MINISTERE DE L'AGRICULTURE, DE L'ALIMENTATION, DE LA PECHE, DE LA RURALITE ET DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE

ECOLE NATIONALE SUPERIEURE DES SCIENCES AGRONOMIQUES DE BORDEAUX AQUITAINE
1, Cours du Général de Gaulle – CS 40201 – 33175 GRADIGNAN Cedex

MEMOIRE DE STAGE DE S8 DOMINANTE FORESTERIE DE BORDEAUX SCIENCES AGRO

CONTRIBUTION A LA VALIDATION D'INDICATEURS FORESTIERS NECESSAIRES AU PILOTAGE DE L'EQUILIBRE SYLVO-CYNEGETIQUE

- Apports de la télédétection satellitaire -

Crédit photo : E. Penet

Nom de la stagiaire : DE BACKER Tess

Nom de l'encadrant : HAMARD Jean-Pierre

Nom du tuteur : BAKKER Mark

Option : Foresterie

Etude réalisée à : Irstea, Centre de Nogent-sur-Vernisson
Domaine des Barres, 45290 Nogent-sur-Vernisson
UR EFNO – Equipe FONA

- 2018 -

PREFACE

L'institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture est un établissement public composé de plusieurs centres localisés dans toute la France. A Nogent-sur-Vernisson (département du Loiret – 45), le centre est spécialisé dans l'étude du fonctionnement des écosystèmes forestiers. Les travaux qui y sont menés concourent à la mise en œuvre d'une gestion durable et multifonctionnelle des forêts, et s'inscrivent dans plusieurs plans nationaux ciblés sur la forêt, le bois et la biodiversité, mais aussi sur le changement climatique.

Plus particulièrement, l'équipe FONA (pour Interactions Forêt Ongulés Activités humaines) du centre de Nogent se concentre sur les effets directs et indirects des ongulés sauvages (principalement Cerf élaphe, Chevreuil et Sanglier) sur les écosystèmes forestiers. Le renouvellement de la forêt en présence de cervidés est particulièrement étudié, et représente le sujet d'un projet nommé ReForest lancé en 2016, et dans le cadre duquel le stage s'est réalisé. L'élaboration et l'affinage d'outils d'aide à la gestion sont au cœur de la problématique du projet, qui est de répondre le mieux possible aux attentes des propriétaires forestiers en termes d'atténuation des impacts, de suivis des dégâts et d'indicateurs de pression sur le renouvellement forestier à des échelles multiples (du peuplement à la région forestière).

A long-terme, l'objectif serait de favoriser une gestion concertée et l'équilibre sylvo-cynégétique sur la base d'outils d'aide à la décision partagés et reconnus par les acteurs concernés.

REMERCIEMENTS

Je souhaite tout d'abord remercier l'ensemble de l'équipe FONA, grâce à laquelle j'ai appris énormément de choses à propos des cervidés et de la forêt. En particulier, merci à Jean-Pierre et Cédric de m'avoir aussi bien intégrée à leur groupe de travail et d'avoir pris le temps de m'expliquer chaque fois que le sujet était confus pour moi. Merci également à Agnès, qui m'a emmenée rencontrer plusieurs intervenants du monde forestier, et qui a toujours répondu avec précision à mes questions. Enfin, je remercie Bambo, deuxième stagiaire de Jean-Pierre, dont les connaissances sur les satellites et les indices de végétation m'ont éclairée sur plusieurs points de notre étude.

Je voudrais ensuite remercier l'ensemble des acteurs rencontrés pendant mon stage. Mes remerciements vont tout particulièrement aux trois gestionnaires de forêt privée sans lesquels je n'aurais pas pu faire cette étude : je nomme ici Sébastien Hermeline, Antoine Breton et Jean-Marie Hiver. Leur disponibilité pour nous aider à répondre à nos interrogations et le temps passé avec nous à revoir l'historique entier de leurs interventions m'ont tout simplement ébahie. Je leur suis également reconnaissante d'avoir montré autant de volonté à transmettre leur passion de la forêt. Merci, vraiment.

Et pour finir, je souhaite remercier les autres stagiaires et personnels d'Irstea qui ont su dès mon arrivée faciliter mon intégration et m'ont permis de travailler sérieusement dans la bonne humeur.

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION 2

A. CONTEXTE DE L'ETUDE 2

a. LES POPULATIONS D'ONGULES EN FRANCE 2

b. CONSEQUENCES SUR LES PEUPLEMENTS FORESTIERS 3

c. LE DEVELOPPEMENT D'OUTILS DE DIAGNOSTIC ET DE SUIVI ET LEURS LIMITES 4

B. ARTICULATION AVEC LE SUJET DU STAGE 6

II. OBJECTIFS DU TRAVAIL ET HYPOTHESES 7

III. MATERIEL ET METHODES 8

A. LA METHODE DE TELEDETECTION SATELLITAIRE 8

B. PRESENTATION DES SITES D'ETUDE ET DES ACTEURS IMPLIQUES 10

C. CONTROLES DE TERRAIN 12

D. ANALYSE DES DONNEES RECOLTEES SUR LE TERRAIN 13

IV. RESULTATS 14

A. SYNTHESE DES DETECTIONS ET COMPARAISON DES DEUX VERSIONS DE TELEDETECTION 14

B. PERFORMANCE DES INDICES DE VEGETATION 17

C. TAUX DE DETECTION DES SATELLITES EN FONCTION DU TYPE D'INTERVENTION SYLVICOLE 20

V. DISCUSSION 21

A. APPORT DE LA VERSION AMELIOREE POUR LA METHODE DE TELEDETECTION ET CAUSES DES ERREURS DE DETECTION 23

B. COMPLEMENTARITE DES INDICES DE VEGETATION 23

C. CAPACITE DE DETECTION DES SATELLITES EN FONCTION DE LA NATURE DE L'INTERVENTION SYLVICOLE : INTERET DE LA METHODE POUR LA PROBLEMATIQUE SYLVO-CYNEGETIQUE 24

D. AMELIORATIONS ENTREVUES POUR LA METHODE DE TELEDETECTION ET LIMITES DE L'ETUDE 25

VI. CONCLUSION 26

GLOSSAIRE 28

BIBLIOGRAPHIE 30

FIGURES ET TABLEAUX 33

ANNEXES 34

I. INTRODUCTION

A. CONTEXTE DE l'ETUDE

a. Les populations d'ongulés en France

Ces dernières décennies, l'augmentation significative des populations d'ongulés*[1], en particulier du Chevreuil européen (*Capreolus capreolus* L.) et du Cerf élaphe (*Cervus elaphus* L.), a eu un effet croissant sur les dégâts liés à l'herbivorie* en forêt. Le nombre de cervidés ne cesse en effet de progresser, et fait l'objet d'un suivi régulier par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS*) qui a estimé en 2010 entre 1,5 et 2,0 millions d'individus pour le Chevreuil et entre 130 000 et 170 000 têtes pour le Cerf. Respectivement, ces deux espèces ont ainsi vu leur effectif se multiplier par 7,2 et 4,0 entre 1985 et 2010 (Klein *et al*., 2008). En conséquence, les tableaux de chasse augmentent également avec des taux de réalisation de 88,7 % pour le Chevreuil et 71,1 % pour le Cerf, ces taux ayant doublé en 20 ans (Saint-Andrieux & Barboiron, 2017 – *cf.* **Annexe 1**).

Plusieurs facteurs sont en cause et contribuent à expliquer l'évolution actuelle des cervidés sur le territoire métropolitain. Tout d'abord, il faut rappeler que la disparition des grands prédateurs tels que le loup (*Lupus canis* L.) est bénéfique à la survie des cervidés ; le Cerf élaphe constitue par exemple une ressource alimentaire clé pour les grands carnivores, qui régulent ainsi le nombre d'individus et limitent la surabondance de cerfs sur un territoire donné. Dans les régions où les deux espèces *C. lupus* et *C. elaphus* se côtoient, ce dernier représente la majorité du régime alimentaire du grand carnivore (autour de 63%), et la prédation est équivalente à 40 % du taux de croissance annuelle du Cerf (Smietana & Klimek, 1993, Jedrzejewski *et al*., 2002).

Ensuite, le contexte cynégétique et l'évolution des lois relatives à la chasse ont grandement profité à la forte croissance des populations de cervidés. Le plan de Chasse* mis en œuvre à partir de 1963 notamment a remédié au manque de grand gibier (Cerf principalement) en France au XXème siècle. Des réintroductions ont eu lieu dans plusieurs régions, des réserves communales de chasse ont été créées et des quotas ont été établis (Guilbaud, 1983). En parallèle, les chasseurs ont favorisé le fitness* des ongulés en pratiquant l'agrainage (nourrissage) hivernal afin d'augmenter la valeur des trophées et les succès à la chasse. Cette pratique est pourtant très controversée, certains travaux ayant indiqué que le nourrissage artificiel des ongulés avait un effet neutre sur les dégâts en forêt et la pression exercée par les ongulés, voire qu'il pouvait les augmenter localement (Milner *et al*., 2014).

Par ailleurs, des changements notoires et relativement récents, tant dans les pratiques sylvicoles et agricoles que cynégétiques ont également contribué à l'évolution actuelle des cervidés. La modification des pratiques sylvicoles vers des systèmes plus intensifs serait l'un des leviers de l'augmentation du nombre de cervidés. Ainsi, Reimoser et Gossov (1996) indiquent que la densité et la composition des peuplements forestiers induisent une prédisposition plus ou moins élevée aux dégâts de gibier. Ils précisent aussi que les peuplements conduits en futaie régulière et régénérés par plantation sont les plus sensibles à la dent des cervidés ; accessibilité, manque de protection des plants, effet lisière* et densité plus faible de semis seraient les causes d'une sensibilité augmentée. Les zones de coupe à blanc seraient donc particulièrement sensibles aux dégâts, ces derniers étant liés à la structure du peuplement, aux essences de reboisement et non uniquement à la densité d'herbivores. Reimoser et Gossov remarquent en effet une corrélation négative entre dégâts d'abroutissements et densité d'ongulés, et précisent que l'impact des cervidés sur la forêt est d'abord lié à l'impact de la sylviculture sur leur habitat. Pour autant, les visites en forêt privée organisées durant l'étude prouvent que les peuplements irréguliers sont également soumis à une pression

[1] *cf*. glossaire page 28

d'herbivorie plus forte depuis quelques années, les essences dites « précieuses » (comme le Merisier ou l'Alisier torminal) menaçant de disparaitre si des mesures ne sont pas prises pour les sauvegarder au sein de ces peuplements (Sébastien Hermeline, communication personnelle).

Enfin, du point de vue agricole, la déprise rurale observée depuis maintenant plusieurs décennies aurait induit l'élargissement de l'habitat favorable aux cervidés inféodés au milieu forestier. L'enfrichement des terres et l'augmentation des surfaces forestières (qui ont doublé depuis 1827) auraient en effet favorisé les dynamiques de population du cerf élaphe (Stergar & Jerina, 2017). Le chevreuil, moins exigeant que son cousin en termes d'habitat forestier, profite également de cette tendance pour s'installer en milieu agricole ouvert, où il est capable de vivre sur des territoires très peu boisés. Le chevreuil dit « de plaine » peut ainsi s'éloigner sans problème des lisières forestières (plus de 100 m), préférant les zones à vue dégagée et modifiant complétement son comportement solitaire et territorial pour composer des hardes comme le Cerf (Caruette *et al*., 2016).

b. Conséquences sur les peuplements forestiers

La hausse de la pression exercée par les cervidés sur la forêt due aux facteurs cités précédemment a entrainé des difficultés de croissance au sein des peuplements forestiers, et plus particulièrement au niveau de la régénération des jeunes arbres qui sont très consommés par les cervidés. La situation est devenue préoccupante, à tel point que certains gestionnaires de forêts publiques ou de massifs privés rencontrent de réelles difficultés à maintenir leurs ressources forestières et font parfois face à un déficit de régénération (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2017). De manière générale, c'est tout le territoire français qui connait actuellement un déséquilibre entre ses populations de cervidés et sa ressource forestière, encore appelé déséquilibre sylvo-cynégétique*.

Le terme « dégât », souvent utilisé par les forestiers qui constatent le passage des cervidés dans leurs peuplements, a nécessité dans ce contexte d'être redéfini afin de clarifier au mieux ce vocable. Bien souvent, le mot est employé même lorsque le peuplement subit une pression dont l'effet se traduit par un très faible impact qui ne compromet pas l'avenir des essences objectif. Plusieurs travaux se penchent sur le sujet et rétablissent une définition neutre du terme : pour Reimoser et Gossov (1996), « damage » (dégât en anglais) est un terme anthropocentrique, et il convient d'évaluer objectivement la pression des cervidés sur les peuplements forestiers en considérant de manière complémentaire l'objectif du gestionnaire, la réponse des arbres à l'herbivorie et le réel besoin de régénération pour en apprécier les conséquences en termes de dégât ou d'impact. En France, les efforts de clarification ont été apportés entre autres par Ballon *et al*. (2005), Van Lerberghe (2013) et Mårell *et al*. (2015), qui estiment que des dégâts apparaissent lorsque les atteintes réalisées par les cervidés affectent l'avenir du peuplement tel que ce dernier a été prévu par les objectifs sylvicoles des gestionnaires forestiers.

En forêt, les dégâts (donc les effets compromettants des cervidés sur les arbres) se traduisent de trois manières différentes : par des abroutissements*, du frottis* et/ou de l'écorçage* (ce dernier étant le fait du Cerf uniquement) (*cf*. **Annexe 2**). L'abroutissement est sans doute le plus préjudiciable car les cervidés l'opèrent toute l'année (abroutissement préférentiel des résineux l'hiver et des feuillus et jeunes pousses non encore lignifiées l'été - Fédération Régionale des Chasseurs de Bretagne, 2017). Il ne concerne que les jeunes peuplements dont le bourgeon terminal des tiges reste accessible « à la dent » du gibier (hauteur inférieure à 1,5 m pour le Chevreuil et 2,0 m pour le Cerf). Toutes les essences forestières ne possèdent pas la même tolérance ou résistance à l'herbivorie, ce qui entraîne des modifications dans les dominances de certaines espèces ligneuses (Côté *et al*., 2004). L'appétence est également différente, ce qui entraine une multitude de cas de figures des dégâts forestiers en fonction de la nature du peuplement (Ballon *et al*., 1999). La sensibilité des essences varie, par ailleurs, en fonction des modes de régénération pratiqués (Reimoser et Gossov, 1996 ; Ballon *et al*., 1999 ; Gill *et al*., 2001). Ballon *et al*. montrent ainsi en 1999 que les plants issus de pépinière ou les rejets issus de taillis sont largement préférés par le Chevreuil aux semis naturels. En

outre, la sensibilité des essences varie en fonction de la période de l'année, du rythme de croissance, de la station forestière, du (micro) climat et des populations de cervidés (Fédération Régionale des Chasseurs de Bretagne, 2017).

La pression d'abroutissement influe plusieurs niveaux d'un peuplement. La densité de tiges est réduite par la consommation des semis, la croissance en hauteur des arbres est compromise par la consommation des bourgeons terminaux, et la densité du feuillage diminue avec la consommation des bourgeons axiaux (Gill *et al*., 2001). L'architecture des arbres est alors altérée avec perte de dominance apicale ou développement de plusieurs axes co-dominants. Il peut donc en résulter des conséquences rédhibitoires pour l'avenir des essences, en particulier pour les résineux et les feuillus précieux dont l'altération de l'architecture s'avère très préjudiciable.

De plus, les effets d'une forte abondance de Cerfs ou de Chevreuils ne se limitent pas aux peuplements et l'écosystème forestier dans son ensemble serait touché : la composition en espèces arbustives serait modifiée selon Gill *et al*. (2001), qui constatent une baisse de biodiversité et de richesse spécifique liée à une densité élevée de cervidés. Les relations de compétition entre espèces ligneuses et herbacées, les cycles de nutriments et d'eau, la qualité du sol et les habitats de plusieurs espèces pâtiraient également de la surabondance de cervidés (McShea & Rappole, 2000 ; DeCalesta, 1994 ; Côte *et al*., 2004). Les cervidés demeurent néanmoins des espèces clé de voûte du milieu forestier (McShea & Rappole, 1992), et si leur surabondance possède un effet négatif sur la faune et la flore qui les entourent, ils contribuent à la dissémination et la germination des graines de nombreuses essences arbustives et de sous-bois par endo- et epi-zoochorie (Côte *et al*., 2004). Conserver des populations de cervidés (équilibrées) est donc indispensable à un bon fonctionnement de l'écosystème forestier.

L'impact de ces animaux reste réversible sous certaines conditions, et parmi toutes les méthodes de protection des jeunes plants (protection mécanique, substances répulsives, enclos…), la chasse resterait le moyen le plus rentable et le plus efficace pour limiter les dégâts de gibier (Côte *et al*., 2004). Il est donc d'autant plus important de réfléchir à une gestion concertée de la forêt pour faire face au déséquilibre sylvo-cynégétique (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2017).

c. Le développement d'outils de suivi et de diagnostic de dégâts et leurs limites

Les objectifs des différents acteurs forestiers et de la chasse s'opposant souvent, de nouveaux outils visant à améliorer les connaissances sur les populations de cervidés sont apparus pour compléter voire remplacer les méthodes de comptage dont les protocoles étaient peu fiables. La notion de gestion adaptative* de la grande faune a ainsi été introduite à travers la mise en place des Indicateurs de Changement Ecologique (ICE*) dans les années 2000, qui permettent de maintenir dans la durée des populations de bonne condition, dont les effectifs sont adaptés aux capacités des habitats et qui respectent les différents usages des milieux ruraux (Michallet *et al*., 2015).

De meilleures méthodes de diagnostic de dégâts de gibier ont également été développées pour caractériser la pression d'herbivorie et la part de dégâts réellement imputables aux cervidés. Des techniques de relevés ont fait leur apparition pour quantifier au mieux les taux d'abroutissement d'une essence donnée en fonction du nombre de semis abroutis et observés et du nombre de placettes étudiées (Saint-Andrieux, 1994). En 1998, un observatoire national des dégâts de cervidés et du plan de chasse a été instauré par les ministères chargés de l'Agriculture et de l'Environnement en réponse à l'augmentation des populations d'ongulés et la hausse des conflits entre chasseurs et sylviculteurs. Cet observatoire, basé sur des études à l'échelle de cinq départements, a pour rôle de synthétiser les informations relatives à l'équilibre sylvo-cynégétique : évaluation des dégâts dus au gibier, bilan des plans de chasse, recherche et test de méthodologies pour restaurer un équilibre. L'importance des dégâts y est appréciée à travers deux indicateurs : le taux de dégâts et l'évaluation de l'avenir sylvicole de chaque peuplement étudié (Ballon *et al*., 2005). L'avenir sylvicole d'un peuplement

dépend donc d'un diagnostic reposant sur la comparaison entre le nombre de tiges indemnes de tout dommage et le nombre de tiges souhaitées par les itinéraires sylvicoles, ces derniers étant cadrés par des normes de densités de tiges attendues par les gestionnaires (Hamard *et al*., 2003).

A partir de cet observatoire, des protocoles de diagnostics sylvicoles de dégâts forestiers et des démarches de vulgarisation ont été mis en place afin d'analyser correctement l'impact des cervidés sur l'objectif sylvicole dans le cas spécifique de la sylviculture régulière (Hamard & Ballon, 2009). Ces travaux ont été accompagnés de formations ayant pour vocation de sensibiliser les différents acteurs et agents de terrain à cette problématique.

Néanmoins, on constate une lacune en termes d'outils et d'indices pour caractériser la pression exercée par les cervidés sur la sylviculture. Pour l'instant, la gestion de l'équilibre sylvo-cynégétique se base donc préférentiellement sur les dynamiques des populations animales plutôt que sur leurs effets au niveau des objectifs de gestion sylvicole (Mårell *et al*., 2003). Les outils actuellement existant (ICE et diagnostics sylvicoles) sont complémentaires mais ne permettent pas d'estimer spatialement les surfaces forestières potentiellement dégradables par les cervidés, information déterminante pour apprécier la notion d'équilibre sylvo-cynégétique. Différentes études ont initié cette démarche d'identification des peuplements potentiellement dégradables à l'échelle de massifs forestiers, de départements voire de régions (Ballon & Hamard, 2007 ; Flament & Hamard, 2011 ; Hamard & Ballon, 2003, 2012 ; Schubnel, 2016).

Reposant sur des enquêtes auprès des gestionnaires des forêts publiques et privées, cette démarche se révèle cependant très dispendieuse et entachée d'une imprécision quasiment impossible à estimer. A titre d'exemple et en termes d'investissement humain, l'Observatoire du Donon 2010 a mobilisé plus d'une année de chargé de mission pour inventorier de manière la plus exhaustive possible les 2300 peuplements potentiellement dégradables d'un massif forestier de 75 000 ha. Dans ce type d'approche, l'essentiel des informations récoltées concerne très majoritairement la forêt publique, dont les données sylvicoles sont facilement accessibles et détenues par un seul interlocuteur : l'ONF.

Pour la forêt privée, la difficulté réside dans l'identification des innombrables propriétaires dont la majorité n'est pas assujettie à la réalisation d'un document de gestion (Plan Simple de Gestion [PSG], Règlement Type de Gestion [RTG] ou Codes des Bonnes Pratiques Sylvicoles [CBPS]). Les propriétaires privés détiennent pourtant 75 % de la forêt française. En région Centre-Val de Loire, cette proportion s'élève à 87 % (IGN, 2014) ; la forêt privée se révèle donc déterminante et incontournable dans la résolution du problème de l'équilibre sylvo-cynégétique. Pour cette même région, les propriétés forestières d'au moins 1 ha sont détenues par plus de 54 000 propriétaires distincts ; la surface de forêts privées soumises à un document de gestion agréé s'élève quant à elle à 56 % (CNPF – Centre Régional Ile de France Centre, 2014). Cependant, les documents de gestion ne fournissent pas toutes les informations indispensables à l'identification des peuplements recherchés, d'où une étape d'enquête obligatoire. Ces quelques remarques montrent la réelle difficulté de quantifier et de spatialiser les peuplements forestiers potentiellement dégradables par les cervidés à l'échelle départementale et plus encore à l'échelle régionale.

Les acteurs forestiers sont multiples (privés/public, coopératives…) avec des objectifs de gestion parfois différents. Il est donc difficile de rassembler ces derniers pour remédier au problème de l'équilibre forêt-gibier. Pour cette raison, le développement d'outils complémentaires, capables de renseigner et de visualiser la sensibilité des peuplements forestiers constitue un enjeu important et un élément nouveau dans la gestion adaptative des forêts. Reproductibles à moindre coût d'une année sur l'autre, ces outils ouvriraient la voie à des indicateurs susceptibles d'adapter la gestion des populations de cervidés en intégrant les objectifs sylvicoles des gestionnaires.

B. ARTICULATION AVEC LE SUJET DU STAGE

Au niveau gouvernemental, la récente Loi d'Avenir pour l'Agriculture, l'Alimentation et la Forêt (LAAAF) de 2014 a défini, dans de nouvelles conditions inscrites dans la politique forestière, les dispositions à prendre pour traiter du problème sylvo-cynégétique (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2017). En parallèle, l'Irstea de Nogent-sur-Vernisson (45) a démarré un projet ayant pour objectif d'améliorer la gestion sylvo-cynégétique à l'échelle de la région Centre-Val de Loire. Nommé ReForest, ce projet de recherche est financé par le Conseil Régional Centre-Val de Loire et s'inscrit dans la démarche de la LAAAF puisqu'il vise une gestion adaptative des forêts qui permettrait de mieux apprécier l'équilibre sylvo-cynégétique. De nombreux acteurs y sont impliqués (*cf.* **Annexe 3).**

Le projet s'étale sur une période de trois ans (2016-2019) et se ventile en quatre tâches s'appuyant chacune sur différentes actions concourant au même objectif : garantir le REnouvellement FORESTier en assurant un équilibre sylvo-cynégétique (*cf.* **Annexe 3**).

Parmi elles, la tâche 2 encadre le développement d'un nouvel outil qui permettrait d'évaluer spatialement et quantitativement les parcelles forestières sensibles aux dégâts de cervidés pour une année donnée. Plus précisément, l'objet de mon stage de M1 réalisé de Mai à Août 2018, consiste à étudier si et comment l'outil satellitaire actuellement utilisé par la DRAAF-CVL* pour détecter les coupes rases « abusives » et les défrichements en forêt peut être adapté à la problématique évoquée ci-dessus. En cours de déploiement, cet outil a été développé à la demande du MAAF* et à l'attention des DRAAF par l'UMR TETIS* - Irstea (Ose & Deshayes, 2015).

Une première approche de photo-interprétation* avait été menée sur le massif du Cosson (Sologne) et avait permis de mettre en évidence les impacts de cervidés sur les taillis et les taillis avec réserves (Ballon & Hamard, 2010). Ici, le projet porte sur le traitement et la validation terrain d'images satellitaires basées sur la détection de plusieurs indices de végétation* qui renseignent sur l'état des peuplements. Nommée télédétection satellitaire, elle désigne l'ensemble du processus de l'enregistrement de l'énergie d'un rayonnement magnétique (REM), émise ou réfléchie, jusqu'à sa mise en application (Bois, 2014). L'utilisation de l'imagerie satellitaire automatisée pour détecter les coupes rases a comme avantages une répétitivité élevée et un caractère chronophage réduit par rapport à la photo-interprétation (OSE, 2015). Elle permettrait également de s'affranchir des difficultés liées à l'acquisition des données auprès des gestionnaires forestiers.

Dans la démarche de recherche d'outils complémentaires, l'UMR TETIS et l'équipe de recherche EFNO* d'Irstea ont ainsi prévu deux stages, l'un de M1 et l'un de M2 (Bambo Fofana), afin d'étudier les possibilités d'adaptation de la méthode coupe rase à la problématique sylvo-cynégétique. En pratique, le traitement des images satellitaires et la représentation cartographique (logiciel QGIS) des détections ont fait l'objet du stage de M2 de Géomatique. Le stage de M1, complémentaire, n'avait donc pas pour objectif l'étude intégrale de la télédétection satellitaire mais uniquement sa vérification sur le terrain et le traitement des résultats associés. Ce mémoire présente les résultats des vérifications menées sur des forêts privées qui ont constitué les sites pilotes de l'étude. La forêt publique a également été prospectée (forêt domaniale d'Orléans), néanmoins l'analyse des résultats reste à mener et il a été jugé préférable de ne pas l'inclure dans mon mémoire.

L'étude, assez pratique, ainsi que les thèmes du projet ont été déterminants dans mon choix de stage. L'équilibre sylvo-cynégétique n'étant pas abordé du tout dans le cursus Foresterie de Bordeaux Sciences Agro, effectuer le stage à l'Irstea de Nogent était une réelle opportunité pour moi d'approfondir le sujet.

II. OBJECTIFS DU TRAVAIL ET HYPOTHESES

Dans un premier temps, les objectifs visés dans le cadre global du projet ReForest ont constitué une ligne de mire nécessaire à l'élaboration des objectifs plus précis du stage en lui-même. Pour rappel, le projet a pour but d'aider à rétablir un équilibre sylvo-cynégétique, d'améliorer la concertation entre chasseurs et sylviculteurs afin d'aboutir à la gestion adaptative des forêts et du gibier, et de développer des outils capables de transmettre et de rendre facilement accessibles des données aux différents acteurs impliqués.

La tâche 2 du projet ReForest, dont font partie le stage et l'étude associée, traite du développement d'outils répondant à la problématique sylvo-cynégétique. L'acquisition de données issues de la télédétection satellitaire, préalablement traitées par la DRAAF CVL* et l'UMR TETIS, ainsi que leur vérification sur le terrain s'inscrivent donc naturellement dans cette tâche. A partir de ce cadre, l'étude du stage s'est ainsi basée sur l'objectif de travail suivant : **évaluer les possibilités d'adaptation de l'outil « coupe-rase » à une identification de diverses interventions sylvicoles aboutissant à des zones de régénération et de végétation d'une hauteur inférieure à 2 m, afin de caractériser la sensibilité des peuplements forestiers aux dégâts de cervidés.** Cette évaluation s'effectue au travers d'une vérification sur le terrain par croisement des détections satellitaires avec les informations acquises auprès des gestionnaires forestiers des massifs étudiés. La robustesse des vérifications est étroitement liée à la connaissance très précise de la date et de la nature des interventions sylvicoles.

La méthode coupe-rase étant validée sur les traitements sylvicoles réguliers où les coupes rases constituent l'ultime étape de récolte, il était en effet intéressant de voir dans quelle mesure la méthode pouvait être élargie à l'ensemble des interventions sylvicoles y compris celles afférentes au traitement irrégulier. La sensibilité des forêts irrégulières est réelle, et il n'existe pas encore d'outils capables d'identifier ce potentiel dégradable (régénération diffuse difficilement cartographiable).

Dans cette optique, nous avons donc ciblé notre étude sur trois massifs privés, décrits dans la partie suivante, et jalonné notre travail en posant plusieurs hypothèses qui nous permettraient d'évaluer correctement l'application de la méthode coupe rase à notre étude. Nous avons ainsi cherché à vérifier :

- Si la méthode de télédétection satellitaire initiale pouvait être améliorée afin d'obtenir un degré de précision assez élevé pour détecter d'autres types d'interventions sylvicoles qui ne se traduisent pas forcément par un changement d'état strict entre une canopée dense et un sol nu,
- Si la pertinence des détections pouvait être améliorée en couplant différents indices de végétation, et quels étaient les indices les plus sensibles aux interventions sylvicoles,
- Et enfin, si le satellite était capable de détecter différents types d'interventions sylvicoles de différentes intensités.

III. MATERIEL ET METHODES

A. LA METODE DE TELEDETECTION SATELLITAIRE

- ***Version initiale (données et analyses produites par la DRAAF CVL)***

C'est la version qui correspond à l'outil « coupe-rase » déployé par la DRAAF-CVL sur l'ensemble de la région Centre-Val de Loire à partir de jeux d'images satellitaires acquis annuellement depuis 2013. Cette méthode détecte par conséquent de manière prioritaire les changements d'états de végétation très nets (par exemple dans le cas des coupes à blanc, une parcelle passe d'une canopée fermée à un sol nu). La détection repose sur un changement de valeur d'un indice de végétation, le Normalized Difference Vegetation Index ou NDVI (par Tucker, 1979). Cet indice est calculé à partir des bandes rouge et proche infra-rouge des réflectances émises par la canopée d'une forêt, et ses valeurs sont comprises entre -1 et 1 (formule donnée dans l'**Annexe 4**). En matière d'interprétation, plus cet indice est proche de 1 et plus la végétation est importante au niveau de la détection ; inversement, une valeur se rapprochant de -1 indique une diminution voire une absence de couvert végétal.

Pour l'étude, nous avons choisi de ne regarder que les pertes d'activité chlorophyllienne, puisque le travail repose sur la détection de coupes et d'interventions sylvicoles qui diminuent la densité d'arbres. De plus, la méthode implique qu'un masque forêt soit appliqué sur les images satellite afin d'observer les détections sur des parcelles forestières uniquement.

L'appréciation de la probabilité qu'une coupe rase ait eu lieu sur une parcelle forestière nécessite une analyse sur deux années des valeurs de NDVI. Appelée analyse bi-dates, elle consiste à calculer la différence des valeurs d'indice obtenues grâce au traitement de deux photos (année n et l'année n+1) en un point ou pixel donné (valeurs comprises entre -2 et 2). Ainsi, une grande différence de NDVI augmente la probabilité qu'une intervention ait eu lieu entre ces dates (OSE, 2015). La méthode permet ensuite de classer les détections dans trois degrés de certitude différents.

- ***Version améliorée (proposée dans le cadre du stage de M2 associé)***

Le principe repose toujours sur la détection en bi-dates des changements de l'activité chlorophyllienne des arbres, mais cette fois grâce à trois indices de végétation : le NDVI, comme pour la version initiale, le Normalized Difference Infrared Index (NDII – par Sriwongsitanon *et al.*, 2016) et l'Enhanced Vegetation Index (EVI – par Huete *et al.*, 1997) (formules exposées en **Annexe 4**).

Le NDII exploite les réflectances du proche et du moyen infra-rouge et détecte de manière efficace l'état de stress hydrique des arbres. Il est de cette manière plus sensible aux changements de la teneur en eau de la canopée que le NDVI ; il est capable de détecter des interventions modérées voire légères au sein d'un peuplement (travaux, éclaircies…). Sa fourchette de valeurs reste la même, une valeur de -1 indiquant un stress hydrique important ou une absence de teneur en eau (absence d'arbres).

L'EVI est la version « améliorée » du NDVI, car il exploite en plus de la bande rouge et proche infra-rouge la bande du bleu. Des corrections ont été apportées sur les effets atmosphériques (particules en suspension dans l'atmosphère) et la réponse spectrale du sol qui peuvent biaiser les résultats du NDVI. En ce sens, l'EVI est capable de détecter des coupes et des interventions sylvicoles plus modérées qu'une coupe rase. La normalisation donne une nouvelle fois des valeurs comprises entre -1 et 1, avec la même interprétation que pour les deux autres indices.

Les photos de la version initiale ayant été choisies avant tout pour être de la meilleure qualité possible (absence de nuages), la version améliorée dispose d'une nouvelle sélection de photos dont les dates de prise correspondent mieux à la saison de végétation. Les photos de la version initiale étaient en

effet parfois prises hors saison, ce qui pouvait poser certaines difficultés du point de vue de la phénologie (feuilles non encore sorties d'où des risques d'erreurs de détections). De plus, le choix des nouvelles photos s'est fait de telle manière que les périodes couvertes par les satellites ne se chevauchent plus ; dans la mesure du possible, les clichés entre l'année n et l'année n+1 sont ainsi pris de manière à avoir des amplitudes similaires tout en concordant avec la saison de végétation (*cf.* **Annexe 5**).

- ***Satellites utilisés pour obtenir les valeurs d'indices***

Deux types de satellites aux orbites héliosynchrones* sont utilisés pour la prise de photographies et les analyses bi-dates : Landsat 8 et Sentinel 2 (ce dernier étant représenté par deux satellites lancés en 2015 et 2017). Leurs propriétés, distinctes, sont résumées dans le tableau suivant (**Tableau 1**) :

Satellite	Année de mise en activité	Résolution spatiale (m)	Répétitivité (j)
L8	2013	30	16 jours
S2	2015 et 2017	10	5 jours

Tableau 1 : Caractéristiques des satellites utilisés pour obtenir la cartographie des détections (*Ose & Deshayes, 2015*)

La résolution spatiale correspond à la taille des pixels de détection des satellites. Les pixels étant carrés, une résolution de 30 m signifie donc une surface de 900 m² soit 9 ares pour un point de détection. Plus la résolution est fine et plus le satellite est précis ; en effet, une résolution spatiale trop élevée peut amener le satellite à « surestimer » la taille d'un changement d'état de végétation, ce pourquoi Sentinel 2 a pris le relais de Landsat 8 afin de minimiser les erreurs de détection.

La répétitivité correspond quant à elle au délai qu'il faut au satellite pour repasser au-dessus du même point. Chaque satellite prend des clichés de manière continue, ou séries d'images temporelles, ce qui fait qu'ils sont particulièrement adaptés pour notre étude.

L'analyse bi-dates nécessite de choisir deux clichés par période afin de pouvoir comparer les valeurs des indices de végétation. Les clichés sont choisis en fonction de leur qualité (absence de nuages) et de la période de végétation, déterminante dans le suivi des interventions sylvicoles. Afin d'éviter d'avoir des images de végétation non totalement développée, elles ont donc été sélectionnées par la DRAAF (version initiale) et l'UMR TETIS (version améliorée) entre les mois de Mai et Septembre, en sachant que certains retards de développement (débourrement des feuilles) peuvent toujours apparaître en fonction de conditions climatiques, défavorables certaines années. La difficulté de la méthode repose donc avant tout sur le choix des bons clichés.

Un tableau résumant pour chaque massif les périodes couvertes par les deux satellites ainsi que les dates de clichés correspondantes est donné en annexe (*cf.* **Annexe 5**).

Pour l'un des sites d'étude (Marchenoir), deux couples de photos pour la période 2016-2017 ont été retenus pour compenser l'impossibilité de trouver 2 images aux dates escomptées ; le premier choix de photographies présentait un risque élevé de biais lié à la phénologie de la végétation en raison de la précocité de la première photo (04/05/16).
Les premiers clichés ont cependant été conservés afin d'étudier l'ensemble des détections réalisées par les satellites et d'apprécier l'importance des images prises en fonction de la phénologie.

- ***Visualisation des données et erreurs de détection***

A partir du traitement des photos et du calcul des valeurs d'indices selon la méthode bi-dates, il devient possible d'identifier des parcelles forestières présentant des changements d'indices de végétation. Les images raster obtenues à partir de l'analyse bi-dates sont donc vectorisées pour effectuer avec le logiciel QGIS les croisements entre les détections et l'emprise des parcelles qui ont fait l'objet d'interventions sylvicoles (*cf.* **Figure 1**).

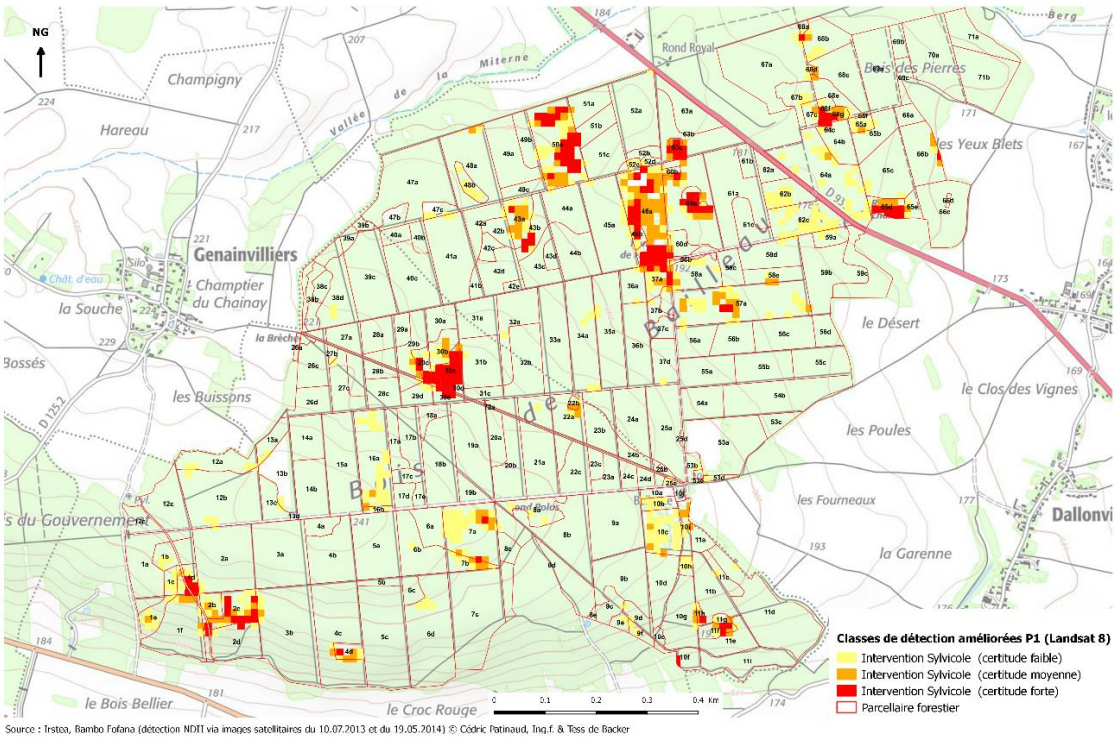


Figure 1 : Exemple d'une cartographie de détections issues de la méthode de télédétection satellitaire sur le site d'étude de Bailleau (28) pour la période 2013-2014 (*Fofana & Patinaud (Irstea), 2018*).

Des erreurs de détection pouvant apparaître, la vérification sur le terrain constitue donc l'étape principale de l'étude ; certaines détections ne correspondent en effet à aucune intervention sylvicole (erreur dite de faux-positif ou **FP**), ou inversement le satellite ne détecte pas une intervention pourtant réalisée (erreur dite d'omission ou **OM**) (*cf.* **Figure 2**). Les détections correctes ont quant à elles été nommées **DET** pour simplifier les processus de saisie sur le terrain.

Ci-dessous le schéma présentant les différents types d'erreur pouvant apparaitre avec la méthode de télédétection :

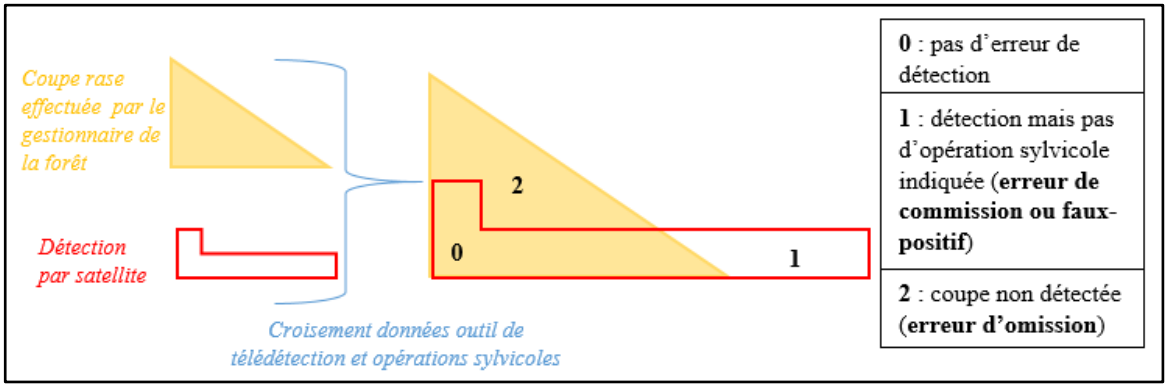
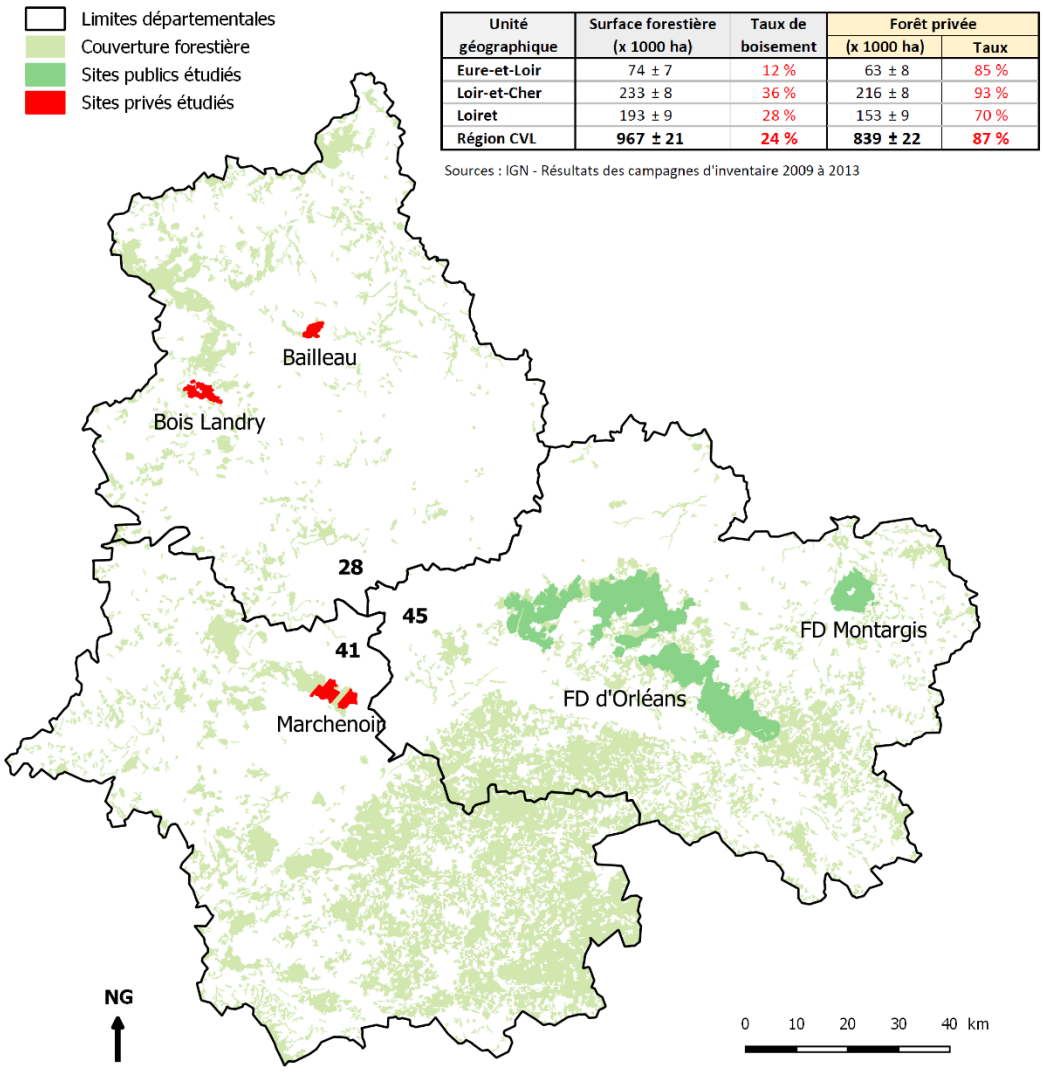


Figure 2 : Schéma explicatif d'apparition d'erreurs entre l'outil de télédétection et les interventions sylvicoles effectuées et recensées par les gestionnaires (exemple d'une coupe rase) (*De Backer, 2018*).

B. PRESENTATION DES SITES D'ETUDE ET DES ACTEURS IMPLIQUES

Comme indiqué dans l'introduction, seules sont présentées dans ce rapport les analyses relatives aux massifs forestiers privés qui ont été étudiés dans le cadre du stage : Bailleau (Eure-et-Loir, département du 28), Bois Landry (28) et Marchenoir (41) (*cf.* **Figure 3**).



Unité géographique	Surface forestière (x 1000 ha)	Taux de boisement	Forêt privée (x 1000 ha)	Forêt privée Taux
Eure-et-Loir	74 ± 7	12 %	63 ± 8	85 %
Loir-et-Cher	233 ± 8	36 %	216 ± 8	93 %
Loiret	193 ± 9	28 %	153 ± 9	70 %
Région CVL	**967 ± 21**	**24 %**	**839 ± 22**	**87 %**

Sources : IGN - Résultats des campagnes d'inventaire 2009 à 2013

Source : CORINE Land Cover (2012), ONF (2016) & CRPF-CVL (BD Merlin, 2018)
© Cédric Patinaud, Ing.f. & Tess de Backer

Figure 3 : Localisation des sites étudiés dans le cadre du stage (*Patinaud & De Backer, 2018*).

Ces massifs, qui disposent chacun d'un Plan Simple de Gestion (PSG), ont été choisis pour leur localisation relativement proche d'Irstea de Nogent-sur-Vernisson, réduisant les temps de déplacement sur le terrain, mais surtout pour l'existence de données fiables et accessibles concernant les interventions sylvicoles qui y sont menées. La sylviculture y est dynamique avec une diversité d'interventions ; des suivis antérieurs avaient déjà été menés sur le massif de Marchenoir.

De plus, les surfaces suffisamment importantes de ces massifs (> 600 ha) ont permis l'observation de nombreuses détections pour un nombre d'interlocuteurs restreint (3 gestionnaires uniquement), ce qui a facilité l'accès aux parcelles pendant les phases de terrain. D'autres acteurs de la forêt privée (coopératives, groupements forestiers, autres gestionnaires et propriétaires) ont également été contactés pendant le travail d'investigation qui a eu lieu en amont du stage, mais seuls les gestionnaires de ces trois massifs nous ont renseigné un listing de leurs interventions sylvicoles dans le temps imparti à l'étude.

Afin d'obtenir ce listing et de le comparer aux périodes disponibles de l'outil de télédétection (2013 à 2018), un fichier Excel « type » à compléter (*cf.* **Annexe 6**) leur a été envoyé. Des informations telles que le n° de parcelle, la surface, le type d'intervention sylvicole ou l'intensité de l'intervention y ont été renseignées et nous ont servi de bases de données pour l'ensemble de l'étude. En

complément, le parcellaire de chacun des massifs a été soit fourni par le gestionnaire soit digitalisé grâce au logiciel QGIS et croisé avec les couches de détection des satellites. Cela nous a permis de visualiser sur des cartes la répartition des détections satellitaires sur les différentes parcelles (*cf.* **Figure 1**).

La sylviculture majoritairement menée sur les trois sites d'étude est celle du Chêne sessile (*Quercus petraea*), préférentiellement en futaie régulière ou taillis sous futaie avec régénération naturelle, même si de nombreuses conversions vers un traitement irrégulier* sont en cours.

Le tableau qui suit présente un résumé synthétique des principales caractéristiques des sites choisis pour l'étude (*cf.* **Tableau 2**). Les peuplements et la sylviculture menée y étant sensiblement les mêmes, les données récoltées sur chacun d'eux ont pu être comparées afin de vérifier que le satellite restait constant dans ses détections ou non.

Tableau 2 : Caractéristiques des sites pilotes situés en Eure-et-Loir (28) et Loir-et-Cher (41).

	Bailleau	**Bois Landry**	**Marchenoir**
Superficie (ha)	678 (238 parcelles)	1125 (123 parcelles)	1841 (125 parcelles)
Sylviculture	Régulier/irrégulier	Régulier/irrégulier	Régulier/irrégulier
Essence principale (Objectif)	Chêne sessile	Chêne sessile	Chêne sessile
Essences secondaires	Alisier, bouleau, châtaigner, charme, chêne rouge, douglas	Bouleau, charme, châtaigner, pin laricio, tremble	Charme
Pression du gibier	Très forte	Modérée	Forte/modérée

La présence d'animaux sur les trois massifs, bien que notoire, n'a pas été indispensable à la conduite de l'étude, puisque l'objectif principal était d'évaluer le degré de sensibilité des peuplements et non leur sollicitation par les cervidés.

C. CONTROLES DE TERRAIN

Les contrôles sur le terrain ont eu lieu du 27 au 29 Juin pour le domaine de Bois Landry et du 23 au 27 Juillet pour Marchenoir et Bailleau, des périodes déterminées par les disponibilités de chacun des gestionnaires.

L'équipe d'Irstea qui s'est rendue sur les sites pilotes était constituée de Jean-Pierre Hamard, mon maître de stage, de Bambo Fofana, le stagiaire M2 en géomatique qui nous a fourni l'ensemble des données de télédétection pour la version améliorée et de moi-même. Pour Bois Landry, un autre personnel d'Irstea, Cédric Patinaud, nous a accompagnés afin que l'on puisse constituer deux équipes indépendantes et ainsi effectuer les vérifications de terrain plus efficacement. Il a également réalisé les cartes de croisement entre parcellaires et détections satellitaires à l'aide du logiciel QGIS.

Au niveau du matériel, l'équipe disposait d'un ordinateur de terrain où étaient sauvegardés les listings d'interventions sylvicoles de chaque massif ainsi que les couches vectorielles (shapefile ou fichier de forme en français) utilisées dans QGIS pour visualiser l'ensemble des informations dont nous avions besoin (parcellaires et détections pour chaque massif, chaque indice et pour cinq campagnes annuelles s'étalant de 2013 à 2018. Ces campagnes ou périodes ont été nommées P1 pour 2013-2014, P2 pour 2014-2015, P3 pour 2015-2016, P4 pour 2016-2017 et P5 pour 2017-2018 (*cf.* **Annexe 5**) La saisie des données sur le terrain s'est faite directement sur cet ordinateur afin d'éviter de devoir recopier manuellement des informations sur papier.

Mon intervention dans la préparation des visites de terrain des massifs privés a été assez limitée, puisque l'analyse et les vérifications sur le terrain pour le massif domanial d'Orléans m'ont mobilisée durant cette même période. Les contrôles de terrain pour la forêt domaniale d'Orléans ont été réalisés suivant une stratégie d'échantillonnage car il était impossible de prospecter l'intégralité des parcelles

dans le temps imparti à l'étude (845 parcelles réparties sur une surface d'environ 35 000 ha). A titre indicatif, l'échantillonnage est donné dans l'**Annexe 7**.

Cette méthode d'échantillonnage ne s'est pas appliquée aux 3 massifs étudiés, dont le nombre de parcelles à vérifier était moins conséquent qu'en forêt domaniale d'Orléans. La vérification sur le terrain des détections satellitaires sur ces trois sites privés s'est donc déroulée de manière systématique en contrôlant chaque parcelle pour laquelle une intervention sylvicole avait eu lieu.

Ci-dessous un schéma résumant la méthodologie de vérification que nous avons appliquée pour chacun des trois massifs privés visités (**Figure 4**) :

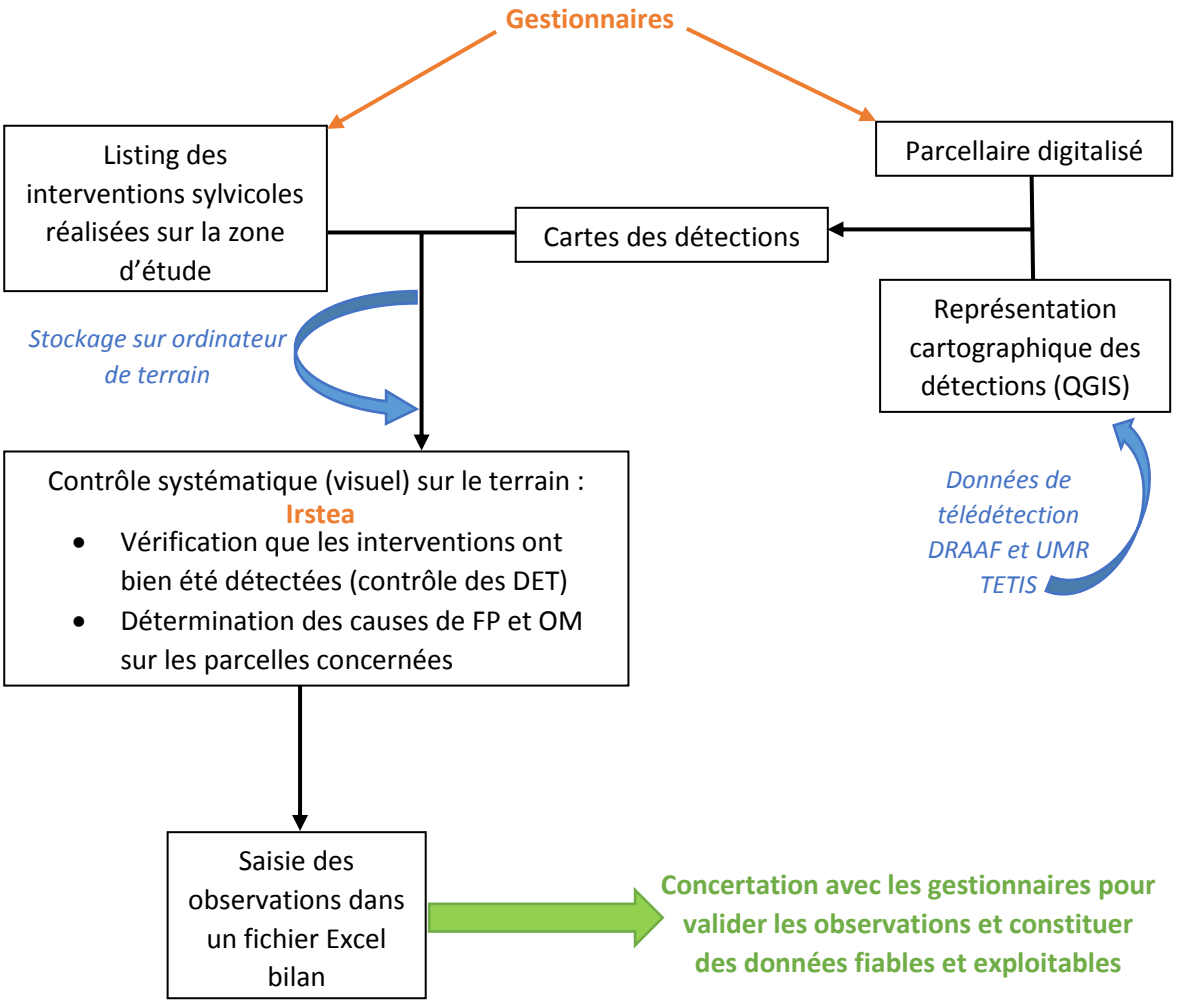


Figure 4 : Schéma explicatif du protocole de vérification sur le terrain des détections satellitaires appliqué sur les sites pilote étudiés.

D. ANALYSE DES DONNEES RECOLTEES SUR LE TERRAIN

Les tableaux Excel remplis sur le terrain ont fait l'objet d'une vérification avec les gestionnaires de chaque massif, certaines incertitudes persistant ou erreurs de détections restant inexpliquées. Plusieurs paramètres comme l'intensité des interventions ou l'existence de maladies inféodées à une essence forestière peuvent en effet expliquer les erreurs de détection (FP en particulier). Certaines interventions avaient également fait l'objet d'oublis de la part des gestionnaires et ne figuraient donc pas dans le listing initial.

Les données ont été contrôlées, traitées sur Excel puis regroupées dans un fichier bilan une fois la période de terrain terminée, afin de valider la pertinence de l'outil de télédétection. La capacité à détecter des interventions sylvicoles autres que des coupes rases a été particulièrement regardée, puisque cela traduisait la possibilité d'utiliser à terme cet outil pour établir une cartographie des peuplements potentiellement dégradables par les cervidés.

IV. RESULTATS DE L'ETUDE

Le traitement des données issues du terrain et de la concertation avec les gestionnaires a constitué une étape clé de l'étude en nous permettant de vérifier la fiabilité de la méthode de télédétection. Comme indiqué précédemment, l'application de cette méthode aux interventions sylvicoles autres que coupes rases a été particulièrement analysée. Les résultats sont issus d'une approche plutôt descriptive avec la synthèse des détections pour chaque site, et sont complétés par une représentation cartographique de synthèse afin de visualiser la répartition des différents types d'erreur sur les massifs étudiés (*cf.* **Annexe 8**). Des tests statistiques ont également permis de consolider les résultats concernant les taux de détection par indice de végétation.

Il est à signaler que certaines détections localisées au niveau des lisières agricoles des sites d'étude ont été observées. Elles n'ont pas été prises en considération au regard de l'absence d'informations précises sur le contexte de leur réalisation et de leur côté marginal par rapport à la problématique de l'étude. Dans l'ensemble des analyses, seuls les traitements sylvicoles listés initialement par le gestionnaire sont donc effectivement pris en compte.

A) SYNTHESE DES DETECTIONS ET COMPARAISON DES DEUX VERSIONS DE TELEDETECTION

En fin de chaîne de traitements (*i.e.* du traitement des images satellitaires), la pertinence des détections, appelée qualité d'extraction des coupes rases dans le guide méthodologique de détection et de cartographie des coupes rases, peut être évaluée à l'aide de matrices de confusion (Ose & Deshayes, 2015). Celles-ci sont construites grâce au nombre d'occurrences d'une classe estimée (en colonne) et au nombre d'occurrences de la référence (en ligne) (*cf.* **Figure 5**) nécessaires à la validation de la justesse des détections. Les données de référence correspondent ainsi aux observations sur le terrain (et en particulier aux listings d'interventions sylvicoles fournis par les gestionnaires), les parcelles expertisées étant ensuite comparées aux résultats de la classification.

classification

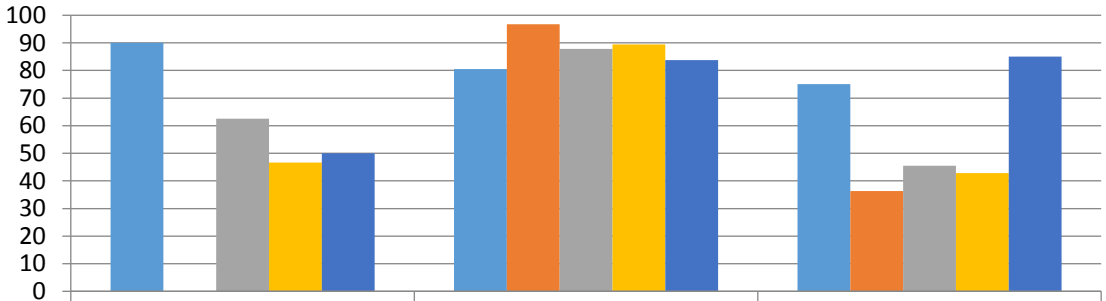
référence	Coupes rases	Autres	Total lignes	Précision producteur (%)	Erreur d'omission (%)
Coupes rases	X_{11}	X_{12}	N_1	$100.\frac{X_{11}}{N_1}$	$100.\frac{X_{12}}{N_1}$
Autres	X_{21}	X_{22}	N_2	$100.\frac{X_{22}}{N_2}$	$100.\frac{X_{21}}{N_2}$
Total colonnes	M_1	M_2	N		
Précision utilisateur (%)	$100.\frac{X_{11}}{M_1}$	$100.\frac{X_{22}}{M_2}$			
Erreur de commission (%)	$100.\frac{X_{21}}{M_1}$	$100.\frac{X_{12}}{M_2}$			
Précision globale	$100.\frac{X_{11}+X_{22}}{N}$				

Référence : terrain/données issues des listings d'interventions sylvicoles
Classification : données issues de la télédétection
X_{11} représente les détections correctes (DET), X_{12} les OM et X_{21} les FP

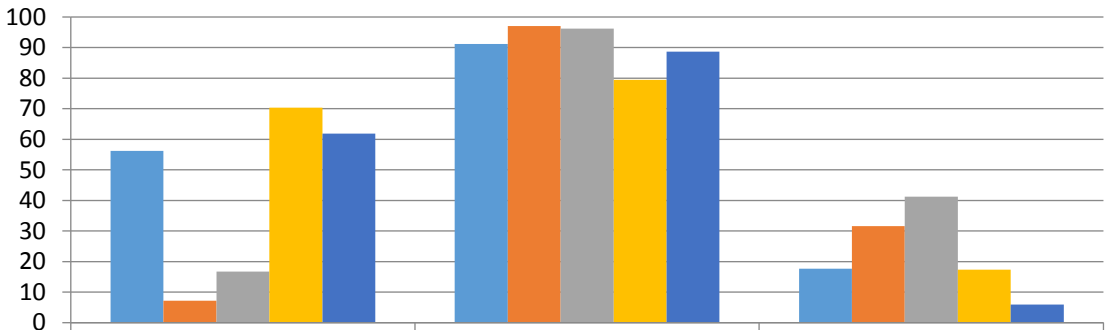
Figure 5 : Exemple de matrice de confusion (Ose & Deshayes, 2015).

Pour chacun des sites, des matrices de confusion ont donc été construites afin d'obtenir la précision globale (qui renseigne sur la qualité des détections) et les pourcentages d'erreurs de commission (ou faux-positifs – FP) et d'omission (OM) relatifs à chaque période de détection des satellites. Les résultats entre version initiale et version améliorée ont également été distingués afin de vérifier que la date des photos pouvait influencer la qualité de la détection. Pour comparer ces deux versions, les matrices de confusion de la version améliorée ne prennent en compte que les résultats relatifs à l'indice de végétation NDVI, le seul utilisé dans la version initiale. De plus, cette analyse porte sur l'ensemble des opérations sylvicoles sans en distinguer leur nature (hors lisières agricoles comme indiqué précédemment).

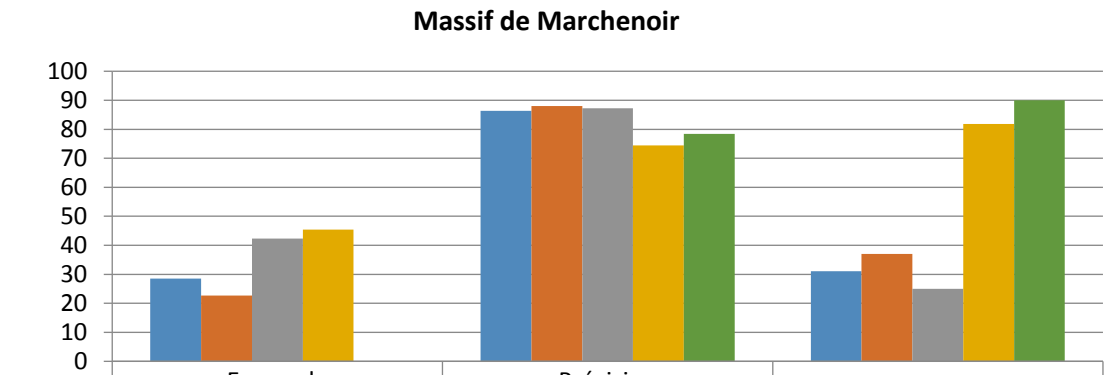
Ci-dessous, la représentation sous forme de diagrammes en barres des résultats issus des matrices de confusion (*cf.* **Figure 6**). Pour Bois Landry, les matrices sont construites sur un total de 123 parcelles analysées par période. Pour Bailleau et Marchenoir, ce total s'élève respectivement à 238 et 125.



	Erreur de commission (%)	Précision globale (%)	Erreur d'omission (%)
P1	90,0	80,5	75,0
P2	0,0	96,7	36,4
P3	62,5	87,8	45,5
P4	46,7	89,4	42,9
P5	50,0	83,7	85,0



	Erreur de commission (%)	Précision globale (%)	Erreur d'omission (%)
P1	56,3	91,2	17,6
P2	7,1	97,1	31,6
P3	16,7	96,2	41,2
P4	70,3	79,4	17,4
P5	61,9	88,7	5,9



	Erreur de commission (%)	Précision globale (%)	Erreur d'omission (%)
P1	28,6	86,4	31,0
P2	22,7	88,0	37,0
P3	42,3	87,2	25,0
P4_V1	45,5	74,4	81,8
P5	0,0	78,4	90,0

Figure 6 : Diagrammes de synthèse des détections satellitaires sur les trois sites d'étude (résultats issus des matrices de confusion). La légende couleur correspond aux 5 périodes de détection. La deuxième période P4 pour le massif de Marchenoir n'a pas été représentée en raison d'erreurs de détections relatives à l'indice NDVI et rendant impossible toute distinction entre pixels.

Comme indiqué dans la partie précédente, les erreurs de commission représentent les détections du satellite pour lesquelles aucune intervention sylvicole n'a été réalisée, et inversement pour les erreurs d'omission. La précision globale (*cf.* **Figure 6**), exprimée en pourcentage, traduit quant à elle la justesse de la méthode. En plus de considérer le nombre de détections correctes (détections sur des parcelles avec interventions sylvicoles réalisées), le nombre de parcelles sans intervention sylvicole ni détection de la part du satellite est également pris en compte ; la justesse de la télédétection repose en effet sur la capacité du satellite à distinguer des interventions sylvicoles mais également à ne pas émettre de fausses détections (erreurs de commission).

Sur la **Figure 6**, on s'aperçoit que la précision globale de la méthode de télédétection en version améliorée est très satisfaisante, avec plus de 70,0 % de détections correctes quels que soient la période ou le massif étudié. Cette précision présente par ailleurs une variabilité inter-périodes limitée comprise dans l'intervalle [74,4 ; 97,1].

Au niveau des erreurs de commission ou d'omission, on constate en revanche une forte variabilité des résultats inter-périodes. Le massif de Bois Landry présente ainsi un pourcentage de 90 % d'erreur de commission pour la période P1, alors qu'en période P2 ce pourcentage est nul. La différence entre ces deux années ne peut s'expliquer par la seule précision des satellites, puisque celle-ci demeure supérieure à 80% sur les deux périodes. Pour ce massif, on remarque aussi que les erreurs de détections (OM en particulier) ont été plus nombreuses pour les périodes P1 et P5, tandis que les autres périodes présentent des taux d'erreurs inférieurs à 50,0 %. Les erreurs de commission sur le massif de Bailleau ressortent également en P1 et P5, mais surtout en P4 avec 70,3 % d'erreur. Par contre, les erreurs d'omission restent peu fréquentes, avec un pic en P3 qui reste inférieur à 50,0 % (41,2 %). Enfin, les résultats sur le massif de Marchenoir font apparaitre des erreurs d'omission élevées pour les périodes P4_V1 et P5 avec respectivement 81,8 et 90,0 % de taux d'erreur. Les erreurs de commission demeurent quant à elles faibles (< 46,0 %) quelle que soit la période considérée.

Pour finir, les matrices de confusion ont confirmé que la version améliorée était effectivement plus à même de détecter des interventions sylvicoles supplémentaires par rapport à la version initiale car elle présente des taux d'erreurs d'omission réduits, pour une précision globale similaire. Les taux d'erreur de commission restent équivalents. Ci-dessous, le graphique de comparaison des deux types d'analyse (*cf.* **Figure 7**).

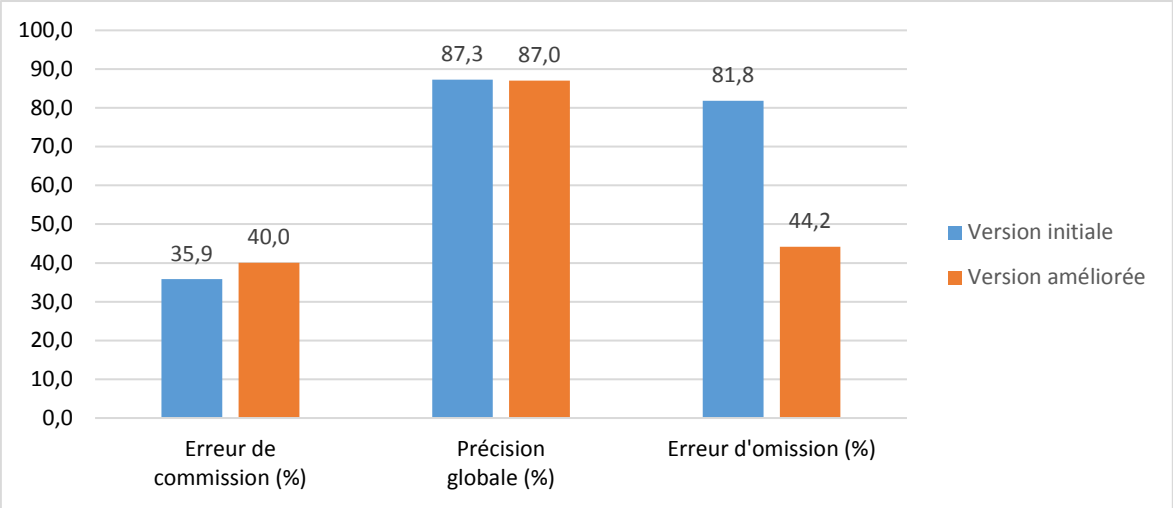


Figure 7 : Synthèse des résultats des deux versions de télédétection utilisées pendant l'étude (NDVI uniquement - sites pilotes, périodes de détection et interventions sylvicoles confondus).

Pour réaliser cette synthèse, les trois sites ont été regroupés, et les moyennes des résultats par période pour les deux types d'erreur (FP et OM) et la précision globale ont été réalisées afin de visualiser la précision et les taux d'erreur globaux.

B) PERFORMANCE DES INDICES DE VEGETATION

La deuxième analyse de l'étude consistait à comparer les détections issues de chacun des indices de végétation utilisés dans la méthode de détection. Afin d'y parvenir, les taux de détection pour chaque indice ont été calculés, toutes périodes et tous massifs confondus. Le taux de détection correspond simplement au nombre de détections correctes (DET) du satellite pour l'indice concerné, rapporté au nombre total d'interventions sylvicoles (IS) ayant eu lieu à une période donnée :

$$Taux\ de\ détection = \left(\frac{Nb(DET)}{Nb(IS)}\right) x100$$

Le nombre d'interventions sylvicoles est déterminé à partir des listings d'interventions fournis par le gestionnaire. Il s'obtient pour une période et/ou un indice de végétation donnés en additionnant les détections et les omissions correspondantes (IS=DET+OM).

Dans cette partie, des tests statistiques de variance (ANOVA) à plusieurs facteurs ont été réalisés afin d'évaluer la variabilité des taux de détection correcte et des taux d'erreurs de commission. Un test a été réalisé pour chaque taux, en prenant en compte trois facteurs : « indice de végétation », « site d'étude » et « période de détection ».

La méthode utilisée est celle de Bonferroni, ou procédure des comparaisons multiples, qui permet de déterminer les moyennes significativement différentes les unes des autres lorsque le nombre d'observations pour les différents groupes n'est pas le même. En effet, les taux de détection et d'erreur de commission relatifs à la période P4_V2 du massif de Marchenoir et pour l'indice NDVI n'ont pas été pris en compte en raison d'erreurs de détection (*cf.* **Figure 6**).

- **Variabilité du taux de détection**

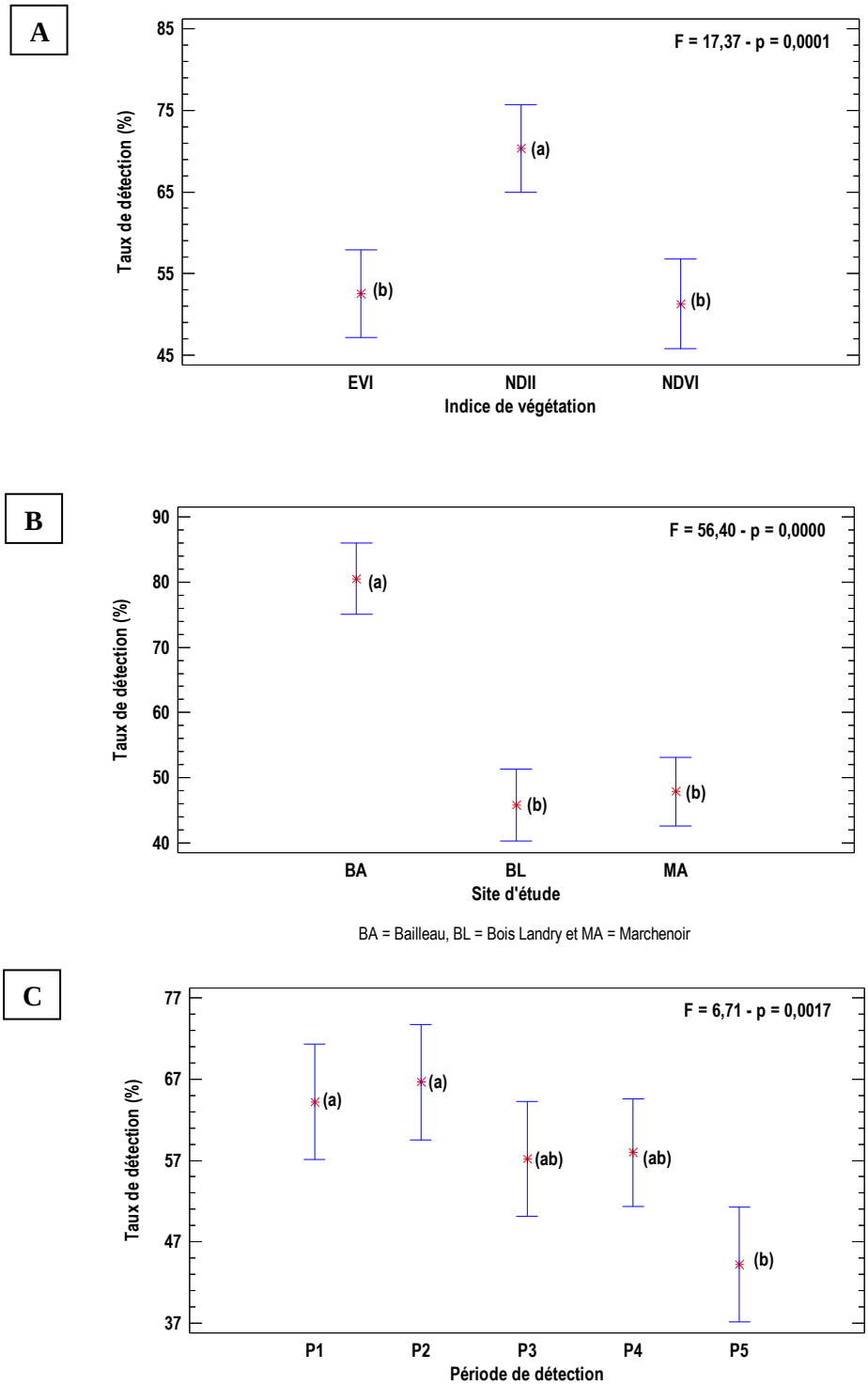


Figure 8 : Analyse des variances des taux de détections à trois facteurs : « indice », « site d'étude » et « période de détection ». Les croix désignent les moyennes des taux de détection pour chaque facteur. Les barres d'erreur présentent la disparité des valeurs pour chaque indice ou massif forestier.

A partir des ANOVA, on constate que l'indice de végétation normalisé exploitant les réflectances de l'infra-rouge (NDII) se présente comme l'indice donnant le plus de bonnes détections, et ce de manière significative (*Graphique A*). Le résultat de l'analyse statistique donne une probabilité p = 0,0001 < 0,05 (intervalle de confiance fixé à 95 %) et un F égal à 17,37, ce qui indique une différence significative.

Les indices de végétation NDVI et EVI, en revanche, offrent des résultats très similaires : le test de Bonferroni donne en effet une différence entre ces deux indices de 0,25, non significative. L'EVI ne semble pas, en l'occurrence, améliorer la télédétection des interventions sylvicoles par rapport au NDVI. Le NDII représente donc le meilleur des trois indices de végétation en termes de détection.

Le facteur « site d'étude » fait également ressortir une différence significative du taux de détection pour le site d'étude de Bailleau, avec p = 0,0000 et F = 56,40 (*Graphique B*). La forêt privée de Bailleau a donc été plus propice aux détections que les deux autres sites d'étude, ce que confirme le test de Bonferroni avec des différences BA-BL et BA-MA de 34,75 et 34,89 respectivement. Aucune interaction entre le facteur « indice » et le facteur « site d'étude » n'a été mise en évidence (F = 0,76 et p = 0,5570).

Enfin, concernant le facteur « période de détection » (*Graphique C*), une différence significative a également été trouvée (F = 6,71 et p = 0,0017) entre les périodes P1 et P5. Les taux de détection ont donc été plus fréquents en période P1 qu'en période P5. Il existe également une interaction entre ce facteur et le facteur « site d'étude » (F = 8,89 et p = 0,001).

- **Variabilité du taux d'erreur de commission**

Les mêmes analyses ont été réalisées pour les taux d'erreurs de commission (faux-positifs) afin de regarder si un indice de végétation ou un site d'étude présentait plus d'occurrences d'erreurs de ce type, et ce de manière significative (*cf.* **Annexe 9**). Les résultats obtenus ne montrent aucune différence significative entre les trois indices de végétation, avec F = 0,62 et p = 0,5486. Les différences entre sites d'étude ne sont pas non plus significatives (F = 2,40 p = 0,1188) ; aucun des sites-pilotes n'est donc plus propice aux erreurs de commission (FP) que les autres. Le test de Bonferroni confirme ce résultat par des différences très faibles (< 0,7 pour les 3 comparaisons entre indices et < 2,7 pour celles entre sites d'étude).

En revanche, l'étude des occurrences de faux-positifs par période de détection a fait ressortir une différence significative entre les différentes périodes de détection (F = 11,85 et p = 0,0001). Ce résultat se traduit par le fait que certaines périodes (P1 et P4) ont été plus propices aux erreurs de commission que les autres périodes (P2, P3 et P5 – *cf.* **Figure 9**).

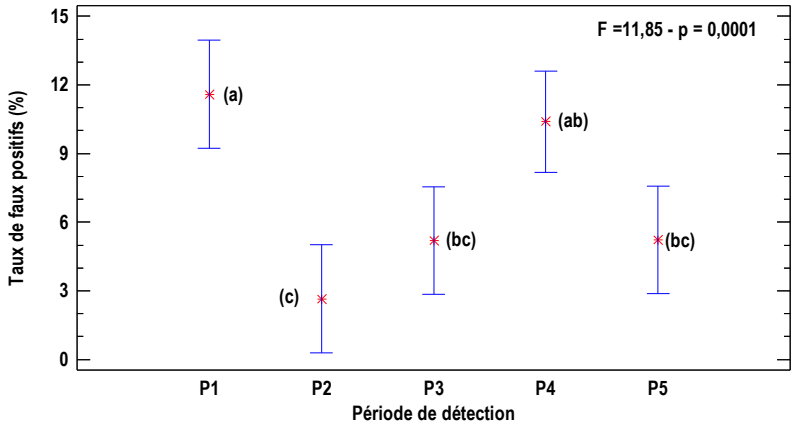


Figure 9 : Variabilité des taux de faux-positifs en fonction de la période de détection satellitaire (analyse de variance à deux facteurs « indice » et « période de détection », intervalle de confiance à 95 %).

Il existe par ailleurs une interaction entre les facteurs « site d'étude » et « période », comme pour l'analyse des taux de détection (F = 7, 58 et p = 0,0002). Le test de Bonferroni donne quant à lui une différence P1-P2 significative de 9,0. L'occurrence de faux-positifs a donc été particulièrement élevée entre 2013 et 2014, alors qu'en 2014-2015 elle a nettement diminuée.

C) TAUX DE DETECTION DES SATELLITES EN FONCTION DU TYPE D'INTERVENTION SYLVICOLE

Enfin, la dernière hypothèse de l'étude résidait dans la possibilité pour la méthode coupe rase d'être employée en vue de détecter des interventions sylvicoles se manifestant par des changements d'états de végétation moins marqués qu'une coupe rase. Pour vérifier cette hypothèse, les taux de détection ont été calculés en distinguant cette fois les différentes interventions sylvicoles listées par les gestionnaires. Celles-ci ont été regroupées en quatre familles d'interventions pour simplifier l'analyse :

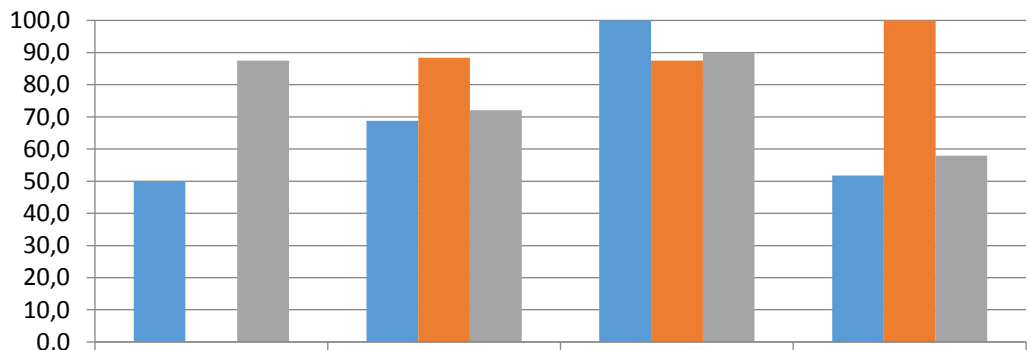
- La famille **CJ** désigne les coupes jardinatoires, dont la réalisation entraîne généralement une chute modérée d'activité chlorophyllienne puisque la canopée reste présente en quasi-totalité. Néanmoins, selon le gestionnaire, l'intensité de la coupe peut varier.

- La famille **E** représente les éclaircies et les coupes d'améliorations, et prend également en compte les interventions de balivage. L'intensité de ces interventions dépend du gestionnaire mais la perte d'activité chlorophyllienne est généralement modérée puisque les coupes se font au profit d'arbres plus gros au houppier plus développé.

- La famille **RE** désigne toutes les interventions sylvicoles aboutissant sur une récolte de bois. Elle regroupe donc les coupes définitives et secondaires, les relevés de couvert, les coupes de bois énergie et les coupes de taillis. La réalisation de ces interventions aboutit souvent à une forte chute des valeurs d'indices de végétation car peu d'arbres restent sur pied et les parcelles passent d'un état de canopée fermée à un peuplement très clair voire à un sol plus ou moins nu.

- La famille **T** réunit quant à elle l'ensemble des travaux sylvicoles réalisés sur les parcelles (ouvertures et entretiens de cloisonnements, dégagements de la végétation inférieure à 3 m, broyages et interventions sur fougère). Là encore, l'intensité et la nature des travaux dépendent du gestionnaire. Cette classe est la plus hétérogène des quatre, avec des travaux pouvant fortement ou faiblement affecter la végétation (canopée ou sous-bois) d'une année sur l'autre.

Les résultats sont donnés dans la **Figure 10** :



	CJ	E	RE	T
Bois Landry	50,0	68,8	100,0	51,7
Bailleau	0,0	88,4	87,5	100,0
Marchenoir	87,5	72,1	90,0	58,0

Figure 10 : Taux de détection (%) des différents types d'interventions sylvicoles sur les trois sites d'étude (indices de végétation et périodes de détection confondus).

Les résultats sont exprimés pour tous indices de végétation et toutes périodes de détection confondus ; des calculs de moyennes ayant été réalisés afin d'obtenir une seule valeur du taux de détection pour chaque classe d'interventions sylvicoles. L'objectif était en effet de montrer de manière globale quelles interventions étaient les mieux détectées.

On constate à partir de la **Figure 10** que les taux de détection des coupes jardinatoires sont variables, et on peut en conclure que l'intensité des interventions dépend du gestionnaire. Le massif de Bailleau n'opérant pas de coupes jardinatoires, les résultats ne portent donc que sur deux sites, ce qui n'est pas forcément représentatif. Il n'en demeure pas moins que le taux de détection de ce type d'intervention a été d'au moins 50,0 %.

Ensuite, les interventions de type E et T indiquent différents degrés d'intensité. Ainsi, 88,4 % des éclaircies (E) sur le massif de Bailleau ont été détectées, alors que le taux de détection est de 68,8 % pour Bois Landry et de 72,1 % pour Marchenoir. La répartition des valeurs du taux de détection des travaux (T) est elle aussi hétérogène, avec une distribution encore plus étalée (entre 51,7 % pour Bois Landry et 100,0 % pour Bailleau).

Enfin, il ressort de la **Figure 10** que les interventions de type RE sont très bien détectées par les satellites, ce qui est logique puisque le changement d'état de végétation est net. On remarque d'ailleurs que pour le site de Bois Landry, 100,0 % des interventions RE ont été détectées. Les interventions de récolte de Bailleau et de Marchenoir ont quant à elles respectivement été détectées de manière correcte dans 87,5 et 90,0 % des cas (*i.e.* la détection correspond effectivement à l'intervention).

V. DISCUSSION

Notre étude avait pour but de valider la méthode de télédétection satellitaire au contexte particulier des interventions sylvicoles autres que coupe rase, à l'échelle de trois massifs privés. Deux versions de la méthode ont été comparées en analysant les taux de précision globale et d'erreurs (faux-positifs et omissions) pour chacune. Le nombre d'occurrences de détections correctes a également été évalué pour les indices de végétation et les différents types d'interventions sylvicoles afin de conclure quant à la pertinence de la méthode au regard d'une cartographie future des surfaces potentiellement dégradables par les cervidés.

A) APPORT DE LA VERSION AMELIOREE POUR LA METHODE ET CAUSES DES ERREURS DE DETECTION

Les résultats des matrices de confusion montrent bien une réduction du taux d'erreur d'omission pour la version améliorée par rapport à la version initiale. Cela implique une meilleure précision du satellite qui détecte plus d'interventions sylvicoles lorsque les clichés sont choisis à des dates de pleine saison de végétation. Ce facteur est donc primordial dans la sélection des images satellitaires, de même que la qualité des photos est à conserver pour limiter les erreurs de détections (faux-positifs provoqués par la présence de nuages en particulier). De manière générale, il faut donc préférer des clichés dont les dates sont comprises entre les mois de Juin et Août. Avant Juin, le risque que la végétation ne soit pas développée augmente, et au-delà d'Août, des stress hydriques peuvent apparaitre.

Ensuite, la déclinaison par période des résultats indique clairement une disparité d'occurrences d'erreurs entre périodes. La précision globale restant satisfaisante et relativement stable dans chaque cas, d'autres facteurs sont impliqués dans cette variabilité. Les visites de terrain sur les trois massifs privés de l'étude nous ont permis d'en distinguer plusieurs, qui interviennent dans l'apparition d'erreurs de commission ou d'omission. On peut rappeler ici que les indices de végétation réagissent

à une perte de chlorophylle des végétaux, qu'elle soit ou non due à une intervention sylvicole. De même, une dynamique de végétation importante peut « masquer » des pertes d'activité photosynthétique plus modestes, et donc entrainer des erreurs d'omission de la part du satellite.

Lors des vérifications de terrain, nous avons donc croisé les situations suivantes :

Sur le site de Bois Landry, une forte dynamique de la végétation présente en sous-bois (fougère ou régénération naturelle des arbres) a souvent causé des erreurs d'omission, car la perte d'activité chlorophyllienne occasionnée par les coupes jardinatoires, secondaires ou les travaux de faible intensité était par conséquent « masquée ». De même, plus l'intensité d'une intervention est faible, plus il y a de risques qu'il n'y ait aucun changement d'état détecté lors du calcul de la différence d'indice de végétation. De ce fait, on peut supposer que le traitement irrégulier des forêts peut présenter un risque plus élevé d'erreurs d'omission, puisque le couvert arboré reste permanent et que les interventions sylvicoles sont de faible intensité.

Ensuite, de nombreux facteurs ont contribué à expliquer l'occurrence de faux-positifs sur le site de Bois Landry. Tout d'abord, nous avons pu remarquer des arbres tombés au sol à certains endroits suite à des rafales de vent (chablis). Les trouées occasionnées par ces évènements climatiques se sont logiquement traduites par des faux-positifs, puisque l'activité photosynthétique des arbres a cessé lorsqu'ils sont tombés. Nous avons également pu noter la phytophagie des feuilles de Chêne sessile par des chenilles défoliatrices, qui a elle aussi contribué à expliquer les nombreux faux-positifs apparus certaines années (2015-2016 en particulier). Sur les résineux (*Pinus nigra var. corsicana*), nous avons aussi constaté la maladie des bandes rouges, causée par deux champignons présents dans le sol (*Dothistroma septosporum* et *Dothistroma pini*). Lorsque cette maladie se propage au sein d'un peuplement, les aiguilles des pins périclitent et l'activité photosynthétique des arbres est alors nettement réduite. Le stress hydrique des arbres et/ou de la fougère conduit au même résultat : de nombreux pixels liés à des faux-positifs sont en effet apparus au niveau de peuplements de Bouleaux (*Betula pendula*) et/ou de trouées à Fougère-aigle (*Pteridium aquilinum*) (*cf.* **Figure 11**). En effet, ces espèces ligneuses et herbacées sont sensibles au manque d'eau qui apparait souvent à la fin de l'été. Leurs parties photosynthétiques deviennent sénescentes (les feuilles/frondes virent au marron) et la différence d'indices de végétation qui apparaît entre les deux clichés se traduit par un faux-positif.

Figure 11 : Peuplement clair de Bouleau avec Fougère-aigle en sous-bois (*à g.*). Ces deux espèces sont sensibles au manque d'eau et ont été les causes de nombreux faux-positifs. (Photo : T. De Backer).

Enfin, comme évoqué dans la partie III, les dates de prise de photographies peuvent également augmenter l'occurrence de faux-positifs si la saison de végétation n'a pas encore débuté lors de la prise de la deuxième photo (en Mai ou début Juin). La phénologie des arbres et de la fougère est en effet déterminante dans le calcul de la différence d'indices de végétation. Or, pour la version initiale en particulier, ces problèmes de phénologie ont provoqué l'apparition de faux-positifs car les arbres ne possédaient pas encore toutes leurs feuilles et/ou la fougère n'était pas totalement développée. Si le deuxième cliché du satellite est sélectionné alors qu'il y a un manque de végétation, on observe une perte d'activité chlorophyllienne qui ne correspond à aucune intervention sylvicole listée par le gestionnaire. Il est donc important de sélectionner des clichés dont les dates assurent le plein développement de la végétation, ce pourquoi nous avons travaillé avec la version améliorée de la méthode.

Concernant le site de Bailleau, nous avons retrouvé quelques chablis et les problèmes de phénologie et de stress hydrique de la Fougère et du Bouleau. La forêt de Bailleau étant de plus fortement soumise à la pression des cervidés, le sous-bois est très clair avec une quasi-absence de végétation de 0 à 2m ; un cliché pris lorsque les bourgeons ne sont pas développés conduit donc systématiquement à un faux positif, puisque l'on passe d'un état arboré à un état de sol presque nu, comme pour une coupe rase. L'intensité des interventions sylvicoles a également conduit à des erreurs d'omission dans certains cas.
Aussi, nous avons remarqué que l'ensemble des Pins douglas (*Pseudotsuga menziesii*) avait été détecté par les satellites, sans pour autant qu'une explication nous soit parvenue. Ces peuplements n'avaient en effet fait l'objet d'aucune intervention, et ils ne semblaient pas non plus sénescents. Les détections, des faux-positifs par conséquent, apparaissent toutes en 2016-2017. Le gestionnaire nous a indiqué qu'une sécheresse avait eu lieu l'année précédente, en 2015, mais que les douglas n'en avaient pas souffert. Nous avons en revanche observé de nombreux cônes au sommet des pins, et avons supposé qu'il était peut-être possible que l'activité photosynthétique des arbres ait été masquée par le grand nombre de cônes. C'est toutefois une hypothèse qu'il serait intéressant d'approfondir, et suivre l'évolution des douglas de cette propriété pourrait permettre de comprendre à quoi sont dues les détections (début de sénescence ou simple surproduction de cônes).

Pour finir, la forêt de Marchenoir présentait comme pour les deux autres sites d'études des erreurs de commission (faux-positifs) dues à la phénologie et au stress hydrique des arbres et de la fougère. Une conversion vers l'irrégulier étant en cours, l'intensité des interventions sylvicoles a diminué et provoqué plus d'erreurs d'omission, ce que l'on observe nettement à partir de 2016.

De manière globale et pour les trois massifs, la qualité des photos peut aussi être remise en cause. En effet, il est impossible d'obtenir deux photos strictement identiques pour une période, les conditions climatiques étant toujours sensiblement différentes même en cas de beau temps. Si des corrections sont appliquées, certaines erreurs peuvent donc demeurer après traitement des clichés.
Finalement, l'obtention de données complémentaires, météorologiques et/ou sanitaires (DSF), serait intéressante afin d'améliorer davantage la précision de l'outil de télédétection. En connaissant l'état sanitaire des peuplements étudiés, les problèmes de faux-positifs pourraient être traités en amont des vérifications de terrain, de même en cas de tempêtes provoquant de nombreux chablis. L'interprétation des résultats serait ainsi facilitée.

B) COMPLEMENTARITE DES INDICES DE VEGETATION

Les analyses de variance effectuées à partir des facteurs « indices de végétation », « site d'étude » et « période » amènent plusieurs remarques. Tout d'abord, il existe un fort intérêt à coupler plusieurs indices de végétation par rapport au seul NDVI de la méthode coupe rase. Il a été montré que le NDII était le plus performant des trois, et ce de manière significative. Toutefois, il est judicieux de conserver les autres, car les détections ne se localisent pas au même endroit en fonction de l'indice ;

superposer les résultats de détection des trois indices de végétation garantit une plus grande source d'informations à propos des peuplements.

Le peu de différence entre les indices NDVI et EVI peut s'expliquer par l'intensité des interventions sylvicoles opérées sur les trois sites d'étude. Celles-ci n'ayant pas un impact très fort sur la présence de couvert forestier (en particulier en cas de coupes jardinatoires ou de travaux sylvicoles), la correction de la réponse du sol de l'EVI peut être inexistante, ce qui expliquerait l'absence de différence entre ces deux indices. On peut également supposer que la bande de bleu du spectre exploité par l'EVI n'est pas le meilleur indicateur de perte d'activité photosynthétique dans un environnement forestier dont le couvert reste assez présent.

Ensuite, la différence significative des taux de détection entre la forêt de Bailleau et les deux autres sites a été assez étonnante au regard du mode de sylviculture des trois sites d'étude, qui est assez similaire. Nous n'avons en effet aucune certitude permettant d'expliquer une telle différence, excepté le fait que les interventions réalisées par le gestionnaire sur ce site d'étude aboutissent à un changement d'état de végétation plus marqué que pour Bois Landry et Marchenoir car le sous-bois est très clair en raison de la forte présence des cervidés. Néanmoins, cela ne concerne qu'une partie des interventions, les travaux et les coupes secondaires laissant un couvert forestier suffisamment important pour que le sous-bois n'apparaisse pas lors du passage du satellite.

Enfin, la dernière ANOVA réalisée a indiqué une différence significative entre les périodes P1 et P2 au regard de l'occurrence de faux-positifs. Ce résultat s'explique majoritairement par la date du second cliché de la période P1 (19/05/2014), qui présente de forts risques liés à la phénologie. A cette date, tous les arbres n'ont pas leurs feuilles et la fougère n'est pas développée ; l'occurrence de faux-positifs a donc été très importante. En P2 en revanche, le second cliché a été pris le 30/06/15 (*cf.* **Annexe 5**), ce qui réduit ce risque et diminue l'apparition de faux-positifs. On peut également expliquer les différences inter-périodes par des conditions météorologiques et /ou sanitaires différentes (*cf.* **V.A)**), et qui auraient contribué dans notre cas à la forte occurrence de faux-positifs en P1 par rapport en P2.

C) CAPACITE DE DETECTION DES SATELLITES EN FONCTION DE LA NATURE DES INTERVENTIONS SYLVICOLES : INTERET DE LA METHODE POUR LA PROBLEMATIQUE SYLVO-CYNEGETIQUE

Les résultats des taux de détection correcte en fonction du type d'intervention sylvicole indiquent un réel potentiel de la télédétection satellitaire pour la problématique de l'équilibre sylvo-cynégétique. L'outil est en effet capable de détecter des interventions sylvicoles de nature différente, avec des taux de détection au moins égaux à 50 %. Les coupes de récolte (RE) sont particulièrement bien détectées, car le changement d'état de végétation entre deux années est bien marqué (fort éclaircissement ou disparition du couvert arboré). Pour les autres interventions (CJ, E et T), la variabilité des résultats entre les sites d'étude s'explique majoritairement par la sylviculture conduite par le gestionnaire sur la forêt. L'intensité et la nature des travaux sylvicoles, par exemple, est différente d'une année sur l'autre et varie en fonction des objectifs du sylviculteur.

Comme présenté précédemment, le site de Bailleau présente des taux de détection supérieurs aux deux autres massifs, en particulier pour les éclaircies (E) et les travaux sylvicoles (T). Une nouvelle fois, on peut supposer que le manque de végétation en sous-bois entraîne des détections nettes de la part du satellite, car les travaux réalisés sur les trois sites d'étude sont sensiblement les mêmes. L'incertitude demeurant, il serait intéressant de comparer les résultats de la télédétection sur des parcelles rigoureusement identiques en termes de peuplement et d'itinéraires sylvicoles dans plusieurs sites d'étude, afin d'évaluer l'influence de la dynamique du sous-bois. Celle-ci semble en effet déterminante dans la qualité des détections et représenterait l'un des premiers facteurs d'erreurs

d'omission ou de faux-positifs ; l'obtention d'informations relatives à cette composante de la forêt permettrait d'affiner l'analyse des données issues de la télédétection satellitaire.

De plus, le regroupement en quatre familles peut être la cause d'une incertitude sur les résultats ; en effet, les familles se composent d'interventions sylvicoles de différentes intensités qui ne sont pas forcément réalisées chaque année. Ainsi, on peut estimer que les taux de détection relatifs aux coupes définitives sont en réalité plus élevés, car nous avons pris en compte dans la famille RE les coupes secondaires, les relevés de couvert et les coupes de bois énergie, qui sont des interventions dont le changement d'état de végétation est moins net que pour une coupe définitive. De même, de nombreux travaux sylvicoles ont été regroupés dans la famille d'intervention T, alors que leur intensité et leur fréquence diffèrent en fonction des objectifs du gestionnaire. Pour autant, les résultats indiquent une bonne adaptabilité de l'outil aux interventions sylvicoles autres que coupes rases, menant à une végétation inférieure à 2 m et donc potentiellement sensible aux dégâts de cervidés.

Finalement, la méthode de télédétection s'applique bien à la détection des parcelles présentant une végétation inférieure à 2 m suite à une intervention sylvicole. A partir de ces informations, il devient envisageable de réaliser une cartographie de parcelles forestières à l'échelle d'un site d'étude, d'un département voire d'une région (sous réserve de disposer de suffisamment de données) afin de visualiser les zones potentiellement sensibles aux dégâts de cervidés, en particulier l'abroutissement.

D) AMELIORATIONS ENTREVUES POUR LA METHODE DE TELEDETECTION ET LIMITES DE L'ETUDE

Un certain nombre de paramètres n'ayant pas été pris en compte afin de réaliser l'étude de la méthode de télédétection satellitaire dans le temps imparti au stage, plusieurs pistes de réflexion peuvent être amenées concernant l'amélioration de l'outil de télédétection et l'analyse des résultats qui en découle.

Premièrement, les validations des détections issues des satellites sont très sujettes à la qualité des informations fournies par les gestionnaires. A titre d'exemple, nous nous sommes heurtés à ce problème avec les données issues de l'ONF (forêt domaniale d'Orléans), dont les années correspondantes aux interventions sylvicoles présentaient une incertitude de 2 à 4 ans. Or, une telle imprécision est incompatible avec une validation pertinente de l'outil puisque nous avons besoin de connaitre l'année exacte de l'intervention pour la superposer avec les données satellite. En forêt privée, également, nous avons rencontré cette difficulté, même si nous avons travaillé avec des gestionnaires conciliants et avisés qui nous ont apporté des listings d'interventions très complets. En effet, il reste toujours une forte part d'incertitude concernant les années correspondantes aux interventions sylvicoles, surtout si l'on s'intéresse à des périodes anciennes. Afin de pallier à cette difficulté et obtenir une validation précise des détections, il serait intéressant d'envisager de constituer un ensemble de parcelles de références à suivre dans le temps. De cette façon, l'intégralité des informations concernant les interventions serait connue, de même que leur signature au regard de la télédétection satellitaire. Les analyses sur les taux de détection en fonction de la nature de l'intervention sylvicole, en particulier, seraient plus précises puisqu'il serait possible de considérer chaque intervention sylvicole de manière indépendante, et non les regrouper par famille. La capacité des satellites à détecter des interventions plus ou moins modérées serait ainsi mieux évaluée.

Deuxièmement, la méthode bi-dates utilisée pour l'étude contribue à ajouter des incertitudes au niveau de la qualité des détections. La netteté des clichés est en effet un facteur déterminant dans l'occurrence des faux-positifs. Il n'est pas aisé de trouver des photos pour lesquelles nous avons dans le même temps une qualité élevée de cliché et une date de prise photographique se situant en pleine saison de végétation. Souvent, des compromis sont choisis afin de disposer d'un couple de photos répondant suffisamment à ces deux critères, et des erreurs persistent.

Une analyse alternative à la méthode bi-dates et reposant sur le traitement non pas de deux clichés mais de l'ensemble des clichés disponibles pour une année donnée, a en partie fait l'objet du stage de M2 de géomatique. Appelée série temporelle, cette analyse compare les valeurs d'indices de végétation de toutes les photos prises par les satellites pour une année et un lieu donnés, et est donc plus précise que la méthode bi-dates car elle permet de voir l'évolution d'une parcelle sur toute une année. Cette méthode serait particulièrement intéressante dans le cadre des dispositifs de parcelles de référence citées précédemment, et les erreurs de détection seraient plus facilement interprétables ; les interventions sylvicoles se déroulant sur plusieurs jours peuvent par exemple être suivies, et les erreurs d'omission seraient réduites.

Ensuite, et comme indiqué dans le point précédent (*cf.* **V-C)**), un dispositif de parcelles de référence identiques en termes de peuplements et d'itinéraires sylvicoles serait intéressant à mettre en place afin d'étudier efficacement l'influence de la dynamique de la végétation du sous-bois sur l'occurrence d'erreurs de détection. En complément, des informations relatives au comportement des essences forestières et de sous-bois au stress hydrique permettraient aussi de lever de nombreuses incertitudes. Couplées avec des données météorologiques, ces informations justifieraient de façon plus précise la présence de faux-positifs à certains endroits. En effet, durant nos vérifications sur le terrain, nous avons souvent eu affaire à des faux-positifs correspondant à des peuplements de bouleau, sans pour autant être en mesure de déterminer si cela était dû à un stress hydrique affectant les arbres ou à une autre cause (présence de fougère en sous-bois par exemple).

Troisièmement, l'une des limites de notre étude repose sur le regroupement des détections satellitaires que nous avons réalisé. En effet, nous n'avons fait aucune distinction entre les degrés de certitude lorsque nous avons effectué nos contrôles de terrain. Le degré de certitude faible représente pourtant une forte source d'erreurs de faux-positifs, car il correspond à une différence d'indices de végétation peu marquée, et qui ne correspond donc peut-être pas à une intervention sylvicole. Afin d'affiner les résultats, il serait donc peut-être plus judicieux de ne considérer que les degrés de certitude élevés (2 et 3) afin d'avoir des taux de détection et d'erreurs plus fiables. Une comparaison des résultats entre les trois degrés de certitude permettrait également de définir lesquels sont les plus judicieux au regard de la problématique posée.

Enfin, la méthode ici utilisée pour détecter les interventions sylvicoles ne prenait en compte que les pertes d'activité chlorophyllienne. Or, il serait possible d'améliorer la méthode de télédétection en intégrant en plus les détections de reprise de végétation. Seule la moitié de l'information relative à la différence d'indices de végétation a en fait été utilisée lors de cette étude. Les peuplements qui viennent de subir une intervention sylvicole rentrent en effet dans une période de sensibilité, mais ceux pour lesquels une reprise de végétation est amorcée et détectée sont vraisemblablement en pleine période de sensibilité également.

VI. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

L'étude présentée dans ce rapport reposait sur l'application de la méthode de télédétection satellitaire au contexte sylvo-cynégétique. Basée sur une méthode déjà existante, l'analyse bi-dates s'est révélée capable de donner des résultats intéressants concernant des parcelles forestières dont les interventions sylvicoles étaient plus modérées qu'une coupe rase. La phase de terrain, nécessaire à la validation de l'outil, a permis de mettre en lumière de nombreuses erreurs de détections, souvent discutées avec les gestionnaires des sites d'étude afin de confirmer les causes de leurs apparitions. Bien que certains facteurs aient été identifiés, certaines incertitudes persistent, et plusieurs pistes d'améliorations de l'outil de télédétection sont déjà entrevues (séries temporelles, données complémentaires, parcelles de référence…). La meilleure connaissance possible des peuplements reste néanmoins le moyen le plus fiable de vérifier la concordance des détections avec les interventions sylvicoles.

Les peuplements forestiers dont la hauteur de végétation est inférieure à 2 m peuvent donc, grâce à cette méthode, être cartographiés. A terme, des cartes de peuplements potentiellement sensibles aux dégâts de cervidés pourront être établies et donneront un outil d'aide à la décision supplémentaire dans le cadre de la gestion concertée sylvo-cynégétique. La régulation des populations d'ongulés pourra être mieux ajustée aux besoins de chacun, en particulier des gestionnaires forestiers, dont les objectifs conditionnent un niveau plus ou moins tolérable d'herbivorie. L'étude confirme par ailleurs la possibilité de créer de nouveaux indicateurs forestiers grâce à des outils déjà existants, et les résultats obtenus permettent au projet ReForest de donner de nouvelles méthodes de suivi de l'équilibre forêt-gibier facilement mises en place et reproductibles tous les ans à moindre coût.

Au-delà de l'application de la méthode au contexte forêt-gibier, les détections satellitaires observées sur le terrain nous ont conduits à faire l'hypothèse que l'outil de télédétection pourrait également trouver une application dans les diagnostics sylvicoles. En effet, les dégâts dus à des maladies, des phytophages ou un stress hydrique ont donné cours à des détections relativement précises, même si nous les avons considérées comme des faux-positifs durant notre étude. La méthode de télédétection satellitaire pourrait ainsi permettre de réaliser des diagnostics sylvicoles réguliers, peu onéreux, et sur des surfaces potentiellement importantes (peuplements, département, région…). La compilation des observations et leur sauvegarde dans une base de données pourraient constituer une source d'information intéressante au regard de l'évolution des forêts françaises dans le temps. Par exemple, le suivi des détections relatives à un stress hydrique pendant la période estivale pourrait donner un indicateur renseignant l'évolution d'un peuplement face à cette contrainte. Dans le contexte de changement climatique, la méthode permettrait ainsi d'évaluer la santé des forêts facilement, sous réserve que l'outil soit assez affiné pour répondre à cette problématique.

GLOSSAIRE

Abroutissement : consommation des bourgeons, des feuilles ou des pousses dans un but alimentaire. L'abroutissement comprend aussi les semis et les plantules arrachés ou sectionnés. La sensibilité à l'abroutissement est déterminée par la hauteur des semis ou des plants. Des hauteurs maximales de sensibilités de 1,5 m pour le Chevreuil et 2,0 m pour le Cerf sont admises en zone de plaine.

CRPF : Centre Régional de la Propriété Forestière.

CVL : Centre-Val de Loire (région française).

DRAAF : Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt.

Ecorçage : arrachage et consommation de l'écorce des arbres par le Cerf élaphe, le chevreuil n'écorçant pas. Le phénomène a généralement lieu en période de repos de végétation, mais un écorçage d'été est également observé.

Effet lisière : La lisière correspond à la zone de transition entre deux ou plusieurs biocénoses. Elle présente des conditions climatique et écologique particulières, et est pour cette raison soumise à une dynamique écopaysagère propre. On parle d'effet-lisière (ou effet-bordure) pour décrire les impacts des lisières artificielles créées dans les milieux naturels, par exemple par la fragmentation (*http://www.conservation-nature.fr/article2.php?id=118*). Dans le cas du Chevreuil, l'ouverture des milieux serait avantageuse et contribuerait à l'augmentation des densités locales de l'espèce (*Saïd et al, 2005*).

Equilibre/déséquilibre sylvo-cynégétique : le code de l'environnement précise dans l'article L. 425-5 que « l'équilibre agro-sylvo-cynégétique consiste à rendre compatibles, d'une part, la présence durable d'une faune sauvage riche et variée et, d'autre part, la pérennité et la rentabilité économique des activités agricoles et sylvicoles. Il est recherché par la combinaison des moyens suivants : la chasse, la régulation, la prévention des dégâts de gibier par la mise en place de dispositifs de protection et de dispositifs de dissuasion ainsi que, le cas échéant, par des procédés de destruction autorisés. (…) L'équilibre sylvo-cynégétique tend à permettre la régénération des peuplements forestiers dans des conditions économiques satisfaisantes pour le propriétaire, dans le territoire forestier concerné ».

Fitness : aussi appelé valeur sélective, ce terme décrit la capacité d'un individu d'un certain génotype à se reproduire. Il permet entre autres de mesurer la sélection naturelle qui s'opère au sein des populations. De manière générale, un fitness élevé favorise la survie des individus (*Définition Wikipédia, disponible à l'adresse suivante :* *https://fr.m.wikipedia.org/wiki/Valeur_s%C3%A9lective*).

Frottis : endommagement occasionné par les cervidés lorsqu'ils frottent leurs bois aux branches et aux troncs des arbres. Contrairement à l'écorçage, il n'y a pas de consommation d'écorce. Les frottis apparaissent soit lors de la période de frayure (perte du velours) des bois des mâles, soit lors du rut (période d'accouplement) lorsque les mâles s'adonnent à un simulacre de combat. Le frottis joue aussi un rôle de marquage du territoire, et ce sont principalement les jeunes arbres souples qui sont recherchés.

Gestion adaptative : démarche participative impliquant différents acteurs autour d'un processus cyclique et méthodologique qui systématise l'acquisition des connaissances et favorise l'auto-apprentissage en tirant des leçons des résultats antérieurs (*Mårell, Plan de Management du projet ReForest, 2016*).

Herbivorie : régime alimentaire basé sur la consommation de végétaux (ligneux ou non).

ICE : Indicateurs de Changement Ecologique. Paramètres mesurés sur un animal ou un végétal, simple et aisé à mesurer, dont l'évolution est dépendante de celle du système individu-population-environnement. Les ICE sont regroupés en trois familles : l'abondance relative de la population (indice d'abondance et non plus comptage exhaustif), la performance des individus de la population (masse corporelle, mesures squelettiques, reproduction) et pression des animaux sur la flore (indices

MAAF : Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt.

ONCFS : Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, chargé de suivre l'évolution des populations de gibier mais aussi d'autres populations animales (grands carnivores par exemple) en France.

ONF : Office National des Forêts.

Ongulé : Mammifère dont la dernière phalange du doigt ou des doigts est enveloppée d'un sabot (*Définition cnrtl, disponible à l'adresse suivante : http://www.cnrtl.fr/definition/ongul%C3%A9*).

Photo-interprétation : Utilisation de photos aériennes dans le but d'inventorier ici des peuplements forestiers. L'analyse et l'interprétation des photos aériennes se font par stéréoscopie, technique qui consiste à observer à l'aide d'une loupe binoculaire une image en relief obtenue par juxtaposition de deux clichés voisins. La justesse de l'identification des peuplements nécessite des contrôles sur le terrain.

Plan de chasse de 1963 : Loi n° 63-754 du 30 Juillet 1963 pour instituer un plan de chasse du grand gibier pour créer un nécessaire équilibre agro-sylvo-cynégétique. Cette loi a « substitué à la limitation annuelle de la période de chasse le nombre d'animaux à tirer (cerf, chevreuil, daim, chamois, isard, bouquetin et mouflon) sur les territoires de chasse pendant la période de chasse propre à chaque département, telle qu'elle est définie au premier alinéa de l'article 371 (du Code Rural) ».

Sylviculture régulière/irrégulière : Dans les futaies régulières, tous les arbres ont sensiblement les mêmes caractéristiques (âge, diamètre, essence…). Les arbres sont en principe issus de graines (régénération naturelle, semis ou plantation). Ces peuplements feuillus, résineux ou mixtes, occupent des surfaces relativement étendues, souvent par parcelles entières. La futaie irrégulière feuillue, résineuse ou mixte, fait quant à elle cohabiter sur une même parcelle des arbres de tous âges, de toutes dimensions et de diverses essences. Elle suppose une régénération continue afin que les sujets mûrs exploités soient remplacés (*CRPF Bourgogne, 2015*).

UMR TETIS : Unité Mixte de Recherche Territoires, Environnement, Télédétection et Information Spatiale, dont la mission est de développer la maîtrise de l'information spatiale pour la recherche agro-environnementale et la gestion durable des territoires. L'UMR est composé de quatre institutions de recherche : AgroParisTech, Cirad, CNRS et Irstea (s*ite internet de l'UMR, disponible à l'adresse suivante : https://tetis.teledetection.fr*).

UR EFNO : Unité de Recherche Ecosystèmes Forestiers d'Irstea.

BIBLIOGRAPHIE

BALLON, P., GUIBERT, B., HAMARD, J.-P., GUILLON, N., BOSCARDIN, Y. (1999). Sensibilité de quelques essences forestières de reboisement à l'abroutissement par le chevreuil (*Capreolus capreolus*). Revue forestière française 1/1999. 16 p.

BALLON, P., HAMARD, J.-P. (2007). Recherche de l'équilibre Forêt-Cervidés dans le massif du Cosson. Cemagref Nogent/Vernisson, EFNO, Avril 2007, 82 p.

BALLON, P., HAMARD, J.P. (2010). Effets passés et actuels des populations de cervidés sur les taillis avec réserves, apports de la photo-interprétation. Revue Forestière Française 62, pp. 107-125.

BALLON, P., HAMARD, J.-P. & KLEIN, F. (2005). Importance des dégâts de cervidés en forêt. Principaux acquis et recommandations suite à la mise en place d'un observatoire national. Revue Forestière Française LVII.

BOIS, M.-C. (2014). Initiation à la télédétection avec GEOSUD et QGIS – Présentation de la formation. Formation à distance élaborée par l'UMR TETIS (AgroParisTech-Cirad-Irstea) dans le cadre de sa contribution à l'Equipex GEOSUD, 30 p.

CARUETTE, P., ETIENNE, P. & MAILLER, M. (2016). Guide Delachaux du Chevreuil. Delachaux et Niestlé (Eds), pp. 57-60.

CÔTE S., ROONEY T., TREMBLAY J.-P., DUSSAULT C. & WALLER D. (2004). Ecological impacts of deer overabundance. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 35, pp. 113 -147.

CNPF – Centre Régional Bourgogne (2015). Schéma Régional de Gestion Sylvicole. Les traitements sylvicoles des principaux types de peuplement, et les méthodes de gestion sylvicole préconisées, pp. 80-94.

CNPF – Centre Régional Ile de France Centre (2014). La forêt privée en région Centre, 12 p. https://ifc.cnpf.fr/data/la_for_c3_aat_priv_a9e_en_r_c3_a9gion_centre_1.pdf

DECALESTA, DS. (1994). Effect of white-tailed deer on songbirds within managed forests in Pennylvannia. Journal of Wildlife Management. Volume: 58, Issue: 4, pp. 711-718.

FEDERATION REGIONALE DES CHASSEURS DE BRETAGNE (2017). Les relations Forêt-Cervidés. Économie-Acteurs-Gestion. Les cahiers cynégétiques 01, 108 p.

FLAMENT, C., HAMARD, J.-P. (2011). « Observatoire du Donon » : Diagnostic de l'impact des cervidés sur l'avenir des peuplements forestiers – Base de travail pour la gestion. Rapport final, 88 p.
https://www.oncfs.gouv.fr/IMG/01_Rapport_DiagSylvicole_Donon%281%29.pdf

GILL, R.M.A. & BEARDALL, V. (2001). The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. Forestry (Oxf.) 74, pp. 209-218.

GUILBAUD, J. (1983). Ch. II – Principaux Textes: Code Rural, Art. 373. Dans: La Chasse et le Droit – 12ème édition. Litec Droit (Eds.), pp. 542-544.

HAMARD, J-.P. & BALLON, P. (2003). Observatoire national des dégâts de cervidés en forêt – Aspects méthodologiques – Cemagref Nogent/Vernisson, EFNO, Septembre 2003, 58 p.

HAMARD, J.P., BALLON, P. (2009). Guide pratique d'évaluation des dégâts de cervidés en milieu forestier. 32 p. + annexes téléchargeables sur le site du MAAP à l'adresse suivante : http://agriculture.gouv.fr/sections/thematiques/foret-bois/gestion-durable/la-gestion-durable-des-forets

HAMARD, J.P. & BALLON, P., (2012). Définition d'un protocole visant à la mise en place d'un observatoire de l'équilibre sylvo-cynégétique dans le Parc National des Cévennes. Proposition de méthodologie, Rapport Irstea Nogent, 44 p.

HAMARD, J.-P., BALLON, P. & MESOCHINA, P. (2003). Application d'une nouvelle méthode d'évaluation des dégâts de cervidés en forêt : vers un diagnostic de leur impact sylvicole. Ingénieries n°35, pp. 75-87.

HUETE *et al*. (1997). A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. Remote Sensing of Environment, 59, pp. 440-451.

Institut National de l'Information Géographique et Forestière (IGN) (2013). Inventaire Forestier – le Mémento – Edition 2013, 32 p.
https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/Int_memento_2013_BD.pdf

Institut National de l'Information Géographique et Forestière (IGN), (2014). Résultats d'inventaire forestier - Résultats standards - Les résultats : Centre - Les résultats des campagnes d'inventaire 2009 à 2013, 102 p. https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/RES-RA-2013/RS_0913_RA_24.pdf

JEDRZEJEWSKI, W., SCHMIDT, K., THEUERKAUF, J., JEDRZEJEWSKA, B., SELVA, N., ZUB, K. & SZYMURA, L. (2002). Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowieza primeval forest (Poland). Ecology 83(5), pp. 1341–1356.

KLEIN, F., ROCQUENCOURT, A. & BALLON, P. (2008). Pour un meilleur équilibre sylvo-cynégétique – Des pratiques favorables aux cervidés. Brochures ONCFS Cemagref, 54 p.

McSHEA, W. & RAPPOLE, J. (1992). White-tailed deer as keystone species within forested habitats of Virginia. Va. J. Sci. 43, pp. 177–86.

McSHEA, W. & RAPPOLE, J. (2000). Managing the Abundance and Diversity of Breeding Bird Populations through Manipulation of Deer Populations. Conservation Biology 14-4, pp. 1161-1170.

MÅRELL, A., BALTZINGER, C., HAMARD, J.P. & SAÏD, .S (2013). Diagnostics et suivis de l'impact des ongulés sur la régénération forestière. Forêt Entreprise n° 210,18-22.

MÅRELL, A., BALTZINGER, C., HAMARD, J.P. & SAÏD, .S (2015). Que peut nous dire la flore sur la pression exercée par les ongulés sauvages et leurs effets ? Vers une nouvelle gestion du grand gibier : les indicateurs de changement écologique, Actes du colloque tenu à Chambord (Loir-et-Cher) les 20 et 21 mai 2015. ONCFS - FONDATION FRANCOIS SOMMER - FNC , Paris,. pp. 145-152.
http://www.colloque-grandgibier-ice.com/wp-content/uploads/2017/02/ICE-2015-V2.pdf

MICHALLET, J., PELLERIN, M., GAREL, M., CHEVRIER, T., SAID, S., BAUBET, E., SAINT-ANDRIEUX, C., HARS, J., ROSSI, S., MAILLARD, D. & KLEIN, F. (2015). Vers une nouvelle gestion du grand gibier – Les indicateurs de changement écologique. ONCFS.

MILNER, J., VAN BEEST, F., SCHMIDT, K., BROOK, R. & STORAAS, T. (2014). To Feed or not to Feed? Evidence of the Intended and Unintended Effects of Feeding Wild Ungulates. The Journal of Wildlife Management 9999, 13 p.

MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION (2017). Programme National de la Forêt et du Bois 2016-2026. Janvier 2017, pp. 20-22.

SAINT-ANDRIEUX, C. (1994). Dégâts forestiers et grand gibier - 2. Techniques de relevés dans les peuplements forestiers - Fiche technique n° 81. Supplément Bulletin mensuel ONC 195, 11 p.

SAINT-ANDRIEUX, C. & BARBOIRON, A (2017). Tableaux de chasse ongulés sauvages saison 2016-2017. Supplément Faune sauvage 316, 8 p.

http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/file/publications/revue%20faune%20sauvage/FS316-supplement-tableaux-de-chasse-ongules-sauvages.pdf

OSE, K & DESHAYES, M. (2015). Détection et cartographie des coupes rases par télédétection satellitaire – Guide méthodologique. UMR TETIS et Irstea.

OSE, K. (2015). Initiation à la télédétection avec GEOSUD et QGIS – Détection des coupes rases en forêt. Formation à distance élaborée par l'UMR TETIS (AgroParisTech-Cirad-Irstea) dans le cadre de sa contribution à l'Equipex GEOSUD, 16 p.

REIMOSER, F. & GOSSOW, H. (1996). Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. Forest Ecology and Management 88, pp. 107-119.

SAID, S., SERVANTY, S., PELLERIN, M., GUILLON, N. & VAN LAERE, G (2005). L'Hétérogénéité spatiale: quel effet sur le choix d'habitat des chevreuils ? Faune sauvage 269, pp. 20-23.

SCHUBNEL, V., (2016). « Observatoire du Donon » : Renouvellement du diagnostic de l'impact des cervidés sur l'avenir des peuplements forestiers - Base de travail pour la gestion. Rapport final, 94 p. http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/pdf/diagnostic_sylvicole_Donon_2015.pdf

SMIETANA, W. & KLIMEK, A. (1993). Diet of wolves in the Bieszczady Mountains, Poland. Acta Theriologica 38, pp. 245-251.

SRIWONGSITANON *et al*. (2016). Comparing the Normalized Difference Infrared Index (NDII) with root zone storage, Hydro. Earth Syst. Sci., 20, pp. 3361–3377.

STERGAR, M. & JERINA, K. (2017). Wildlife and Forest Management measures significantly impact Red Deer population density. Šumarski list 3-5 CXXXXI, pp. 139-150.

VAN LERBERGHE, P. (2013). Les manchons grillagés pour la protection individuelle des arbres contre les dégâts du gibier. CNPF – IDF, 68 p.

FIGURES & TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques des satellites utilisés pour obtenir la cartographie des détections **….10**

Figure 1 : Exemple d'une cartographie de détections issues de la méthode de télédétection satellitaire sur le site d'étude de Bailleau (28) pour la période 2013-2014 **...…..…….....11**

Figure 2 : Schéma explicatif d'apparition d'erreurs entre l'outil de télédétection et les interventions sylvicoles effectuées et recensées par les gestionnaires **……..…….11**

Figure 3 : Localisation des sites étudiés dans le cadre du stage **…….……12**

Tableau 2 : Caractéristiques des sites pilotes situés en Eure-et-Loir (28) et Loir-et-Cher (41) **…..13**

Figure 4 : Schéma explicatif du protocole de vérification sur le terrain des détections satellitaires appliqué sur les sites pilote étudiés **……..…….……14**

Figure 5 : Exemple de matrice de confusion **……..…….…15**

Figure 6 : Diagrammes de synthèse des détections satellitaires sur les trois sites d'étude **……..…17**

Figure 7 : Synthèse des résultats des deux versions de télédétection utilisées pendant l'étude **…...18**

Figure 8 : Analyse des variances des taux de détections à trois facteurs **……...…….……19**

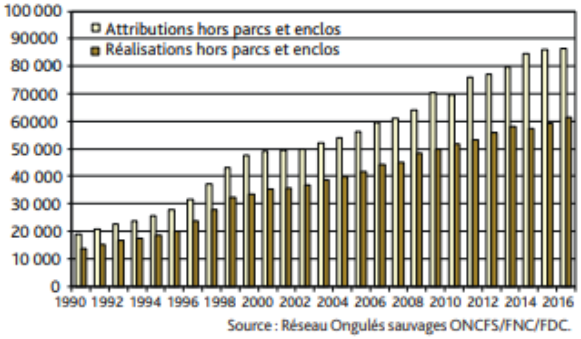
Figure 9 : Variabilité des taux de faux-positifs en fonction de la période de détection **……..20**

Figure 10 : Taux de détection (%) des différents types d'interventions sylvicoles sur les trois sites d'étude **……...……...21**

Figure 11 : Peuplement clair de Bouleau avec Fougère-aigle en sous-bois **…….……...23**

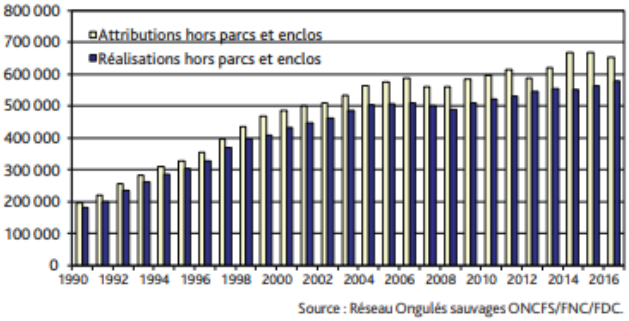
ANNEXES

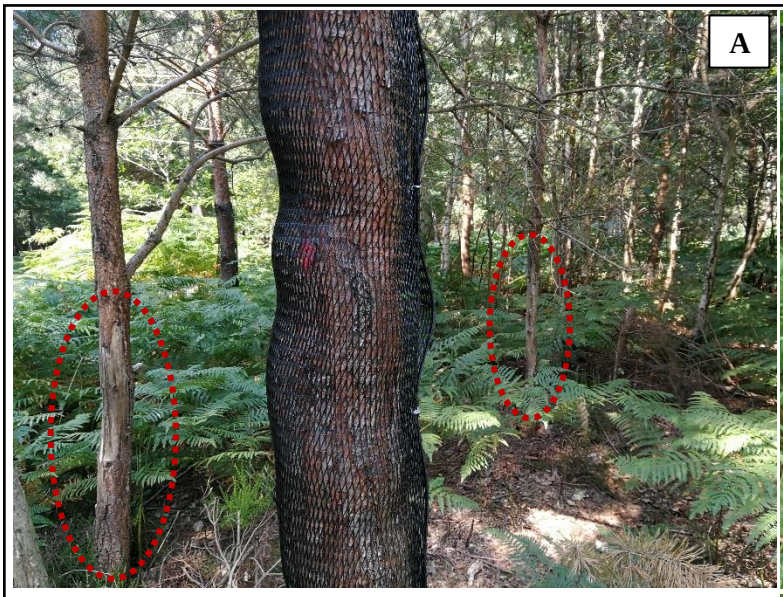
Annexe 1 : Tableaux de chasse cerf et chevreuil en France métropolitaine de 1990 à 2016 (*ONCFS, 2017*)

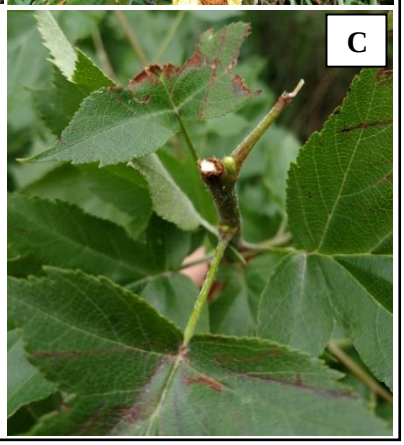


A) Cerf élaphe

B) Chevreuil

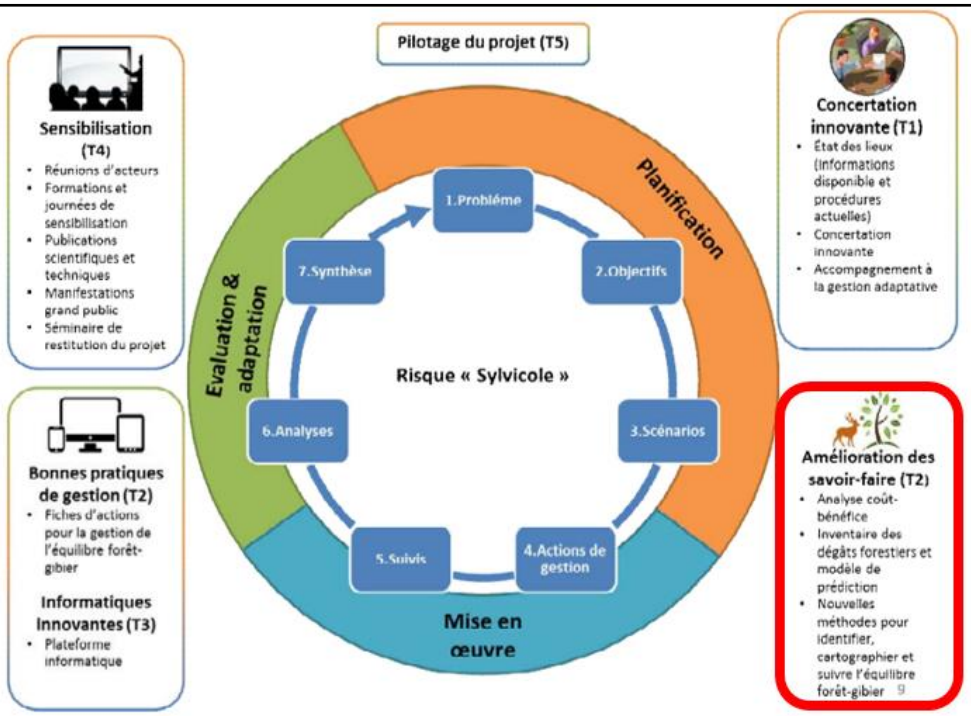






Annexe 2 : Exemples de dégâts de gibier sur les arbres en forêt :

A) **Ecorçage** du cerf sur des pins sylvestres en forêt de Bailleau. Tous les arbres non protégés par une gaine ont systématiquement été écorcés (**en rouge**).
B) **Frottis** de chevreuil sur un jeune bouleau (Forêt domaniale d'Orléans).
C) **Abroutissement** récent de cervidé sur un alisier (Forêt d'Orléans) Photos : T. De Backer



Les partenaires du projet sont : Irstea, géo-hyd membre d'Antea Group, Office National des Forêts (ONF), Délégation d'Ile de France et du Centre-Val de Loire du Centre National de la Propriété Forestière (CNPF), Fédération Régionale des Chasseurs du Centre-Val de Loire (FRC), ARBOCENTRE, Délégation interrégionale Centre-Val de Loire et Ile-de-France de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS), Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt (DRAAF), Directions Départementales des Territoires (DDT) et Fédérations Départementales des Chasseurs (FDC) de la région Centre-Val de Loire.

Annexe 3 : Schéma simplifié de l'approche par la gestion adaptative et des différentes tâches et actions prévues dans le cadre du projet (*Plan de Management du projet ReForest, 2016)*

Annexe 4 : Formules mathématiques des indices de végétation utilisés pour évaluer les pertes d'activité chlorophyllienne des peuplements visités pendant le stage :

- **NDVI** (Tucker, 1979) :

$$NDVI = \frac{\mathrm{p}PIR - \mathrm{p}R}{\mathrm{p}PIR - \mathrm{p}R}$$

Où **PIR** et **R** désignent respectivement les réflectances du Proche Infra-Rouge et du Rouge.

- **NDII** (Sriwongsitanon *et al*., 2016) :

$$NDII = \frac{PIR - MIR}{PIR + MIR}$$

Où **PIR** et **MIR** sont les réflectances du Proche Infra-Rouge et du Moyen Infra-Rouge.

- **EVI** (Huete *et al*., 1997) :

$$EVI = G * \left(\frac{\mathrm{p}PIR - \mathrm{p}R}{\mathrm{p}PIR + C1 * \mathrm{p}R - C2 * \mathrm{p}B + L}\right)$$

Avec **PIR**, **R** et **B** représentant respectivement les bandes Proche Infra-Rouge, Rouge et Bleu, **G** donnant le facteur de gain (égal à 2,5), **L** étant le facteur d'ajustement des sols et **C1** et **C2** représentant les coefficients de correction de diffusion atmosphérique.

Annexe 5: Résumé des périodes de détections et des dates de clichés pour chaque massif étudié lors du stage (*DRAAF et UMR TETIS*).

	Version initiale		Version améliorée	
	Période et satellite	**Dates des clichés**	**Période et satellite**	**Dates des clichés**
Bailleau	P1 2013-2014 : Landsat 8	04/08/13 et 08/09/14	P1 2013-2014 : Landsat 8	10/07/13 et 19/05/14
	P2 2014-2015 : Landsat 8	08/09/14 et 27/09/15	P2 2014-2015 : Landsat 8	19/05/14 et 30/06/15
	P3 2015-2016 :Landsat 8	30/06/15 au 18/07/16	P3 2015-2016 :Landsat 8	30/06/15 et 18/07/16
	P4 2016-2017 : Sentinel 2	12/08/16 et 18/06/17	P4 2016-2017 : Sentinel 2	04/05/16 et 18/06/17
	P5 2017-2018 : Sentinel 2	18/06/17 et 26/06/18	P5 2017-2018 : Sentinel 2	18/06/17 et 25/06/18
Bois Landry	P1 2013-2014 : Landsat 8	04/08/13 et 08/09/14	P1 2013-2014 : Landsat 8	10/07/13 et 19/05/14
	P2 2014-2015 : Landsat 8	08/09/14 et 27/09/15	P2 2014-2015 : Landsat 8	19/05/14 et 30/06/15
	P3 2015-2016 :Landsat 8	30/06/15 au 18/07/16	P3 2015-2016 :Landsat 8	30/06/15 et 18/07/16
	P4 2016-2017 : Sentinel 2	12/08/16 et 18/06/17	P4 2016-2017 : Landsat 8	18/07/16 et 19/06/17
	P5 2017-2018 : Sentinel 2	18/06/17 et 19/05/18	P5 2017-2018 : Sentinel 2	18/06/17 et 25/06/15
Marchenoir	P1 2013-2014 : Landsat 8	04/08/13 et 08/09/14	P1 2013-2014 : Landsat 8	10/07/13 et 19/05/14
	P2 2014-2015 : Landsat 8	08/09/14 et 27/09/15	P2 2014-2015 : Landsat 8	19/05/14 et 30/06/15
	P3 2015-2016 :Landsat 8	30/06/15 au 18/07/16	P3 2015-2016 :Landsat 8	30/06/15 et 18/07/16
	P4 2016-2017 : Sentinel 2	12/08/16 et 18/06/17	P4 2016-2017 : Sentinel 2	04/05/16 et 18/06/17
			P4 2017-2018 : Sentinel 2	12/08/16 et 18/06/17
	P5 2017-2018 : Sentinel 2	18/06/17 et 19/05/18	P5 2017-2018 : Sentinel 2	18/06/17 et 25/06/18

Annexe 6 : Listing des interventions complété par le gestionnaire de Bailleau (capture d'écran du fichier Excel) :

Rang	Parcelle	Sous-parcelle	Surface (ha)	Type	Nature	Mois	Année	Période	Origine	Traitement	Nature_P	Essence_ED	Essence_SE	Vegetation	Commentaire
1	1	1_a	4,79	Balivage	Détourage	Novembre	2017	P5	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX	CHA		nov 2017 à fév 2018
2	1	1_b	2,06	Balivage	Détourage	Mars	2017	P4	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX-CHA			
3	1	1_c	0,73	Balivage	Détourage	Mars	2017	P4	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX-CHA			
4	1	1_e	1,45	Coupe d'amélioration / éclaircie	Extraction	Novembre	2015	P3	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHA			Extraction
5	1	1_f	6,20	Balivage	Détourage	Novembre	2017	P5	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX	CHA		nov 2017 à fév 2018
6	2	2_a	7,76	Coupe d'amélioration / éclaircie	Détourage	Novembre	2015	P3	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX			
7	2	2_d	3,90	Balivage	Détourage	Novembre	2016	P4	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX			nov 2016 à fév 2017
8	3	3_a	7,30	Balivage	Détourage	Janvier	2018	P5	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX			janv 2018 à fév 2018
9	4	4_a	1,17	Coupe d'amélioration / éclaircie	Partrouée	Février	2018	P5	Mixte	Convertion en irrégulier	Feuillus	CHX	CHA		
10	4	4_b	5,11	Coupe d'amélioration / éclaircie	Détourage	Novembre	2016	P4	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX			Partie Sud
11	4	4_c	3,12	Coupe d'amélioration / éclaircie	Détourage	Novembre	2016	P4	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX			Partie Nord
12	6	6_a	2,11	Coupe d'amélioration / éclaircie	En plein	Novembre	2013	P1	Mixte	Convertion en irrégulier	Feuillus	CHX			
13	6	6_b	4,11	Coupe d'amélioration / éclaircie	Détourage	Novembre	2013	P1	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX			
14	6	6_d	3,40	Coupe d'amélioration / éclaircie	Détourage	Novembre	2013	P1	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX			
15	7	7_b	1,32	Coupe d'amélioration / éclaircie	Détourage	Novembre	2015/16/17	P3/P4/P5	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX			En trois fois
16	7	7_c	3,34	Coupe d'amélioration / éclaircie	Détourage	Novembre	2015/16/17	P3/P4/P5	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX			En trois fois
17	7	7_c	3,34	Coupe d'amélioration / éclaircie	Détourage	Novembre	2016	P4	Recépage	Convertion en régulier	Feuillus	CHX			Partie Sud
18	8	8_b	6,46	Autre (à préciser en commentaire)	Extraction	Novembre	2015	P3	Mixte	Convertion en régulier	Mélange	CHX-DOU			Extraction
19	10	10_b	0,31	Coupe d'amélioration / éclaircie	Détourage	Avril	2017	P4	Plantation	Convertion en régulier	Mélange	PL-CHX			
20	10	10_c	3,42	Coupe d'amélioration / éclaircie	Détourage	Avril	2017	P4	Plantation	Convertion en régulier	Mélange	PL-CHX			
21	13	13_b	3,41	Coupe d'amélioration / éclaircie	Détourage	Mars	2016	P3	Régénération naturelle	Convertion en régulier	Feuillus	CHX			

Informations_générales | Tableau_IS | Tableau_IS (2) | Listes_de_choix | Validation_terrain_25-07-2018 | Validation_terrain | Parcellaire | UG_x_P2_D_L8 | UG_x_P3_D_L8

Annexe 7 : Méthode d'échantillonnage appliquée à la forêt domaniale d'Orléans pour déterminer les parcelles à contrôler sur le terrain

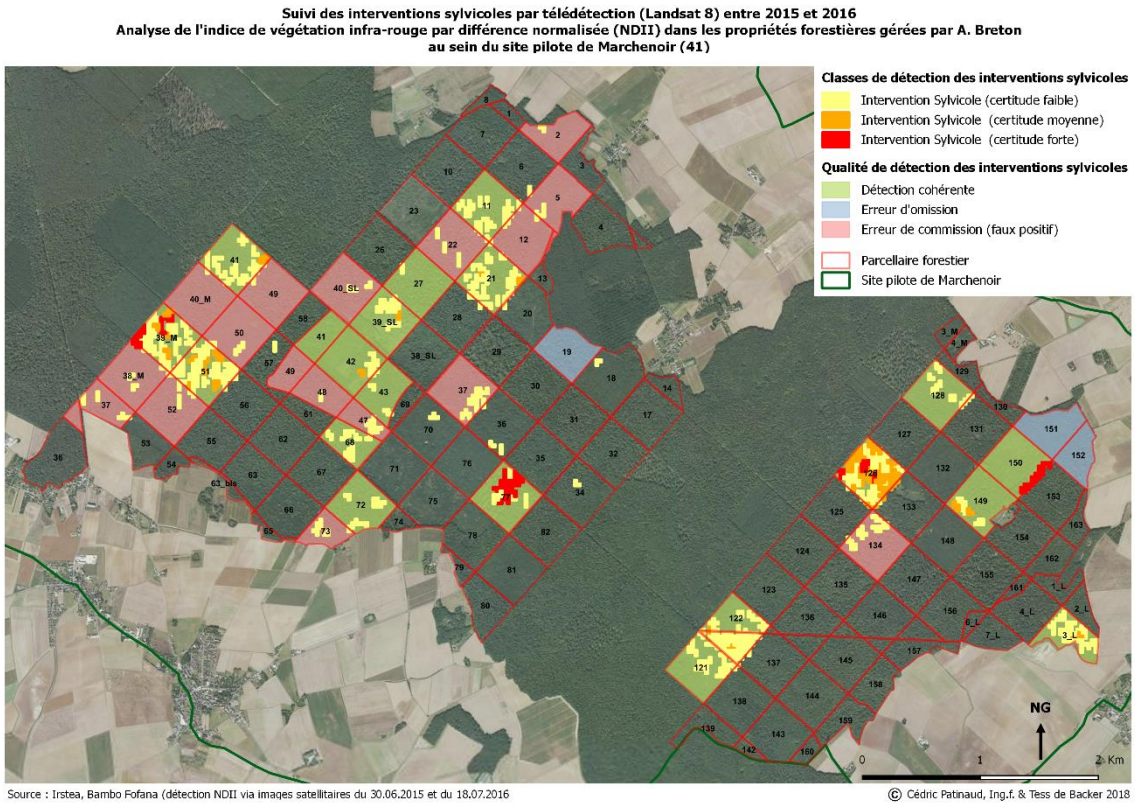
Effectif	P1	P2	P3	P4	
DET	37	40	84	31	
FP	49	15	246	51	
OM	95	92	35	70	
Total	181	147	365	152	845

Sélection aléatoire

Echantillon	P1	P2	P3	P4	
DET	10	10	10	10	
FP	10	10	10	10	
OM	10	10	10	10	
Total	30	30	30	30	120

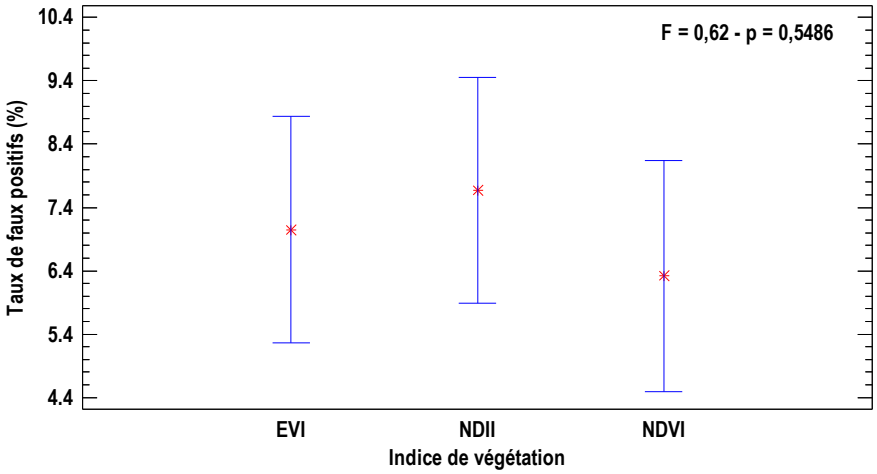
Le tableau « Effectif » indique le nombre total de détections, de faux positifs et d'omissions observés pour chaque période de détection (P1 à P4), et le tableau « Echantillon » donne le nombre de parcelles sélectionnées (échantillons). Ces dernières ont donc été choisies aléatoirement pour un contrôle sur le terrain à raison de 10 par type et par période de détection, l'objectif étant de valider les bonnes détections et d'analyser les causes menant aux FP et aux OM.

Annexe 8 : Représentation cartographique de synthèse permettant de visualiser les différents types d'erreurs de détection et leur répartition sur un massif forestier (ici, le domaine de Marchenoir).

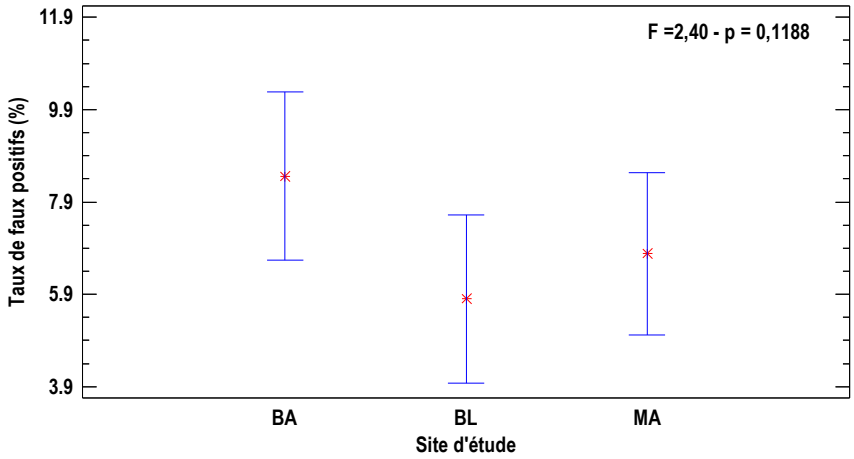


Annexe 9 : Résultats des tests ANOVA relatifs aux faux-positifs pour les facteurs « indices de végétation » (*graph. A*) et « site d'étude » (*graph. B*). Aucune différence significative n'a été observée concernant ces deux facteurs.

A



B



BA = Bailleau, BL = Bois Landry et MA

RESUME

Le contexte actuel de l'augmentation des populations d'ongulés en France (Chevreuil européen, Cerf élaphe et Sanglier d'Europe) soulève de nombreuses questions sylvicoles, cynégétiques et sanitaires. La gestion cynégétique de ces espèces reste une corde sensible entre acteurs de la chasse et de la forêt, et les conflits entravent les démarches de gestion concertée et réfléchie des populations de cervidés en fonction des objectifs et des besoins de chacun.

Le projet ReForest, actuellement mené par l'Irstea de Nogent-sur-Vernisson, a été lancé en 2016 pour élaborer de nouveaux outils d'aide à la gestion adaptative des forêts. En particulier, des indicateurs de sensibilité potentielle des peuplements forestiers aux impacts des cervidés sont recherchés à travers l'utilisation de la méthode de télédétection satellitaire. Des bases de données ont été construites à partir des informations fournies par les gestionnaires de trois massifs privés, qui ont constitué les sites d'étude du stage. Croisées avec les résultats de la télédétection, elles ont permis d'effectuer une validation sur le terrain de la pertinence de cet outil au regard de la problématique sylvo-cynégétique.

L'étude a révélé que la télédétection était appropriée à la mise en place de tels indicateurs, moyennant l'utilisation d'indices de végétation les plus pertinents possibles et une version fiable des périodes de détection des satellites. Globalement, la précision des détections par rapport aux différents types d'interventions est satisfaisante, mais pourrait encore être améliorée par d'autres analyses (séries temporelles par exemple) et une connaissance plus approfondie de l'état sanitaire et hydrique des parcelles au moment de la prise des photos. De nombreuses erreurs de détection étaient en effet liées à des défoliations, une modification d'état du sous-bois ou un stress hydrique localisé suite à un changement de l'essence forestière dominante, traduisant une précision certaine de l'outil ainsi que la possibilité d'envisager une utilisation des satellites à des fins de diagnostic de parcelles et non seulement de simple cartographie des interventions sylvicoles.

ABSTRACT

In France, the increase of ungulates populations – in particular the Red deer and the Roe deer – led to several issues regarding hunting and forestry practices. Game damages, especially, threaten forest regeneration and it became more and more difficult for foresters and hunters to find an adequate cervids population management able to fulfill both hunting and forestry aims. To resolve the current game-forest imbalance is therefore a real challenge, and the development of new tools for management support could facilitate consultation between the different actors involved.

The national Institute for Research in Science and Technology for Environment and Agriculture (Irstea), located in Nogent-sur-Vernisson (45), is working on this problem through the ReForest project, launched in 2016. In particular, indicators of potential forest stands sensitivity to game damages are sought through the use of the satellite remote sensing method. The relevance of this tool was tested during this study, thanks to information about silvicultural itineraries conducted on three private forests located in Eure-et-Loir (28) and Loir-et-Cher (41).

This study revealed that satellite remote sensing was able to help setting this kind of indicators by detecting silvicultural interventions leading to a vegetation potentially sensitive to game damages. Overall, the precision of the tool was sufficient, but can be improved by different ways (choice of the most judicious shots to get right detections, setting up of reference plots to precisely determine the precision of the tool, etc.). Several detection errors were observed, and were mainly due to phenology problems or occurrences of water stress affecting trees and/or undergrowth vegetation. These observations bring the prospect of using satellite remote sensing not only for plots regeneration detection but also in the realization of sanitary diagnoses of forest stands.