lors du développement initial du modèle (pré-inventaire) en utilisant des animaux munis de colliers radio-émetteurs ou par l’utilisation en simultané de deux équipes indépendantes (ex. : une équipe au sol et une équipe aérienne) d’observation (Griffin *et al.*, 2013).

Par la suite, ce facteur est appliqué à chaque groupe observé lors des inventaires; ce qui permet d'éliminer les problèmes associés à la détectabilité hétérogène dans la zone d'étude ou dans une strate d'échantillonnage (Samuel *et al.*, 1992; Anderson Jr and Lindzey, 1996). Le modèle de correction par régression logistique a été largement utilisé pour estimer les biais de détectabilité pour l'inventaire aérien du cerf élaphe (*Cervus elaphus*; Samuel *et al.*, 1987; Anderson Jr *et al.*, 1998; McCorquodale, 2001; Gilbert and Moeller, 2008; McIntosh *et al.*, 2009), de l'orignal (*Alces alces*; Anderson and Lindzey, 1996; Giudice *et al.*, 2012), du mouflon de Dall (*Ovis dalli*; Udevitz *et al.*, 2006) de la chèvre des montagnes (*Oreamnos americanus*; Rice *et al.*, 2008) et des autres espèces (Krueger *et al.*, 2007; Manning and Garton, 2011). L'inconvénient de cette méthode de correction est qu'une fois que le modèle a été développé, il est généralement appliqué aux futurs inventaires sans le recours à des animaux radio-marqués (Griffin *et al.*, 2013). Cela soulève une importante mise en garde : il faut supposer que les conditions dans lesquelles le modèle a été développé ne changent pas et continuent de caractériser les inventaires suivants (Williams *et al.*, 2002). Un autre désavantage est le faible nombre d'animaux radio-marqués pour développer le modèle. Avec un faible échantillon, le modèle devient peu robuste aux changements temporels, ce qui peut affecter la façon dont les conditions de l'inventaire influencent les probabilités de détection (Griffin *et al.*, 2013).

Comparaison d'inventaire multiple

La comparaison d'inventaire multiple consiste à effectuer sur une courte échelle temporelle plusieurs inventaires indépendants dans une parcelle échantillon et de dériver statistiquement un facteur de correction de la taille de population (Pollock and Kendall, 1987). Ce facteur de correction est ensuite appliqué à toute la zone d'inventaire (Silvy, 2012). Cette méthode utilise deux inventaires ou plus réalisés soit au sol, en vol ou les deux, tels que ceux utilisés par Henry *et al.* (1974) pour les nids de balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*), Magnusson *et al.* (1978) pour les nids de crocodile marin (*Crocodylus porosus*), Crête (1979) pour l'inventaire de l'orignal et Estes and Jameson (1988) pour la loutre de mer (*Enhydra lutris*). Cette correction est simple d'utilisation, mais un des problèmes avec cette approche, en plus de leur coût élevé, est que la séparation temporelle rend difficile d'associer quels individus ont été observés à partir des deux aéronefs, du premier uniquement ou du deuxième seulement (Pollock *et al.*, 2006). La reconnaissance des individus est nécessaire afin de bien modéliser le taux de visibilité de la population. De plus, il est

fortement recommandé de comparer uniquement les recensements provenant de la même méthode d'inventaire puisque chacune d'entre elles possède leur propre niveau de précision et de biais (Rabe *et al.*, 2002). En combinant les résultats de plusieurs inventaires dont les biais sont inconnus ou qui ne sont pas calculés avec précision, la correction devient biaisée de manière à ne pas connaître la directionnalité (sur/sous-estimation) et l'ampleur de celui-ci (Rabe *et al.*, 2002). Par conséquent, les estimations issues de la combinaison de différentes méthodes d'inventaire peuvent ne pas être utiles même pour évaluer les tendances de la population.

Estimation de la détectabilité des animaux par marquage-réobservation

La technique du marquage-réobservation (ou marquage-recapture) consiste dans un premier temps à capturer au sol un échantillon représentatif de la population, de marquer les individus capturés avec des colliers radio-émetteurs ou par d'autres méthodes décrites dans Pierce *et al.* (2012) et de les relâcher en nature. Ultérieurement, un deuxième échantillon représentatif de la population est capturé dans lequel le nombre d'individus capturés et le nombre parmi ceux-ci qui sont marqués sont notés. Il est recommandé de marquer entre 25 et 50 % de la population afin d'assurer afin d'avoir une bonne précision dans l'estimation. Le deuxième échantillon peut également être obtenu par un inventaire aérien (Rice and Harder, 1977; Floyd *et al.*, 1979; Bartmann *et al.*, 1986; Beasom *et al.*, 1986; Otten *et al.*, 1993; Cogan and Diefenbach, 1998). Dans ce cas, le deuxième échantillon est obtenu par la détection visuelle du collier ou de la marque effectuée par des observateurs qui valide si l'individu repéré est marqué ou non. L'utilisation d'un système de télémétrie pour détecter les individus n'est pas nécessaire pour cette méthode, mais il est souvent employé pour faciliter la tâche. Par la suite, avec un estimateur tel que Lincoln-Petersen, une correction de la taille de la population est effectuée (Pierce *et al.*, 2012). Cette méthode augmente considérablement la précision des estimations et prend en considération à la fois pour les biais de visibilité et de disponibilité (Floyd *et al.*, 1979). Toutefois, l'estimation du taux de détectabilité avec des colliers radio-émetteurs ajoute des dépenses substantielles à l'inventaire aérien qui est elle-même dispendieuse (Floyd *et al.*, 1979; Crête *et al.*, 1986; Bear *et al.*, 1989). Malgré les coûts élevés, l'utilisation de collier radio-émetteur peut profiter à d'autres applications en lien avec la gestion de la faune tel le suivi des mouvements de la faune qui fournit un aperçu des modèles de migration saisonnière et de la distribution de l'espèce (Floyd *et al.*, 1979; Gould *et al.*, 2005). Par ailleurs, cette méthode n'est pas efficace avec toutes les espèces puisque l'observateur n'est pas toujours en mesure de vérifier si

chaque individu détecté porte un collier ou non (Beasom *et al.*, 1986; Potvin and Breton, 2005); ce qui cause un biais de détectabilité additionnel.

Double inventaire aérien à deux observateurs (« *mark-resight models* », « *double-observer (DO) models* »)

Le double inventaire aérien s'inspire des principes de la méthode de marquage-réobservation. Pour cette méthode, deux observateurs analysent en simultanée et indépendamment la même zone d'inventaire. Le premier observateur « marque » visuellement les individus se trouvant dans la zone d'inventaire et le deuxième observateur compte le nombre d'individus « marqués » (ou « recapturés/réobservés ») et ceux « non marqués » (Marsh and Sinclair, 1989). Ainsi, chaque individu ou groupe d'individus est classé comme étant vu par le premier, le deuxième ou les deux observateurs. Par la suite, un estimateur de la taille de population tel que Lincoln-Peterson est appliqué pour calculer et corriger les biais de visibilité afin d'obtenir une densité plus juste (Caughley and Grice, 1982; Pollock and Kendall, 1987; Potvin *et al.*, 1992; Rivest *et al.*, 1995). Cette méthode de correction a été utilisée pour différentes espèces telles que le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*; Cook and Jacobsen, 1979; Fuller, 1990; Potvin *et al.*, 1992), l'émeu d'Australie (*Dromaius novaehollandiae*; Caughley and Grice, 1982), le cheval (*Equus caballus*; Bayliss and Yeomans, 1989; Graham and Bell, 1989), le crocodile (*Crocodylus porosus*; Magnusson *et al.*, 1978), le dugong (*Dugong dugon*; Marsh and Sinclair, 1989), etc. Cette technique a l'avantage de fournir un facteur de correction spécifique à chaque bloc d'inventaire ou à chaque inventaire. Toutefois, cette méthode corrige uniquement les biais de visibilité pouvant causer une surévaluation du taux de détectabilité dans certains milieux tels qu'en forêt coniférienne (Marsh and Sinclair, 1989). Graham and Bell (1989) et Potvin *et al.* (1992) suggèrent ainsi d'appliquer cette méthode uniquement pour les populations avec un biais de disponibilité inférieure à 50 %. Par ailleurs, les biais de disponibilité peuvent être corrigés en utilisant une méthode complémentaire tels que la détection des colliers radio-émetteurs ou l'utilisation de marquage.

«*Line transect* », «*distance sampling*»

La « *line transect* » est une méthode d'échantillonnage qui établit des lignes de vol couvrant la zone d'étude dans lesquelles un observateur mesure la distance perpendiculaire séparant les individus détectés en fonction de la ligne centrale du transect parcouru (Burnham *et al.*, 1980; Buckland *et al.*,

1993). La supposition de base est que 100 % des animaux présents sur la ligne centrale du transect sont observables et que la détectabilité diminue à mesure que la distance par rapport au centre augmente (Gasaway and Dubois, 1987; Pollock and Kendall, 1987; Walter and Hone, 2003). Ainsi, l'idée principale est que les distances de la faune détectées sont utilisées pour modéliser une fonction de détectabilité qui représente la probabilité à observer un animal selon une distance X de la ligne centrale (Marques *et al.*, 2006). Cette fonction permet d'estimer la probabilité de détection d'un animal donné dans la zone couverte, et ce, inconditionnel à sa position et donc d'estimer l'abondance en utilisant un estimateur tel que celui d'Horvitz-Thompson (Marques *et al.*, 2006). Cette méthode est simple d'utilisation et elle ne nécessite pas d'observer tous les individus (Walter and Hone, 2003). Toutefois, cette méthode simpliste corrige partiellement pour les biais de détectabilité puisque la détection de la faune ne dépend pas uniquement de leur distance par rapport à l'observateur. De plus, l'utilisation de cette méthode possède des contraintes telles que la difficulté de mesurer rapidement et précisément les distances avec une vitesse de vol élevée, la difficulté à maintenir des transects dans les terrains accidentés et l'impossibilité d'observer les individus dans les forêts avec une canopée fermée (Pollock and Kendall, 1987; Potvin *et al.*, 2004).

Annexe 3 – Domaine d’application des aéronefs sans pilote

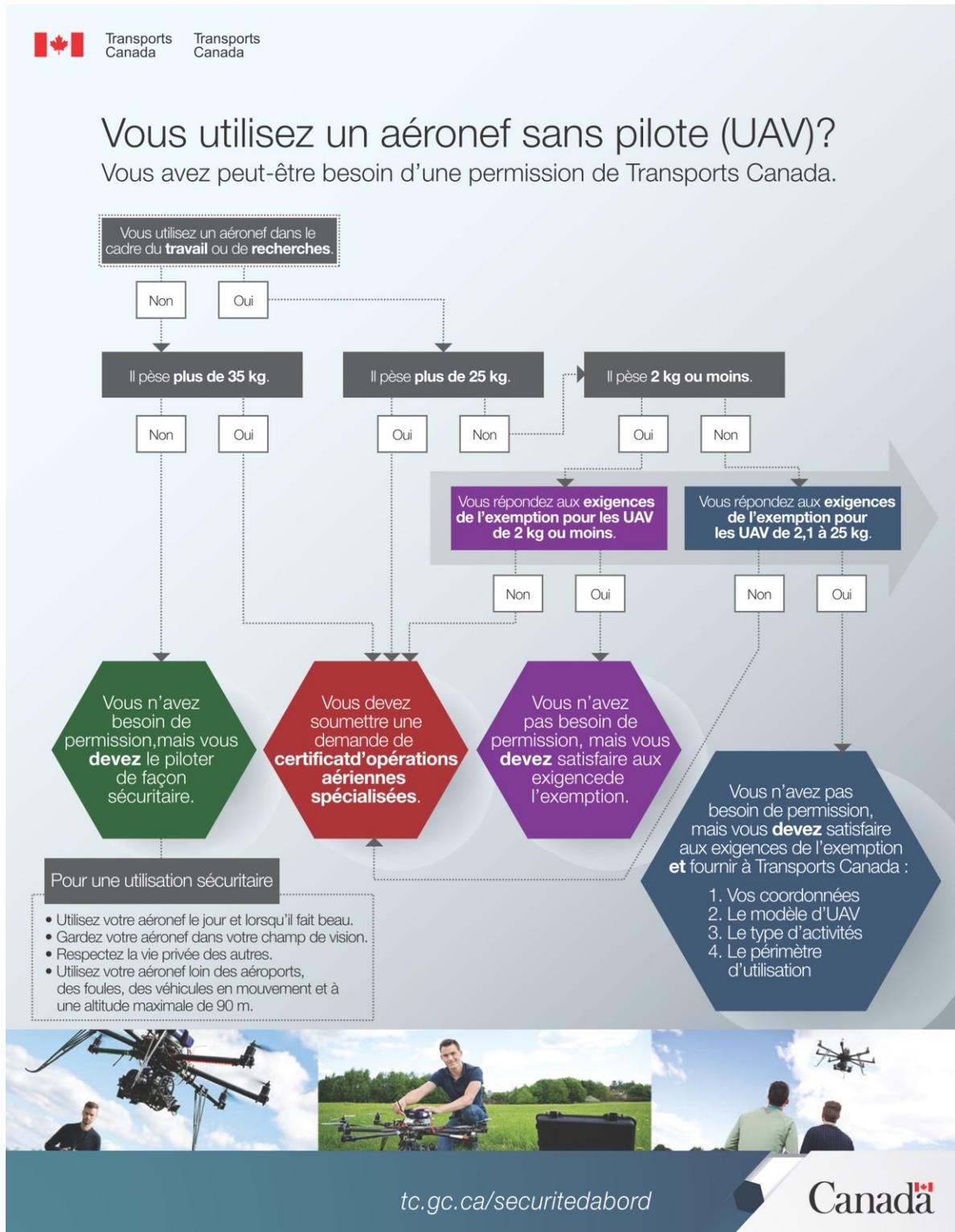
Toutes les catégories d’ASP ont bénéficié d’avancées récentes dans les technologies fondamentales, y compris les ordinateurs, les capteurs, les matériaux et les processus de fabrication, les sources d’énergie, ainsi que les communications et la navigation par satellite (Wilson, 2009). La télédétection représente une clé essentielle pour la majorité des applications puisqu’elle est étroitement liée à l’utilisation des différents capteurs installés sur l’ASP tels que le LiDAR, l’imagerie multispectrale, le radar, etc. Ainsi, les ASP sont utilisés pour diverses applications dans le domaine civil passant par la télédétection, l’intervention d’urgence, la surveillance, la recherche et le sauvetage, le transport, le relais de communication, la distribution, le divertissement, la diffusion et la recherche scientifique (tableau 17).

Tableau 17. Liste non exhaustive des domaines d’application des ASP

Catégories	Domaine d’applications	
Télédétection	<ul style="list-style-type: none"> • Inspection d’oléoduc • Inspection des lignes d’alimentation • Inspection des infrastructures • Échantillonnage volcanique • Cartographie • Photographie aérienne • Suivi environnemental 	<ul style="list-style-type: none"> • Suivi de la faune • Météorologie • Géologie • Agriculture • Foresterie • Protection des pêches
Intervention d’urgence	<ul style="list-style-type: none"> • Détection chimique • Suivi des inondations 	<ul style="list-style-type: none"> • Gestion des feux de forêt
Surveillance	<ul style="list-style-type: none"> • Maintien de l’ordre • Suivi du trafic 	<ul style="list-style-type: none"> • Patrouille côtière/maritime • Patrouille frontalière
Recherche et sauvetage	<ul style="list-style-type: none"> • Détection de cible • Reconnaissance de cible 	<ul style="list-style-type: none"> • Approvisionnement de secours
Transport	<ul style="list-style-type: none"> • Transport de cargaison 	<ul style="list-style-type: none"> • Transport d’aéronef (sur son dos)
Relais de communication	<ul style="list-style-type: none"> • Internet 	<ul style="list-style-type: none"> • Téléphone cellulaire
Distribution	<ul style="list-style-type: none"> • Lutte contre les incendies • Livraison de colis 	<ul style="list-style-type: none"> • Poudrage et pulvérisation des récoltes (Épandage)
Divertissement	<ul style="list-style-type: none"> • Cinématographie 	<ul style="list-style-type: none"> • Publicité
Diffusion	<ul style="list-style-type: none"> • Télédiffusion • Radiodiffusion 	<ul style="list-style-type: none"> • Audiodiffusion
Recherche scientifique	<ul style="list-style-type: none"> • Développement logiciel, matériel et application 	<ul style="list-style-type: none"> • Vols d’essai

Source : Weibel, 2005; Gupta *et al.*, 2013

Annexe 4 – Schéma pour connaître les restrictions pour utiliser un ASP



Exigences des exemptions relatives à l'utilisation sans permission d'UAV

INFOGRAPHIE FOURNIE UNIQUEMENT À DES FINS PRATIQUES. CONSULTER LA VERSION OFFICIELLE DES EXEMPTIONS.

UAV de 2 kg ou moins

- Être prudent, avoir reçu la formation nécessaire et connaître les règles de l'espace aérien.
- Avoir 18 ans, ou avoir au moins 16 ans pour effectuer des recherches sous la supervision d'un établissement d'enseignement.
- Avoir une assurance responsabilité d'au moins 100 000 \$.
- Être alerte et en aucun temps sous l'influence de drogues ou d'alcool.
- Avant le vol, inspecter l'UAV et l'emplacement pour s'assurer qu'ils sont sécuritaires.
- Demander la permission avant de survoler une propriété privée.
- Communiquer avec les services de la circulation aérienne si l'UAV pénètre un espace aérien contrôlé.
- Accorder la priorité de passage aux aéronefs avec pilote.
- Utiliser l'UAV le jour et lorsqu'il fait beau.
- Utiliser l'aéronef en visibilité directe et le garder dans son champ de vision en tout temps.
- S'assurer que les fréquences ou les transmissions radio n'auront pas d'incidence sur le contrôle de l'UAV.
- Avoir un plan d'urgence.
- Avoir avec soi une copie de l'exemption relative à l'UAV, une preuve d'assurance responsabilité, ses coordonnées et l'information sur les limites des systèmes de l'aéronef.
- Respecter les procédures d'utilisation et d'urgence du constructeur, y compris celles qui s'appliquent si l'aéronef ne répond plus au système de télécommande.
- Respecter les lois de tous les ordres de gouvernement.
- N'utiliser qu'un UAV à la fois avec une seule télécommande.
- Cesser immédiatement toute activité s'il n'est plus possible de satisfaire aux exigences de l'exemption ou si la sécurité des personnes, des biens matériels ou des autres aéronefs est compromise.
- Rester à au moins 30 m des personnes, des animaux, des bâtiments, des structures et des véhicules qui n'ont rien à voir avec l'activité.

UAV de 2,1 à 25 kg

- Être prudent, avoir reçu la formation nécessaire et connaître les règles de l'espace aérien.
- Avoir 18 ans.
- Avoir une assurance responsabilité d'au moins 100 000 \$.
- Être alerte et en aucun temps sous l'influence de drogues ou d'alcool.
- Avant le vol, inspecter l'UAV et l'emplacement pour s'assurer qu'ils sont sécuritaires.
- Demander la permission avant de survoler une propriété privée.
- Avoir avec soi une copie de l'exemption relative à l'UAV, une preuve d'assurance responsabilité, ses coordonnées et l'information sur les limites des systèmes de l'UAV.
- Respecter les lois de tous les ordres de gouvernement.
- Utiliser l'UAV en visibilité directe et le garder dans son champ de vision en tout temps.
- N'utiliser qu'un UAV à la fois avec une seule télécommande.
- Accorder la priorité de passage aux aéronefs avec pilote; ne pas emprunter leurs trajectoires de vol.
- Utiliser l'UAV le jour et lorsqu'il fait beau (aucun nuage, aucune condition de neige ou de glace).
- Élaborer des procédures relatives à l'atterrissage et à la récupération de l'UAV, ainsi qu'à la communication avec les services d'urgence et de contrôle de la circulation aérienne, et les respecter.
- Avoir un plan d'urgence.
- Respecter les procédures d'utilisation et d'urgence du constructeur, y compris celles qui s'appliquent si l'aéronef ne répond plus au système de télécommande.
- S'assurer que les fréquences ou les transmissions radio et les dispositifs électroniques n'auront pas d'incidence sur le contrôle de l'UAV.
- Évaluer le risque de perte de contact avec l'UAV et décider à quel moment le système d'interruption de vol doit être activé.
- Avoir un extincteur sur les lieux.
- Communiquer avec les services de la circulation aérienne avant que l'UAV ne pénètre dans un espace aérien contrôlé.
- Respecter les instructions d'assemblage et de maintenance du constructeur.
- S'assurer que l'UAV n'est pas muni d'une radiobalise de repérage d'urgence.
- Signaler tout accident à Transports Canada et cesser toute utilisation jusqu'à ce que les risques soient écartés.
- Cesser immédiatement toute activité s'il n'est plus possible de satisfaire aux exigences de l'exemption ou si la sécurité des personnes, des biens matériels ou des autres aéronefs est compromise.
- Restez à au moins 150 m des personnes, des animaux, des bâtiments, des structures et des véhicules qui n'ont rien à voir avec l'activité.

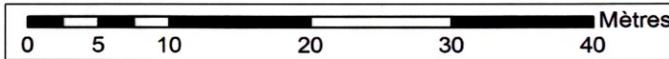
NE PAS UTILISER UN UAV :

- À moins de 9 km d'un feu de forêt, d'un aéroport, d'un héliport, d'un aérodrome ou d'une zone bâtie.
- Au-dessus de bases militaires, de prisons ou dans un espace aérien contrôlé ou réglementé.
- Au-dessus de foules ou à plus de 90 m d'altitude.
- Pour participer à une activité aéronautique spéciale, à un spectacle aérien ou à une démonstration de systèmes.
- Pour transporter des marchandises dangereuses ou des lasers.

Annexe 5 – Exemple fictif d’une feuille de saisit de la position des individus lors de chaque passage de l’aéronef sans pilote

Feuille d'observation live

Nom de l'observateur: *Louis-Philippe Chretien* Date du vol: *21 juin 2012*
 Heure début de vol: *14h03*
 Numéro de vol: *20120621A* Heure fin de vol: *14h18*



Légende	
□	ligne 1
○	ligne 2
X	ligne 3
△	ligne 4
☆	ligne 5
⊙	ligne 6
⊗	ligne 7

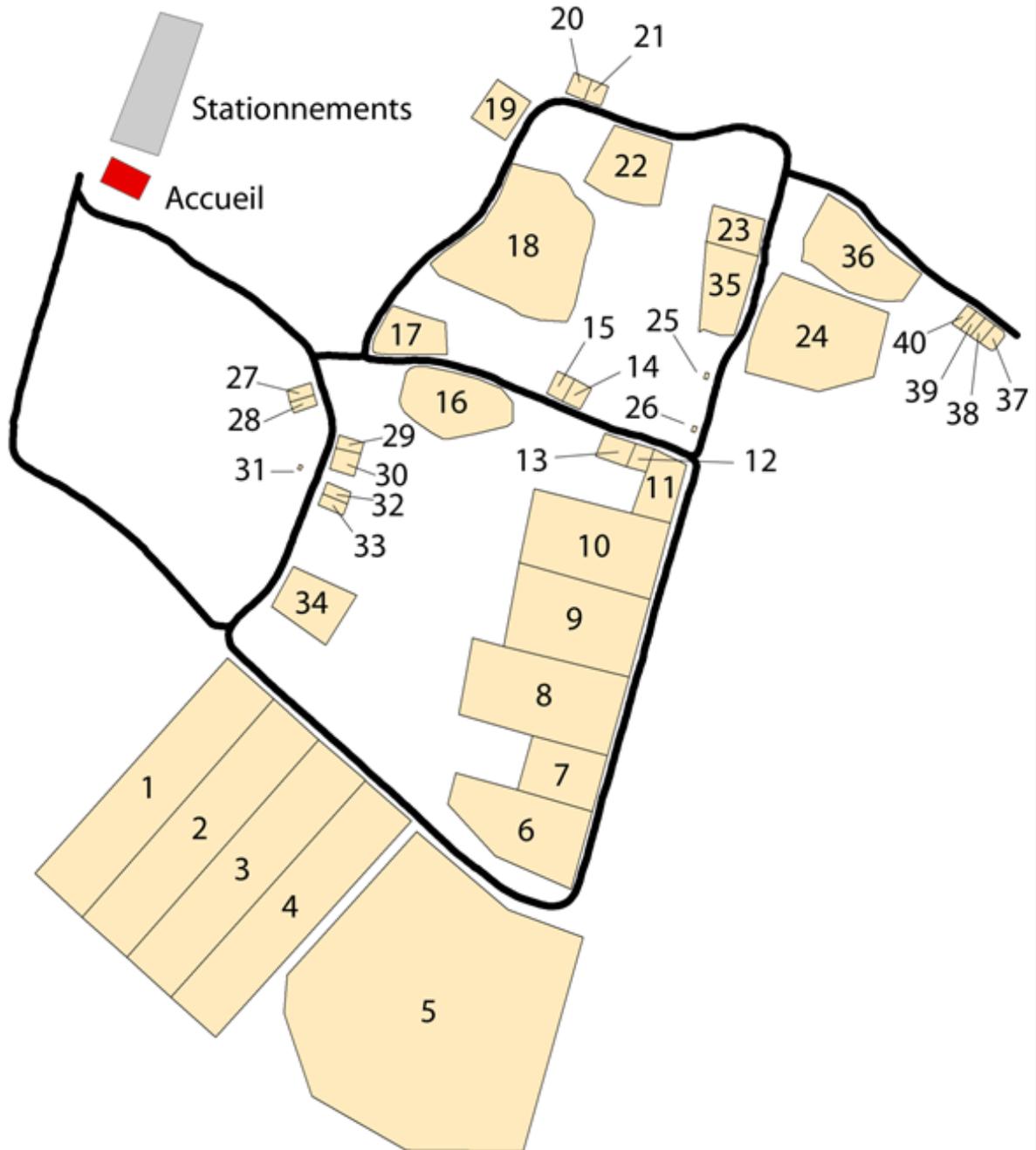
→ à inventer

Signe de dérangement?		
Oui	<input type="checkbox"/>	Non <input checked="" type="checkbox"/> Signe: _____
Oui	<input type="checkbox"/>	Non <input checked="" type="checkbox"/> Signe: _____
Oui	<input checked="" type="checkbox"/>	Non <input type="checkbox"/> Signe: <i>lève la tête</i>
Oui	<input type="checkbox"/>	Non <input type="checkbox"/> Signe: _____
Oui	<input type="checkbox"/>	Non <input type="checkbox"/> Signe: _____
Oui	<input type="checkbox"/>	Non <input type="checkbox"/> Signe: _____
Oui	<input type="checkbox"/>	Non <input type="checkbox"/> Signe: _____

**Annexe 6 – Feuille de saisit d’inventaire de la faune dans les différents enclos du Centre
d’observation de la faune et d’interprétation de l’agriculture de Falardeau**

No_enclos	Esp_1	Nb_esp_1	Esp_2	Nb_esp_2	Esp_3	Nb_esp_3	Commentaires
1							
2							
3							
4							
5							
6							
7							
8							
9							
10							
11							
12							
13							
14							
15							
16							
17							
18							
19							
20							
21							
22							
23							
24							
25							
26							
27							
28							
29							
30							
31							
32							
33							
34							
35							
36							
37							
38							
39							
40							

Centre d'observation de la faune de Falardeau



0 35 70 140 210 280 Mètres

Annexe 7 – Lettre d'autorisation pour les opérations aériennes au Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau

St-David-de-Falardeau, le 24 octobre 2012

Monsieur Charles Vidal
ING Engineering
1337, rue des Sables
Sherbrooke (Québec) J1J 1B6

Objet : Autorisation pour le survol de champs par ASP

Monsieur,

Par la présente, nous vous autorisons à survoler les champs de notre entreprise, et ce, pendant la période s'étendant du 1er novembre au 31 décembre 2012. Nous vous demandons de nous informer de votre présence sur le terrain une (1) semaine à l'avance.

Vous avez la permission de survoler le terrain comme convenu au préalable (la zone avec les enclos) ainsi que la permission de vous installer de façon temporaire sur le terrain pour effectuer toutes les tâches reliées au contrôle de l'ASP pendant la ou les missions.

Veuillez noter que le Centre d'observation de la faune et d'interprétation de l'agriculture de Falardeau se dégage de toutes responsabilités quant aux opérations qui se dérouleront sur le terrain visé.

Vous pourrez avoir accès au terrain durant nos heures d'ouverture en communiquant avec le responsable M. Daniel Gagnon au (418) 540-2247.

Cordialement.



Daniel Gagnon
Propriétaire