

**FACULTE UNIVERSITAIRE DES SCIENCES
AGRONOMIQUES DE GEMBLOUX**

COMMUNAUTE FRANCAISE DE BELGIQUE

**ETUDE DES FACTEURS ECOLOGIQUES DE
L'HABITAT DU CERF (*Cervus elaphus* L.) DANS LES
SITES LIFE DU MASSIF FORESTIER DE
SAINT - HUBERT**

Thèse présentée par HALFORD Mathieu
en vue de l'obtention du Diplôme d'Etudes Approfondies
en Sciences Agronomiques et Ingénierie Biologique

Promoteurs :

Pr. Philippe LEJEUNE

Pr. Hugues CLAESSENS

Dr. Marc DUFRENE

Ir. Alain LICOPPE

Année académique 2004 - 2005

© Toute reproduction ou représentation intégrale ou partielle des pages publiées dans le présent ouvrage, faite sans l'autorisation de l'auteur, est illicite et constitue une contre-façon. Seules sont autorisées, d'une part, les reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinée à une utilisation collective, et, d'autre part, les analyses et courtes citations justifiées par le caractère scientifique ou d'information de l'œuvre dans laquelle elle sont incorporées.

REMERCIEMENTS

Cette étude fut réalisée en collaboration avec l'Unité de la Conservation de la Nature et le Laboratoire de Faune Sauvage et de Cynégétique du Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et des Bois (Gembloux), ainsi qu'avec l'Unité de Gestion Cynégétique de Saint-Hubert (responsable du projet «LIFE – tourbières »).

Je remercie avant tout les professeurs Philippe Lejeune et Hugues Claessens de la Faculté de Gembloux pour avoir accepté de promouvoir et d'encadrer cette étude. Merci également au professeur Rudy Palm pour ses conseils et ses recommandations concernant les traitements statistiques.

Je remercie vivement Alain Licoppe et Marc Dufrène du CRNFB, promoteurs externes de cette étude, pour m'avoir donné l'opportunité de concrétiser ce travail. Merci pour leur assistance et leurs précieuses aides tout au long de ces deux années.

J'en profite pour remercier Philippe Moës et Thierry Petit, Agents des Eaux et Forêts de Saint-Hubert, pour leur disponibilité sur le terrain lors de mes relevés.

Merci à l'équipe du LIFE, en particulier Gérard Jadoul et Axelle Dierstein, pour les divers renseignements qui m'ont aidé dans l'élaboration de cette thèse.

Merci également à tous ceux qui, d'une manière directe ou indirecte, m'ont soutenu depuis le début de ce travail.

RESUME

Suite au lancement du projet LIFE / NATURE 2003 - 2007 de restauration des milieux tourbeux du plateau de Saint-Hubert, le Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et des Bois (Gembloux) a estimé utile d'intégrer une composante grande faune dans la gestion des sites concernés. Deux grandes questions nous ont été posées : (1) dans quelle mesure le projet LIFE peut-il contribuer à l'amélioration du potentiel alimentaire de l'habitat du cerf ? (2) quelles sont les variables du biotope qui déterminent sa présence dans les sites LIFE ? Pour répondre à ces questions, nous avons développé deux méthodologies. La première porte sur l'estimation du potentiel alimentaire des sites LIFE. La deuxième concerne l'identification des variables de l'habitat déterminant l'utilisation d'un site LIFE par le cerf.

Selon un inventaire réalisé au cours de l'été 2004 dans 15 types de milieux ($n = 225$), nous avons établi que la plupart des sites LIFE présentent un potentiel alimentaire nettement plus élevé que les principaux types de peuplements forestiers rencontrés à Saint-Hubert. Les tests statistiques ont également permis de mettre en évidence que certains sites LIFE comme les landes à bruyère, les boulaies tourbeuses et les fonds de vallées présentent un potentiel alimentaire significativement équivalent à un gainage de brouet artificiel ($P < 0,05$). Ces résultats démontrent l'aptitude des sites LIFE et, par extension, des milieux semi-naturels humides et tourbeux, à servir de gagnages naturels.

D'autre part, nous avons élaboré des modèles de régression multiple (régression linéaire et régression logistique) pour tenter d'expliquer la présence du cerf dans un site LIFE considéré comme fortement fréquenté par cette espèce (lieu-dit « *la Fagne Massa* »). Nous avons procédé à un échantillonnage systématique ($n = 193$) du site expérimental afin de mesurer les relations entre un indice de présence du cerf (les fumées) et 28 variables de l'habitat. Les modèles de régression sélectionnés montrent que l'utilisation de l'habitat du cerf est significativement et positivement corrélée à 3 variables écologiques : (1) le taux de recouvrement de la callune, (2) la visibilité du milieu (c'est-à-dire l'importance de l'écran visuel formé par la végétation) et (3) l'hétérogénéité de l'habitat.

Les implications de nos résultats dans l'aménagement des sites LIFE sont discutés.

TABLE DES MATIERES

RESUME.....	IV
1. INTRODUCTION.....	1
2. OBJECTIFS DE L'ETUDE	3
3. SITE D'ETUDE.....	4
3.1. LA FORET DE SAINT-MICHEL/ FREYR DU MASSIF DE SAINT-HUBERT	4
3.1.1. SITUATION GEOGRAPHIQUE.....	4
3.1.2. RELIEF ET CLIMAT.....	4
3.1.3. VEGETATION.....	6
3.1.4. AMENAGEMENTS CYNEGETIQUES ET GESTION DE LA GRANDE FAUNE.....	7
3.2. LES SITES LIFE ET LE PROJET LIFE - TOURBIERES	8
4. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.....	10
4.1. ESTIMATION DU POTENTIEL ALIMENTAIRE DU MILIEU	10
4.1.1. CONSIDERATIONS GENERALES SUR LA CAPACITE D'ACCUEIL DU MILIEU	10
4.1.2. CHOIX DE LA METHODE.....	13
4.2. IDENTIFICATION DES VARIABLES DU MILIEU DETERMINANT L'UTILISATION DE L'HABITAT DU CERF.....	16
4.2.1. CONSIDERATIONS GENERALES SUR L'UTILISATION DE L'HABITAT	16
4.2.2. CHOIX DE LA METHODE.....	17
5. METHODOLOGIE	22
5.1. ESTIMATION DU POTENTIEL ALIMENTAIRE DU MILIEU	22
5.1.1. PRINCIPE DE LA METHODE.....	22
5.1.2. DISPOSITIF D'ECHANTILLONNAGE ET TRAITEMENT DES DONNEES	25
5.2. IDENTIFICATION DES VARIABLES DU MILIEU DETERMINANT L'UTILISATION DE L'HABITAT DU CERF.....	27
5.2.1. PRINCIPE DE LA METHODE.....	27
5.2.2. DISPOSITIF D'ECHANTILLONNAGE ET TRAITEMENT DES DONNEES	30

6. RESULTATS	34
6.1. ESTIMATION DU POTENTIEL ALIMENTAIRE DES SITES LIFE	34
6.1.1. ESTIMATION QUANTITATIVE	34
6.1.2. ESTIMATION QUALITATIVE	41
6.2. IDENTIFICATION DES VARIABLES DU MILIEU DETERMINANT L'UTILISATION D'UN SITE LIFE PAR LE CERF.....	46
6.2.1. MODELE DE REGRESSION LINEAIRE MULTIPLE.....	50
6.2.2. MODELE DE REGRESSION LOGISTIQUE BINAIRE.....	51
7. DISCUSSIONS	52
7.1. ESTIMATION DU POTENTIEL ALIMENTAIRE DES SITES LIFE	52
7.1.1. ESTIMATION QUANTITATIVE	52
7.1.2. ESTIMATION QUALITATIVE	56
7.1.3. CONCLUSIONS	57
7.2. IDENTIFICATION DES VARIABLES DU MILIEU DETERMINANT L'UTILISATION D'UN SITE LIFE PAR LE CERF.....	59
7.2.1. MODELE DE REGRESSION LINEAIRE MULTIPLE.....	60
7.2.2. MODELE DE REGRESSION LOGISTIQUE BINAIRE.....	66
7.2.3. CONCLUSIONS	68
7.3. PROPOSITIONS DE MESURES DE GESTION ET/OU D'AMENAGEMENT DES SITES LIFE VIS-A-VIS DU CERF	70
7.4. CONCLUSION GENERALE.....	79
8. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	81
ANNEXES	88

INDEX DES FIGURES

Figure 1 : Carte de la situation géographique de la zone d'étude en Région Wallonne	5
Figure 2 : Carte des sites LIFE.....	9
Figure 3 : Exemple de dispositif d'échantillonnage pour l'estimation du potentiel alimentaire	26
Figure 4 : Tas de fumées fraîches.....	30
Figure 5 : Dispositif d'échantillonnage pour le comptage des fumées	33
Figure 6 : Bonités stationnelles (non pondérées) moyennes des des milieux inventoriés	35
Figure 7 : Bonités stationnelles (non pondérées) de tous les milieux inventoriés	36
Figure 8 : Bonités stationnelles pondérées de tous les types de milieux.....	38
Figure 9 : Bonités stationnelles normées de tous les types de milieux	40
Figure 10 : Composition floristique moyenne dans l'ensemble des sites LIFE.....	41
Figure 11 : Composition floristique moyenne de différents sites LIFE.....	42
Figure 12 : Composition floristique moyenne de différents sites LIFE.....	43
Figure 13 : Composition floristique moyenne de l'ensemble des gagnages artificiels	44
Figure 14 : Composition floristique des relevés dans différents types de gagnages artificiels.....	45
Figure 15 : Diagramme de fréquence du nombre de placettes en fonction du nombre de tas de fumées observé dans l'échantillon	46
Figure 16 : Fréquence d'observation moyenne du nombre de tas de fumées de <i>Cervus elaphus</i> en fonction de la taille de l'échantillon.....	47
Figure 17 : Nombre moyen de tas de fumées par type d'habitat rencontrés dans la zone d'étude	47
Figure 18 : Carte de la distribution de l'abondance des fumées dans la zone d'étude.....	49
Figure 19 : Bonité stationnelles de différents types de peuplements forestiers en Ardenne Centrale	52
Figure 20 : Evolution du potentiel alimentaire d'un peuplement de chênes en fonction de l'âge	54
Figure 21 : Influence de la régénération artificielle et de la régénération naturelle sur l'évolution du potentiel alimentaire d'un peuplement d'épicéas	54
Figure 22 : Représentation cartographique de l'abondance des fumées et du taux de recouvrement de <i>Calluna vulgaris</i> dans la zone d'étude.....	62

Figure 23 : Représentation cartographique de l'abondance des fumées et de la visibilité dans la zone d'étude	64
Figure 24 : Evolution de la probabilité de l'évènement en fonction de la visibilité et de l'hétérogénéité du milieu.....	66

INDEX DES TABLEAUX

Tableau 1 : Conditions climatologiques de la forêt de Saint-Michel – Freyr	6
Tableau 2 : Tableau récapitulatif des modèles de régression testés pour la présente étude.....	21
Tableau 3 : Liste des espèces végétales reprises dans l'échelle d'appétence.....	23
Tableau 4 : Facteur de pondération utilisé pour l'échelle d'appétence	24
Tableau 5 : Résultats des tests de Wilcoxon sur les types de milieux 2 à 2	37
Tableau 6 : Résultats des tests de Wilcoxon sur les types de milieux 2 à 2.....	39
Tableau 7 : Variables sélectionnées dans le modèle de régression linéaire multiple.....	50
Tableau 8 : Variables sélectionnées dans le modèle de régression logistique binaire	51
Tableau 9 : Tableau comparatif des modèles de régression issus de différentes études	70

1. INTRODUCTION

La prise en compte des populations d'ongulés sauvages est aujourd'hui reconnue comme faisant partie intégrante de la gestion multifonctionnelle des écosystèmes forestiers. En Europe, l'augmentation de ces populations au cours des dernières décennies a un impact grandissant sur la végétation naturelle et semi-naturelle (PUTMAN & MOORE, cité par GEBERT & VERHEYDEN-TIXIER, 2001), en particulier dans les plantations forestières (GIROMPAIRE & BALLON, cité par GEBERT & VERHEYDEN-TIXIER, 2001). En Belgique, la population de cerf présente à l'heure actuelle des densités estimées qui atteignent des sommets jamais observés auparavant (VILLERS, cité par LICOPPE, 2003). Cette augmentation fait que leur présence en milieu forestier devient problématique. En effet, le seul fait de s'alimenter, qui paraît naturel d'un point de vue écologique, l'est beaucoup moins d'un point de vue économique puisque cela engendre des dégâts qui contrarient les objectifs de gestion sylvicole (BALTZINGER, 2003). Dans le massif de Saint-Hubert, les densités atteignent un niveau relativement élevé de l'ordre de 30 à 60 cerfs/1000 ha (LICOPPE, comm. pers.). Etant donné le manque de disponibilités alimentaires (tout spécialement dans le haut du massif), de telles densités conduisent à des situations critiques où l'abondance de l'espèce est à la limite de la charge tolérable pour des forêts destinées entre autre à la production de bois de qualité (VAN DER STEGEN, comm. pers). De fait, l'abrutissement et l'écorcement par les cervidés engendrent à Saint-Hubert, en plus d'une moins value sur la qualité du bois, un véritable problème sur la régénération des essences, provoquant à son tour un vieillissement généralisé de la forêt (LEJEUNE, comm.pers.).

Ce constat implique une gestion adéquate de l'habitat du cerf afin de conserver au mieux l'équilibre forêt-gibier. Le maintien de cet équilibre est un facteur essentiel dans l'aménagement des forêts de Saint-Hubert, dont les vocations sylvicoles et cynégétiques se confrontent parfois assez fort.

L'habitat du cerf a déjà fait l'objet de plusieurs études dans la région (LICOPPE, 2003 ; LICOPPE *et al.*, 2002 ; LICOPPE *et al.*, 2001 ; JADOUL, 2000 ; DE CROMBRUGGHE & LICOPPE, 2000 ; DELACRE 1993 ; DEKEYSER, 1988 ; GOFFIN & DE CROMBRUGGHE, 1976 ; FICHANT 2003). Le Laboratoire de la Faune Sauvage et de

Cynégétique du Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et des Bois (Gembloux) mène depuis plusieurs années un programme de suivi télémétrique qui a d'ores et déjà permis une meilleure connaissance de l'espèce tout en mettant à disposition de nombreuses données à son sujet. Ce programme a notamment permis de déterminer les préférences du cerf en terme d'habitat.

La présente étude s'inscrit dans le contexte du projet LIFE / NATURE 2003 – 2007 de restauration des milieux humides et tourbeux du plateau de Saint-Hubert. En effet, un des objectifs visés par cette restauration est l'augmentation de la capacité d'accueil du milieu pour le gros gibier, et plus particulièrement le cerf, espèce emblématique de la région. Etant donné ses implications cynégétiques, le projet LIFE fut l'occasion d'analyser plus en profondeur certains aspects de l'habitat du cerf. Deux grandes questions nous ont été posées : (1) dans quelle mesure le projet LIFE peut-il contribuer à l'amélioration du potentiel alimentaire de l'habitat du cerf ? (2) quelles sont les variables du biotope qui déterminent sa présence en forêt, et plus spécialement dans les sites LIFE ? Pour répondre à ces questions, nous avons développé deux méthodologies, qui caractérisent les deux grands axes de notre étude. Le premier porte sur l'estimation du potentiel alimentaire du milieu. Le deuxième concerne l'identification des variables de l'habitat déterminant l'utilisation d'un site LIFE par le cerf.

Ce second volet aborde une question fondamentale de l'autoécologie du cerf, à savoir pourquoi cette espèce fréquente préférentiellement tel milieu, plutôt que tel autre. Pour y répondre, il est indispensable d'analyser les variables de l'habitat qui conditionnent son utilisation en milieu forestier (MORELLET *et al.*, 1996). Jusqu'à maintenant, nous connaissons les trois grands paramètres de l'habitat jugés déterminants pour cette espèce : le potentiel alimentaire, le couvert et la quiétude (DABURON, 1968 ; DE CROMBRUGGHE, 1989 ; JADOUL, 1990 ; LICOPPE 2003 ; FICHANT, 2003). Dans une optique d'aménagement intégré, il apparaît important d'étudier en détail ces paramètres environnementaux afin de mettre en évidence d'autres variables-clés de l'habitat. L'identification de ces variables peut ensuite constituer un précieux outil d'aide à la gestion forestière.

2. OBJECTIFS DE L'ETUDE

L'objectif global de cette étude est d'analyser certains facteurs écologiques de l'habitat du cerf en milieu forestier, et plus particulièrement dans les sites LIFE du massif de Saint-Hubert (Belgique). Cette analyse a notamment pour but d'évaluer la contribution du projet LIFE sur l'amélioration de l'habitat du cerf. La finalité de notre étude consistera à donner les lignes directrices (ou « *guidelines* ») pour l'aménagement de l'habitat du cerf, spécifiquement adaptées aux milieux concernés par le LIFE.

Les objectifs spécifiques sont :

1. Estimer le potentiel alimentaire du milieu et des sites LIFE vis-à-vis du cerf. Cette estimation permettra de déterminer, sur base de la valeur alimentaire, dans quelle mesure les sites LIFE pourraient servir de gagnages naturels ;
2. Identifier les variables du milieu susceptibles d'expliquer l'utilisation de l'habitat du cerf dans les sites LIFE. Cette identification servira d'outil pour établir des mesures d'aménagement.

3. SITE D'ETUDE

3.1 LA FORET DE SAINT-MICHEL/ FREYR DU MASSIF DE SAINT-HUBERT

(Source : LICOPPE, 2003 ; VERTE, 2000)

3.1.1. SITUATION GEOGRAPHIQUE

Le massif forestier de Saint-Hubert fait partie de l'Ardenne Centrale et couvre une superficie de 16500 ha (Figure 1). Il constitue ainsi un des plus grands massifs boisés de la Région Wallonne. Située en plein cœur de ce massif, la forêt de Saint-Michel – Freyr occupe pour sa part une surface de 4000 ha. Elle présente la particularité d'être scindée en deux blocs démographiquement indépendants par la nationale 89 (4 bandes clôturées à plus de 2 m de haut) reliant la barrière de Champlon à la ville de Saint-Hubert. La forêt de Saint-Michel est située au Nord-Est de la N89, tandis que la forêt de Freyr est située de l'autre côté (excepté un bloc de 1000 ha de la forêt de Freyr qui se trouve au Nord-Est de la N89). Les limites géographiques sont : la Converserie, le village de Mochamps et la vallée de la Diglette au Nord, les vallées de la Masblette et du Waveri à l'Ouest, la commune de Saint-Hubert (Forêt du Roi Albert) au Sud, la propriété privée de Freyr royal et le village de Laneuville-au-bois à l'Est. Seuls 1500 ha, relevant du cantonnement de Nassogne, sont domaniaux (Nord-Ouest de la N89), 1000 ha (Nord-Ouest de la N89) et 1500 ha (Sud-Est de la N89) sont communaux et relèvent du cantonnement de Saint-Hubert.

3.1.2. RELIEF ET CLIMAT

L'altitude varie de 320 m (Fourneau Saint-Michel et Trou du Bois) à 570 m (Falgaude). La forêt de Saint-Michel – Freyr est divisée entre le Moyenne et la Haute Ardenne.

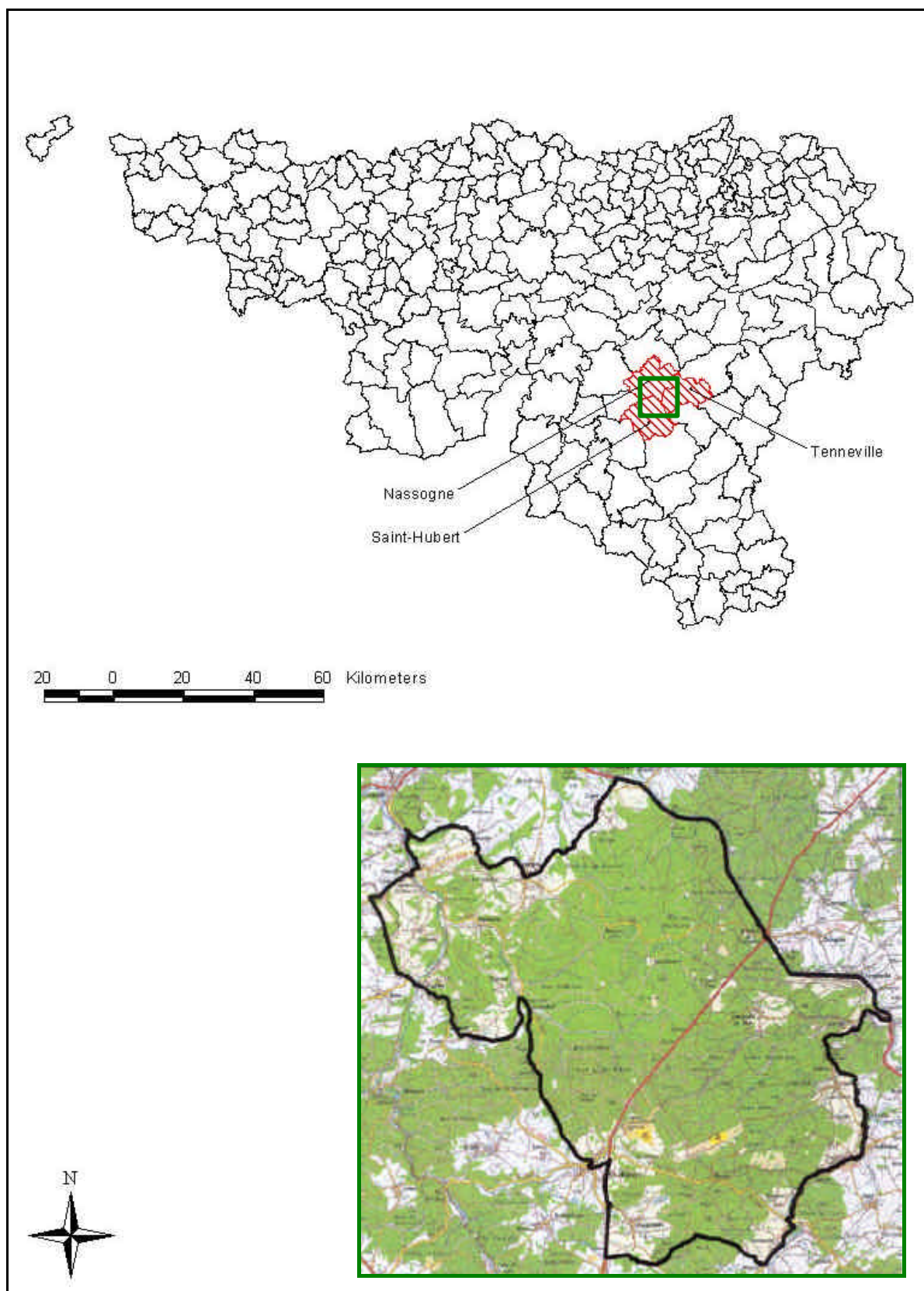


Figure 1 : Carte de la situation géographique de la zone d'étude en Région Wallonne (en haut : les communes concernées ; en bas : le massif de Saint-Hubert)

Tableau 1 : Conditions climatologiques de la forêt de Saint-Michel – Freyr (Source : THILL et al., 1988, cité par LICOPPE, 2003) :

Température moyenne annuelle	7 à 8 °C
Précipitations moyennes	1095 – 1200 mm
Période de végétation (seuil 10°C)	150 à 160 jours
Neige (dates limite)	15 novembre – 15 avril
Période sans gelée	145 jours

3.1.3. VEGETATION

La proportion des feuillus / résineux est de 70 % - 30 %. C'est la hêtraie à luzule qui domine le massif. Les sous-associations varient en fonction de l'altitude et de la pente. Elle est à fétuque des bois dans quelques rares sites de la Chasse de la Couronne, typique sur les hauts versants et les plateaux, et à myrtille sur le plateau aux plus hautes altitudes.

Au Nord-Ouest de la N89, la hêtraie présente souvent des arbres de dimension supérieure à 180 cm de circonférence à 1,5 m de hauteur. La régénération sur les versants est presque toujours acquise alors que sur les plateaux celle-ci est inexistante à rare. Le sous-bois est inégalement développé sous le hêtre. On y rencontre une strate herbacée parfois dense sous forme de canche flexueuse (*Deschampsia flexuosa*), canche cespiteuse (*Deschampsia cespitosa*), myrtille (*Vaccinium myrtillus*),... constituant autant d'obstacle à la régénération naturelle du hêtre. Le peuplement est monospécifique, même si le chêne (introduit par l'homme) subsiste encore à certains endroits et favorise d'ailleurs très nettement la régénération du hêtre. Sur certains versants l'érable sycomore (*Acer pseudoplatanus*) et l'aulne subsiste en cordons le long de la Masblette. Sur le plateau (450-570 m), l'épicéa a été massivement introduit sur sols hydromorphes à la fin du XIX^{ème} siècle (Flache, Hourchamps, Fagne du Taureau et Fagne Massa). Une boulaie tourbeuse est conservée dans les limites de la réserve naturelle du Rouge Poncé. Cette dernière constitue une réserve d'eau importante qui alimente notamment la Masblette et la Bilaude.

Au Sud-Est de la N89, la hêtraie est également majoritairement représentée. Les versants exposés au Nord-Ouest sont particulièrement bien régénérés en hêtre. L'épicéa est présent

dans les zones les moins propices à la sylviculture du hêtre, dans des zones humides telles que les différentes fagnes qui longent la vallée de la Basseille ainsi que sur des plateaux (Rouge Poncé et Rogister).

3.1.4. AMENAGEMENTS CYNEGETIQUES ET GESTION DE LA GRANDE FAUNE

La forêt de Saint-Michel / Freyr est comprise dans l'unité de gestion cynégétique (ou zone cynégétique) de Saint-Hubert – Nassogne – Libin. Il s'agit d'une des zones de Belgique les plus peuplées en ongulés sauvages. La majorité des aménagements ciblés sur les grands herbivores est réalisée sur la partie domaniale de la forêt. Un réseau de gagnage de qualité y est développé depuis quelques années associant généralement des zones de prairies avec des ressources ligneuses de brout. En hiver, 17 points d'affouragement sont alimentés en ballots de luzerne déshydratée.

La densité estimée au Nord-Ouest de la N89 est de 50 cerfs/1000 ha sur la Chasse de la Couronne et 29 cerfs/1000 ha sur l'ensemble du massif. La densité estimée au Sud-Est de la N89 est de 29 cerfs/1000 ha. Elle est de 35 cerfs/1000 ha sur l'ensemble du massif. Le cerf cohabite avec le chevreuil et le sanglier. Le premier présente des densités en légères croissances tandis que les effectifs du second fluctuent davantage. La forte proportion de peuplements feuillus permet d'accepter une charge importante en sangliers. La pression de chasse est principalement orientée vers le cerf.

3.2 LES SITES LIFE ET LE PROJET LIFE - TOURBIERES

(Sources : ANONYME, 2003)

Conçu en 1992, LIFE (L'Instrument Financier en Environnement) cofinance des projets de protection de l'environnement et de la nature dans les pays de la communauté européenne. LIFE – NATURE se consacre spécialement à la conservation de la flore, de la faune et de leurs habitats. Ces programmes sont développés au sein du réseau Natura 2000.

En Ardenne, un projet LIFE a été lancé en 2003 (pour une durée de 4 ans) afin de conserver les milieux tourbeux du plateau de Saint - Hubert. Le projet vise donc la restauration de plusieurs habitats tourbeux et humides de l'Annexe I de la directive Habitats du décret Natura 2000, comme les landes humides, les prairies à molinie sur sols tourbeux, les boulaies tourbeuses, les tourbières de transition, les aulnaies riveraines et les mégaphorbiaies rivulaires.

Le projet «LIFE – tourbières » regroupe ainsi 27 sites qui ont été désignés et délimités, sur une surface totale d'environ 840 ha (figure 2). Ces sites seront le centre de toute une série de mesures de gestion et/ou d'aménagement. A titre d'exemple, sur les 840 ha du projet, 300 ha ne feront plus l'objet d'une spéculation forestière, 150 ha devront être restaurés (élimination des épicéas, relèvement du niveau de l'eau au moyen de barrages et par le bouchage des drains, fauchage mécanique, etc.), et 100 ha feront l'objet d'une gestion par pâturage d'ovins.

L'objectif premier du projet «LIFE – tourbières » est bien la restauration d'habitats à haute valeur écologique. Cependant, de cette restauration sont attendus également des avantages indirects : (1) diversification paysagère et développement de l'écotourisme ; (2) amélioration de la capacité d'accueil du milieu pour les grands cervidés et réduction de leurs dégâts sur les peuplements de production ; (3) diversification des essences forestières (VAN DER STEGEN, comm.pers.).

Parmi ces avantages indirects, l'accent est particulièrement mis sur les implications cynégétiques du projet LIFE. En effet, le cerf et sa chasse sont l'un des symboles majeurs des

forêts de Saint – Hubert. L’amélioration de la valeur cynégétique des territoires concernés par le projet n’est pas sans importance. Ceci justifie l’intégration d’une étude sur l’habitat du cerf dans le cadre du projet LIFE.

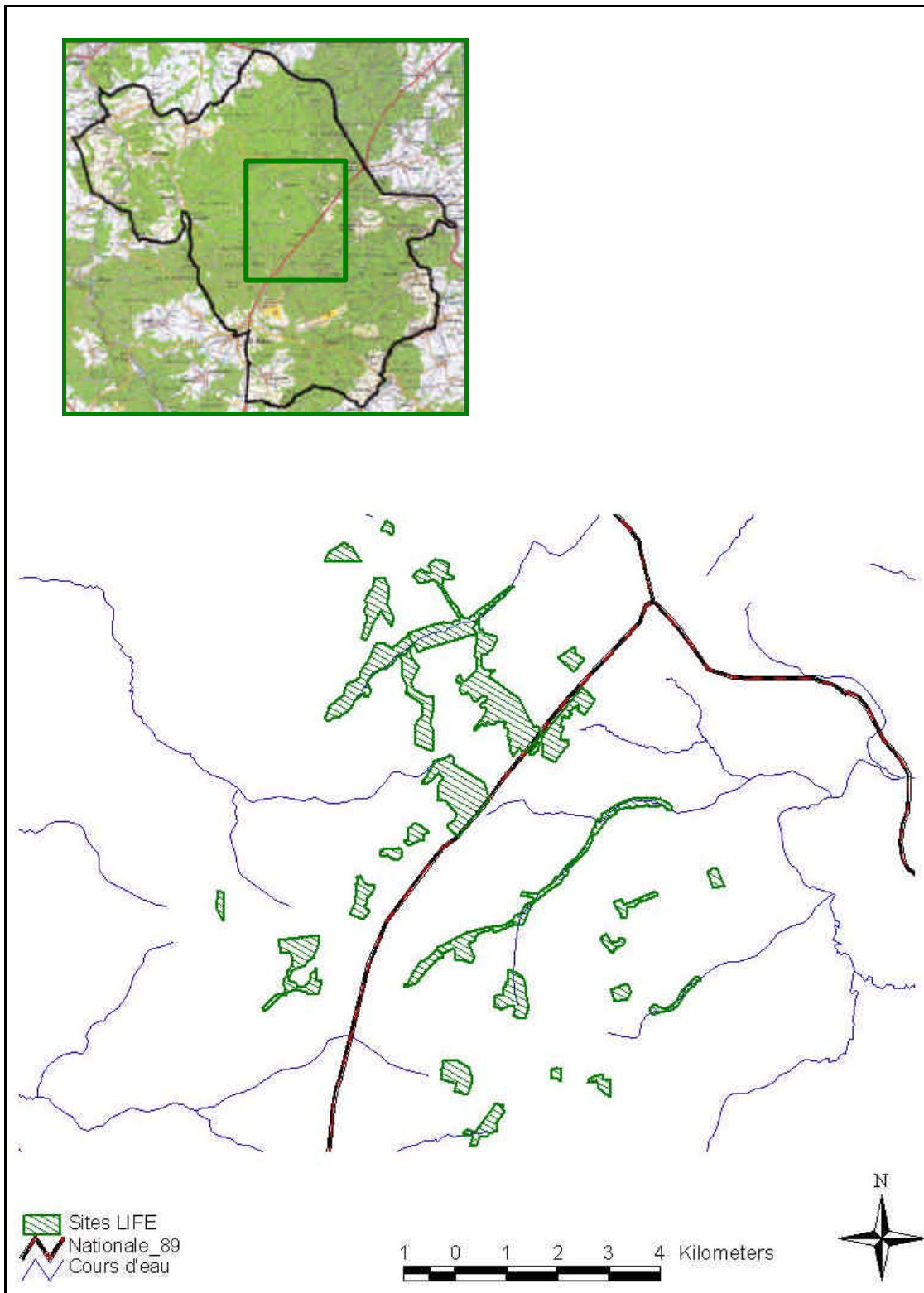


Figure 2 : Carte des sites LIFE

4. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

4.1. ESTIMATION DU POTENTIEL ALIMENTAIRE DU MILIEU

4.1.1. CONSIDÉRATIONS GÉNÉRALES SUR LA CAPACITÉ D'ACCUEIL DU MILIEU

Un des problèmes fondamentaux de la gestion des cervidés est l'équilibre forêt – gibier. En pratique, il existe deux manières d'intervenir sur cet équilibre : soit par un ajustement de la charge appliquée sur le milieu, soit par un ajustement de la capacité d'accueil (DE CROMBRUGGHE, 1989).

Les disponibilités alimentaires présentes en forêt conditionnent pour une grande part la capacité d'accueil du milieu pour les cervidés (LAKIERE *et al.* 2001). Cependant, la forêt de production ne dispense que des ressources limitées pour les grands herbivores (LICOPPE, 2003). Le remplacement des taillis par des monocultures de résineux voire des futaies feuillues denses sans sous-bois modifie le couvert et les ressources trophiques. De même, la fragmentation de l'habitat (urbanisation, développement du réseau routier, installation de clôtures en forêt,...) limite de manière considérable l'accès aux ressources. Cette gestion de l'écosystème forestier conduit à certains dégâts tant au niveau agricole que sylvicole (FICHANT, 2003). Le manque de disponibilités alimentaires fait partie des causes expliquant l'intensité des dégâts forestiers (JADOUL *et al.*, 1990). En Wallonie, les dégâts dus aux écorcements et aux frotures comptent parmi les tares les plus graves qui peuvent affecter un peuplement, qu'il s'agisse du potentiel de régénération ou de la qualité du bois produit (MERTES, 1989 ; RONDEUX et LECOMPTE, 1997 ; FICHANT, 2003). En Ardenne Centrale, les dégâts sur la sylviculture sont des plus importants, spécialement en pessières et sur la régénération du hêtre (QUIVY et DELVINGT, 1997 ; RONDEUX et LECOMPTE, 1997). Au total, d'après l'Etat de l'environnement wallon (2000), presque sept millions de m³ sont dévalorisés par des dégâts d'écorcements ou de frotures.

De manière plus générale, le comportement et le régime alimentaire du cerf élaphe (*Cervus elaphus*) ont été largement étudié en Europe (BOBECK *et al.*, 1972 ; FICHANT, 1974, cité par FICHANT, 2003 ; GOFFIN et DE CROMBRUGGHE, 1976 ; GEBERT et VERHEYDEN-TIXIER, 2001). La connaissance des besoins alimentaires du cerf permet de cerner le problème des disponibilités trophiques du milieu. A titre d'exemple, un cerf mâle adulte a besoin d'environ 30 kg de matière fraîche par jour (contre 15 kg pour une biche adulte). Pour une densité de 40 têtes / 1000 ha, cela fait un prélèvement moyen de 600 kg par jour par 1000 ha, soit, par an, quelque 200 t de matière fraîche (DE CROMBRUGGHE, 1989) ! Toute la question est de savoir si nos forêts telles qu'elles sont gérées aujourd'hui produisent les ressources en quantité suffisantes. Dans l'état actuel des choses, force est de reconnaître que ce n'est certainement pas le cas. Dès lors, fondamentalement, l'homme doit aménager le biotope du cerf de telle façon que celui-ci dispose des éléments nutritifs indispensables pour satisfaire ses besoins (FICHANT, 2003). Dans le cas contraire, il semble illusoire d'espérer une réduction des dégâts en forêt.

Tous ces éléments soulignent l'importance du potentiel alimentaire du biotope. Plusieurs auteurs se sont déjà penchés sur la question épineuse de son estimation pour les cervidés (ALDOUS, 1944 ; UECKERMANN, 1952, cité par DE CROMBRUGGHE, 1989 ; DABURON, 1968 ; GOFFIN et DE CROMBRUGGHE, 1976 ; DEKEYSER, 1988 ; DELACRE, 1993 ; GUIBERT *et al.*, 1994 ; LAKIERE *et al.* 2001). A Saint-Hubert, des estimations globales ont déjà été réalisées à l'échelle du massif. Selon le système de cotation d'Ueckermann, le massif de Saint-Hubert est classé dans les biotopes « médiocres » en terme de capacité d'accueil (KAPOSO, 1994, cité par LICOPPE et PREVOT, 2005). Mais peu d'études ont été entreprises à une échelle plus locale, comme par exemple celle du peuplement ou de la parcelle, afin de connaître plus précisément la valeur alimentaire de certains types de milieux. En distinguant les milieux les plus riches des plus pauvres, l'évaluation de ce potentiel est un outil dans l'aménagement de zones de gagnage (naturel et/ou artificiel). De tels aménagements peuvent ensuite contribuer à la réduction des dégâts des cervidés dans les plantations forestières. Cette approche n'est pas nouvelle. D'après DE CROMBRUGGHE (1990), l'amélioration du gagnage doit être conçue comme une mesure de dissuasion visant à réduire l'impact des grands herbivores sur les cultures à vocations économiques.

De ce point de vue, l'aménagement des gagnages naturels est une option particulièrement intéressante si l'on veut gérer au mieux ces ressources tout en artificialisant le milieu au minimum. C'est pourquoi la restauration des milieux semi-naturels, et plus spécialement des milieux humides (fonds de vallée mésophiles, prairies humides, tourbières boisées,...), peut être valorisée en terme de réseau de gagnages naturels. En effet, certains de ces milieux, dont les sols oligotrophes et hydromorphes se prêtent peu à la spéculation sylvicole, présentent une végétation caractéristique très appréciée des cervidés. Outre leur apport d'herbages, ces zones constituent aussi d'excellents gagnages de brouts naturels (FICHANT, 1990 ; JADOUL *et al.*, 1990 ; VERTE, 2000). C'est notamment ce que notre étude tendra de démontrer.

Cependant, il faut préciser que la capacité d'accueil d'un milieu ne se résume pas uniquement aux disponibilités alimentaires. La valeur de refuge du milieu, c'est-à-dire sa capacité à fournir un abri (zone de remise, fonction d'écran visuel et de protection contre les adversités climatiques) est également primordiale pour le cerf. Seulement quelques études ont été consacrées à ce sujet (BALTZINGER, 2003 ; MYSTERUD et OSTBYE, 1999 ; HODGETTS *et al.*, 1998 ; GRIFFITH et YOUTIE, 1988). En règle général, ces fonctions sont à l'heure actuelle mal appréciées (BALLON, 2000).

4.1.2. CHOIX DE LA METHODE

Il existe de nombreuses méthodes pour estimer le potentiel alimentaire de l'habitat des cervidés :

UECKERMANN (1952) a mis au point une méthode permettant d'apprécier la valeur d'un territoire au niveau de la capacité en ongulés – gibiers sur base des ressources alimentaires présentes. C'est une technique facile et expéditive pour estimer la «bonité» globale d'un biotope. Il s'agit d'un système de cotation attribuant un certains nombres de points au milieu à partir de caractéristiques biotopiques. Suivant la cote atteinte, l'auteur distingue trois bonités auxquelles correspondent trois densités exprimées en nombres de têtes par 100 ha de forêt et considérées comme optimales (DE CROMBRUGGHE, 1968). L'indice d'UECKERMANN a été complété plus tard par le CEMAGREF, en rajoutant d'autres caractéristiques du milieu intervenant dans la cotation.

GOFFIN et DE CROMBRUGGHE (1976) évaluent quant à eux la valeur alimentaire d'un milieu à partir de relevés phytosociologiques des espèces végétales préférentiellement appréciées par les cervidés (cerf et chevreuil). La liste de ces espèces végétales a été le fruit d'une vaste synthèse bibliographique des études portant sur le régime alimentaire des cervidés en Europe. La fréquence des espèces végétales préférentiellement appréciées au sein des relevés détermine un critère appelé indice AVA : l'indice d'abondance de la végétation appréciée par les cervidés. Cet indice est directement utilisé pour estimer et comparer la valeur alimentaire de différents milieux.

DEKEYSER (1988) estime également la bonité stationnelle (ou valeur alimentaire) d'un peuplement à partir de relevés phytosociologiques. Sur base des travaux de GOFFIN et DE CROMBRUGGHE (1976), elle évalue cette bonité en mesurant, selon un réseau de placettes systématique de 50 m², les taux de recouvrement des espèces végétales préférentiellement appréciées par le cerf et accessibles à sa dent (c'est-à-dire présentant des parties consommables à moins de 1,8 m du sol). La bonité stationnelle d'une placette se calcule ensuite en sommant les taux de recouvrement de ces espèces végétales.

La méthode utilisée par DELACRE (1993) est assez similaire à celle de DEKEYSER. Le calcul de la valeur alimentaire est différent dans la mesure où il se base sur un système de cotation attribuant poids différent à chaque espèce végétale, pondéré en fonction de son abondance et de son appétence pour le cerf.

Les disponibilités alimentaires peuvent également être évaluées à partir d'inventaires d'abrouissement. Cette méthode est particulièrement recommandée pour estimer la quantité de brout disponible (les espèces végétales ligneuses et semi-ligneuses) ainsi que son prélèvement. Le brout est une composante particulièrement importante du potentiel alimentaire d'un milieu puisqu'il représente l'essentiel ses ressources trophiques disponibles en hiver, période critique pour la faune.

ALDOUS (1944) fut le premier mettre au point un inventaire d'abrouissement. La technique consiste à relever, au sein de placettes de 40 m² réparties de manière systématique, les taux de recouvrement et d'abrouissement des espèces végétales ligneuses et semi-ligneuses présentant à moins de 1,8 m du sol des parties consommables par le cerf. Le rapport ou le produit de ces valeurs donne à la fois une notion de l'appétabilité du végétal (l'importance de son prélèvement) ou de la densité moyenne de brout accessible. Ces valeurs sont autant d'indicateurs de l'offre alimentaire hivernale.

La méthode d'ALDOUS demeure une référence en la matière. Elle fut largement utilisée par la suite (DABURON, 1968 ; GUIBERT *et al.*, 1994) et a fait l'objet d'adaptations pour l'étude des disponibilités alimentaires pour le chevreuil (GUIBERT *et al.*, 1993 ; LAKIERE *et al.*, 2001).

Au regard des différentes techniques et des objectifs fixés pour la présente étude, notre choix s'est porté vers une méthode combinée, à savoir celle de DEKEYSER (1988) améliorée par les considérations de DELACRE (1993). La période de relevé (été 2004) rendait difficile un inventaire d'abrouissement (méthode d'ALDOUS) puisque de telles mesures doivent se faire idéalement au début du printemps. En effet, il devient impossible d'estimer correctement le taux d'abrouissement en pleine période de végétation. De plus, les méthodes dérivées d'ALDOUS ne tiennent pas compte de la végétation herbacée, qui occupe une place prépondérante dans le régime alimentaire du cerf. Nous avons donc opté pour des relevés systématiques de toutes les espèces végétales (herbacées, ligneuses et semi-ligneuses)

préférentiellement appréciées par le cerf. Pour plus de précision, nous avons calculé la valeur alimentaire de différentes façons en tenant compte d'une échelle d'appétence de chaque espèce végétale. Cette pondération donne plus de poids aux espèces les plus appréciées par rapport à celles qui le sont moins. La méthode sera détaillée par la suite.

4.2. IDENTIFICATION DES VARIABLES DU MILIEU DETERMINANT L'UTILISATION DE L'HABITAT DU CERF

4.2.1. CONSIDERATIONS GENERALES SUR L'UTILISATION DE L'HABITAT

On définit l'habitat comme étant le type d'environnement dans lequel un animal vit habituellement, ainsi que l'ensemble des conditions et ressources qui font que l'animal occupe cet environnement (GARSHELIS, 2000, cité par LICOPPE, 2003).

L'*utilisation* d'une composante de l'habitat correspond à la quantité de celle-ci fréquentée par l'animal durant une période de temps fixée. La *disponibilité* d'une composante de l'habitat est la quantité accessible par l'animal. L'utilisation est dite sélective si les composantes sont utilisées de façons disproportionnées par rapport à leur disponibilité dans le milieu. (JOHNSON, 1980, cité par STORMS, 2000). Sélection et préférence sont souvent synonymes dans la littérature. Pourtant, il existe une nuance entre ces deux termes. La sélection d'une ressource est le processus par lequel un animal la choisit réellement, tandis que la préférence reflète la probabilité qu'une ressource soit choisie par l'animal si elle lui est offerte parmi d'autres et de manière équivalente (MANLY *et al.*, 1993). La méthode utilisée pour étudier les préférences en matière d'habitat compare l'utilisation des ressources par rapport à leur disponibilité (LICOPPE, 2003).

Les méthodes comparant utilisation et disponibilité sont univariées. Ce sont les méthodes « classiques » pour déterminer l'utilisation de l'habitat ou la sélection des ressources. Elles mettent en œuvre toute batterie de techniques illustrées par de nombreux auteurs (NEU *et al.*, 1974 ; BYERS *et al.*, 1984 ; JOHNSON, 1980 ; ALLDREDGE *et al.*, 1986 ; THOMAS *et al.*, 1990 ; ALLDREDGE *et al.*, 1992).

Par contre, les méthodes permettant d'identifier les « facteurs d'utilisation de l'habitat » (c'est-à-dire les variables du milieu susceptibles d'expliquer l'utilisation de l'habitat) sont différentes. Elles sont généralement multivariées et ne reposent pas sur les techniques classiques évoquées plus haut. Elles consistent à déterminer les corrélations ou les

associations entre un indice de présence et plusieurs variables de l'habitat mesurées sur le terrain ou sur un système d'information géographique. Elles ne consistent donc pas à calculer un indice de sélection ou de préférence de l'habitat en comparant l'utilisation et la disponibilité. Cette remarque est importante car les méthodes employées ici sont catégoriquement différentes. Ce sont celles-ci qui seront présentées.

4.2.2. CHOIX DE LA METHODE

Nombres d'études ont été réalisées pour tenter d'identifier les variables de l'habitat expliquant la présence d'une espèce ou l'utilisation du milieu par une espèce. Quelque soit la technique utilisée, il faut nécessairement mesurer un indice de présence afin de quantifier l'utilisation du milieu par l'animal étudié. Le choix de cet indice est particulièrement délicat puisqu'il doit correctement refléter la fréquentation du milieu. Pour les grands herbivores, on peut regrouper ces indices en cinq catégories : (1) l'observation directe des animaux (par un observateur ou un dispositif photographique) ; (2) les matières fécales ; (3) les empreintes ; (4) les traces d'abrouissement ; (5) les localisations télémétriques.

VINCENT *et al.* (1998) ont étudié les effets de quatre variables de l'environnement (le dérangement d'origine humaine, répartition et abondance du milieu forestier, des prairies et des friches) sur la distribution du chevreuil (*Capreolus capreolus*) dans un milieu agricole du sud de la France. La fréquentation du milieu par le chevreuil a été mesurée par des observations directes effectuées le long de circuits en voiture, reportées ensuite sur un SIG. Le dispositif d'échantillonnage consistait en une grille à maille carrée de 100 x 100 m. Les variables environnementales ont été estimées sur ordinateur au niveau de chaque unité d'échantillonnage (chaque carré d'un ha). Au moyen de la régression logistique binaire, ils ont ensuite analysé l'effet de ces quatre variables sur la présence ou l'absence d'observations dans les unités d'échantillonnage.

RYDER (1983, cité par MANLY, 1993) a étudié l'influence de neuf variables du milieu sur la présence ou l'absence de l'antilopre (*Antilocapra americana*) dans le sud du Wyoming (Etats-Unis). Son dispositif d'échantillonnage consistait en un quadrillage systématique de 4 ha, dénombant ainsi 256 placettes de la même surface. Il mesura sur le terrain les neuf variables ainsi que la présence ou l'absence de l'espèce dans chacun de ces quadrats au cours

de deux années consécutives. Il détermina ensuite la sélection de l'habitat au moyen de la régression logistique.

Le comptage des matières fécales (*the pellet groups counting*, en anglais) est une autre méthode. C'est une des plus courantes pour le monitoring de la distribution relative des ongulés (NEFF, 1968, cité par BOULANGER *et al.*, 2000). Elle consiste à compter l'abondance des fumées ¹ à l'intérieur de placettes ou de transects généralement répartis de manière systématique dans le milieu étudié. Cette méthode présente l'avantage d'être relativement simple et peu coûteuse. Elle se réalise par des dispositifs d'échantillonnage standard. Elle exige néanmoins une main d'œuvre qualifiée et une grande rigueur dans le comptage. NEFF (1968) a longuement énuméré les recommandations méthodologiques de cette technique. Selon cet auteur, il est préférable d'utiliser des placettes circulaires pour mieux matérialiser l'unité d'échantillonnage. La taille des placettes est extrêmement variable d'une étude à l'autre (5 à 100 m²,...). C'est l'opérateur qui fixe celle-ci en fonction du temps et des moyens impartis. Cependant, il est plutôt recommandé d'utiliser des placettes de petites tailles afin de minimiser les chances de ne pas détecter certaines fumées (plus la placette est grande, plus il y a de chance de passer à côté d'un certain nombre de fumées). Cependant, les placettes doivent être suffisamment grande pour minimiser les comptages nuls. Les dispositifs d'échantillonnage systématiques (grille ou transects) seront préférés par rapport à des dispositifs aléatoires. Il n'y a pas vraiment de valeur de référence pour les taux de sondage. Certains auteurs ont critiqué la fiabilité de cet indice de présence à refléter correctement l'utilisation de l'habitat. En effet, il faut être prudent dans l'interprétation du nombre de fumées pour deux raisons principales : premièrement, la détectabilité des fèces n'est pas identique dans tous les types de milieux puisqu'elle dépend fortement de la densité et de la nature de la végétation. En fonction de la végétation présente, l'utilisation de certains milieux peut donc être sous-estimée selon le nombre de fèces non détecté. Deuxièmement, le taux de défécation du cerf varie en fonction de différents facteurs comme l'alimentation et les activités journalières (nourrissage, repos, rumination). L'abondance ou l'absence de fumées en un endroit précis ne signifie donc pas automatiquement que le milieu est fortement ou peu fréquenté. De fait, le cerf ne défèque pas systématiquement dans tous les milieux qu'il fréquente, de même qu'il ne défèque pas proportionnellement au temps passé dans un milieu. Pour toutes ces raisons, NEFF (1968) et COLLINS *et al.* (1981) affirment que l'abondance

¹ Les fumées sont les matières fécales du cerf.

des fumées n'indique pas toujours fidèlement l'utilisation de l'habitat. LEOPOLD (1984) estime pour sa part que cette méthode reste valable. Par ailleurs, de nombreux auteurs continuent d'employer cette technique pour évaluer l'utilisation ou la sélection de l'habitat (STAINES, 1984 ; LOFT *et al.*, 1988 ; EDGE *et al.*, 1989 ; GUILLET *et al.*, 1995 ; BOULANGER *et al.*, 2000 ; PALMER *et al.*, 2002).

MORELLET *et al.* (1996) ont également employé cette technique pour étudier l'influence de l'habitat sur la fréquentation du milieu et la consommation de ligneux par le cerf (*Cervus elaphus*) dans le massif d'Is-sur-Tille (France). Ils ont mesuré l'abondance des fumées et le taux d'abrutissement sur 193 placettes circulaires de 10 m de rayon réparties systématiquement dans six types de peuplements forestiers (échantillonnage stratifié). Ils ont relevés de 36 à 62 variables de l'habitat au sein de ces mêmes placettes. Les corrélations entre les variables de l'habitat et les indices de présence ont été calculées à l'aide de la régression PLS (partial least square regression).

Plus récemment, BOULANGER *et al.* (2000) ont fait usage du comptage des fumées pour estimer la sélection de l'habitat hivernal du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) en Colombie Britannique. Ils ont procédé à un comptage des fumées sur 1540 placettes circulaires de 1,72 m de rayon, positionnée le long de transects eux-mêmes disposés systématiquement dans la zone d'étude. Huit variables écologiques ont été mesurées. Ils ont ensuite analysé l'effet de ces variables sur le présence ou l'absence de fumées (régression logistique binaire).

PROUDHON *et al.* (1995) ont étudié le rôle et les fonctions des différents peuplements forestiers en période hivernale vis-à-vis des grands cervidés dans le massif d'Is-sur-Tille (France). De nouveau, l'approche est multivariée, mais la méthodologie est ici sensiblement différente. Avant de commencer leurs relevés de terrain, ils ont préalablement réalisé une typologie des peuplements forestiers selon certains critères comme la nature du peuplement, son âge, etc. Ils ont ensuite effectué un échantillonnage stratifié dans les 7 types de peuplement prédéfinis, où ils ont mesurés plusieurs variables de l'habitat dans des placettes de 10 m de rayon, ainsi que trois indices de présence (l'abondance de fumées, le nombre de traces et des coulées, le taux d'abrutissement). Une fois les relevés réalisés, ils ont classé les indices de présence en 4 types de fréquentation. Au moyen de l'analyse factorielle des correspondances, ils ont analysé les corrélations entre les types de peuplements et les types de fréquentation. Cette méthode leur a permis d'associer des niveaux de fréquentation du cerf

avec des types peuplements forestiers, à leurs tours caractérisés par des variables écologiques et sylvicoles bien précises.

Le recours à la radiotéléométrie a permis le développement de nouvelles méthodes d'échantillonnage pour analyser l'habitat du cerf. MAILLARD *et al.* (1999) ont étudié la sélection de l'habitat par le chevreuil (*Capreolus capreolus*) en milieu méditerranéen. Ils ont suivi deux animaux (un mâle et une femelle) à l'aide de colliers émetteurs puis ont relevé différentes variables du milieu (principalement des variables de végétation) au sein de 184 placettes de 40 m² réparties systématiquement selon une grille à maille carrée de 150 m. Ils ont alors analysé les placettes situées dans le milieu occupé par le mâle, par la femelle et celui délaissé par les deux. Afin de mettre en évidence une sélectivité du milieu par les deux individus, ils ont effectué une analyse en composante principale interclasse sur leur tableau de données pour rechercher et quantifier les différences de composition floristique dans chacun de ces trois cas.

Concernant la présente étude, le choix de la méthode était limité par les indices de présence mesurables et disponibles dans la zone d'étude. La mesure du taux d'abrutissement ne convenait pas pour les mêmes raisons que celles évoquées plus haut, à savoir qu'il nous était impossible de relever correctement l'abrutissement en pleine période de végétation. Quant aux observations visuelles, elles nécessitent soit une main d'œuvre importante, soit beaucoup de temps, soit un moyen de locomotion motorisé. Enfin, la reconnaissance des empreintes exige du personnel hautement qualifié et est difficilement détectable et/ou quantifiable (elle convient surtout dans les milieux régulièrement enneigés). Au final, étant donné le temps et les moyens impartis, nous avons le choix entre une méthode reposant sur les matières fécales et/ou les localisations télémétriques (mises à notre disposition par le Laboratoire de la Faune Sauvage et de Cynégétique). Pour plus de précision dans les résultats, nous avons décidé de mettre au point une méthodologie pour chacun de ces deux indices de présence. Cependant, pour simplifier l'approche et limiter le volume de données à présenter dans le cadre d'un TFE, nous ne développerons ici que le modèle reposant sur le comptage des fumées.

Quant au mode de traitement des données, nous avons vu que la régression multiple est souvent choisie par de nombreux auteurs. Notre choix s'est donc porté sur ce mode de traitement. En effet, la régression multiple convient particulièrement dès qu'il s'agit de mesurer ou d'identifier l'effet de plusieurs variables X, (ici les variables de l'habitat), sur une

autre variable Y (ici un indice de présence). De plus, la régression multiple autorise une procédure de sélection des variables X permettant d'identifier précisément celles qui sont le plus corrélées à la variable Y. Ce mode de traitement statistique répondait donc pleinement aux objectifs fixés.

En résumé, nous avons opté pour le développement de deux modèles de régression mettant en relation un indice de présence avec les variables de l'habitat : un modèle reposant sur le comptage de fumées et un modèle reposant sur le comptage des localisations télémétriques. Nous insistons sur le fait que seul le premier modèle est présenté ici. Dans le cas qui nous préoccupe, la variable Y (l'indice de présence) peut s'exprimer selon deux modalités : quantitative (nombre ou abondance d'indice de présence) ou binaire (présence ou absence d'indices de présence). Il existe deux types de régression pour traiter de telles données : (1) la régression linéaire multiple lorsque la variable Y est quantitative ; (2) la régression logistique binaire lorsque la variable Y est binaire. Cette dernière méthode a d'ailleurs été développée pour les besoins des biologistes (COLLET, 1991, cité par DUYME *et al.*, 2002).

Tableau 2 : Tableau récapitulatif des modèles de régression testés pour la présente étude (le modèle II ne figure pas dans la présente étude) :

	Nature de la variable Y	Modalité de la variable Y	Modèle de régression
MODELE I	Fumées	Quantitative	Régression linéaire
		Binaire	Régression logistique
MODELE II	Localisations télémétriques	Quantitative	Régression linéaire
		Binaire	Régression logistique

5. METHODOLOGIE

5.1. ESTIMATION DU POTENTIEL ALIMENTAIRE DU MILIEU

5.1.1. PRINCIPE DE LA METHODE

La méthode consiste à calculer une bonité stationnelle (ou valeur alimentaire) en relevant dans des placettes le taux de recouvrement des espèces végétales préférentiellement appréciées par le cerf² et présentant des parties consommables à moins de 1,8 m du sol (Annexe I.1.). Dans un premier temps, ces taux de recouvrement sont grossièrement estimés selon l'échelle d'abondance-dominance de Braun-Blanquet. Ils sont ensuite ajustés le plus précisément possible, généralement à 5 % près.

La bonité stationnelle d'une placette se calcule en sommant les taux de recouvrement des espèces végétales préférentiellement appréciées. Cette quantité est une somme de pourcentage qui peut être supérieure à 100 % si plusieurs strates accessibles au gibier se superposent :

$$\mathbf{B.S.}_i = \sum_{j=1}^n Trec_{ij}$$

Où $Trec_{ij}$ = Taux de recouvrement de l'espèce j sur la placette i

La bonité stationnelle d'un milieu est ensuite évaluée en faisant la moyenne des bonités stationnelles des placettes situées dans ce milieu (n = nombre de placette présente dans le milieu) :

$$\mathbf{B.S.}_m = \frac{\sum_{i=1}^n B.S._i}{n}$$

² Une espèce préférentiellement appréciée est un végétal reconnu dans la littérature comme étant fréquemment consommé par le cerf. Les études portant sur le régime alimentaire du cerf (analyses de contenu stomacaux, observations directes, etc.) permettent de déterminer les végétaux régulièrement consommés.

Pour plus de précision, nous avons également calculé une autre bonité stationnelle (appelée bonité stationnelle pondérée) en tenant compte d'une échelle d'appétence des espèces végétales. Nous avons ensuite tiré nos conclusions sur la bonité stationnelle qui nous a semblé la plus pertinente.

Parmi la liste des espèces végétales, nous avons donc effectués une recherche bibliographique afin d'identifier celles mentionnées dans la littérature comme plus ou moins appréciées. A cet occasion, nous avons tenu compte de deux espèces fortement abondantes dans les sites d'étude : la molinie (*Molinia caerulea*) et les joncs (*Juncus sp.*). Ces deux espèces sont plutôt reconnues comme étant peu appréciées par le cerf et elles ne sont pas reprises dans l'annexe I.1. Cependant, étant donné l'abondance de ces deux espèces à Saint-Hubert, il est fort probable qu'elles constituent une part substantielle du régime alimentaire du cerf (JADOUL, comm.pers ; LICOPPE, comm.pers ; MOES, comm. pers.). C'est pourquoi il vaudrait mieux les inclure dans le calcul de la bonité stationnelle, mais en leur donnant moins de poids par rapport aux autres espèces.

Tableau 3 : Liste des espèces végétales reprises dans l'échelle d'appétence

	Noms	Sources
Espèces fort appréciées	<i>Deschampsia flexuosa</i>	FICHANT, 2003
		DELACRE, 1993
		DE CROMBRUGGHE, 1968
	<i>Vaccinium sp.</i>	DELACRE, 1993
		GEBERT <i>et al.</i> , 2001
		DE CROMBRUGGHE, 1968
	<i>Rubus sp.</i>	DELACRE, 1993
DE CROMBRUGGHE, 1968		
<i>Calluna vulgaris</i>	GEBERT <i>et al.</i> , 2001	
	DE CROMBRUGGHE, 1968	
Espèces cultivées en gagnages (trèfles, fléole,...)	FICHANT, 2003	
	DELACRE, 1993	
Espèces peu ou moins appréciées	<i>Molinia caerulea</i>	GOFFIN <i>et al.</i> , 1976
		GOFFIN <i>et al.</i> , 1976
	<i>Juncus sp.</i>	DELACRE, 1993

Le principe de notre échelle d'appétence consiste à donner plus de poids aux espèces fortement appréciées en augmentant leur taux de recouvrement, dans le calcul de la bonité stationnelle, par un facteur multiplicatif d'autant plus grand que l'espèce est appréciée. La difficulté réside dans le choix du facteur de pondération. En effet, il n'est pas évident de quantifier objectivement l'appétence réelle d'une espèce végétale par rapport à une autre. Selon DELACRE (1993), la valeur alimentaire d'une espèce végétale vis-à-vis du cerf dépend non seulement de son appétence, mais aussi de sa disponibilité (son abondance) dans la zone étudiée. Cependant, le choix d'un facteur de pondération demeure relativement subjectif et arbitraire. Le principe est de rester cohérent au niveau des ordres de grandeur et de valider la pertinence de l'échelle par rapport à la réalité de terrain. D'après DELACRE (1993), nous avons opté pour l'échelle d'appétence suivante :

Tableau 4 : Facteur de pondération utilisé pour l'échelle d'appétence

	Facteur de pondération
Espèces fort appréciées	x 2
Espèces peu appréciées	x 0,1

Autrement dit, nous avons multiplié par 2 les taux de recouvrement des espèces fortes appréciées, tandis que nous avons divisé par 10 ceux des espèces peu appréciées. Les autres espèces sont considérées comme «normalement » appréciées et n'ont pas été pondérées. Plus concrètement, cette échelle d'appétence signifierait par exemple que la valeur alimentaire d'un milieu couvert de myrtille est 20 fois supérieure à celle d'un milieu couvert de molinie.

5.1.2. DISPOSITIF D'ÉCHANTILLONNAGE ET TRAITEMENT DES DONNÉES

Conformément aux recommandations de DEKEYSER (1988), nous avons procédé à un échantillonnage systématique des milieux étudiés. Les relevés phytosociologiques ont été effectués dans des placettes de 50 m² (\pm 4 m de rayon). En général, dix placettes ont été positionnées dans chaque milieu. La maille de la grille d'échantillonnage était donc variable en fonction de la surface du milieu à inventorier (figure 3). Au total, 15 types de milieux ont été inventoriés (Annexe I.2. et I.3.). Les sites LIFE inventoriés étaient des sites en bon état de conservation. Ils étaient considérés comme représentatifs des types de milieux visés par le projet LIFE à long terme. Nous avons également effectué des relevés dans différents types de gagnages artificiels afin d'avoir une base de comparaison pour les valeurs alimentaires. D'autre part, étant donné que le projet LIFE prévoit la mise à blanc de plusieurs centaines d'hectare de parcelles d'épicéas, nous avons jugé utile d'effectuer des relevés dans des pessières âgées et dans des mises à blanc d'épicéas afin d'observer l'évolution du potentiel alimentaire d'une pessière après mise à blanc.

Tous les relevés ont été réalisés au cours de l'été 2004 (juillet – août), soit en pleine période de végétation pour faciliter la reconnaissance de toutes les plantes herbacées, semi-ligneuses et ligneuses. Les unités d'échantillonnage ont d'abord été positionnées sur un système d'information géographique (Arview 3.2) de manière à répartir systématiquement les 10 placettes dans le milieu à inventorier, puis ont été localisées sur le terrain à l'aide d'un GPS, d'une boussole et d'un topofil. Le centre de la placette était matérialisé par un piquet et la limite de la placette par une corde. Les taux de recouvrement étaient estimés « à l'œil » le plus précisément possible. Après avoir calculé les bonités stationnelles, des tests statistiques ont été réalisés sur cette variable pour déterminer les différences significatives entre les différents types de milieux. Lorsque la variable suivait une distribution normale et que la moyenne était un bon estimateur de l'échantillon, nous avons effectué une analyse de la variance à un critère de classification. Par contre, lorsque la variable ne suivait pas une distribution normale et que la moyenne n'était pas un bon estimateur de l'échantillon, nous avons utilisé des tests statistiques non paramétriques (test de de Kruskal-Wallis pour plus de 2 échantillons et test de Wilcoxon sur les échantillons 2 à 2).

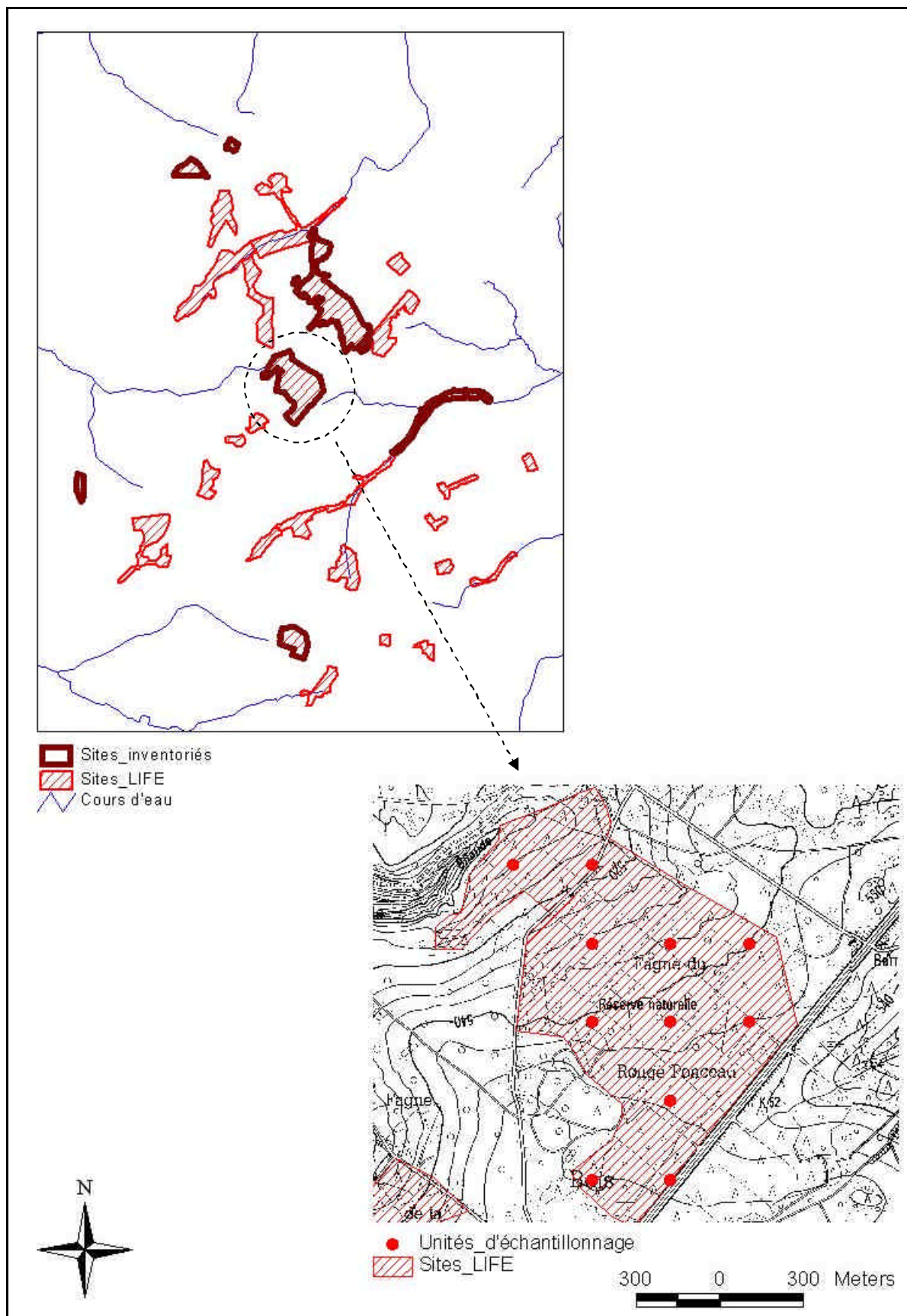


Figure 3 : Exemple de dispositif d'échantillonnage pour l'estimation du potentiel alimentaire

5.2. IDENTIFICATION DES VARIABLES DU MILIEU DETERMINANT L'UTILISATION DE L'HABITAT DU CERF

5.2.1. PRINCIPE DE LA METHODE

Comme il est dit plus haut, la régression multiple est une méthode incontournable dès qu'il s'agit de mettre en relation une variable à expliquer Y, dite « expliquée » ou « dépendante », avec plusieurs variables explicatives X, dites « explicatives » ou « indépendantes » (DAGNELIE, 1975 ; DUYME *et al.*, 2002).

5.2.1.1. LA REGRESSION LINEAIRE MULTIPLE

(Sources : DAGNELIE, 1975 ; PALM, 1988 ; PALM, 2002 ; PALM, 2004 ; WONNACOT *et al.*, 1992)

La meilleure manière de comprendre la régression consiste à illustrer son cas le plus simple, à savoir la régression linéaire simple (à une seule variable explicative). Le principe est que lorsque deux variables, X et Y présentent une relation de dépendance linéaire et que l'on souhaite exprimer une variables en fonction de l'autre, on se trouve en présence d'un problème de régression linéaire simple. La régression est un moyen d'exprimer la relation entre ces deux variables, c'est-à-dire la manière dont ces deux variables dépende l'une de l'autre. On parle de régression de Y en X et on modélise cette relation par une droite appelée droite de régression, ajustée selon le critère des moindres carrés ordinaires. L'équation de cette droite est de type $Y = a + bX$.

La régression linéaire multiple suit les mêmes principes que la régression linéaire simple, à la différence qu'au lieu d'avoir une seule variable explicative (un seul X), il y en a plusieurs. On utilise la régression linéaire multiple lorsque l'on suppose que la relation étudiée est linéaire et que les différentes valeurs de la variable dépendante sont extraites de distributions normales, indépendantes et de même variance. Un modèle théorique de régression linéaire multiple à p variables explicatives s'exprime sous la forme d'une équation de type :

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_p X_p + e$$

En régression multiple, se pose ensuite le problème de choisir, parmi les p variables explicatives, celles qui contribuent le plus à la régression. De même, il est important de déterminer dans quelle proportion les variables indépendantes sélectionnées expliquent la variable dépendante. Cette étape constitue la sélection des variables et permet de choisir le modèle de régression qui semble le plus pertinent. Pour ce faire, il existe des procédures de sélection de variable. Deux méthodes sont couramment utilisées : (1) l'étude de toutes les équations ou des meilleures sous ensembles (*best subset*, en anglais); (2) les méthodes pas-à-pas (*stepwise*, en anglais).

L'étude de toutes les équations analyse tous les modèles de régression possibles en combinant les différentes variables indépendantes. Il faut ensuite choisir celui avec la variance résiduelle la plus petite. Les méthodes pas-à-pas permettent de sélectionner uniquement les variables significatives (dont le coefficient de régression est significativement différent de 0, au seuil de 5 %) les plus explicatives.

Après avoir choisi le modèle de régression, vient l'étape de validation du modèle. Cette étape consiste à vérifier si les conditions d'application de la régression linéaire multiple sont bien remplies. Ces conditions sont principalement au nombre de trois : (1) la normalité des résidus (les résidus doivent suivre une distribution normale) ; (2) l'homoscédasticité des résidus (les résidus doivent avoir même variance) ; (3) l'indépendance des résidus (les résidus ne doivent pas être corrélés entre-eux). Pour vérifier ces conditions, il existe toute une batterie de tests statistiques qui permettent de valider l'adéquation du modèle.

5.2.1.2. LA REGRESSION LOGISTIQUE BINAIRE

(Sources : PALM, 2004 ; DUYME *et al.*, 2002)

Lorsque la variable dépendante (Y) est binaire, et que la relation entre la variable dépendante et les p variables explicatives est non linéaire, on utilise la régression logistique. Une variable binaire (de type « présence – absence ») se présente sous la forme 0 ou 1. On appelle probabilité de l'évènement la probabilité d'obtenir 0 ou 1, noté π_i . La régression logistique multiple permet de calculer la probabilité de l'évènement (c'est-à-dire la probabilité d'obtenir la valeur 0 ou 1 pour la variable Y) en fonction des p variables explicatives. On obtient un modèle de type :

$$g(\pi_i) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_p X_p + \mathbf{e}$$

Le principe est le suivant : pour modéliser cette relation, on va la linéariser par une transformation des valeurs de Y, appelée g (la fonction de lien). Il existe plusieurs types de transformation : *logit*, *probit*, *log-log*. La fonction *logit* est la plus employée. C'est la fonction logistique. Elle se définit théoriquement comme suit :

$$f(x) = \frac{1}{1 + e^{-x}} = \frac{e^x}{1 + e^x}$$

Si $f(x)$ représente pour un individu i la probabilité π_i (on parle aussi de probabilité a posteriori ou probabilité de l'évènement) d'appartenir au groupe des individus codés 1, alors la formule du modèle logistique s'écrit :

$$\pi_i = \frac{e^{(\mathbf{b}_0 + \mathbf{b}_1 X_1 + \dots + \mathbf{b}_p X_p + \mathbf{e})}}{1 + e^{(\mathbf{b}_0 + \mathbf{b}_1 X_1 + \dots + \mathbf{b}_p X_p + \mathbf{e})}}$$

Ajuster un modèle de régression logistique revient à déterminer les coefficients β_j ($j = 0, \dots, p$) de la fonction g sur la base d'un échantillon de taille n . Pour cela, nous utilisons la méthode du maximum de vraisemblance (alors qu'on utilisait le critère des moindres carrés pour ajuster un modèle de régression linéaire).

Tout comme dans la régression linéaire multiple, il est possible de sélectionner, au moyen d'une procédure pas-à-pas, les variables indépendantes les plus explicatives dans un modèle de régression logistique. Il existe également des tests pour valider la qualité du modèle choisi.

5.2.2. DISPOSITIF D'ÉCHANTILLONNAGE ET TRAITEMENT DES DONNEES

Conformément aux recommandations de NEFF (1968) et MORELLET *et al.* (1996) pour le comptage des fumées, le dispositif d'échantillonnage a consisté en un maillage systématique de placettes circulaires. Après un rapide essai pilote, nous avons choisi des placettes de ± 30 m² (3 m de rayon) pour ce type de comptage. Une telle surface nous a semblé suffisamment grande pour éviter trop de comptages nuls, et suffisamment petite être inventoriée dans un laps de temps raisonnable.



Figure 4 : Tas de fumées fraîches (Photo : M. Halford)

Les variables de l'habitat ont été relevées dans des placettes de différentes tailles, en fonction de la nature de la variable (système des placettes imbriquées ou *nested plots*, en anglais). Le taux de sondage a été fonction des limites recommandées par le mode de traitement choisi, à savoir la régression multiple. En effet, la régression multiple impose qu'il y ait 3 à 4 fois plus d'observations (c'est-à-dire d'unités d'échantillonnage) que de variables explicatives (DUFRENE, comm. pers.). Initialement, comme il était prévu de relever environ 48 variables écologiques, nous avons calculé $48 \times 4 = 192$ placettes à répartir systématiquement dans la zone d'étude de 128 ha, soit une maille carré de 80 x 80 mètres. Chaque placette était positionnée au centre des quadrats de 80 x 80 mètres (Figure 5).

Pour cette partie de l'étude, le plus grand site LIFE nous a été attribué comme site expérimental (site dénommé la « Fagne Massa »). La Fagne Massa est une zone qui correspond à des noyaux d'activité du cerf utilisé presque toute l'année (LICOPPE, 2003). Notre site couvre une superficie relativement réduite (128 ha) par rapport au domaine vital

d'un cerf, mais ce site convenait particulièrement bien pour la circonstance puisqu'il est fortement fréquenté par l'espèce et devra faire l'objet de nombreux travaux de d'aménagement. Par ailleurs, la faible superficie de la zone d'étude nous offrait l'avantage de travailler avec une maille d'échantillonnage assez serrée, ce qui a permis une analyse fine de la végétation.

Toutes les données ont été récoltées au cours de l'été 2004. Le comptage des tas de fumées s'est effectué méticuleusement dans chaque placette de 3 mètres de rayon. Un premier comptage se faisait dans le sens des aiguilles d'une montre, puis nous procédions à une vérification dans l'autre sens. Un tas était compté lorsqu'il dénombrait au moins dix fumées. Pour les tas de fumées en bordure de placette (à cheval sur la limite de la placette), ils étaient comptés lorsque plus de la moitié des fumées étaient situées à l'intérieur de la placette. Toutes les fumées (fraîches et anciennes) présentes dans la placette ont été comptées.

Finalement, en raison du temps limité pour les relevés de terrain, Nous avons mesuré 28 variables explicatives (parmi les 48 initialement prévues). Il s'agissait principalement de variables écologiques exprimant des paramètres jugés déterminants pour le cerf, à savoir l'alimentation, le couvert et la quiétude. Elles sont résumées dans un tableau récapitulatif (Annexe I.4.).

Les données ont été traitées au moyen des logiciels MINITAB (régression linéaire multiple) et SAS (régression logistique) selon une procédure «standardisée» : tout d'abord, les variables explicatives fortement corrélées entre elles étaient éliminées afin de minimiser les problèmes de colinéarité (lorsque deux variables sont fortement corrélées, il est recommandé d'en éliminer une des deux). Ensuite nous procédions à une sélection de variables : comme il n'est pas conseillé d'utiliser un trop grand nombre de variables dans un modèle de régression (PALM, comm.pers.) une première sélection *a priori* était effectuée pour éliminer certaines variables qui ne nous semblaient pas pertinentes dans l'analyse (par exemple les taux de recouvrement de certaines espèces végétales occasionnelles dans la zone d'étude). Une deuxième sélection, plus rigoureuse, était alors effectuée sur le reste des variables avec une méthode pas-à-pas mixte (si possible combinée avec une étude de toutes les équations). Finalement, avec les variables sélectionnées, nous procédions à une validation du modèle de régression en vérifiant si les conditions d'applications de la régression étaient bien remplies (Macro RESANA et BOCOTI sur MINITAB pour la régression linéaire multiple, et test de

qualité de l'ajustement pour la régression logistique). Si cela s'avérait nécessaire, certaines variables étaient transformées, de même que les données anormales (variables ou observations) étaient éliminées.

Pour les analyses spatiales et les représentations cartographiques, nous avons également traité certaines variables par krigeage sur un système d'information géographique (Arcview 3.2). Le krigeage est un procédé de géostatistique qui permet de cartographier des données en tenant compte de la continuité spatiale. On obtient ainsi, pour la variable considérée, des courbes d'iso-probabilité (ou d'iso-densité) qui permettent de visualiser leur distribution dans l'espace. Ce mode de traitement est très utile pour se représenter des données collectées selon un dispositif d'échantillonnage systématique. Tous les traitements ont été effectués à l'aide des extensions Kriging Interpolator et Spatial Analyst du logiciel Arcview 3.2.

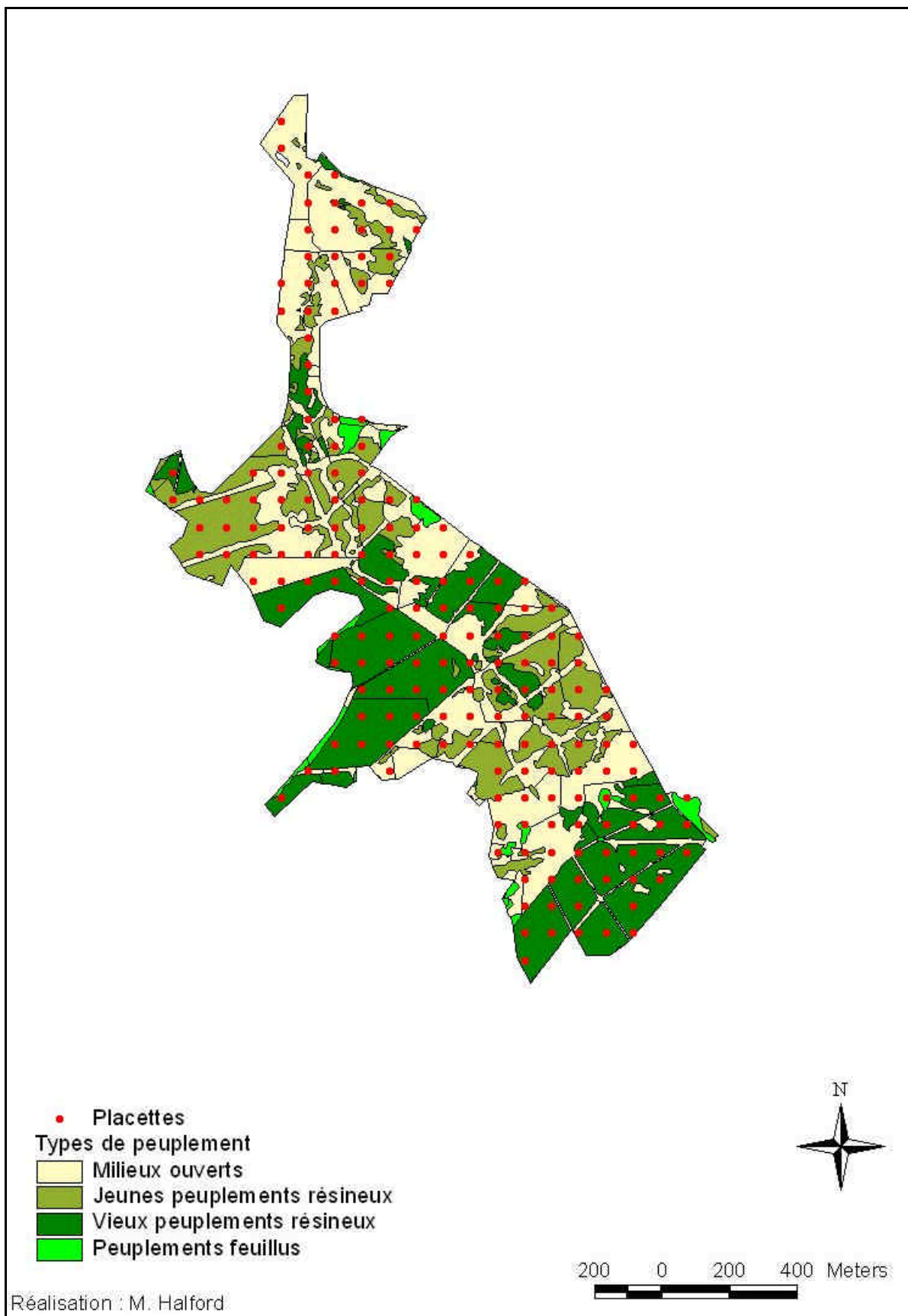


Figure 5 : Dispositif d'échantillonnage pour le comptage des fumées

6. RESULTATS

6.1. ESTIMATION DU POTENTIEL ALIMENTAIRE DES SITES LIFE

Les résultats seront présentés en deux parties. Tout d'abord une estimation quantitative du potentiel alimentaire en comparant les bonités stationnelles des différents types de milieux. Ensuite une estimation qualitative de ce même potentiel alimentaire en comparant la composition floristique des milieux inventoriés.

6.1.1. ESTIMATION QUANTITATIVE

Comme expliqué précédemment (§ 5.1.1), nous avons calculé deux bonités stationnelles : (1) une bonité stationnelle «classique », non pondérée, estimée à partir de la liste des espèces végétales préférentiellement appréciées ; (2) une bonité stationnelle pondérée, en tenant compte de l'appétence respective des espèces végétales et en incluant d'autres espèces comme la molinie et le jonc.

1) Bonité stationnelle non pondérée

Les résultats sont présentés aux figures 6 et 7. La comparaison des bonités stationnelles des différents types de milieux permet de distinguer les peuplements à bonité stationnelle très faible ($BS = 5$), faible ($5 < BS = 30$), moyenne ($30 < BS = 70$) ou élevée ($BS > 70$). Ces valeurs sont facilement interprétables puisqu'elles indiquent, par types de milieu, les taux de recouvrement moyens en espèces végétales appréciées dans les placettes.

En moyenne, l'ensemble des gagnages artificiels présente une bonité stationnelle élevée, tandis que les sites LIFE ont une bonité stationnelle moyenne. Les bonités stationnelles des

peSSIères âgées, des mises à blanc récentes et des mises à blancs anciennes nous montrent l'évolution du potentiel alimentaire d'une peSSIère après mise à blanc (figure 6).

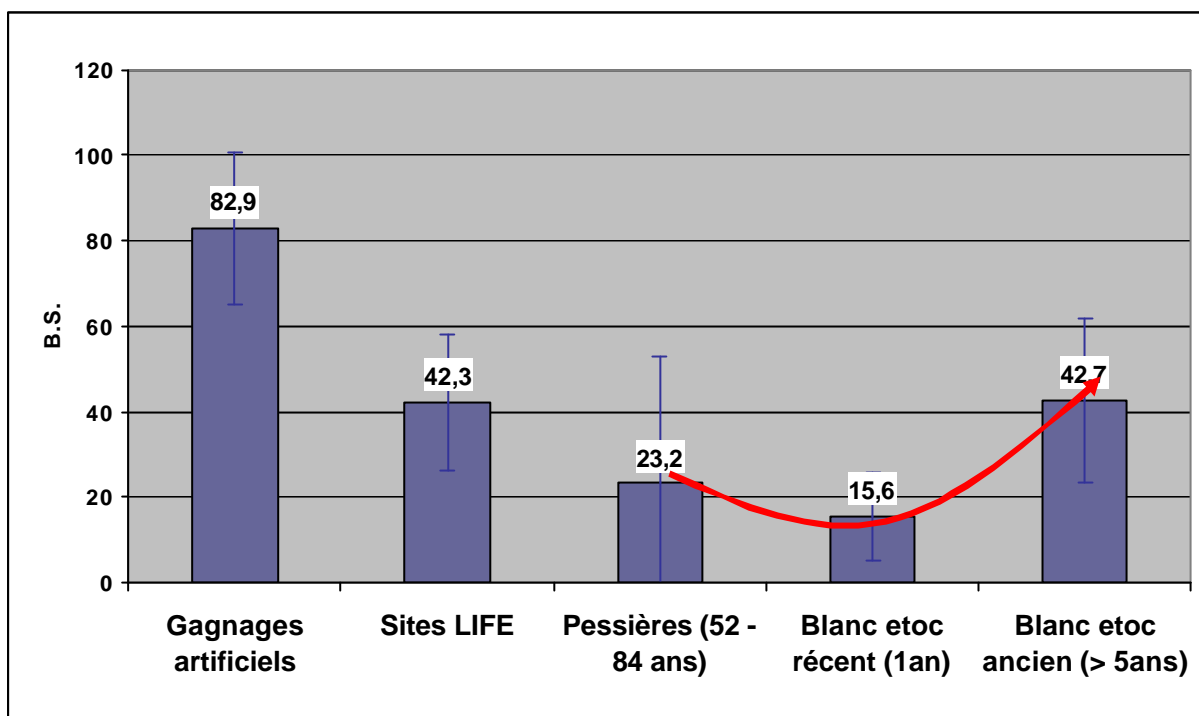


Figure 6 : Bonités stationnelles (non pondérées) moyennes des types de milieux inventoriés

Globalement, le test de Kruskal-Wallis a montré une différence hautement significative entre ces 5 types de milieux ($\chi^2 = 93,50$; $p < 0,0001$; $ddl = 4$; $n = 225$). La figure 7 détaille les bonités stationnelles de tous les milieux inventoriés. En première analyse, il ressort de cette figure que 3 types de gagnages artificiels présentent des bonités stationnelles élevées : les gagnages améliorés en site propre, les gagnages sur coupe-feux et les gagnages de brout clôturés. On observe également qu'à l'exception de la fagne à molinie, tous les sites LIFE ont une bonité stationnelle moyenne, tandis que les peSSIères et les mises à blancs récentes ont une bonité stationnelle faible.

Les résultats des tests de Wilcoxon sur les échantillons 2 à 2 sont également schématisés sur la figure 7. Les résultats des tests sont détaillés au tableau 5.

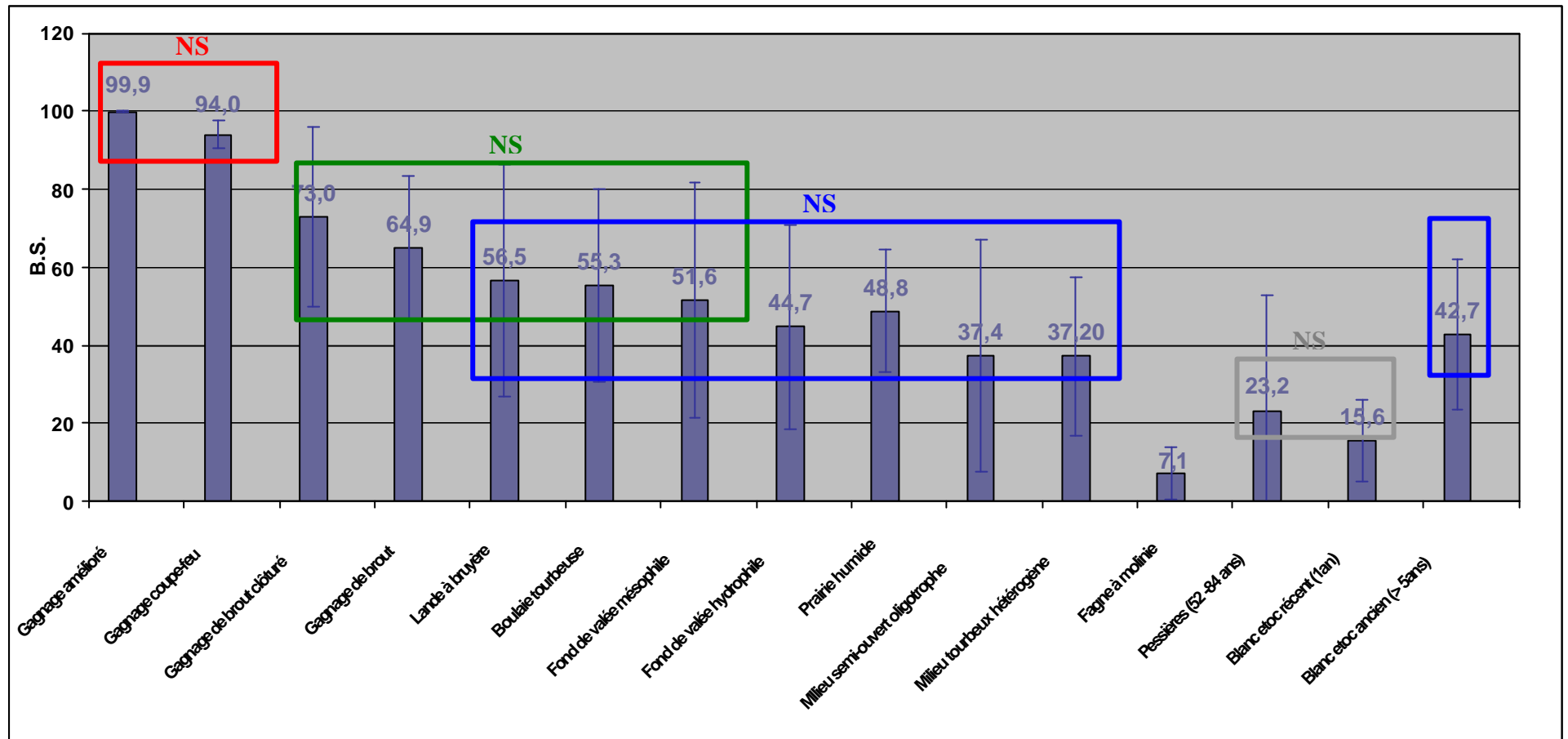


Figure 7 : Bonités stationnelles (non pondérées) de tous les types de milieux inventoriés (n = 225) et représentation schématique des tests de Wilcoxon (les encadrés d'une même couleur regroupent les types de milieu qui ne présentent pas de différence significative)

Tableau 5 : Résultats des tests de Wilcoxon sur les types de milieux 2 à 2 (NS = pas de différence significative ; S = différence significative au seuil de 5 %, $p < 0,05$)³

	GAA	GAC	GAB	GAE	LBR	BTO	FVM	FVH	PRH	MSO	MIH	FMO	PES	BER	BEA
GAA															
GAC	NS														
GAB	S	S													
GAE	S	S	NS												
LBR	S	S	NS	NS											
BTO	S	S	NS	NS	NS										
FVM	S	S	NS	NS	NS	NS									
FVH	S	S	S	S	NS	NS	NS								
PRH	S	S	S	S	NS	NS	NS	NS							
MSO	S	S	S	S	NS	NS	NS	NS	NS						
MIH	S	S	S	S	NS	S	NS	NS	NS	NS					
FMO	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S				
PES	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S			
BER	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	NS		
BEA	S	S	S	S	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	S	S	S	

2) Bonité stationnelle pondérée :

Les résultats sont présentés à la figure 8 et les tests statistiques correspondants figurent au tableau 6. Contrairement à la figure 7, étant donné notre échelle de pondération, les valeurs ci-dessous ne reflètent plus directement les taux de recouvrement en espèces végétales appréciées. Cependant, les ordres de grandeur demeurent relativement similaires. Selon notre échelle d'appétence, on observe que les gagnages améliorés en site propre et les gagnages sur coupe-feux présentent des bonités stationnelles nettement supérieures à tous les autres types de milieux. A l'inverse, la fagne à molinie, les pessières âgées et les mises à blanc récentes montrent les bonités stationnelles les plus faibles. Entre ces deux groupes de valeurs extrêmes, on retrouve les deux gagnages de brout, les sites LIFE et les mises à blanc anciennes.

³ La signification des abréviations est reprise dans le tableau en Annexe I.2.

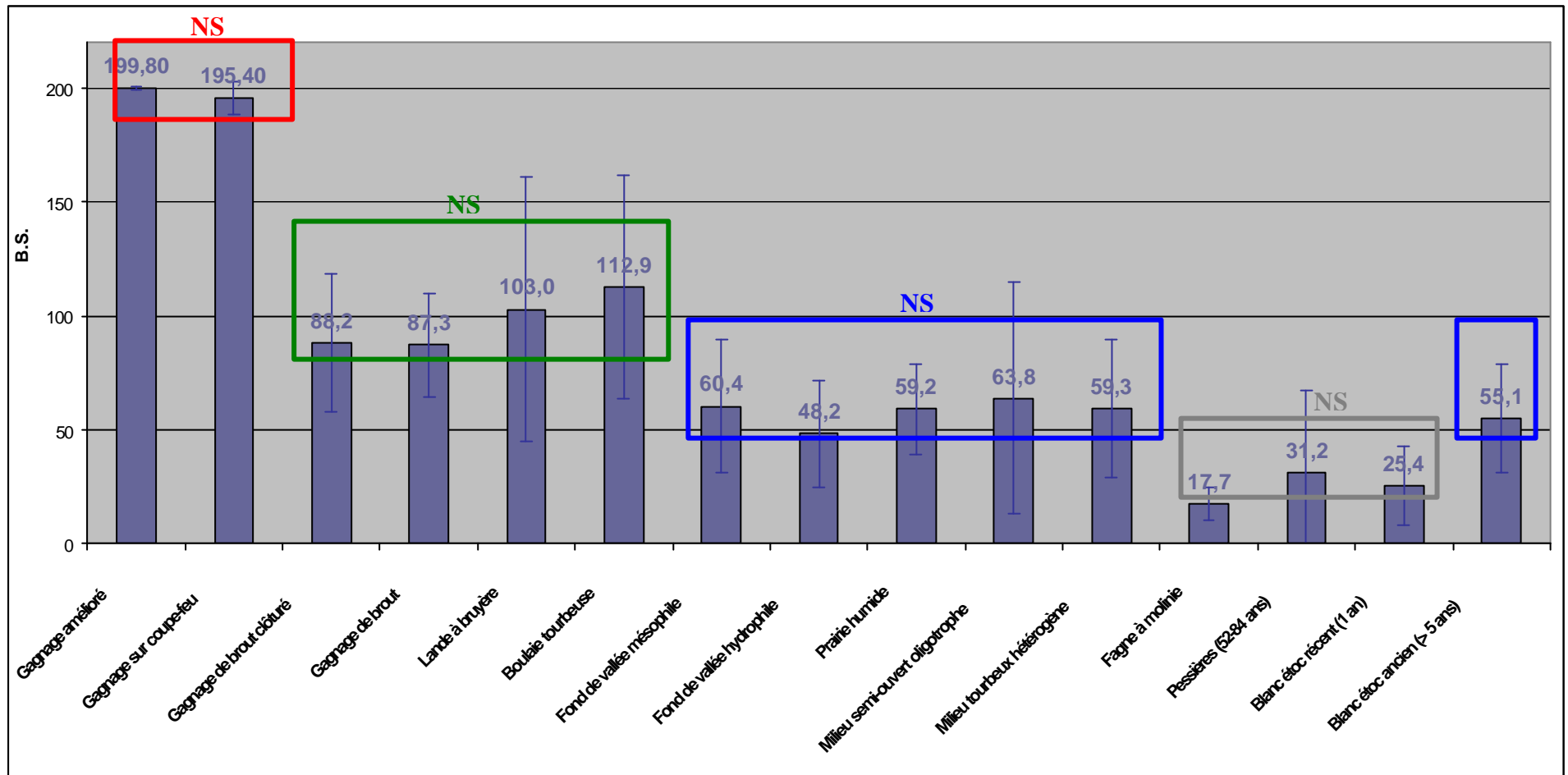


Figure 8 : Bonités stationnelles pondérées de tous les types de milieux (n = 225) et représentation schématique des tests de Wilcoxon (les encadrés d'une même couleur regroupent les types de milieux qui ne présentent pas de différence significatives)

Tableau 6 : Résultats des tests de Wilcoxon sur les types de milieux 2 à 2 (NS = pas de différence significative ; S = différence significative au seuil de 5 %, $p < 0,05$)

	GAA	GAC	GAB	GAE	LBR	BTO	FVM	FVH	PRH	MSO	MIH	FMO	PES	BER	BEA
GAA															
GAC	NS														
GAB	S	S													
GAE	S	S	NS												
LBR	S	S	NS	NS											
BTO	S	S	NS	NS	NS										
FVM	S	S	S	S	NS	S									
FVH	S	S	S	S	S	S	NS								
PRH	S	S	S	S	S	S	NS	NS							
MSO	S	S	NS	NS	S	S	NS	NS	NS						
MIH	S	S	S	S	S	S	NS	NS	NS	NS					
FMO	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S				
PES	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	NS			
BER	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	NS	NS		
BEA	S	S	S	S	S	S	NS	NS	NS	NS	NS	S	S	S	

Finally, in order to compare the station quality scores not weighted and weighted, we have presented the results in normalized values (in percentage relative to the highest value = 100 %). The results are presented in figure 9. This graph allows us to observe the effect of weighting on the relative values. We see that weighting emphasizes more the differences in station quality scores between the rich environments of species that are strongly preferred and the poor environments of these same species.

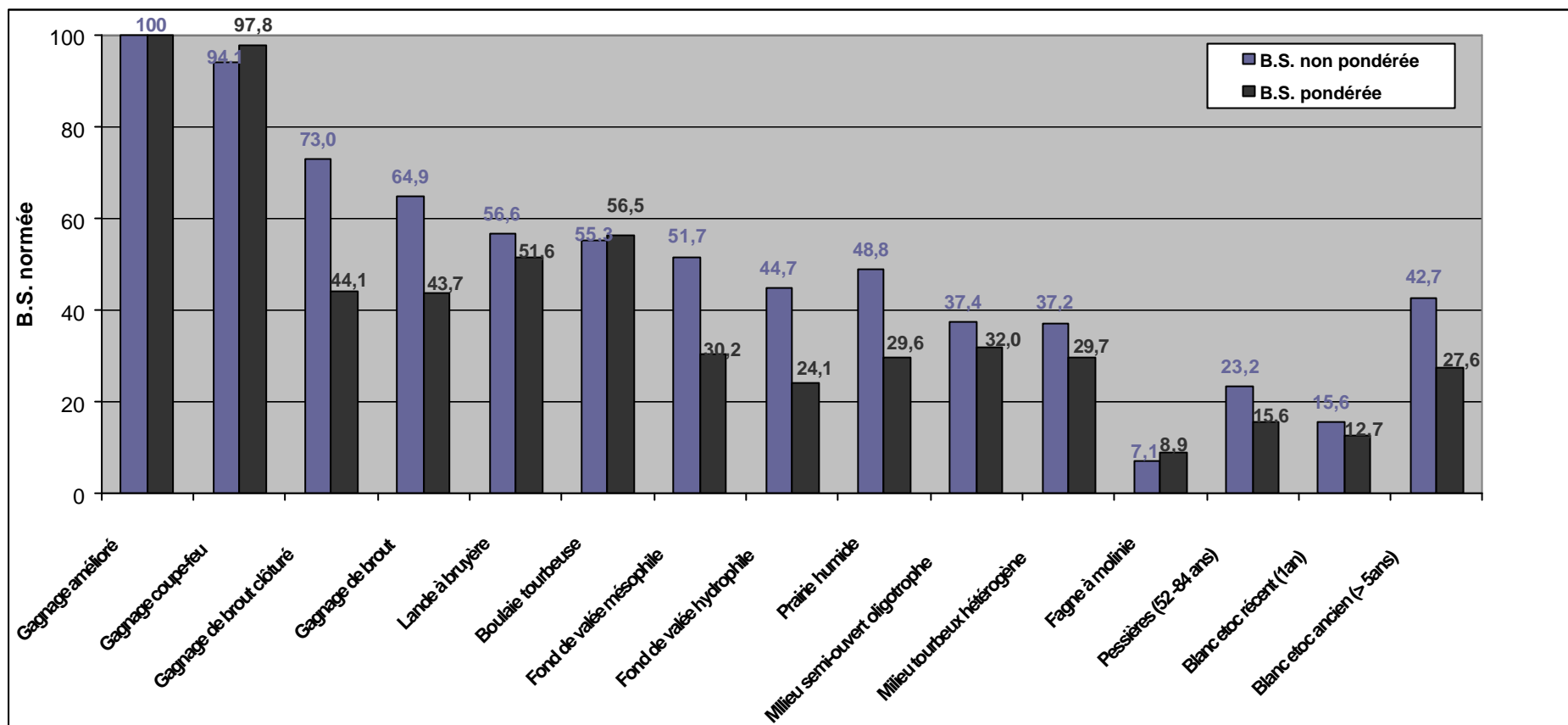


Figure 9 : Bonités stationnelles normées (= en pourcentage de la valeurs la plus grande = 100 %) de tous les types de milieux

6.1.2. ESTIMATION QUALITATIVE

Nous allons présenter ici la composition floristique des relevés effectués dans les différents types de milieux. Les diagrammes qui vont suivre illustrent les taux de recouvrement moyens des principales espèces végétales appréciées présentes dans les relevés. En général, nous avons représentés uniquement les espèces dont les taux de recouvrement étaient en moyenne = 1 % (les espèces occasionnelles ne sont pas représentées). Dans chaque diagramme, nous avons distingués les espèces herbacées des espèces ligneuses et semi-ligneuses (en brun) afin de mettre en évidence la proportion de brout dans chaque type de milieu. Figurent également en rouge certaines espèces non reprises dans la liste des espèces végétales préférentiellement appréciées, mais dont les taux de recouvrement étaient par endroits importants (la houlque, la molinie et les joncs).

Le principal intérêt de ces diagrammes est d'observer, pour chaque type de milieu, la proportion des espèces herbacées et des espèces de brout, ainsi que l'importance de l'envahissement des espèces peu appréciées comme la molinie et les joncs. L'observation de la quantité de brout est particulièrement importante dans l'analyse du potentiel alimentaire des sites LIFE, puisqu'elle représente l'essentiel de l'offre alimentaire en hiver, période critique pour le cerf.

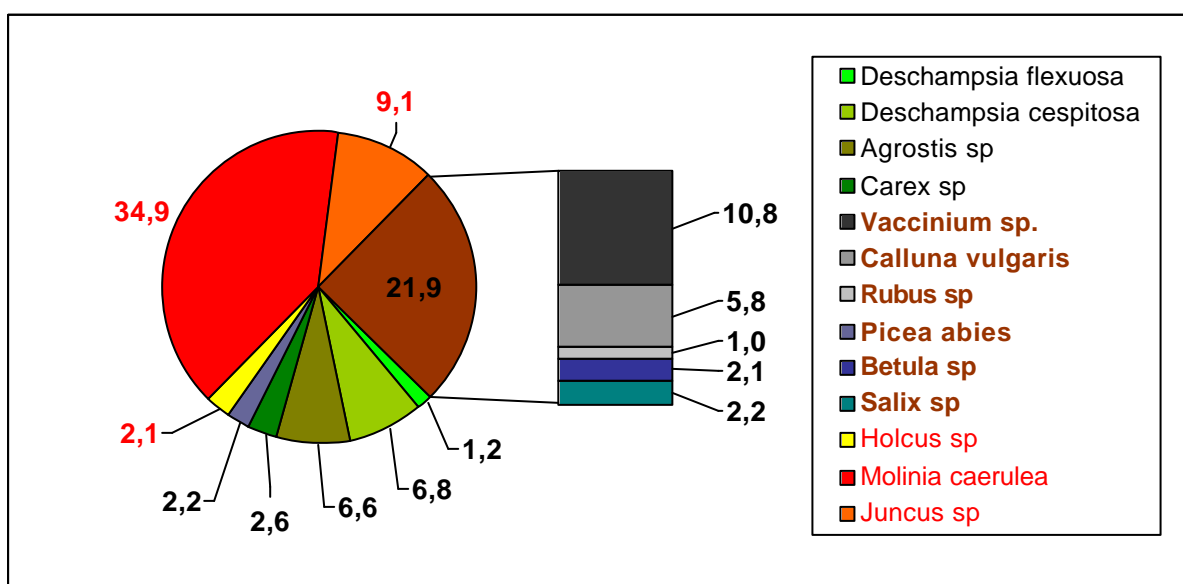


Figure 10 : Composition floristique moyenne dans l'ensemble des sites LIFE (n = 85)

Figure 11 : Composition floristique moyenne de différents sites LIFE (n = 10)

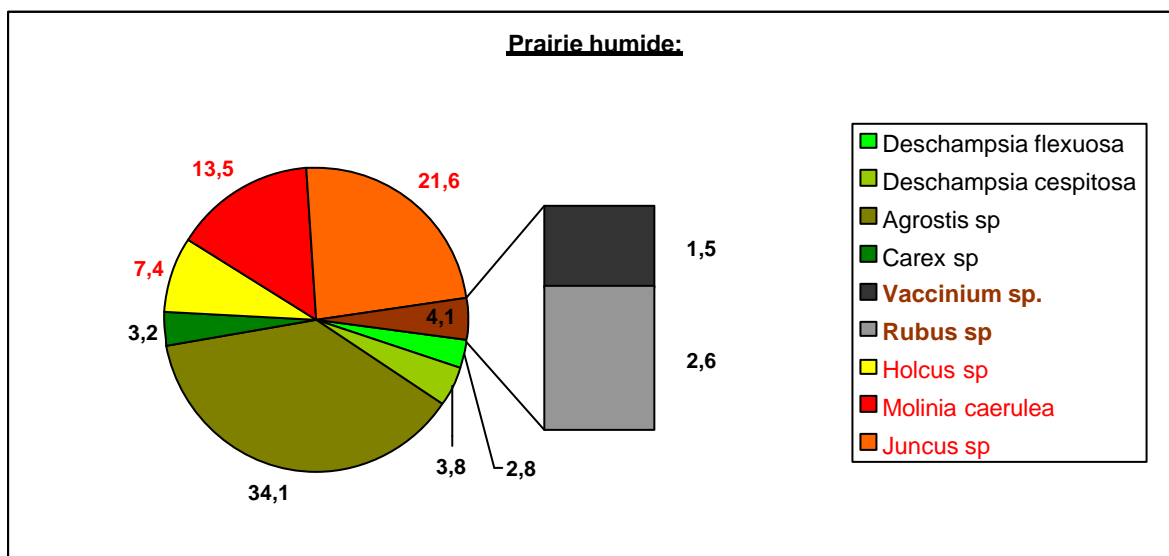
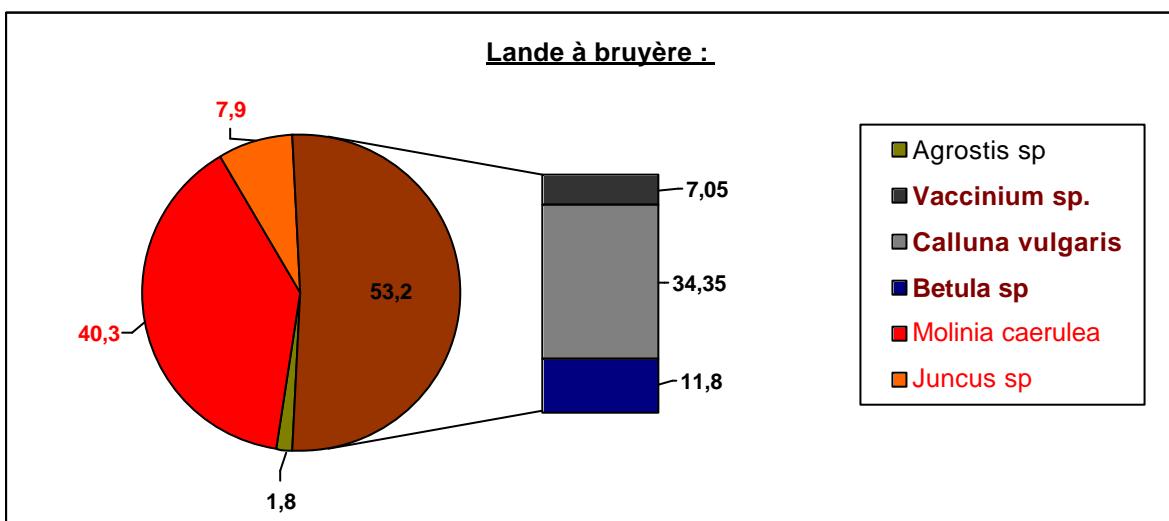
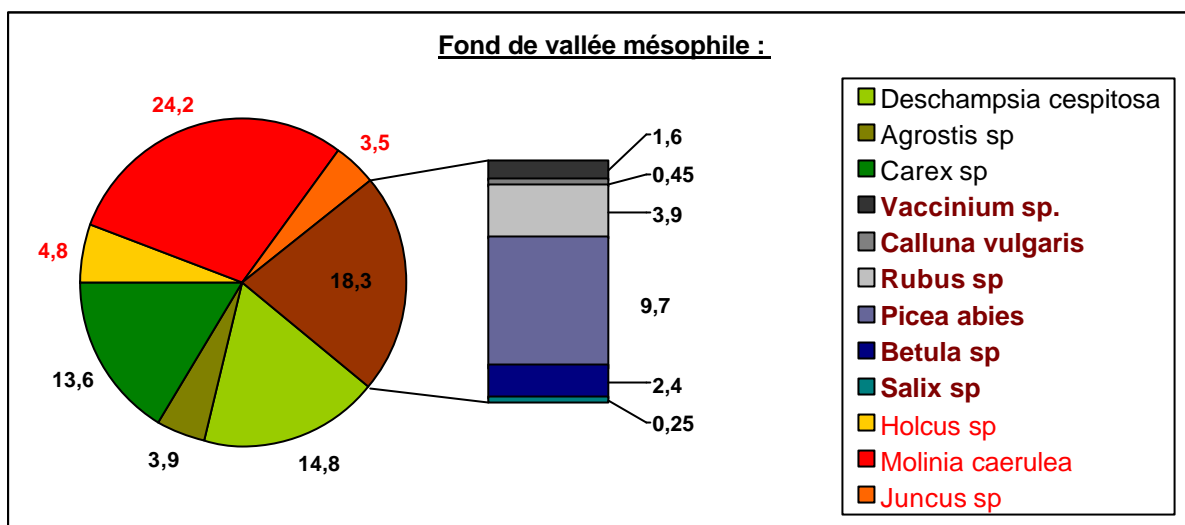
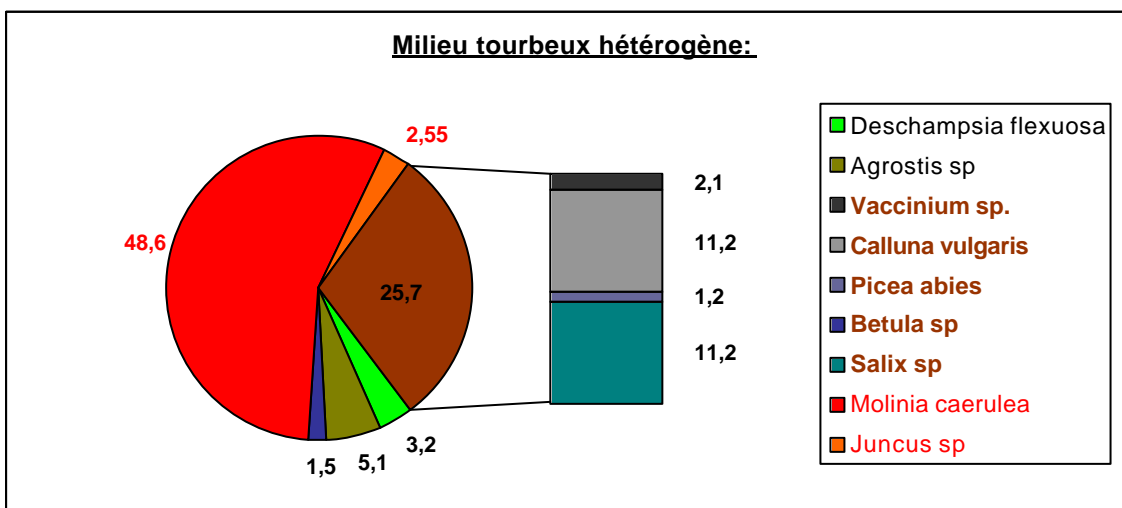
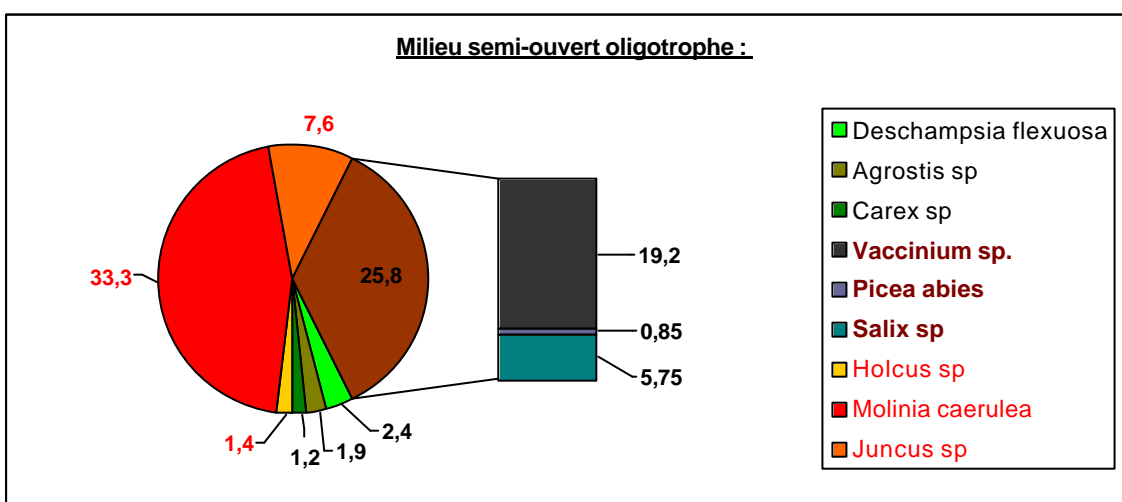
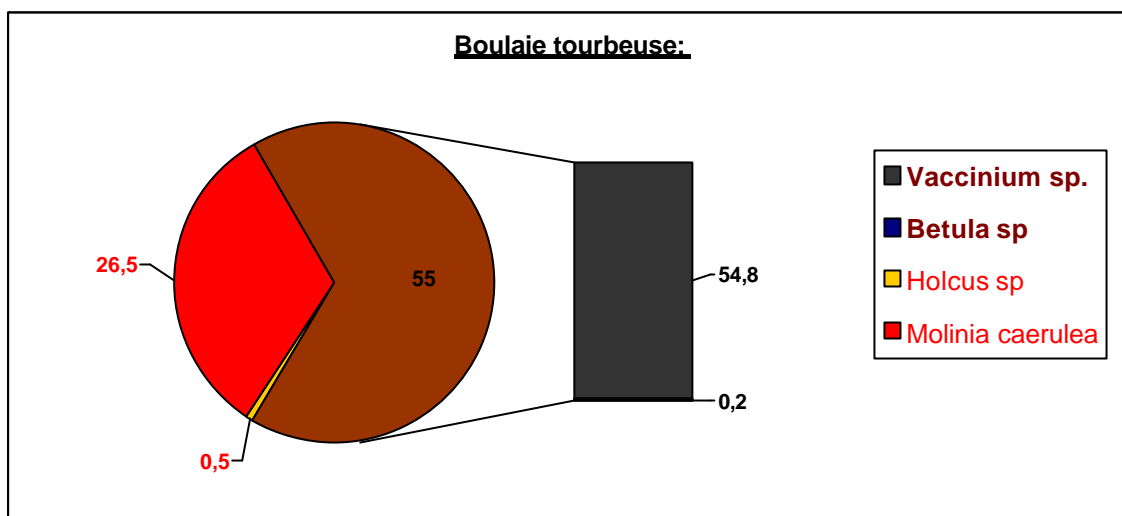


Figure 12 : Composition floristique moyenne de différents sites LIFE (n = 10)



A titre de comparaison, il est intéressant d'analyser la composition floristique moyenne des sites LIFE avec celle des gagnages artificiels. On constate qu'en général, les sites LIFE présentent proportion de brout plus élevée.

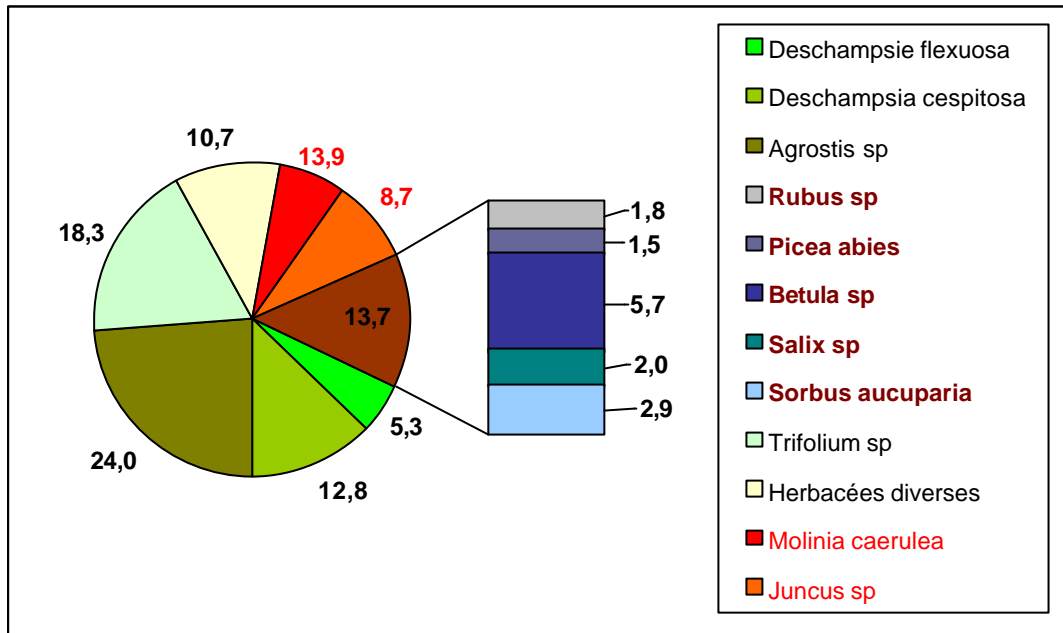
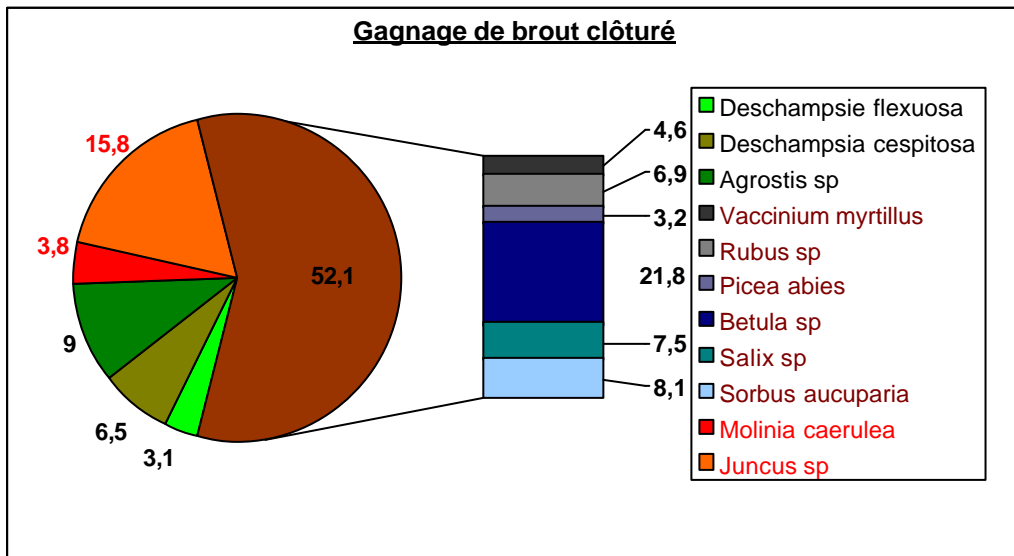
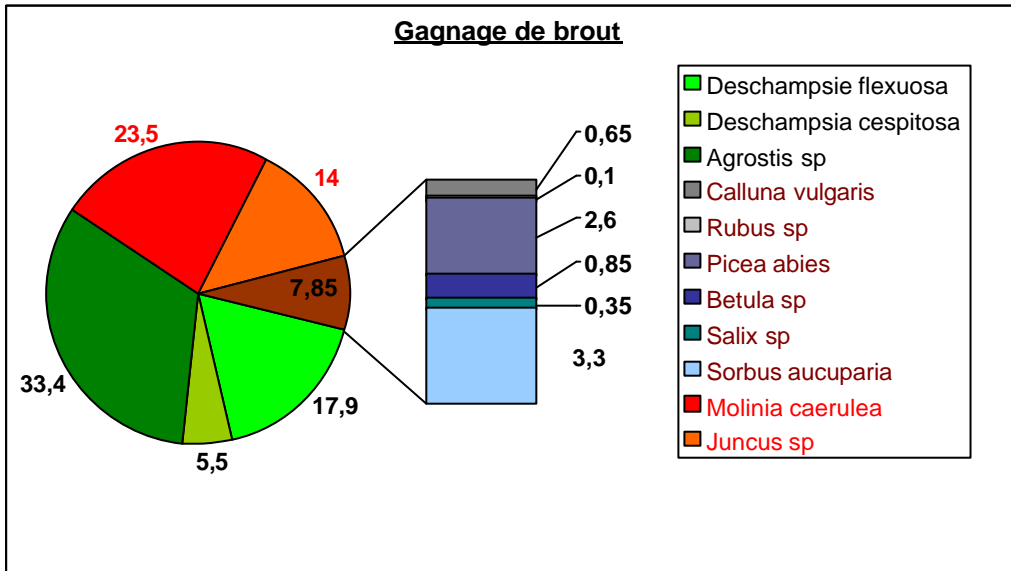
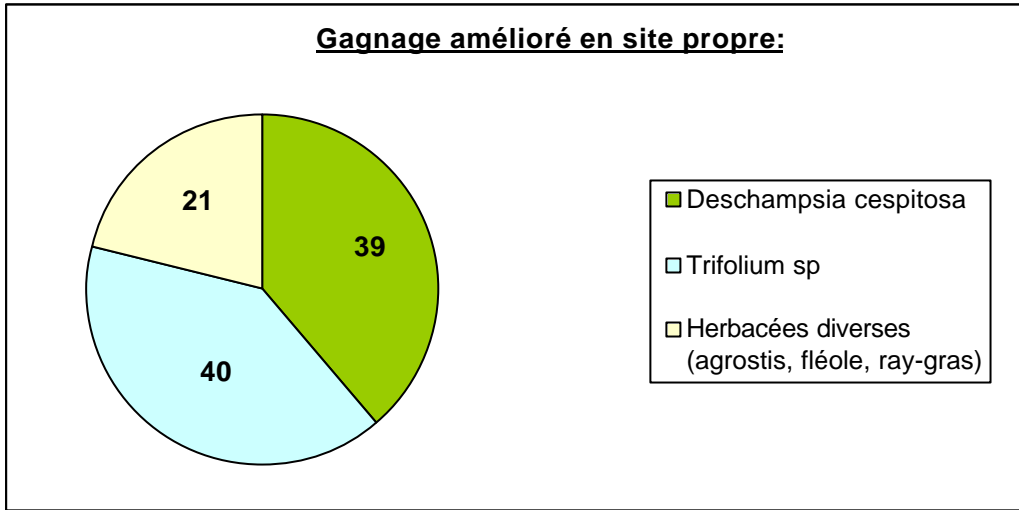


Figure 13 : Composition floristique moyenne de l'ensemble des gagnages artificiels (n = 40)

Figure 14 : Composition floristique des relevés dans différents types de gagnages artificiels



6.2. IDENTIFICATION DES VARIABLES DU MILIEU DETERMINANT L'UTILISATION D'UN SITE LIFE PAR LE CERF

Nous allons présenter ici les deux modèles de régression testés (régression linéaire multiple et régression logistique binaire) pour expliquer l'abondance des fumées dans la zone d'étude. La distribution de l'abondance des fumées dans la zone d'étude est présentée à la figure 18. La carte de gauche montre l'abondance des fumées dans chaque placette, tandis que la carte de droite délimite des zones d'abondance des fumées en tenant compte, pour chaque placette, du nombre de fumées dans les placettes voisines. On peut classer cette distribution en une fréquentation nulle (0 tas de fumées), une fréquentation faible à moyenne (de 1 à 2 tas de fumées) et une fréquentation forte (plus de 2 tas de fumées).

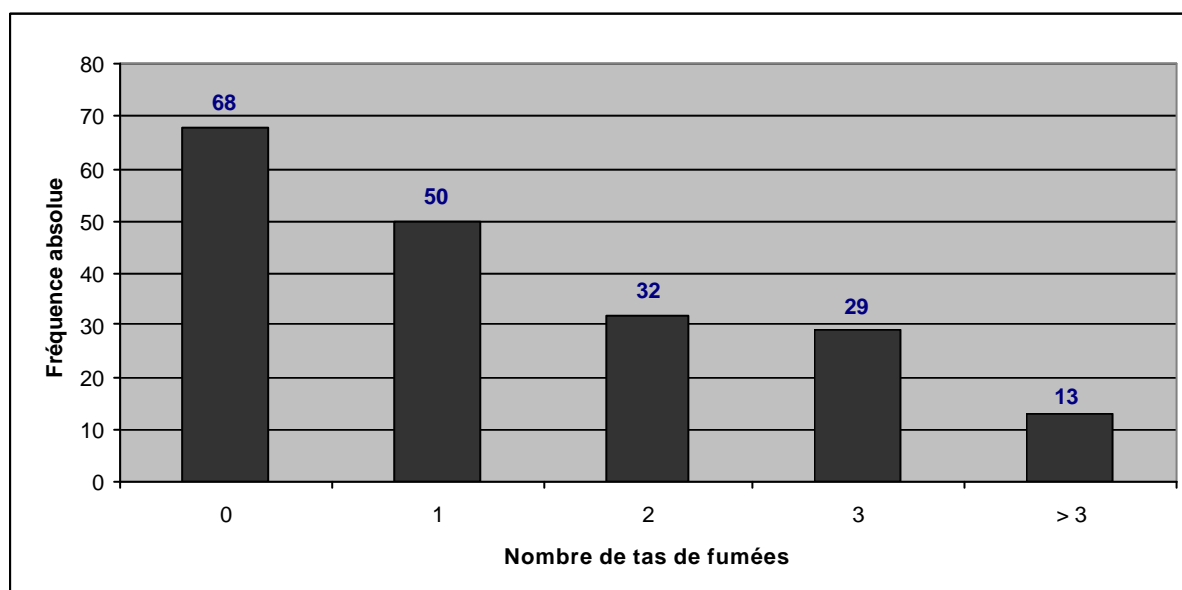


Figure 15 : Diagramme de fréquence du nombre de placettes en fonction du nombre de tas de fumées observé dans l'échantillon (n=192)

La figure 17 nous montre la courbe de saturation, c'est-à-dire la courbe de contrôle de l'échantillon. Cette courbe indique qu'après plus ou moins 40 placettes, il y a peu de changement dans la fréquence d'observation moyenne du nombre de tas de fumées : c'est une

bonne indication du fait que la taille de l'échantillon est suffisante, puisqu'elle démontre que la variance des estimations est suffisamment faible à partir de cette intensité d'échantillonnage.

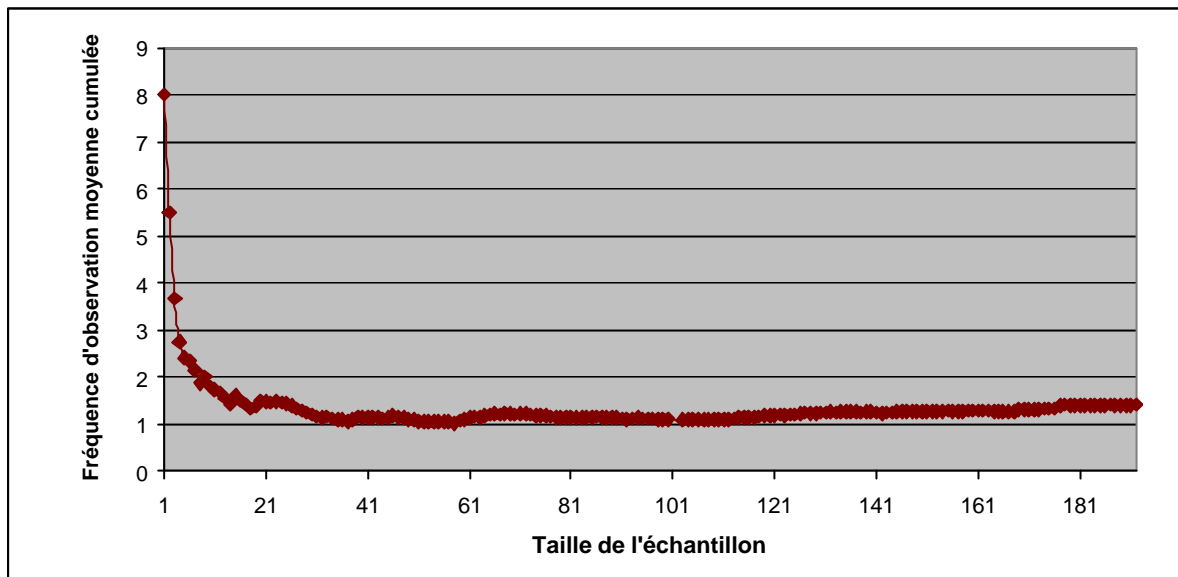


Figure 16 : Fréquence d'observation moyenne du nombre de tas de fumées de *Cervus elaphus* en fonction de la taille de l'échantillon

Parallèlement, la répartition de l'abondance de fumées par types d'habitat suit la distribution présentée à la figure 17.

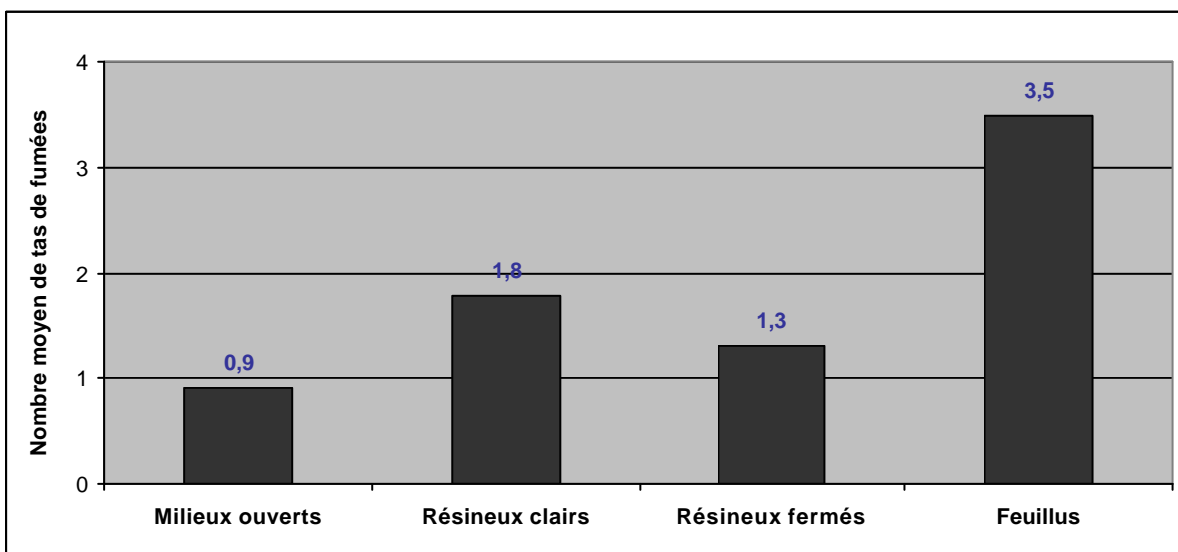


Figure 17 : Nombre moyen de tas de fumées par type d'habitat rencontrés dans la zone d'étude

Il faut préciser ici que les milieux feuillus sont sous représentés dans la zone d'étude. Leur distribution dans cette zone n'est en effet pas représentative de l'ensemble du massif. Vu le faible taux de sondage réalisé dans les feuillus, il faut donc être très prudent dans l'interprétation de l'abondance des fumées dans ce type d'habitat.

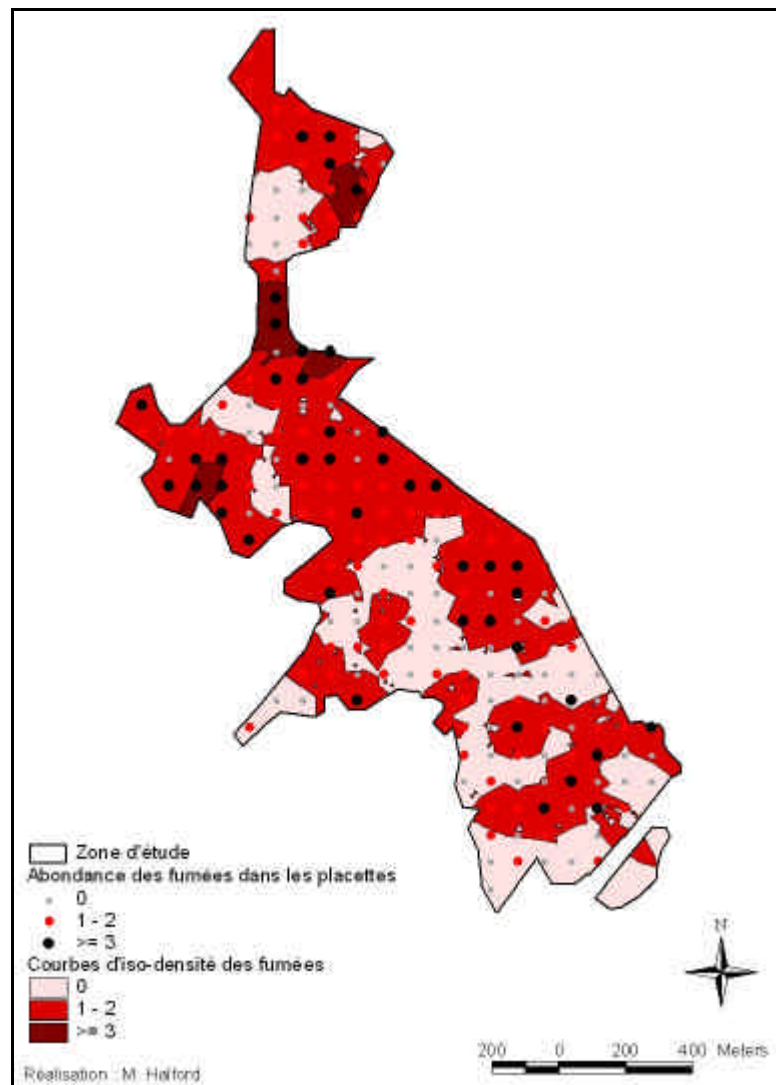
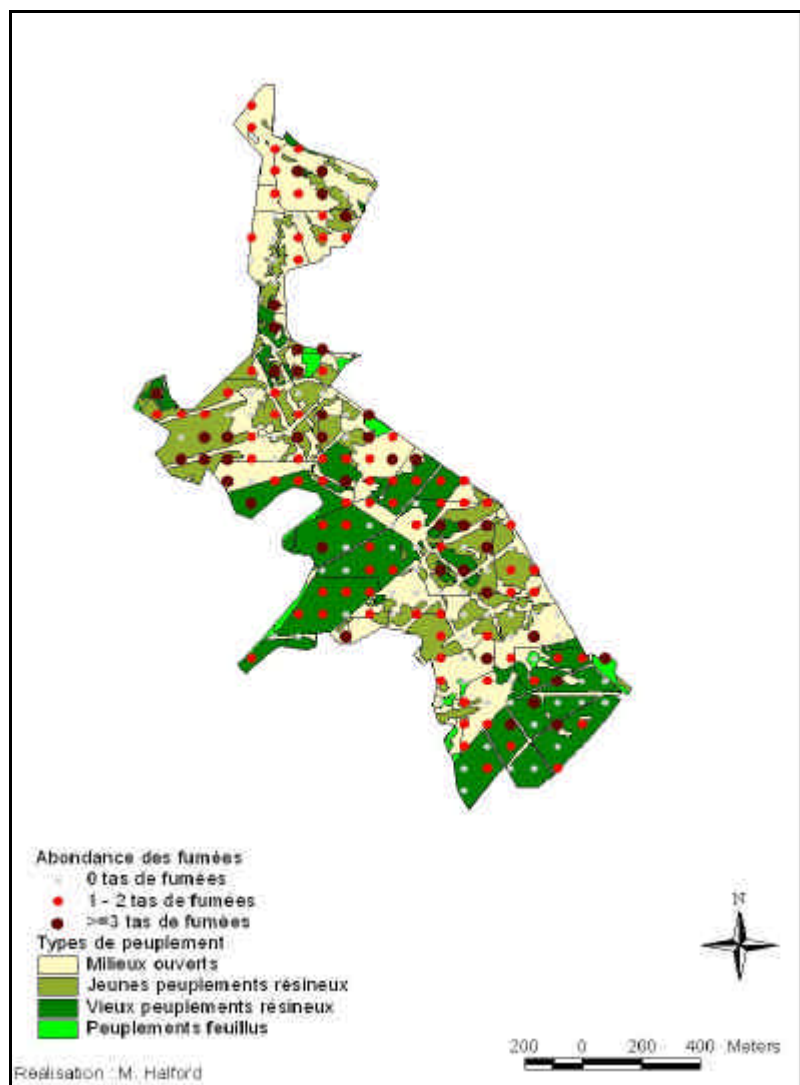


Figure 18 : Carte de la distribution de l'abondance des fumées dans la zone d'étude.

6.2.1. MODELE DE REGRESSION LINEAIRE

Pour rappel, ce modèle met en relation l'abondance des fumées avec les variables de l'habitat (Annexe I.4.). Après sélection des variables significatives ($p < 0,05$) et vérification des conditions d'application, le modèle retenu est présenté au tableau 7.

Tableau 7 : Variables sélectionnées dans le modèle de régression linéaire multiple

Régresseurs	Coefficient	Ecart-type	P	R ² ajusté du modèle	
Constante	- 0,273	0,409	0,506	-	23,7 %
Calluna vulgaris	0,066	0,012	0,000	17,5 %	
Visibilité	0,013	0,004	0,001	4,6 %	
Hétérogénéité	0,306	0,142	0,032	1,6 %	

Soit l'équation de régression :

$$Y = - 0,273 + 0,066 \text{ Calluna vulgaris} + 0,013 \text{ Visibilité} + 0,306 \text{ Hétérogénéité}$$

Ce modèle permet d'expliquer environ $\frac{1}{4}$ de la variabilité totale de l'abondance de fumées (R^2 ajusté = 23,70 % et $R^2 = 24,97$ %). Toutes les variables sélectionnées sont positivement corrélées avec l'abondance des fumées. Il s'agit respectivement de :

- **Calluna vulgaris** : c'est le taux de recouvrement de la callune ;
- **Visibilité** : c'est une mesure de la visibilité, ou plutôt de l'obstruction par la végétation ;
- **Hétérogénéité** : c'est la mesure de l'hétérogénéité du milieu.

6.2.2. MODELE DE REGRESSION LOGISTIQUE

Nous avons également testé un modèle logistique, en transformant l'abondance des fumées en variable binaire (0,1). Dans cette analyse, nous avons assigné la modalité 0 aux placettes nullement ou faiblement fréquentées (de 0 à 1 tas de fumées), tandis que la modalité 1 a été assignée aux placettes fortement fréquentées (= 3 tas de fumées).

Après sélection des variables significatives (seuil de 5 %) et après avoir testé la qualité de l'ajustement, le modèle suivant a été choisi :

Tableau 8 : Variables sélectionnées dans le modèle de régression logistique binaire

Régresseurs	Coefficient	Ecart -type	P
Constante	- 5,503	1,078	< 0,0001
Hétérogénéité	0,978	0,327	0,0028
Visibilité	0,031	0,008	0,0001

Soit l'équation de régression :

$$g(x_i) = - 5,503 + 0,978 \text{ Hétérogénéité} + 0,031 \text{ Visibilité}$$

Ce modèle permet de calculer la probabilité d'apparition d'un «évènement», c'est-à-dire la présence d'au moins trois tas de fumées en fonction des variables explicatives sélectionnées. En d'autres termes, ce modèle calcule la probabilité d'une forte abondance de fumées en fonction des valeurs des variables sélectionnées. Comme pour le modèle de régression linéaire, les deux variables sélectionnées sont corrélées positivement avec la probabilité de l'évènement. Il s'agit respectivement de :

- **Hétérogénéité** : plus il y a de types d'habitat dans les alentours, plus la probabilité de l'évènement est élevée ;
- **Visibilité** : plus la végétation forme un écran visuel important, plus la probabilité de l'évènement est élevée ;

7. DISCUSSIONS

7.1. ESTIMATION DU POTENTIEL ALIMENTAIRE DES SITES LIFE

7.1.1. ESTIMATION QUANTITATIVE

L'interprétation de nos résultats n'a de sens qu'en comparant les milieux les uns par rapport aux autres. Concernant la bonité stationnelle non pondérée, les résultats des figures 7 et 8 peuvent directement être comparés avec ceux de DEKEYSER (1988) effectués sur d'autres types de milieux, principalement des peuplements forestiers. En effet, afin de pouvoir comparer nos résultats, nous avons suivi exactement la même méthodologie.

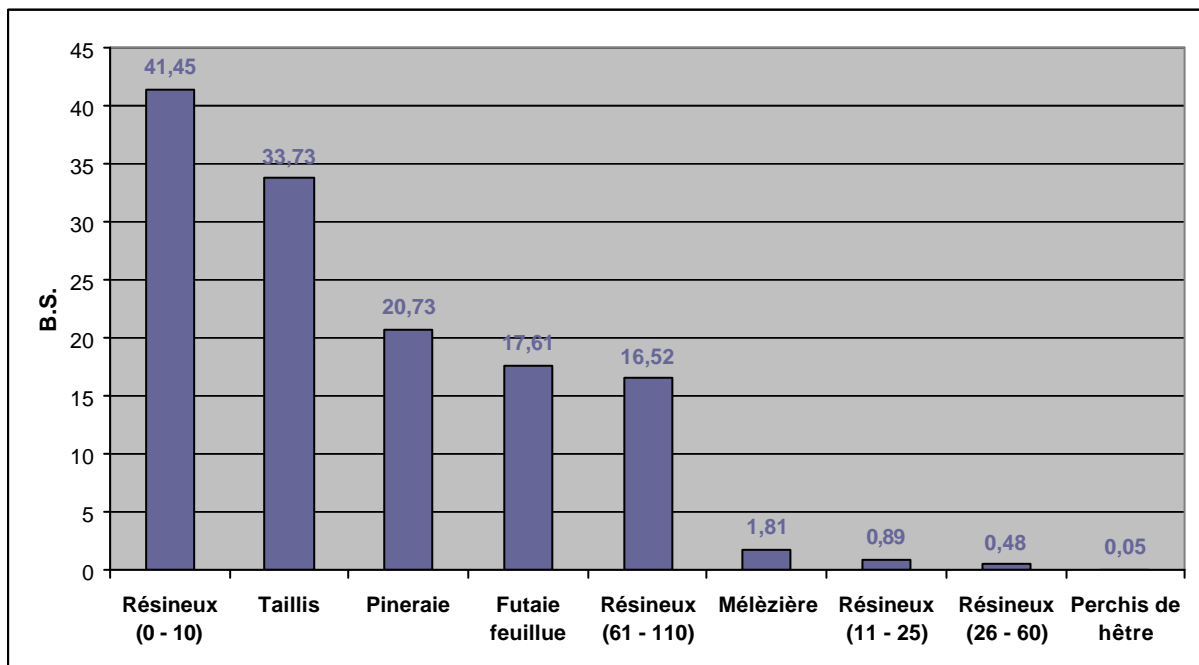


Figure 19 : Bonité stationnelles (moyenne pour toute l'année) de différents types de peuplements forestiers en Ardenne Centrale (source : DEKEYSER, 1988)

Nous voyons qu'en moyenne (figure 7), les sites LIFE présentent une bonité stationnelle plus élevée que la plupart des types de peuplements forestiers présentés ci-dessus. De plus, selon JADOUL *et al.* (1990), une étude menée par le CEMAGREF pour mesurer la valeur alimentaire de différents types de peuplements à la fin de l'hiver place le taillis de 1 à 4 ans en tête des peuplements forestiers intéressants pour le cerf. Or, grâce aux résultats de DEKEYSER, nous voyons que la bonité stationnelle moyenne des sites LIFE dépasse celle des taillis. Il semble donc que les sites LIFE présentent un potentiel alimentaire remarquable.

D'autre part, les résultats des tests statistiques indiquent clairement qu'il n'y a pas de différence significative, en terme de bonité stationnelle, entre un gagnage de brout (clôturé ou non) et certains types de milieux comme la lande à bruyère, la boulaie tourbeuse et les fonds de vallées mésophiles (figure 8). Autrement dit, ces sites LIFE présentent un potentiel alimentaire équivalent à un gagnage de brout. Ces résultats semblent cohérents étant donné la grande quantité de brouit disponible dans des milieux comme la lande à bruyère et la boulaie tourbeuse. Par contre, il est plus étonnant de retrouver les fonds de vallées mésophiles dans cette catégorie. En réalité, la forte valeur alimentaire de ce dernier milieu s'explique par l'abondance de certains végétaux comme les laïches et la canche cespiteuse. Nous pouvons considérer que nos résultats confirment l'hypothèse selon laquelle certains milieux semi-naturels et/ou humides contribuent significativement à l'amélioration du potentiel alimentaire du biotope. En effet, nous démontrons ici que la quantité de nourriture présente dans ces milieux est suffisante pour leur permettre de remplir un rôle de gagnage naturel. Tous ces milieux doivent donc être directement intégrés dans le réseau de gagnage d'un massif forestier. En plus de leur valeur biologique, ces milieux présentent un intérêt cynégétique remarquable.

Il est également intéressant de constater que les mises à blanc anciennes présentent un potentiel alimentaire équivalent à la plupart des sites LIFE. Cela signifie qu'en laissant la végétation évoluer par elle-même, les parcelles d'épicéas destinées à être mises à blanc dans le cadre du LIFE présenteront, au moins 5 ans après la coupe, une offre alimentaire comparable à celle d'un site LIFE. Cette information peut être utile à considérer dans l'aménagement forestier puisqu'elle permet de prédire l'évolution du potentiel alimentaire du milieu à moyen terme. D'autres études ont déjà abordé le sujet (DEKEYSER, 1988 ; GUIBERT *et al.*, 1993 ; REIMOSER *et al.*, 1996). En effet, la capacité alimentaire d'un milieu est un processus dynamique qui varie en fonction du temps. Les figures 20 et 21 illustrent ce phénomène. Au niveau des peuplements forestiers par exemple, le potentiel

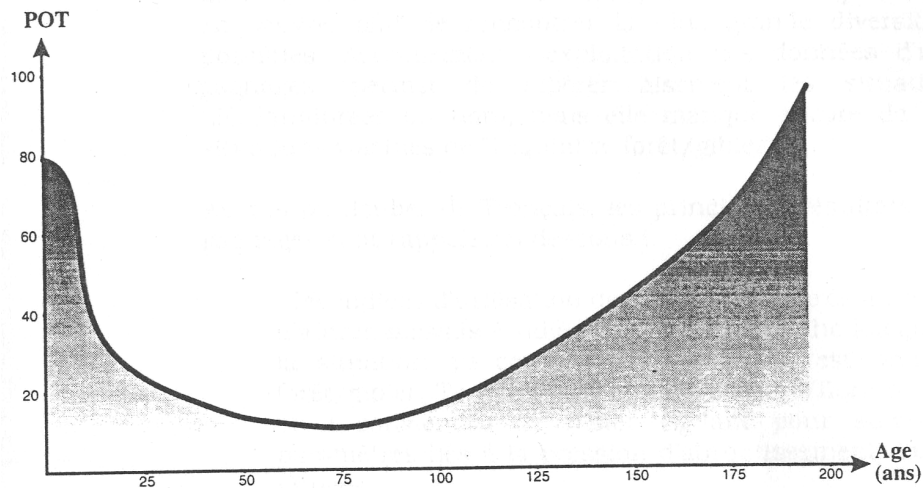


Figure 20 : Evolution du potentiel alimentaire d'un peuplement de chênes en fonction de l'âge (source : GUIBERT *et al.*, 1993)

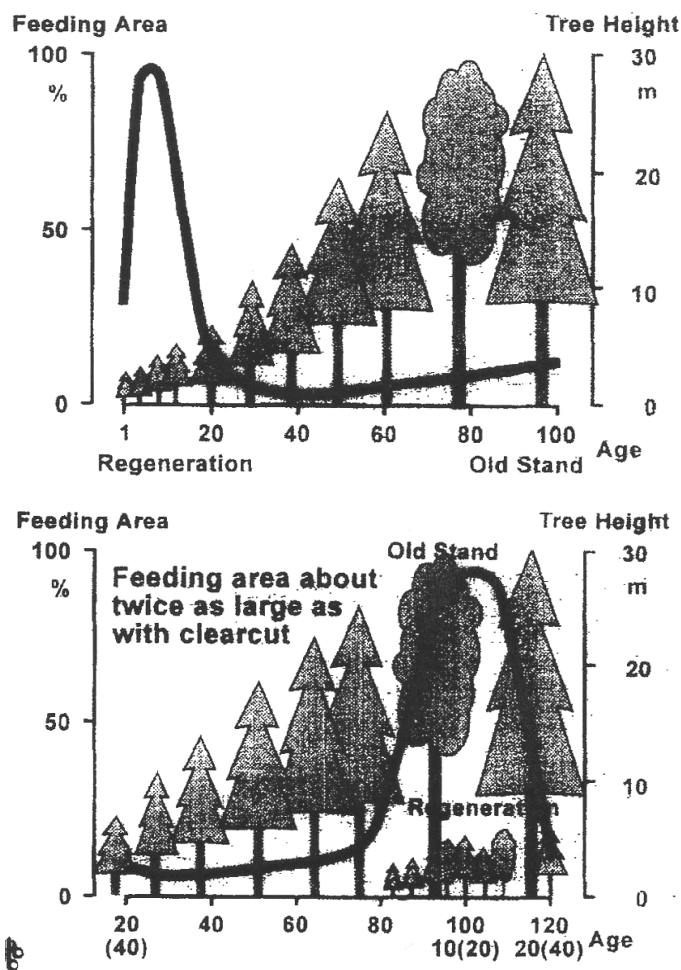


Figure 21 : Influence de la régénération artificielle (en haut) et de la régénération naturelle (en bas) sur l'évolution du potentiel alimentaire d'un peuplement d'épicéas (source : REIMOSER, 1986, cité par REIMOSER *et al.*, 1996)

alimentaire est particulièrement dépendant de l'âge du peuplement et des traitements sylvicoles antérieurs (GUIBERT *et al.*, 1993 ; REIMOSER *et al.*, 1996). Les données que nous avons récoltées nous permettent d'effectuer quelques projections dans le temps. Illustrons par un exemple très simple : soit un vieux peuplement résineux sur sol humide, destiné à être mis à blanc pour être ensuite restauré en prairie humide. Il nous suffit de regarder la figure 9 pour observer comment la valeur alimentaire pourrait évoluer. Cette approche mériterait d'être approfondie afin de prédire plus exactement les disponibilités alimentaires de la forêt. Cela permettrait d'organiser les travaux d'aménagements et les rotations dans les coupes de manière à gérer la nourriture naturelle disponible. Le principe serait d'éviter autant que faire se peut qu'un trop grand nombre de milieux ou de peuplements présentent durant la même période un potentiel alimentaire faible.

Enfin, concernant la bonité stationnelle pondérée, on remarquera que notre échelle d'appétence n'a pas beaucoup d'influence sur les résultats. En effet, les ordres de grandeurs restent les mêmes et les tests statistiques montrent des résultats globalement similaires (figure 10). On observe néanmoins quelques différences. Par exemple, on voit que les fonds de vallées mésophiles présentent cette fois-ci une différence significative avec les gagnages de brout (clôturé ou non). Un tel résultat semble plus cohérent avec la réalité de terrain. On voit également que la fagne à molinie présente une valeur alimentaire aussi faible qu'une pessière âgée ou qu'une mise à blanc récente. En effet, la molinie est une espèce végétale peu appréciée. En fait, elle n'est généralement consommée qu'à l'état de jeune pousse, c'est-à-dire pendant une très courte période (début juin) au début de la saison de végétation (LICOPPE, comm. pers.). De plus, les milieux complètement envahis par la molinie, avec formation de tourradons, sont très peu accessibles et praticables. Ils sont finalement peu attractifs pour le cerf. Il est donc assez logique de retrouver ce type de milieu parmi les moins intéressants au niveau alimentaire. D'ailleurs, selon FICHANT (1990), les jonchaies et les prairies à molinies n'interviennent guère dans l'alimentation du cerf. En définitive, le principal effet de la pondération consiste à mieux distinguer les types de milieu qui ne présentent pas de différence significative en terme de bonité stationnelle. Comme on peut le voir à la figure 9, la pondération a surtout permis une meilleure discrimination des groupes.

7.1.2. ESTIMATION QUALITATIVE

L'analyse de la composition floristique des sites LIFE confirme le fait que ces milieux sont particulièrement intéressants au niveau alimentaire. En effet, comme on peut le voir à la figure 12, on y retrouve aussi bien des espèces herbacées que des espèces ligneuses ou semi-ligneuses. Or, nous savons que le cerf est un consommateur de type intermédiaire (ou mixte), avec un régime alimentaire caractérisé par une consommation de 2/3 d'espèces herbacées et d'1/3 d'espèces ligneuses et semi-ligneuses (FICHANT, 1976, cité par FICHANT, 2003). On voit également que la proportion de brout est assez importante. La plupart des sites LIFE contiennent même plus de brout qu'un gagnage de brout artificiel. Quant à la lande à bruyère et la boulaie tourbeuse, elles contiennent autant de brout qu'un gagnage de brout clôturé, ce qui est considérable. Il semble que ces deux milieux sont à tout point de vue (quantitatif et qualitatif) très intéressants au niveau alimentaire. Les milieux semi-ouverts oligotrophes et les milieux tourbeux hétérogènes présentent eux aussi une quantité de brout non négligeable (figure 13).

Nous insistons sur la quantité de brout disponible car elle reflète l'essentiel de l'offre alimentaire hivernale, période critique pour le cerf. Dans ses besoins alimentaires, le cerf recherche des ligneux pendant une grande partie de la période de végétation, à la sortie de l'hiver mais surtout au débourrement des ligneux fin mai – début juin (FICHANT, 2003). Dans une étude sur l'alimentation du cerf en hiver dans une forêt feuillue située en France, PICARD *et al.* (1992) ont montré qu'à chaque fois qu'une couche de neige, même peu épaisse, tient au sol, les brindilles représentent plus de 50 % du contenu stomacal du cerf.

La présence d'autres espèces comme la canche flexueuse (*Deschampsia flexuosa*) et la ronce (*Rubus fruticosus*) n'est pas sans importance. En effet, la canche flexueuse est une des rares graminées qui subsiste en période automnale et hivernale (DE CROMBRUGGHE, 1968 ; FICHANT, 2003), tandis que la ronce est appréciée en toute saison (DE CROMBRUGGHE, 1968). Pour terminer, nous remarquerons l'omniprésence de la molinie (*Molinia caerulea*), relativement abondante dans la majorité des sites LIFE. Cette observation souligne la problématique des risques d'envahissement par cette graminée. Le milieu tourbeux hétérogène illustre assez bien ce phénomène, où la molinie recouvre en moyenne 50 % des relevés.

7.1.3. CONCLUSIONS

L'objectif de cette partie du travail est d'estimer dans quelle mesure le projet LIFE peut contribuer à l'amélioration du potentiel alimentaire du milieu.

Nous avons vu que la plupart des milieux concernés par le projet LIFE présente un potentiel alimentaire supérieur à la majorité des peuplements forestiers du massif de Saint-Hubert. De tous ces peuplements, c'est la hêtraie à luzule qui domine le massif. Notre étude a montré que les sites LIFE ont une valeur alimentaire plus de deux fois supérieure à la futaie feuillue. Dans un premier temps, nous pouvons déjà conclure qu'en termes de quantité de nourriture disponible, les sites LIFE sont potentiellement très attractifs pour le cerf. Parallèlement, nous avons établi que certains sites LIFE comme la lande à bruyère, la boulaie tourbeuse et les fonds de vallées ont un potentiel alimentaire équivalent à un gagnage de brouet. Nos résultats démontrent que la quantité de nourriture présente dans ces milieux est suffisante que pour servir de gagnage naturel. En intégrant les sites LIFE au réseau de gagnages artificiels du massif forestier, il est indéniable que l'on augmentera de manière considérable les disponibilités alimentaires du milieu.

A titre d'exemple, selon un inventaire des gagnages effectués en 1999 dans notre zone d'étude (les 4000 ha de la forêt de Saint-Michel – Freyr), on dénombrait 99 gagnages fonctionnels totalisant une superficie d'environ 15 ha (DE CROMBRUGGHE et LICOPPE, 2000), soit 0,38 % de la surface. Selon FICHANT (2003), une surface de gagnage de 2 à 3 % de la superficie forestière totale constitue une bonne proportion pour satisfaire les besoins du cerf. Actuellement, la surface de gagnage artificiel est donc bien en deçà des normes recommandées. D'ailleurs, selon le système de cotation d'Ueckremann, la forêt de Saint-Hubert est classée dans les biotopes de type médiocre en terme de bonité stationnelle (KAPOSÓ, 1994, cité par LICOPPE et PREVOT, 2005). Par contre, si l'on intègre au réseau de gagnage existant les quelques 237 ha de milieux tourbeux et les 60 ha de complexe de fonds de vallées du projet LIFE, on arrive à une surface totale en gagnage de 312 ha, soit 7,8% de la superficie forestière. La tendance est alors nettement inversée pour se retrouver bien au-dessus des normes recommandées.

Par conséquent, nous pouvons affirmer que du point de vue strictement alimentaire, le projet LIFE peut effectivement contribuer de manière significative à l'augmentation de la capacité d'accueil du milieu.

Il nous reste à préciser que notre méthode souffre de certaines limites. Premièrement, comme nous l'avons indiqué plus haut, le potentiel alimentaire d'un milieu ou d'un peuplement est un processus dynamique qui évolue au cours du temps (Figures 20 et 21). L'estimation ponctuelle que nous avons fait n'en représente qu'une image figée à un instant donné. Pour les sites destinés à être restaurés, il faudrait procéder à suivi dans le temps afin d'observer l'évolution du potentiel alimentaire à partir de l'état initial du milieu (avant restauration) jusqu'à l'état final (après restauration). D'autre part, la valeur alimentaire réelle d'un milieu ne dépend pas que de la quantité de nourriture présente (seul paramètre que nous avons mesuré). Idéalement, il faut également tenir compte de la qualité de la nourriture dans le milieu étudié (par exemple à travers les notions de valeur nutritive, de tendreté, d'appétence ou encore de succulence des végétaux) pour évaluer si la végétation présente sera effectivement consommée par le cerf (DIETZ, 1965, cité par GOFFIN et DE CROMMBRUGGHE, 1976 ; FICHANT, 2003). Or cette qualité est directement tributaire du stade de croissance et de la phénologie des végétaux. C'est en début de période de végétation que les plantes présentent un aspect externe de plus grande appétence pour le cerf (FICHANT, 2003). Il y a donc des milieux qui présentent une quantité de nourriture importante, mais de qualité très médiocre si la végétation est trop haute, trop dense, trop riche en fibres et peu digeste. Il est ici question de fonctionnalité du gagnage naturel. Pour qu'un gagnage soit véritablement fonctionnel, il doit être entretenu de manière à ce que la végétation soit attractive. On est en droit de se demander si des milieux semi-naturels où la végétation n'est pas gérée (comme c'était le cas pour certains sites LIFE au moment de nos relevés) peuvent effectivement remplir un rôle de gagnage naturel. Malheureusement, tous ces paramètres de fonctionnalité du gagnage (hauteur et densité de la végétation, accessibilité du gagnage, etc.) n'ont pas pu être mesurés dans la présente étude.

7.2. IDENTIFICATION DES VARIABLES DU MILIEU DETERMINANT L'UTILISATION D'UN SITE LIFE PAR LE CERF

Avant toute chose, afin d'interpréter objectivement nos résultats, certaines considérations doivent être prises en compte concernant l'indice de présence utilisé dans notre modèle. En effet, nous posons l'hypothèse que l'abondance des fumées reflète proportionnellement la fréquentation du milieu par le cerf, dans la mesure où nous supposons que l'on trouve davantage de fumées là où le cerf passe plus de temps.

Cependant, nous allons voir que cette hypothèse n'est pas toujours vérifiée sur le terrain. L'abondance des fumées dans une zone donnée dépend de nombreux facteurs comme le couvert (ou le type d'habitat), la saison, l'alimentation et les rythmes d'activités (COLLINS, 1981 ; MITCHELL *et al.*, 1983 ; LEHMKUHL *et al.*, 1994 ; MASSEI *et al.*, 1998). Ce dernier facteur est particulièrement important car l'abondance des fumées peut nous renseigner sur le rôle du milieu vis-à-vis du cerf (site d'alimentation ou site de refuge). Par exemple, le cerf a typiquement un rythme d'activité qui alterne phase d'alimentation, phase de déplacement et phase repos/rumination (FICHANT, 2003). Les phases de repos/rumination, où le cerf est couché, occupent environ 50 % de son temps (BONNET *et al.*, 1991, cité par BALTZINGER, 2003). Or, il a été démontré que le taux de défécation diffère en fonction de ses activités. Selon une étude sur le cerf muet (*Odocoileus hemionus*) réalisée par COLLINS (1981), la défécation s'opère uniquement pendant les phases d'alimentation et de déplacement. COLLINS a également observé qu'approximativement 30 % des défécations avaient lieu en phase de déplacement, activité qui ne prenait que 4 % de la journée d'un cerf. De même, plusieurs auteurs ont remarqué que les herbivores (y compris le cerf) tendent à déféquer immédiatement après une phase de repos (COLLINS, 1981 ; LEUTHOLD, 1977 et TAYLOR *et al.*, 1987, cités par HESTER *et al.*, 1999). Cette information n'est pas sans conséquence dans l'interprétation de nos résultats puisqu'elle nous apprend que l'on trouve davantage de fumées dans l'environnement direct des zones de refuge (les reposées).

7.2.1. MODELE DE REGRESSION LINEAIRE MULTIPLE

Trois variables ont été sélectionnées dans notre modèle : (1) le taux de recouvrement de la callune (*Calluna vulgaris*); (2) la visibilité; (3) l'hétérogénéité de l'habitat. Nous allons passer en revue chacune de ces trois variables.

Recouvrement de la callune

Ce résultat reflète l'observation selon laquelle nous avons généralement compté beaucoup de tas de fumées (généralement plus de 3 tas de fumées) dans les placettes où la callune était abondante. Ce résultat peut paraître étonnant, car même si nous savons que la distribution des ressources alimentaires est un facteur clé de l'utilisation de l'habitat du cerf, il est généralement admis que le cerf dépend rarement d'une plante en particulier (CROUCH, 1981). Cependant, ce résultat est conforté par les observations de différents auteurs. Selon une étude réalisée en France sur l'hétérogénéité spatiale des ressources forestières utilisées par le cerf élaphe, MORELLET *et al.* (1998) ont conclu que le cerf ne pâturait pas de la même façon dans l'ensemble du massif et que certains endroits étaient fortement sélectionnés. Parmi les facteurs de sélection, ils ont observé que la callune (*Calluna vulgaris*), la myrtille (*Vaccinium sp.*) et le hêtre (*Fagus sylvatica*) étaient particulièrement utilisés. D'autre part, suivant une étude sur le régime alimentaire du cerf élaphe en Europe (par analyse des contenus stomachaux), GEBERT *et al.* (2001) ont montré que cette espèce consomme une large gamme de plantes (au moins 145 espèces végétales), et qu'il choisit un régime mixte composé de 4 principaux groupes de plantes : (1) les graminées et les laïches (29,6 %) ; (2) *Calluna* et *Vaccinium* (23,3 %) ; (3) les feuilles des arbres décidus et des arbustes (10,2 %) et enfin des conifères (8,8 %). Selon ces mêmes auteurs, la callune (*Calluna vulgaris*) et la myrtille (*Vaccinium myrtillus*) font parties des plantes clés pour le cerf élaphe. PALMER *et al.* (2003) ont eux aussi constaté, sur base d'un comptage des fumées, qu'en hiver le cerf fréquentait davantage les placettes en zone de refuge avec un recouvrement élevé en callune et en myrtille. Des études plus anciennes ont montré le taux de recouvrement de la callune était un bon indicateur de la densité de cerf, dans la mesure où le recouvrement de *Calluna vulgaris* diminuait avec l'augmentation des densités animales (GRANT *et al.*, 1981, cité par SCHUTZ *et al.*, 2002). Enfin, BALTZINGER (2003) a pour sa part observé qu'en hiver, les cerfs sélectionnent leur site de repos en utilisant le recouvrement semi-ligneux comme protection.

Pareillement, HESTER *et al.* (1999) ont montré que dans les landes à bruyère en mosaïques avec des prairies semi-naturelles, le cerf se couche exclusivement dans la callune.

Tous ces éléments nous indiquent que le recouvrement de la callune pourrait effectivement constituer un facteur de sélection de l'habitat, indiquant soit des sites de repos, soit des sites d'alimentation. Il faut cependant rester prudent dans l'interprétation de ces résultats. Même s'il s'agit d'une plante vraisemblablement recherchée par le cerf, c'est peut-être une autre variable de l'habitat, non mesurée lors de nos relevés (variable dite «cachée»), qui explique l'abondance des fumées. Il se peut que ce soit une combinaison de variables liée au milieu où pousse la callune qui soit attractive pour le cerf. De fait, dans le site d'étude, la callune était abondante de manière très localisée, dans des zones peu accessibles, exposées au soleil, sur des sols secs et pentus. Dans ces zones, la callune formait un tapis continu sur des étendues assez importantes par rapport au reste du site d'étude. La topographie (sol en pente) joue peut-être ici un effet de variable cachée. La topographie intervient dans la valeur de refuge de l'habitat du cerf (BALTZINGER, 2003) car elle influence l'accessibilité et la visibilité du milieu. La topographie intervient également dans la valeur alimentaire d'un site, puisque le cerf montre une forte préférence à pâturer soit en montant une pente, soit en travers d'une pente (HESTER *et al.*, 1999). Ailleurs dans le site d'étude, la callune n'était présente que de manière très ponctuelle et très peu abondante. La figure 22 nous montre une carte de la distribution de la callune dans la zone d'étude (obtenue par interpolation linéaire des relevés systématiques), superposée avec l'abondance des fumées.

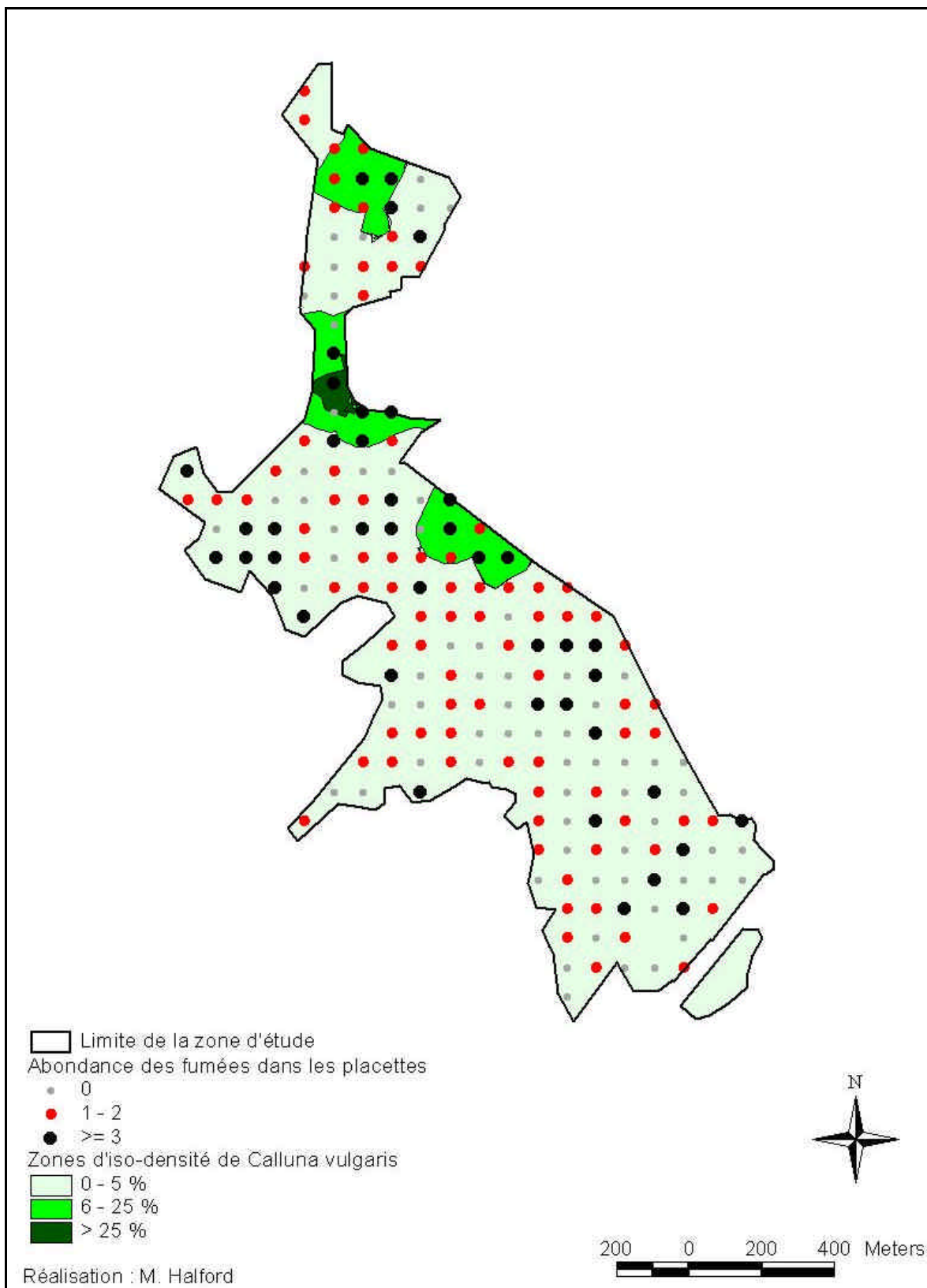


Figure 22 : Représentation cartographique de l'abondance des fumées et du taux de recouvrement de *Calluna vulgaris* dans la zone d'étude

Visibilité

La sélection de cette variable reflète l'observation selon laquelle nous comptons beaucoup de fumées dans les zones où la végétation formait un écran visuel important. Ces zones étaient principalement des jeunes pessières denses et non élaguées. La figure 23 montre une cartographie de la visibilité superposée avec l'abondance des fumées. Il n'est pas étonnant que cette variable soit sélectionnée dans notre modèle puisque le cerf est largement réputé pour être une espèce très sensible au dérangement. Nous savons que dans les forêts fortement perturbées par les activités humaines, le cerf passe beaucoup de temps dans les zones de remise pendant la journée, tandis que les milieux ouverts sont plutôt fréquentés pendant la nuit. Il se trouve que la forêt de Saint-Hubert est de ce point de vue un biotope particulièrement perturbé (forte fréquentation touristique, exploitation forestière, activités cynégétique très développée).

D'autre part, selon BALTZINGER (2003), la valeur de refuge du milieu forestier est tout aussi importante que sa valeur alimentaire. Cette valeur de refuge correspond aux différentes sources de couvert du milieu : végétation et topographie. Les remises d'épicéas, sous forme de jeunes pessières, offrent de ce point de vue une excellente valeur de refuge. Ces peuplements sont fréquentés en toutes saisons. En été, ils offrent un abri contre les insectes et la chaleur, tandis qu'en hiver ils protègent des intempéries et des vents froids, tout en limitant la couche de neige au sol. Selon LICOPPE (2003), les jeunes peuplements résineux et les peuplements résineux situés en lisière sont des habitats préférés dans presque tous les cas de figure par les cerfs adultes. De même, BALTZINGER (2003) a démontré que les sites de repos du cerf sont préférentiellement situés dans les jeunes plantations résineuses, aussi bien en été qu'en hiver.

Nos résultats sont en accord avec toutes ces observations et confirment que dans notre site d'étude, les milieux à grande valeur de refuge sont fortement fréquentés par le cerf. Par contre dans les biotopes moins perturbés disposant de grandes étendues ouvertes (comme dans les Hautes Fagnes), on peut observer la tendance inverse : là, il n'est pas rare que le cerf se couche en plein centre d'un milieu ouvert, à la condition que la superficie de la plaine soit suffisamment importante. Dans ces conditions, lorsque la visibilité est très bonne et que le cerf peut voir à 100 - 200 mètres à la ronde, il retrouve alors ses anciennes habitudes d'espèce inféodée aux plaines.

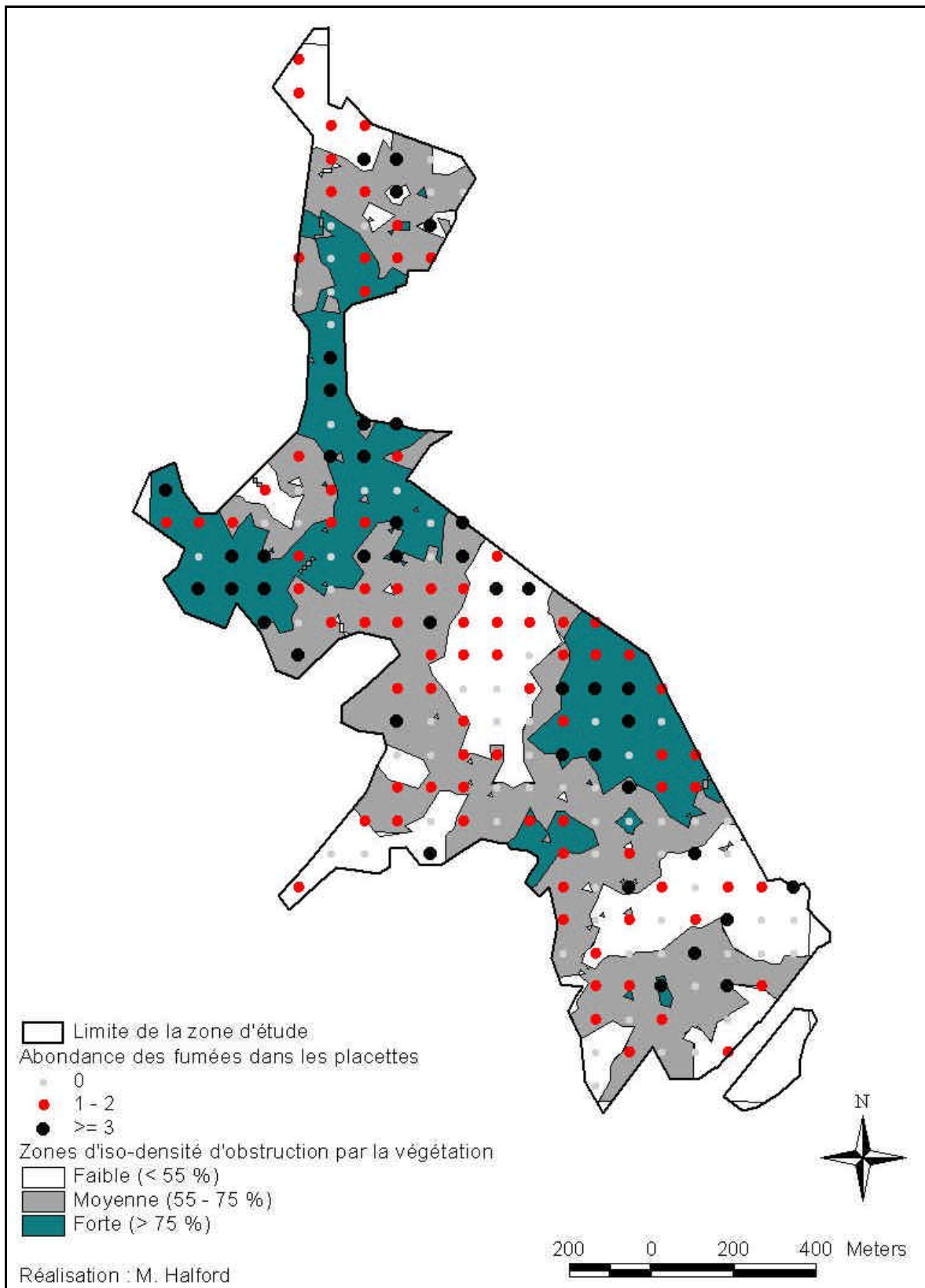


Figure 23 : Représentation cartographique de l'abondance des fumées et de la visibilité dans la zone d'étude

Hétérogénéité

La sélection de cette variable exprime la corrélation entre l'abondance des fumées et la diversité des habitats. Pour rappel, l'hétérogénéité reflète le nombre de types d'habitat présents (milieux ouverts, résineux clairs, résineux fermés, feuillus) dans un rayon de 50 mètres autour nos placettes. L'interprétation la plus plausible est que le cerf fréquente préférentiellement les milieux diversifiés, avec plusieurs types d'habitat adjacents. Ce résultat est somme toute assez logique puisque dans la littérature, il est souvent mentionné que l'habitat de prédilection du cerf est la forêt mélangée et variée, alternant zones de remise, trouées de grandes dimensions et zones de sous-bois dégagé. Notre modèle confirme cette connaissance empirique de l'espèce. Les zones favorables au cerf sont vraisemblablement celles qui répondent à ses différentes exigences biologiques, aussi bien en terme d'alimentation que de couvert. Il semble que l'hétérogénéité telle que nous l'avons relevé en est une bonne mesure. La proximité, dans un endroit donné, de milieux ouverts, de peuplements résineux et/ou feuillus ne peut être que favorable au cerf puisque c'est autant de fonctions que le milieu peut jouer pour cette espèce.

De plus, l'hétérogénéité semble également être un bon indice de « l'effet lisière », ou plutôt de la présence de lisière. En effet, dans la zone d'étude, l'hétérogénéité exprimait essentiellement une alternance de milieux ouverts, de jeunes peuplements résineux et de peuplements résineux plus âgés. Or, à chaque fois que 2 de ces 3 habitats se côtoyaient, c'est qu'une lisière était systématiquement présente. D'après LICOPPE *et al.* (2003), les lisières résineuses sont préférentiellement utilisées par les cerfs adultes, tandis que les milieux ouverts situés en lisières ainsi que les peuplements résineux situés en lisières sont préférés par les faons (Annexe I.5.). Nos résultats vont aussi dans ce sens.

7.2.2. MODELE DE REGRESSION LOGISTIQUE BINAIRE

Deux variables sont reprises dans ce modèle : (1) l'hétérogénéité ; (2) la visibilité. L'évènement que nous modélisons est une forte présence de fumées (= 3 tas de fumées). Les deux variables sont positivement corrélées à l'évènement.

Il est inutile d'interpréter encore une fois la signification de ces deux variables. Elle se justifie de la même façon que pour le modèle de régression linéaire multiple. Le choix de ces deux variables confirme notre modèle linéaire. Nous voyons que le taux de recouvrement de la bruyère n'a pas été sélectionné dans le modèle logistique, au seuil de 5 % ($p < 0,05$). Elle l'est au seuil de 10 % ($p < 0,1$).

La régression logistique est particulièrement intéressante car elle permet de modéliser la probabilité de l'évènement en fonction de nos deux variables explicatives :

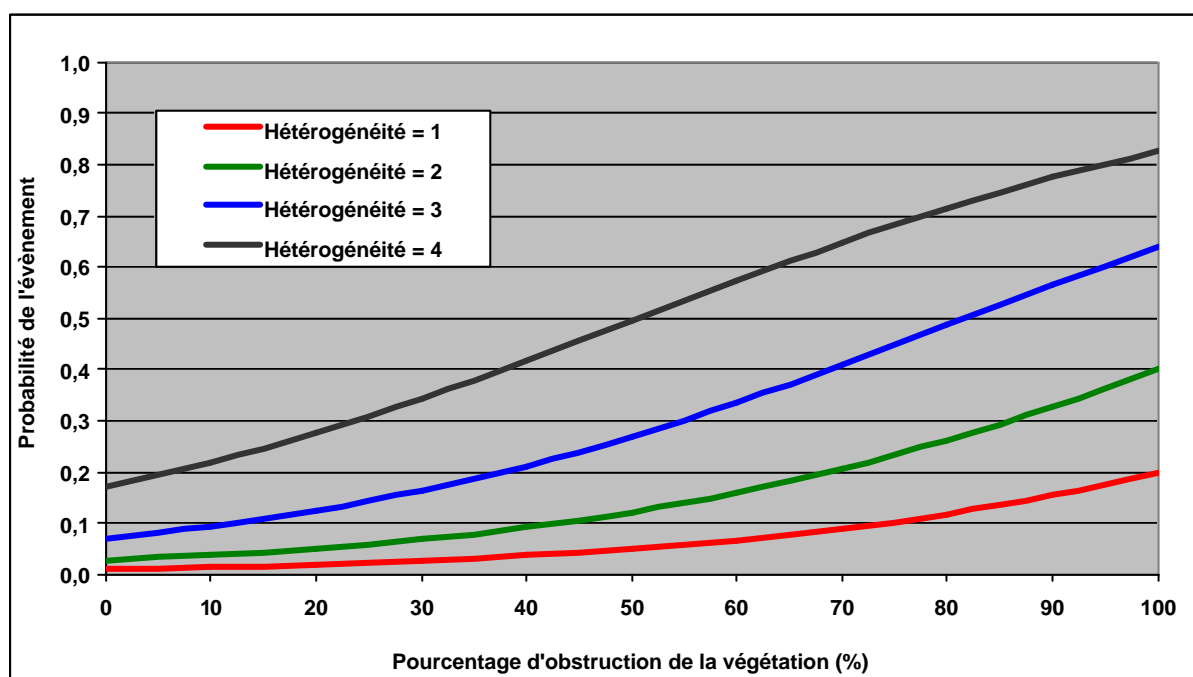


Figure 24 : Evolution de la probabilité de l'évènement en fonction de la visibilité et de l'hétérogénéité du milieu

La figure 27 nous montre par exemple qu'en milieu homogène (hétérogénéité = 1), c'est-à-dire dans les zones où il n'y a qu'un type d'habitat dans un rayon de 50 mètres, la probabilité

d'une forte présence de fumées évolue de manière croissante avec l'obstruction par la végétation. Lorsque cette dernière est nulle, la probabilité de l'évènement est pratiquement nulle. Autrement dit, il y a très peu de chance de trouver beaucoup de fumées dans un milieu homogène où il n'y a aucun écran visuel formé par la végétation (obstruction par la végétation = 0 %). Par contre, cette probabilité atteint environ 20 % lorsque la végétation forme un écran visuel bien compact (obstruction par la végétation = 100%).

On voit également que dans un milieu fort hétérogène (hétérogénéité = 4), où l'obstruction par la végétation est maximale, la probabilité d'une forte présence de fumées est d'environ 82%. Il y a plus de 8 chances sur 10 de compter plus de 3 tas de fumées par placette dans ce type de milieu. Nous en déduisons que ces milieux sont fortement fréquentés par le cerf. Les zones caractérisées par de telles variables de l'habitat devraient faire l'objet d'une attention particulière en terme d'aménagement cynégétique ou de mesures préventives contre les dégâts forestiers. Nous aborderons ce point par après (§ 7.3.).

7.2.3. CONCLUSIONS

L'objectif de cette partie du travail est d'identifier certaines variables-clés de l'habitat du cerf afin d'optimiser l'aménagement des sites LIFE, et de manière plus générale, l'aménagement forestier.

La méthode utilisée a permis d'identifier 3 variables qui semblent être particulièrement importante pour le cerf : le taux de recouvrement de la callune (*Calluna vulgaris*) ; (2) la visibilité ; (3) l'hétérogénéité ; (1). Nous en concluons que le cerf semble fréquenter préférentiellement les zones où (1) la callune est abondante ; (2) la végétation forme un écran visuel important ; (3) les types d'habitats sont multiples et variés. Concernant la première variable, il faut préciser que dans notre site d'étude, il est possible que ce ne soit pas la callune en tant que telle qui constitue un facteur de sélection, mais peut-être le milieu où pousse la callune, à savoir des zones peu accessibles, exposée au soleil en été, caractérisées par des sols secs et pentus. Un tableau synthétique permet de comparer nos résultats avec ceux d'autres auteurs (Tableau 9).

Par ailleurs, il est essentiel de prendre en considération le fait que les modèles de régression élaborés dans la présente étude permettent de prédire l'abondance ou la présence de fumées. Il faut ensuite établir la relation entre cet indice de présence et la fréquentation réelle par le cerf. D'après les études sur le sujet, il semble que cet indice de présence reflète préférentiellement des sites de repos, voire éventuellement des sites d'alimentation. Dans notre cas, l'abondance des fumées dans les jeunes plantations résineuses tend plutôt à indiquer des sites de repos.

A priori, on pourrait s'étonner de la faible valeur du coefficient de détermination (~ 25 %). Il faut dire que la sélectivité du cerf pour son habitat repose sur des processus complexes. Dans cette étude, nous n'avons pas une liste exhaustive des variables susceptibles d'influencer l'occupation du milieu par le cerf. Nous n'avons mesuré ici qu'un certain nombre de variables écologiques. De nombreux autres facteurs déterminent la présence du cerf en milieu forestier, comme les facteurs (micro)-climatiques, éthologiques, anthropiques, etc. Mais ces paramètres sont plus difficilement quantifiables sur le terrain dans le cadre d'un dispositif d'échantillonnage. A vrai dire, étant donné le temps et les moyens limités dont nous disposons, il est encourageant de constater qu'avec les quelques variables mesurées, nous

parvenons tout de même à expliquer $\frac{1}{4}$ de la variabilité totale de l'indice de présence. La faible valeur du coefficient de détermination n'enlève rien au caractère significatif (au sens statistique du terme) des variables sélectionnées. C'est d'ailleurs la raison pour laquelle nous avons préféré être rigoureux dans le processus de sélection des variables, en imposant un seuil de 5 %. Toutes les variables sélectionnées contribuent significativement aux régressions. Il serait néanmoins très intéressant d'approfondir la méthode à plus grande échelle, en intégrant d'autres variables du milieu, afin d'obtenir un modèle suffisamment explicatif que pour nous permettre de prédire avec précision la présence du cerf en fonction son environnement. Un tel modèle trouverait des applications dans l'aménagement forestier, essentiellement en matière d'aménagement cynégétique, de lutte préventive contre les dégâts forestier, mais aussi en biologie de la conservation (modélisation des impacts des modifications du milieu sur l'abondance de l'espèce).

Tableau 9 : Tableau comparatif des variables sélectionnées dans des modèles de régression issus de différentes études (les signes + et – désignent des corrélations positives ou négatives avec la présence du cerf)

Variables sélectionnées	Espèce	Objet de l'étude	Zone d'étude	Source
Nombre de peuplements forestiers présents dans un rayon de 100 à 400 m (-) Les chemins forestiers entre 200 et 400 m (+) Présence du sous étage et du mort bois à moins de 1 m (+) Masse abrutie (+) Présence de l'aubépine et du chêne (+)	<i>Cervus elaphus</i> (cerf élaphe)	Sélection de l'habitat	France	Morellet <i>et al.</i> (1996)
Altitude (-) Recouvrement de la myrtille et de la callune (+)	<i>Cervus elaphus</i> (cerf élaphe)	Sélection de l'habitat	Ecosse	Palmer <i>et al.</i> (2003)
Distance aux lisières (+) Recouvrement semi-ligneux (+) Recouvrement du sous-étage résineux (+) Recouvrement des aiguilles au sol (+) Couvert latéral à moins de 50 cm du sol (+)	<i>Cervus elaphus</i> (cerf élaphe)	Sélection des sites de reposées	France	Baltzinger (2003)
Type de peuplement Couvert en conifères (+) Quantité de tiges arbustives feuillues disponibles (+) Diamètre moyen des arbres d'espèces décidues (-)	<i>Odocoileus virginianus</i> (cerf de Virginie)	Sélection de l'habitat	Québec	Dumont <i>et al.</i> (1998)
Nombre d'habitat dans un rayon de 50 m (+) Pourcentage d'obstruction par la végétation (+) Recouvrement de la callune (+)	<i>Cervus elaphus</i> (cerf élaphe)	Sélection de l'habitat	Belgique	Halford (2005)

7.3. PROPOSITIONS DE MESURES DE GESTION ET/OU D'AMENAGEMENT DES SITES LIFE VIS-A-VIS DU CERF

La finalité de notre étude se veut avant tout pragmatique. Pour que le projet LIFE contribue pleinement à l'amélioration de la capacité d'accueil du milieu vis-à-vis du gibier, quelques recommandations s'imposent par rapport aux nombreux travaux d'aménagements prévus sur les 4 années du projet. Au vu des résultats, nous allons donner quelques lignes directrices spécifiquement adaptées au cerf.

Mesures concernant l'aménagement des gagnages naturels

Nous avons vu que les sites LIFE peuvent servir de gagnages naturels. Parmi les sites inventoriés, les tourbières boisées, les landes à bruyère, les fonds de vallées et les prairies humides constituent des milieux dont la valeur alimentaire est particulièrement importante. S'il fallait cibler la restauration de certains sites pour augmenter efficacement les disponibilités alimentaires à court terme, il semble qu'il faille prioritairement se concentrer sur ces milieux. Toutes les mesures favorables au maintien de ces habitats peuvent être recommandées. Plus spécifiquement, nous préconisons les mesures suivantes :

1. Concernant les tourbières boisées et les landes à bruyère, il faut favoriser le développement des deux groupes d'espèces des genres *Vaccinium* et *Calluna*, particulièrement recherchées par le cerf. Dans le cas de la boulaie tourbeuse, par exemple, le rajeunissement des taillis et l'entretien de petites clairières permettront le développement de tapis d'éricacées. Il faut en tous cas éviter à tout prix le drainage et la plantation d'essences de substitution, autres que celles typiques de cet habitat. Dans le cas de la lande à bruyère, la principale mesure conservatoire consistera à éviter la recolonisation forestière en : (1) éliminant les ligneux envahissants ; (2) entretenant le milieu par fauche (ou débroussaillage) avec exportation des produits ou bien par pâturage extensif. Ces pratiques extensives maintiendront le faciès de type lande, caractérisé par la dominance de sous-arbrisseaux ou d'arbrisseaux sempervirents préférentiellement appréciés par le cerf, comme la callune (*Calluna vulgaris*), la bruyère quaternée (*Erica tetralix*) ou encore les genêts (*Genista sp.*). Certains ligneux comme les saules (surtout ceux à

oreillette) pourront néanmoins être maintenus car ils offrent un important potentiel de brout. Ils seront maintenus bas par un abrouissement intense et régulier tout au long de l'année. Ce prélèvement diminuera la pression sur les régénérations naturelles d'essences de production (FICHANT, 1990). L'étrépage est également une technique utilisée pour restaurer les landes à bruyère dégradées par l'envahissement par la molinie et/ou les ligneux. Une autre opération complémentaire consiste à effectuer un semis de bruyère en répandant à même le sol des infrutescences récoltées à maturité (GATHY *et al.*, 1990).

2. Dans le cas des prairies humides et des pelouses acidiphiles, telles que l'on en retrouve dans notre zone d'étude, on maintiendra l'ouverture du milieu à l'aide des mêmes mesures que celles appliquées pour les landes (élimination des ligneux, fauche ou pâturage). La fauche annuelle reste cependant la meilleure gestion possible pour maintenir la diversité botanique (PEETERS *et al.*, 2000). Ces formations, pauvres en éléments minéraux, développeront dans ce cas-ci une végétation herbacée courte et peu productive. Ces gagnages naturels seront d'autant plus attractifs pour le cerf, qui, d'un point de vue alimentaire, préfère une herbe tendre et rase plutôt que des graminées hautes et peu digestes. Rappelons les herbages (naturels ou artificiels) occupent une part importante du régime alimentaire du cerf. De ce point de vue, la canche flexueuse (*Deschampsia flexuosa*), espèce présente dans les sites LIFE, devrait faire l'objet d'une attention particulière. En effet, cette graminée est intéressante à plus d'un titre car (1) elle est largement en avance sur les autres végétaux et est une des rares herbacées à pousser en hiver ; (2) elle possède des teneurs en nutriments légèrement supérieures à ceux des gagnages non amendés. Vu l'importance alimentaire de cette graminée pour le cerf en période automnale et hivernale, il peut être envisageable d'amender les tapis continus de cette plante en sous-bois forestier (FICHANT, 2003), ou bien de favoriser son développement là où elle est présente.
3. Le maintien de la diversité végétale des fonds de vallées nécessite pour sa part un fauchage tardif vers le milieu du mois de juillet et un pâturage d'arrière-saison (PEETERS *et al.*, 2000). Le cerf peut ici jouer un rôle dans la lutte contre la recolonisation forestière, puisqu'il influence fortement les ligneux en les maintenant très bas et en évitant leur développement. Il faut cependant admettre que dans ces milieux, les animaux, à moins de développer une population animale très dense, sont incapables de préserver intégralement leur potentiel alimentaire sans intervention de l'homme (FICHANT, 1990).

Mesures plus générales concernant l'aménagement de l'habitat du cerf

Les mesures que nous proposons ici s'appliquent avant tout à la Fagne Massa, site expérimental d'où nos modèles de régression sont dérivés. Nous pensons néanmoins que ces mesures peuvent s'appliquer à d'autres milieux similaires. Au vu des trois variables-clés mises en évidence par nos modèles, nous proposons les mesures suivantes :

1. Maintenir des zones refuge sous forme de remise de résineux dans l'ensemble du massif. Les jeunes plantations résineuses remplissent bien cette fonction. L'organisation des domaines vitaux est d'ailleurs conditionnée par la présence de fourrés résineux (LICOPPE, 2003). Etant donné que le projet LIFE prévoit la mise à blanc de plusieurs centaines d'hectares de pessières, nous recommandons de maintenir ça et là des bouquets de résineux puisque ces milieux constituent vraisemblablement de sites de repos particulièrement appréciés par le cerf. En feuillus, le maintien en régime de type taillis ou taillis sous futaie pourrait également remplir ce rôle, si le taillis est suffisamment dense. Les fonds de vallées peuvent également jouer un rôle de remise.
2. Diversifier les types d'habitats en alternant, dans la mesure du possible, milieux ouverts, peuplements résineux et peuplement feuillus en régénération naturelle. Cette mesure est conforme aux recommandations de DE CROMBRUGGHE (1989), qui propose de tendre vers une répartition en mosaïque par groupes ou par bouquets des résineux et feuillus tout en ménageant un réseau de friches et clairières.
3. Favoriser le développement des espèces du genre *Calluna*, et, par extension, des éricacées. De manière plus générale, il faut maintenir les milieux où poussent ces espèces, à savoir les landes humides, les landes sèches, les prairies humides, les bois clairs, les lisières forestières et les milieux tourbeux. Tous ces habitats sont favorables au cerf.

D'autre part, le modèle de régression logistique nous permet déjà de formuler quelques recommandations en terme de lutte préventive contre les dégâts forestiers. Nous supposons que les zones à risques sont les plantations forestières où notre modèle prédit une probabilité élevée de forte présence du cerf. Selon notre étude, ces zones seraient les milieux forts hétérogènes caractérisés par une végétation dense formant un écran visuel important. Pour être plus précis, notre modèle prédit que dans notre site expérimental, les milieux caractérisés

par une hétérogénéité de 3 ou 4 (c'est-à-dire où on dénombre 3 ou 4 types d'habitat, tels qu'ils ont été défini plus haut, dans un rayon de 50 m), et un pourcentage d'obstruction par la végétation supérieur à 80 % (c'est-à-dire où 3/4 de la hauteur d'une mire de 2 m est cachée par la végétation à 25 mètres de distance dans les 4 coins cardinaux) ont plus d'une chance sur deux d'être fortement fréquentés par le cerf (probabilité de l'évènement = 50 %). Nous avons localisé ces zones en bleu sur une carte (Annexe I6.). Nous en déduisons que les zones à risques sont surtout les zones de refuge. Ces zones devraient faire l'objet d'une attention particulière. Pour éviter les dégâts d'origine alimentaire (abrutissement et/ou écorcement) sur les essences de production, il faudrait mettre à disposition du cerf une alimentation plus attractive aux alentours. Selon JADOUL *et al.* (1990), quelques techniques simples et peu coûteuses peuvent être utilisées avec beaucoup d'efficacité. Par exemple, l'implantation d'essences secondaires qui se multiplient par bouturage, comme les cornouillers (*Cornus sp.*), le troène (*Ligustrum vulgare*), les peupliers (*Populus sp.*) et les saules (*Salix sp.*). Comme les dégâts ont principalement lieu en hiver et au début du printemps, c'est surtout pendant cette période qu'il faudra veiller à ce que le milieu offre une nourriture en suffisance. Le développement de la ronce (*Rubus fruticosus*) et la canche flexueuse (*Deschampsia flexuosa*) doit être favorisé. Ces deux espèces présentent le double avantage d'être à la fois préférentiellement appréciées par le cerf et disponibles en période hivernale. Il est également conseillé d'adapter les choix sylvicoles en fonction de la sensibilité des essences aux dégâts dans les zones à risques. D'après CLIGNEZ (2002), certaines essences de production sont plus résistantes aux dégâts d'abrutissement, comme le hêtre (*Fagus sylvatica*), les tilleuls (*Tilia sp.*) et les bouleaux (*Betula sp.*).

Impact du cerf sur la végétation

L'impact des cervidés sur la végétation est une préoccupation majeure dans la gestion du projet LIFE. En effet, il existe un risque que des densités animales trop élevées puissent empêcher, par surpécoration, le développement de la végétation nécessaire à la restauration des milieux. Ce problème concerne tout particulièrement la régénération des essences feuillues. Par ailleurs, le projet prévoit également d'importantes coupes de parcelles d'épicéas, ainsi que la mise en pâture de certains milieux (environ 100 ha) par un troupeau de moutons. Toutes ces opérations suscitent quelques interrogations : (1) quelle est l'influence du pâturage par le cerf sur la végétation ? (2) quel risque existe-il sur la régénération forestière ?

(3) le cerf fréquente-t-il les coupes forestières et quels rôles peuvent-elles remplir pour cette espèce ? Pour y répondre, nous proposons de faire rapidement le point sur la question.

En général, les botanistes ne peuvent mettre en évidence une incidence de l'impact de la densité animale sur la biodiversité de la végétation forestière. A ce jour, des dégâts écologiques irréversibles n'ont pu être mis en évidence (CARMIGNOLA, 2001, cité par FICHANT, 2003). Toutefois, en cas de surpécoration, la diversité du sous-bois diminue provisoirement. L'absence complète des herbivores en forêts conduit, par contre, à un appauvrissement de la flore du sous-bois à cause de la concurrence des espèces pour la lumière (FICHANT, 2003). VELLEND *et al.* (2003) ont montré que le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) joue un rôle important dans la dispersion à longue distance de nombreuses plantes (plusieurs centaines), et plus particulièrement des herbes forestières, en transportant les graines à des centaines de mètres des plantes-mères, voire même occasionnellement à plus de 3 km.

SCHÜTZ *et al.* (2003) ont pour leur part montré qu'en milieu prairial, il existe une corrélation positive et hautement significative entre le nombre d'espèces de plantes et la densité de cerf (*Cervus elaphus*), où la richesse spécifique augmente avec la densité. VIRTANEN *et al.* (2002) confirment en partie ces résultats, puisqu'ils disent que le pâturage par le cerf entretient la diversité végétale dans les prairies riches à *Agrostis* et à *Fétuques*. Les prés riches sont largement préférés par le cerf et sont plus fréquentés que les landes à bruyère et les prairies à molinie (CLUTTON-BROCK *et al.*, 1989, cités par VIRTANEN *et al.*, 2002). La végétation des landes (humides ou sèches) peut néanmoins être affectée par la présence du cerf. Par exemple, il a été démontré que le recouvrement de *Calluna vulgaris* peut diminuer avec des densités élevées de cerf (GRANT *et al.*, 1981 ; cités par VIRANEN *et al.*, 2002). Selon HESTER *et al.* (1999), le pâturage par le cerf est susceptible de causer plus de dégâts à la bruyère que le pâturage par le mouton, tout spécialement pour la bruyère située en bordure des portions d'herbes.

PALMER *et al.* (2004) ont étudié le rôle des ongulés et des invertébrés sur la régénération des chênaies atlantiques. Ils ont constaté que les dégâts dus aux invertébrés affectaient la majorité des plants de chênes, et que l'abroustissement n'était que faiblement corrélé à la pression de pâturage estimée par les ongulés. Selon eux, la régénération du chêne est un phénomène complexe impliquant de nombreux facteurs, et il est impossible d'évaluer un seuil de densité de cervidés qui permette d'assurer la régénération. Les résultats de VIRTANEN *et al.* (2002)

vont dans ce sens, puisqu'ils ont montré que même dans des enclos où le cerf était exclu depuis plus de 20 ans, la régénération forestière était faible. AMMER (1996) affirme quant à lui que les ongulés ont un impact très important sur la structure et la dynamique de la régénération de la forêt. Sans abroustissement, le taux de croissance et la composition végétale de la régénération naturelle sont principalement déterminés par les conditions de lumière, dérivant à leurs tours des traitements sylvicoles. Selon lui, l'impact des ongulés change catégoriquement la situation : un pourcentage élevé de plants de sapin et d'érable sycomore sont endommagés ; le taux de survie des plants de sapin plus âgés sont drastiquement réduits ; et enfin la hauteur de toutes les espèces, sauf l'épicéa, diminue de manière significative. Enfin, selon REIMOSER *et al.* (1996), l'impact de l'abroustissement et de l'écorcement dépend de façon marquée des techniques sylvicoles. Par exemple, les coupes à blanc sont attractives pour les cervidés. De même, parcelles gérées par coupes en bandes présentent une forte prédisposition aux dégâts de gibier. Par contre, une sylviculture sélective induit un système plus équilibré avec un moindre impact des ongulés sur la végétation forestière. Conformément à PALMER, ils affirment que des taux importants de dégâts d'abroustissement ne doivent pas être associés à des densités élevées de cervidés, mais plutôt une gestion forestière mal adaptée. FICHANT (2003) confirme ce constat car d'après lui, une harde de non boisés ou un faon isolé pendant quelques jours commettent les mêmes dommages dans une plantation de chêne.

LYON *et al.* (1980) ont étudié la fréquentation des coupes à blanc par le wapiti (*Cervus elaphus nelsoni*), le cerf mulot (*Odocoileus hemionus*) et le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*). Ils mentionnent que ces animaux fréquentent les mises à blanc à la recherche d'une meilleure nourriture, soit en qualité ou en quantité. Cependant, la fréquentation effective dépend de certains facteurs, comme l'âge de la mise à blanc, sa superficie et la présence ou non d'un couvert résiduel. Les trois espèces préfèrent les coupes où il subsiste un couvert résiduel et où les rémanents ne constituent pas une entrave au déplacement. Une étude antérieure réalisée par DAVIS (1977) avait montré qu'il existait une corrélation positive et significative entre le nombre de plantes présentes dans les coupes et leur fréquentation par le cerf mulot et le wapiti. D'après le faible potentiel alimentaire des mises à blanc récentes à Saint-hubert, nous en déduisons que les coupes rases typiques, où les rémanents sont laissés sur place, sont probablement évitées par le cerf pendant les deux années qui suivent la coupe. Elles sont manifestement très peu attractives.

Sous la lumière de ces constatations, nous pouvons recommander quelques mesures :

1. Afin d'entretenir leur richesse spécifique, les prairies les plus riches et les plus productives peuvent être pâturées par le cerf. Il semble que dans les milieux riches, une forte pression de pâturage induit des changements positifs de végétation, avec disparition ou diminution des espèces caractéristiques des communautés d'herbes de grande taille. Cet élément de réflexion peut servir de guide pour distinguer les zones qui peuvent être pâturées par le cerf, de celles qui ne le doivent pas.
2. Même si aucune relation n'a pu être mise en évidence entre les densités de cervidés et l'intensité des dégâts d'abroussissement ou des dégâts sur la régénération forestière, il conviendrait, par mesure de précaution, de diminuer temporairement les densités animales sur les secteurs concernés par la régénération (ligneuse ou semi-ligneuse) ou de mettre en défend les parcelles concernées. Le développement de certains végétaux, comme ceux du genre *Calluna*, peut être affecté par un surpâturage par le cerf. Or, les éricacées sont assez bien représentatives des milieux concernés par le LIFE. La restauration de plusieurs milieux, comme les landes et certains complexes tourbeux, implique une recolonisation par les éricacées. A priori, s'il fallait cibler la protection de certains sites, il faudrait protéger de la dent du cerf ceux où les éricacées doivent se développer. Le pâturage par les moutons semble être plus approprié pour le permettre.
3. Les recommandations concernant les coupes peuvent différer selon les fonctionnalités que le gestionnaire souhaite leur attribuer pour la grande faune. Si le gestionnaire souhaite rendre les coupes accueillantes pour le cerf, on préconisera plutôt une coupe en lisière ou en bande, ou encore une coupe rase avec réserve de quelques arbres, toujours avec élimination des rémanents. A l'inverse, si le gestionnaire préfère limiter la présence du cerf dans les parcelles coupées, on recommandera alors la coupe rase typique, en laissant les rémanents sur place.
Cependant, nous pensons qu'il est important de tenir compte du potentiel alimentaire des mises à blanc. Nous avons vu que pendant l'année qui suit la coupe, la nourriture disponible est très faible, voire nulle. Si toutes les coupes du LIFE se font en même temps, les années à suivre annonceront pour les cervidés une période de disette. Il serait préférable d'organiser les coupes de manière à éviter que toutes les parcelles concernées présentent en même temps un potentiel alimentaire minimum.

Il reste cependant difficile de prévoir l'impact réel - positif ou négatif - que le cerf pourrait avoir sur la végétation. Le cerf peut à la fois contribuer au maintien de certains milieux (les fonds de vallées, les prairies humides, les pelouses acidiphiles, etc.), tout comme il peut en dégrader d'autres en voie de restauration (les landes à bruyère, les jeunes plantations feuillues, etc.) (Annexe I.7.). Nous avons vu qu'il peut aussi bien jouer un rôle favorable (dissémination des graines, dispersion des végétaux, maintien de la diversité végétale et de l'ouverture des milieux, etc.) que défavorable (abrouissement et écorcement, surpécoration, etc.). Encore une fois, tout est question d'équilibre entre la charge (les densités animales) et la capacité d'accueil du milieu (nourriture, couvert et quiétude). Nous savons d'ores et déjà qu'à Saint-Hubert, la charge est élevée et la capacité médiocre. C'est une situation critique où toute modification négative de l'habitat peut avoir des conséquences fâcheuses. Il est évident que si la nourriture vient à manquer, le cerf se rabattra, comme il l'a toujours fait, sur les essences de production. On peut alors effectivement craindre pour la régénération forestière. Nous pensons que les effets positifs du projet LIFE sur la végétation ne se mesureront qu'à moyen ou à long terme, le temps que les milieux soient restaurés et que la végétation exprime pleinement son potentiel alimentaire. A court terme, des effets négatifs doivent être envisagés. Il est fort probable que les travaux d'aménagements engendrent une chute temporaire des disponibilités alimentaires, avec les conséquences possibles que nous connaissons, tant sur le milieu que sur la santé des animaux. C'est au gestionnaire d'anticiper cette éventualité en prenant les mesures nécessaires : soit diminuer la charge au moyen d'un plan de tir raisonné, soit augmenter la quantité de nourriture disponible (nourrissage supplétif ou installation de gagnage artificiel) durant la période critique

7.4. CONCLUSION GENERALE

Etant donné les problèmes de déséquilibre forêt - gibier à Saint-Hubert, que pouvons-nous attendre du projet LIFE sur l'amélioration de l'habitat du cerf ?

Nos résultats ont montré que certains milieux humides et tourbeux peuvent parfaitement remplir un rôle de gagnages naturels. Nous pouvons donc conclure que la restauration de ces milieux permettra d'augmenter significativement la valeur alimentaire de la forêt. A terme, sous réserve d'un contrôle rigoureux des populations de cerfs, une telle augmentation ne pourra avoir que des retombées positives dans l'aménagement forestier, comme la réduction des dégâts sur les peuplements de production, la réduction des coûts relatifs aux aménagements cynégétiques et aux nourrissages supplémentifs ou dissuasifs, mais aussi sur la biologie de l'espèce qui, dans un habitat de qualité, sera caractérisées par des individus sains et bien portants. C'est là, il nous semble, une très belle opportunité de satisfaire les exigences propres à deux pôles d'activités particulièrement importants dans la forêt de Saint-Hubert, à savoir la sylviculture et la chasse.

Cependant, à court terme, des effets négatifs sur l'habitat sont à craindre. Il est probable que dans un premier temps, les travaux d'aménagement (abattages, coupes à blanc, débroussaillages, étrépages, etc.) perturbent le milieu. Ces modifications peuvent avoir un impact plutôt négatif sur la capacité d'accueil du milieu, tant au niveau de la valeur alimentaire que de valeur de refuge. En effet, nous avons vu par exemple que dans les parcelles défrichées, la valeur alimentaire du milieu est très faible pendant l'année qui suit la coupe. Il en va certainement de même pour les parcelles étrépees. Les travaux d'abattage, de broyage et de débroussaillage vont pour leur part diminuer la valeur de refuge des milieux. Ces perturbations pourraient affecter l'utilisation de l'habitat du cerf. Que pouvons-nous faire pour minimiser les impacts de ces perturbations ? Comment aménager le milieu de sorte à ce qu'il reste accueillant pour le cerf ? Les variables mises en évidence par nos modèles de régression peuvent être utilisées pour répondre à ces questions. Parmi ces variables, nous en retiendront deux qui sont facilement contrôlables par le gestionnaire : (1) la visibilité du milieu et (2) l'hétérogénéité de l'habitat. Nous en concluons que si des zones favorables au

cerf doivent être maintenues, elles doivent être caractérisées par (1) la présence de remises sous la forme de jeunes peuplements résineux ou, éventuellement, sous la forme d'une autre formation végétale formant un écran visuel suffisamment important (par exemple les taillis denses, les taillis sous futaie ou encore les lisières avec sous-bois développé) ; (2) un habitat hétérogène alternant si possible des bouquets ou des portions de milieux ouverts, de peuplements résineux et de peuplements feuillus.

Cette étude a montré certaines perspectives de la modélisation de l'utilisation de l'habitat du cerf. Il serait intéressant d'approfondir la méthode à plus grande échelle, en intégrant un plus grand nombre de variables explicatives. L'élaboration de modèles suffisamment explicatifs (avec un coefficient de détermination élevé) permettrait de prédire la présence de l'espèce en fonction de la nature du milieu. Ce type de modèle trouverait quelques applications pratiques dans divers domaines comme l'aménagement forestier (prédiction des risques de dégâts), l'aménagement cynégétique et la biologie de la conservation (prédiction des impacts des modifications de l'habitat sur l'abondance de l'espèce).

8. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMMER C. (1996). Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management* 88 : 43 - 53.
- ALDOUS S.H. (1942). A deer browse survey method. *Journal of mammalogy* : 130-136.
- ALLDREDGE J.R., RATTI J.T. (1986). Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *J. Wildl. Manage.* 50(1) : 157-165.
- ALLDREDGE J.R., RATTI J.T. (1992). Further comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *J. Wildl. Manage.* 56(1) : 1-9.
- ANONYME (2003). Projet LIFE : Restauration des milieux tourbeux du Plateau de Saint-Hubert. Formulaire de candidature. Belgique. 74 pp.
- BALTZINGER C. (2003). Sélection des sites de repos par le cerf (*Cervus elaphus L.*) et le chevreuil (*Capreolus capreolus L.*) vivant en sympatrie en forêt tempérée de moyenne montagne. Thèse de doctorat. Ecole nationale du génie rural, des eaux et des forêts. 171 pp.
- BOBEK B., BERGSTORM R. (1978). A rapid method of browse biomass estimation in a forest habitat. *Journal of Range Management* 6: 456-458.
- BOBEK B., WEINER J., ZIELINSKI J. (1972). Food supply and its consumption by deer in a deciduous forest of southern Poland. *Acta theriologica* 15: 187-202.
- BOULANGER J.G., POOLE K.J., GWILLIAM J., WOODS G.P., KREBS J., PARFITT I. (2000). Winter habitat selection by white-tailed deer in the Pend d'Oreille Valley, Southeastern British Columbia. Ministry of environment, lands and parks. Columbia Basin Fish and Wildlife Compensation Program. British Columbia (Canada). 47 pp.
- BYRON A.M.H. (1973). Distribution patterns of Roe deer (*Capreolus capreolus*) related to the availability of food and cover. *Notes from the mammal society* 42: 271-275.
- BYERS C.R., STEINHORST R.K. (1984). Clarification of a technique for analysis of utilisation-availability data. *J. Wildl. Manage.* 48 (3) : 1050-1053.
- CASAER J. (2003). Analysing roe deer (*Capreolus capreolus L.*) habitat selection : methodological problems and possible solutions. Thèse de doctorat. Université catholique de Leuven. 190 pp.
- COLLINS W.B., URNESS P.J. (1981). Habitat preferences of mule deer as rated by pellet-group distributions. *J. Wildl. Manage.* 45(4) : 969-972.

- DABURON H. (1968). Vers un meilleur aménagement sylvocynégétique par l'inventaire des gagnages à grands gibier. *Rev. For. Fr.* 6 : 376-387.
- DAGNELIE P. (1992). *Statistique théorique et appliquée. Tome 1.* Presse agronomique de Gembloux (Belgique). 492 pp.
- DAGNELIE P. (1975). *Analyse statistique à plusieurs variables.* Presse agronomique de Gembloux (Belgique). 362 pp.
- DATHY P., SCHMITZ I. (1990). Gestion de la lande de Streupas à Angleur (Liège, Belgique) : Aspects techniques et premiers résultats. In : Ministère de la Région Wallonne - DGRNE, Direction de la Nature (eds). *Actes du colloque : Gérer la nature ? Tome II, Anseremme, 17-18-19-20 octobre 1989*, 425-430.
- DE CROMBRUGGHE S.A. (1968). Pratique de l'équilibre forêt-gibier en Belgique. *Bulletin de la Société Royale Forestière de Belgique* 3 : 146-173.
- DE CROMBRUGGHE S.A. (1989). Adéquation de la charge des ongulés sauvages et de leur habitat en Hertongenwald et dans les Hautes-Fagnes. *Cahiers d'éthologie appliquée* 9 : 445-466.
- DE CROMBRUGGHE S.A. (1990). Facteurs de la capacité d'accueil et gestion de l'habitat des grands herbivores sauvages. In : Ministère de la Région Wallonne - DGRNE, Direction de la Nature (eds). *Actes du colloque : Gérer la nature ? Tome II, Anseremme, 17-18-19-20 octobre 1989*, 787-790.
- DE CROMBRUGGHE S.A., LICOPPE A. (2000). *Projet de gestion intégrée du massif forestier de Saint-Hubert – Volet faune sauvage (grands ongulés) et cynégétique.* Ministère de la Région Wallonne (DGRNE). 32 pp.
- DELACRE F. (1993). Contribution à l'élaboration d'un plan d'aménagement cynégétique : évaluation et amélioration des biotopes. *Rapport de la Division Nature et Forêt.* 48 pp.
- DEKEYSER B. (1988). Valeur alimentaire et capacité d'accueil de peuplement-types de l'Ardenne belge pour les cervidés. *Travail de fin d'étude.* Faculté des Sciences Agronomiques de l'Université Catholique de Louvain-la-Neuve. 97pp.
- DUYME F., CLAUSTRIAUX J.J. (2002). *La régression logistique binaire. Notes de statistique et d'informatique.* Faculté universitaire de Gembloux (Belgique). 25 pp.
- EDGE D., MARCUM L. (1989). Determining elk distribution with pellet-group and telemetry techniques. *J. Wildl. Manage.* 53(3): 621-624.

- FICHANT R. (1990). La gestion des fonds de vallées par les cervidés. In : Ministère de la Région Wallonne - DGRNE, Direction de la Nature (eds). Actes du colloque : Gérer la nature ? Tome II, Anseremme, 17-18-19-20 octobre 1989, 461-468.
- FICHANT R. (2003). Le cerf : biologie, comportement et gestion. Editions Cérfaut. Paris (France). 248 pp.
- FONDATION DE LA FAUNE DU QUEBEC (1996). Les ravages du cerf de Virginie Aménagement des boisés et terres privés pour la faune : guide technique 14. 28 pp.
- GEBERT C., VERHEYDEN-TIXIER H. (2001). Variation of diet composition of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. Mammal rev. Vol. 31, n°3 : 189-201.
- GOFFIN R.A., DE CROMBRUGGHE S.A. (1976). Régime alimentaire du cerf (*Cervus elaphus*) et du chevreuil (*Capreolus capreolus*) et critères de capacité stationnelle de leurs habitats. Mammalia 40 : 355-376.
- GRIFFITH B., YOUTIE B.A. (1988). Two devices for estimating foliage density and deer hiding cover. Wildlife Society Bulletin 16(2) : 206 - 210.
- GUIBERT B., MAIZERET C., BALLON P., MONTES E. (1993). Potentialités alimentaires des landes de Gascogne pour le chevreuil (*Capreolus capreolus*) : rôle de la gestion sylvicole. Gibier Faune Sauvage 10 : 21-38.
- GUIBERT B., BALLON P., DENIS M. (1994). Analyses floristiques et inventaires de gagnages en forêt domaniale de Tronçais (Allier – France). Annales Forêts du Cemagref 12, 233 – 251.
- GUILLET C., BERGSTROM R., CEDERLUND G., BERGSTROM J., BALLON P. (1995). Comparison of telemetry and pellet-group counts for determining habitat selectivity by roe deer (*Capreolus capreolus*) in winter. Gibier Faune Sauvage 12: 253-259.
- HESTER A.J., GORDON I.J., BAILLIE G.J., TAPPIN E. (1999). Foraging behaviour of sheep and deer within natural heather/grass mosaics. Journal of applied ecology 36: 133-146.
- HODGETTS B.V., WAAS J.R., MATTHEWS L.R. (1998). The effects of visual and auditory disturbance on the behaviour of red deer (*Cervus elaphus*) at pasture with and without shelter. Applied Animal Behaviour Science 55 : 337 - 351.
- JADOUL G. (2000). L'aménagement de territoires à cervidés. Forêt wallonne 46 : 24-27.
- JADOUL G., VERHOEVEN JP (1990). Le dernier cerf. Editions Du Perron. Bruxelles (Belgique). 181 pp.
- JOHNSON D.H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. Ecology 61(1) : 65-71.

- LAGORY M.K., LAGORY K.E., TAYLOR D.H. (1985). Winter browse availability and use by white-tailed deer in southeastern Indiana. *J. Wildl. Manage* 49 : 120-124.
- LAKIERE V., NORMANT P., BALLON P. (2001). Disponibilités alimentaires pour le chevreuil (*Capreolus capreolus*) dans deux sapinières régulières et jardinée du Second Plateau du Jura. *Rev. For. Fr.* LIII (5) : 511 – 525.
- LEHMKUHL J.F., HANSEN C.A., SLOAN K. (1994). Elk pellet-group decomposition and detectability in coastal forests of Washington. *J. Wildl. Manage.* 58(4) : 664-669.
- LEJEUNE P., ROTHEUDT H., VERRUE V. (2002). Proposition d'une méthode d'inventaire de dégâts frais de cervidés applicable en Région Wallonne : les dégâts d'écorcement. Note technique forestière de Gembloux. Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux. 11pp.
- LEOPOLD B.D., KRAUSMAN, P.R., HERVERT, J.J. (1984). Comment: The pellet-group census technique as an indicator of relative habitat use. *Wildl. Soc. Bull.* 12: 325-326.
- LICOPPE A., LIEVENS J. (1999). Gestion des grands ongulés sauvages en Région Wallonne. Deuxième mandat. Rapport final. Convention entre Région Wallonne et Université Catholique de Louvain. 97 pp.
- LICOPPE A., LIEVENS J. (2001). Gestion des grands ongulés sauvages en Région Wallonne. Troisième mandat. Rapport final. Convention entre Région Wallonne et Université Catholique de Louvain. 106 pp.
- LICOPPE A., LIEVENS J., DE CROMBRUGGHE S. (2001). Suivi du cerf élaphe sur deux territoires expérimentaux de la région wallonne. *Forêt wallonne* 49-50 : 54-62.
- LICOPPE A., LIEVENS J., PETIT T., WIBIN E., DE CROMBRUGGHE S. (2002). Suivi à la loupe d'un cerf femelle dans le massif de Saint-Hubert. *Forêt wallonne* 55-56 : 24-34.
- LICOPPE A. (2003). Le recours à la radiotéléométrie comme outil d'estimation de l'habitat diurne du Cerf (*Cervus elaphus L.*). Travail de fin d'étude. Université catholique de Louvain. Faculté d'ingénierie biologique, agronomique et environnementale. 78 pp.
- LICOPPE A., LIEVENS J. (2003). Téléométrie et utilisation de l'habitat chez le cerf. In : Forêt Wallonne. Actes du colloque : Outils de gestion des populations de cerf et chevreuil à l'aube du XXI^{ème} siècle, Wépion, 21 février 2003, 12-18.
- LICOPPE A., PREVOT C. (2005). Gestion des grands ongulés sauvages en Région Wallonne. 5^{ème} mandat. Rapport final. Convention entre Région Wallonne et l'Université Catholique de Louvain. 112 pp.

- LOFT E.R., KIE J.G. (1988). Comparison of pellet-group and radio triangulation methods for assessing deer habitat use. *J. Wildl. Manage.* 52(3) : 524-527.
- MAILLARD D., MORELLET, N., GAUDIN J.C. (1999). Variation saisonnière du domaine vital et sélectivité de l'habitat par le chevreuil en milieu méditerranéen : cas d'une femelle et d'un mâle adultes. *Rev Ecol. (Terre Vie)* 54 : 71-87.
- MANLY B.F.J., McDONALDS L.L., THOMAS, D.L. (1993). Resource selection by animals – Statistical designs and analysis for field studies. Chapman & Hall. UK. 177 pp.
- MASSEI G., BACON P., GENOV P.V. (1998). Fallow deer and wild boar pellet group disappearance in a mediterranean area. *J. Wildl. Manage.* 62(3) : 1086 - 1094.
- MERTES P. (1989). Etude des dégâts d'écorcement par le cerf (*Cervus elaphus* L.) en pessière ardennaise et impact sur la valorisation du bois. Travail de fin d'étude. Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux. 109 pp.
- MITCHELL B., McCOWAN (1984). The defecation frequencies of red deer in different habitats. *Forest and woodland ecology.* 15 - 17
- MORELLET N., GUIBERT N. (1999). Spatial heterogeneity of winter forest resources used by deer. *Forest Ecology and Management* 123: 11-20.
- MORELLET N, GUIBERT B., KLEIN F., DEMOLIS C. (1996). Utilisation de l'habitat forestier par le cerf (*Cervus elaphus*) dans le massif d'Is-sur-Tille (Côte-d'Or). *Gibier Faune Sauvage* 13 : 1477-1493.
- MYSTERUD A., OSTBYE E. (1999). Cover as habitat element for temperate ungulates : effects on habitat selection and demography. *Wildlife Society Bulletin* 27(2) : 385 - 394.
- NEFF D.J. (1968). The pellet-group count technique for big game trend, census and distribution; a review. *J. Wildl. Manage.* 32: 597-614.
- NEU C.W., BYERS C.R., PEEK J.M. (1974). A technique for analysis of utilization-availability data. *J. Wildl. Manage.* 38(3) : 541-545.
- PALM R. (1988). Les critères de validation des équations de régression linéaire. Notes de statistique et d'informatique. Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux (Belgique). 27 pp.
- PALM R., IEMMA A.F. (2002). Conditions d'application et transformations de variables en régression linéaire. Notes de statistique et d'informatique. Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux. 34 pp.

- PALM R. (2004). Cours de Modèles linéaires. Unité de statistique et informatique. Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux (Belgique). 72 pp.
- PALM R. (2004). Cours de Régression et modélisation. Unité de statistique et informatique. Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux (Belgique). 86 pp.
- PALMER S.C.F., TRUSCOTT A.M. (2001). Seasonal habitat use and browsing by deer in Caledonian pinewoods. *Forest Ecology and Management* 174 : 149 - 166.
- PALMER S.C.F., MITCHELL R.J., TRUSCOTT A.M., WELCH D. (2004). Regeneration failure in Atlantic oakwoods : the roles of ungulate grazing and invertebrates. *Forest Ecology and Management* 192 : 251 - 265.
- PEETERS A., LAMBERT J., LAMBERT R., JANSSENS F. (2000). Idées préliminaires sur la gestion de la biodiversité dans les fonds de vallées humides en Ardenne. In : Ministère de la Région Wallonne - DGRNE, Direction de la Nature (eds). Actes des colloques : Les zones humides de Wallonie, Houffalize, 15-16 octobre 1996, 403-421.
- PROUDHON PH., GUIBERT B., KLEIN N., DEMOLIS Ch. (1995). Rôles et fonctions des différents types de peuplements forestiers en période hivernales vis-à-vis des grands cervidés. Cas du massif forestier d'Is-sur-Tille (Côte-d'Or). *Rev. For. Fr.* 2: 137-150.
- QUIVY V., DELVINGT W. (1997). L'impact du gibier sur la régénération naturelle du hêtre et de l'épicéa en Ardenne. *Forêt Wallonne* 31 : 4 - 5.
- REIMOSER F., GOSSOW H. (1996). Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest ecology and management* 88 : 107 - 119.
- RONDEUX J., LECOMPTE, H. (1997). Estimation des dégâts de cervidés en pessières wallonnes – une application ciblée de l'inventaire régional. *Forêt Wallonne* 31 : 6-9.
- SCHÜTZ M., RISCH A., LEUZINGER E., KRUSI B.O., ACHERMANN G. (2003). Impact of herbivory by red deer (*Cervus elaphus* L.) on patterns and processes in subalpine grasslands in the Swiss National Park. *Forest Ecology and Management* : 1-12.
- SERROUYA R., DEON R. (2002). Moose habitat selection in relation to forest harvesting in a deep snow zone of British Columbia. *Société de la faune et des parcs du Québec*. Canada. 24 pp.
- STAINES B.W., WELCH D. (1984). Habitat selection and impact of red (*Cervus elaphus*) and roe (*Capreolus capreolus*) deer in a Sitka spruce plantation. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh* 82B: 303-319.

- STORMS D. (2000). Contribution à l'étude de l'utilisation de l'habitat du cerf (*Cervus elaphus*) en Hertogenwald occidental. Travail de fin d'étude. Université Catholique de Louvain. Faculté des sciences agronomiques. 60 pp.
- THOMAS D.L., TAYLOR E.J. (1990). Study designs and tests for comparing resource use and availability. *J. Wildl. Manage.* 54 (2) : 322-330.
- VAN ETTEN R.C., BENNET C.L. (1965). Some sources of error in using pellet-group for censuring deer. *J. Wildl. Manage.* 29(4) : 723-728.
- VERTE P. (2000). Contribution à la révision de l'aménagement intégré sur le massif de Saint-Hubert – Nassogne. Travail de fin d'étude. Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux. 96 pp.
- VINCENT J.P., HEWISON M., JOACHIM J., ANGIBAULT J.M., CARGNELUTTI B. (1998). Les effets du dérangement par l'homme, de la structure des zones boisées, des friches et des prairies sur la distribution du chevreuil (*Capreolus capreolus*) dans une région agricole. *Gibier Faune Sauvage* 15 (hors série Tome 3) : 707-716.
- VIRTANEN R., EDWARDS G.R., CRAWLEY J. (2002). Red deer management and vegetation on the Isle of Rum. *Journal of Applied Ecology* 39 : 572 - 583.
- WECKERLY F.W., RICCA M. (2000). Using presence or sign to measure habitats used by Roosevelt elk. *Wildlife Society Bulletin* 28: 146-153.
- WHITE G.C., EBERHART L.E. (1980). Statistical analysis of deer and elk pellet-group data. *J. Wildl. Manage.* 44(1) : 121-130.
- WHITE G.C., GARROT R.A. (1990). Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press. San Diego. California. USA. 383 pp.
- WONNACOTT R.J., WONNACOTT, T.H. (1991). Statistique : économie, gestion, sciences, médecine. Economica (Paris). France. 919 pp.

ANNEXES

ANNEXE I

Généralités : tableaux, illustrations et cartes

Annexe I.1. : Liste des espèces végétales préférentiellement appréciées par le cerf (Source : GOFFIN et DE CROMBRUGGHE, 1976, cités par DEKEYSER, 1988)

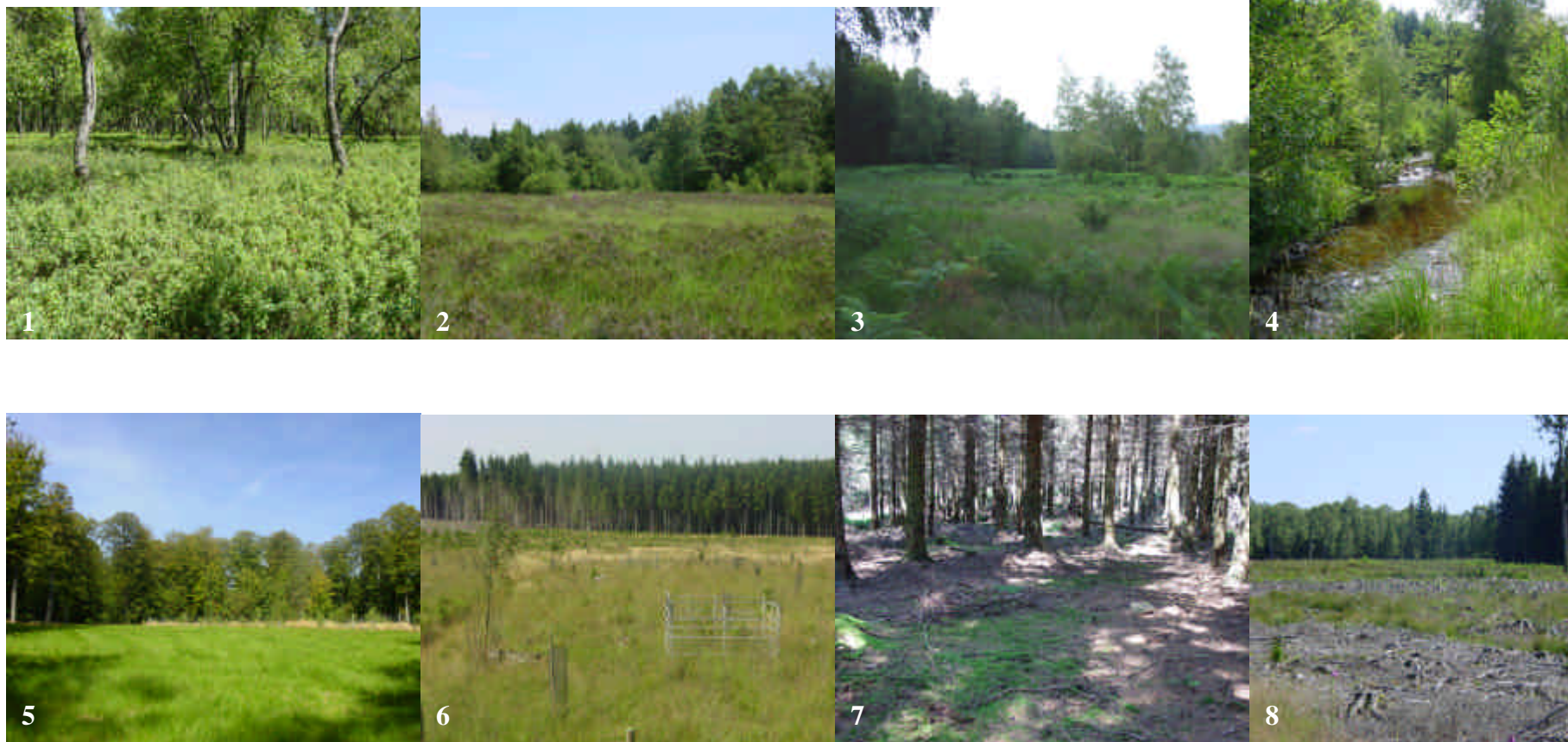
Nom latin	Nom français
1. <i>Deschampsia flexuosa</i>	Canche flexueuse
2. <i>Deschampsia cespitosa</i>	Canche cespiteuse
3. <i>Luzula</i> sp.	Luzules
4. <i>Dactyctis glomerata</i>	Dactyle agglomérée
5. <i>Poa</i> sp.	Pâturin
6. <i>Agrostis</i> sp.	Agrostis
7. <i>Festuca</i> sp.	Fétuques
8. <i>Carex</i> sp.	Laîches
9. <i>Geranium robertianum</i>	Herbe à robert
10. <i>Fragaria vesca</i>	Fraisier
11. <i>Vaccinium</i> sp. (<i>myrtillus</i> et <i>uliginosum</i>)	Myrtille et airelle
12. <i>Calluna vulgaris</i>	Callune fausse bruyère
13. <i>Rubus</i> sp. (<i>fruticosus</i> et <i>ideaus</i>)	Ronce et framboisier
14. <i>Picea abies</i>	Epicéa
15. <i>Pinus</i> sp.	Pins
16. <i>Betula</i> sp.	Bouleaux
17. <i>Fagus sylvatica</i>	Hêtre
18. <i>Juniperus communis</i>	Génévrier
19. <i>Abies alba</i>	Sapin pectiné
20. <i>Salix</i> sp.	Saules
21. <i>Sorbus aucuparia</i>	Sorbier des oiseleurs
22. <i>Sarothamnus scroparius</i>	Genêt à balais
23. <i>Coryllus avellana</i>	Noisetier
24. <i>Fraxinus excelsior</i>	Frêne
25. <i>Quercus</i> sp.	Chênes
26. <i>Populus tremula</i>	Peuplier tremble
27. <i>Carpinus betulus</i>	Charme
28. <i>Acer</i> sp.	Erables

Annexe I.2. : Tableau récapitulatif des types de milieux inventoriés et du nombre de placettes

	Type de milieu	Abréviation	N
Gagnages artificiels	Gagnage amélioré en site propre	GAA	10
	Gagnage sur coupe-feu	GAC	10
	Gagnage de brout	GAB	10
	Gagnage de brout clôturé	GAE	10
Sites LIFE	Lande à bruyère (site dénommé « les Huttes »)	LBR	10
	Boulaie tourbeuse (site dénommé « Rouge Ponçé »)	BTO	10
	Fond de vallée mésophile (site dénommé « Basseille Aval »)	FVM	10
	Fond de vallée hydrophile (site dénommé « Fagna Massa »)	FVH	10
	Prairie humide (site dénommé « Les Hérins »)	PRH	10
	Milieu semi-ouvert oligotrophe (site dénommé « Béyoli »)	MSO	10
	Milieu tourbeux hétérogène (site dénommé « Plaine Haie »)	MTH	10
	Fagne à molinie (site dénommé « Fagne Massa »)	FMO	15
Pessières	Pessières âgées (52 – 84 ans)	PES	40
Mises à blanc récentes	Blanc étoc d'un an	BER	30
Mises à blanc anciennes ⁴	Blanc étoc de plus de 5 ans	BEA	30

⁴ Il s'agit de parcelles d'épicéas mises à blanc entre 1996 et 1999 et qui n'ont été ni replantées, ni drainées, de sorte que l'on pouvait considérer que la strate herbacée présente se soit développée plus ou moins naturellement depuis la mise à blanc.

Annexe I.3. : Illustration de quelques types de milieux inventoriés (1 = boulaie tourbeuse ; 2 = lande à bruyère ; 3 = milieu semi-ouvert ; 4 = fond de vallée ; 5 = gagnage amélioré en site propre ; 6 = gagnage de brout ; 7 = pessière âgée ; 8 = coupe à blanc d'un an)



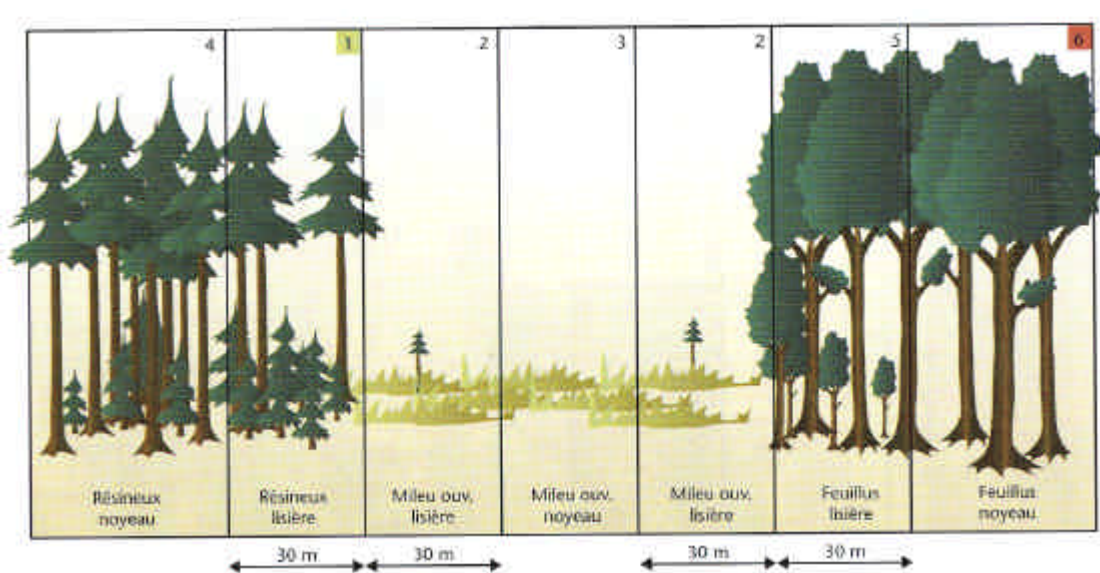
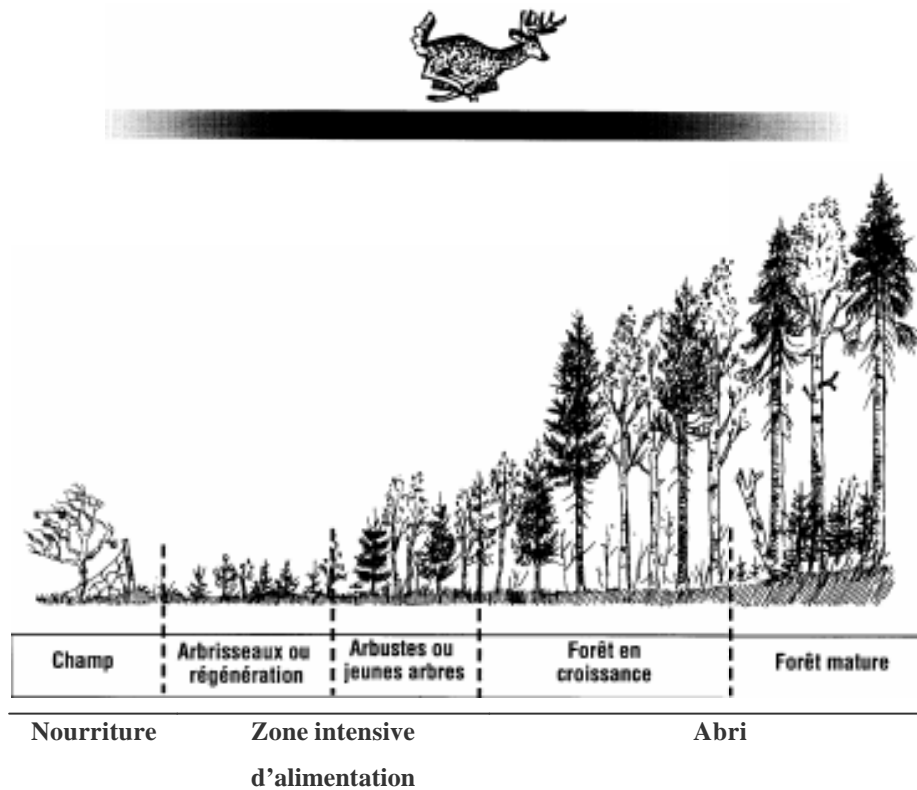
Annexe I.4. : Liste des variables explicatives intervenant dans le modèle (une description plus détaillée de certaines mesures figure à la page suivante)

Variable	Description	Unité	Rayon de la placette (dans laquelle la variable est mesurée)	Noms dans la base de donnée
Longitude de la placette	Longitude de la placette	Lambert 72	/	X
Latitude de la placette	Latitude de la placette	Lambert 72	/	Y
Bonité stationnelle	Valeur alimentaire de la placette	Sans unité	4 m	BS
Visibilité	Importance de l'écran visuel formé par la végétation (mesuré à l'aide d'une mire)	Pourcentage	25 m	VISI
Hétérogénéité	Nombre de types d'habitat en périphérie de la placette	de 1 à 4	50 m	HOMO
Strate	Nombre de strate de végétation	de 1 à 3	10 m	STRATE
Recouvrement de la strate herbacée	Taux de recouvrement de la strate herbacée	Pourcentage	10 m	HERBA
Recouvrement de la strate arbustive	Taux de recouvrement de la strate arbustive	Pourcentage	10 m	ARBU
Recouvrement de la strate arborée	Taux de recouvrement de la strate arborée	Pourcentage	10 m	ARBO
Recouvrement de 14 espèces végétales appâtées	Taux de recouvrement de <i>Deschampsia flexuosa</i> , <i>Agrotis sp.</i> , <i>Calluna vulgaris</i> ,...	Pourcentage	4 m	DESFLE, AGRO, CALVUL,...
Distance à la route	Distance à la route la plus proche	mètre	/	DISTROU
Distance à la remise	Distance à la remise la plus proche	mètre	/	DISTREM
Distance au milieu ouvert	Distance au milieu ouvert le plus proche	mètre	/	DISTMO
Distance au coupe-feux	Distance au coupe-feu le plus proche	mètre	/	DISTCF
Distance au peuplement feuillu	Distance au peuplement feuillu le plus proche	mètre	/	DISTF
Richesse spécifique	Richesse spécifique en espèces herbacées	nombre	4 m	RS

Description des mesures effectuées pour certaines variables :

- Bonité stationnelle : c'est la valeur alimentaire de la placette, telle qu'elle a été définie plus haut, c'est-à-dire la somme des taux de recouvrement des espèces végétales préférentiellement appréciées par le cerf (tableau 3)
- Visibilité : c'est une mesure de l'écran visuel formé par la végétation. Elle s'exprime en pourcentage d'obstruction par la végétation. Selon CASAER (2003), la visibilité peut être mesurée à l'aide d'une mire de 2 mètres de haut de section circulaire (~ 5 cm de diamètre), subdivisée en 20 segments de 10 cm de couleurs rouge, blanche et noire en alternance. Pour une mesure de visibilité, on pose la mire au centre de la placette et on se place à 25 mètres à un des 4 points cardinaux. On compte alors le nombre de segments cachés par la végétation. Un segment est noté 1 quand plus de la moitié de sa longueur est cachée par la végétation. Sinon il est noté 0. On répète la mesure aux 4 points cardinaux. On obtient alors une valeur qui varie de 0 à 80, que l'on convertit en pourcentage : c'est le pourcentage moyen d'obstruction par la végétation aux 4 points cardinaux.
- Hétérogénéité : c'est le nombre de types d'habitat dans un rayon de 50 mètres autour de la placette. Les types d'habitat sont : milieux ouverts, résineux clairs (jeunes peuplements résineux), résineux fermés (vieux peuplements résineux), feuillus.
- Taux de recouvrement de 14 espèces végétales : il s'agit de 14 espèces parmi les 28 de la liste du tableau 3. Ce sont les espèces les plus souvent rencontrées : la canche flexueuse, la canche cespiteuse, les agrostis, les laïches, les luzules, la callune, la myrtille, l'épicéa, la ronce, le framboisier, les bouleaux et le hêtre. Les joncs et la molinie ont également été inclus dans l'analyse.
- Distance aux routes, aux remises, aux coupe-feux et aux feuillus les plus proches : il s'agit de la mesure de la distance du centre de la placette à l'élément le plus proche. Ces mesures ont été effectuées à l'aide de l'extension Nearest Feature V3.6.d du logiciel Arcview 3.2.
- Richesse spécifique : c'est le nombre d'espèces herbacées présentes dans la placette.

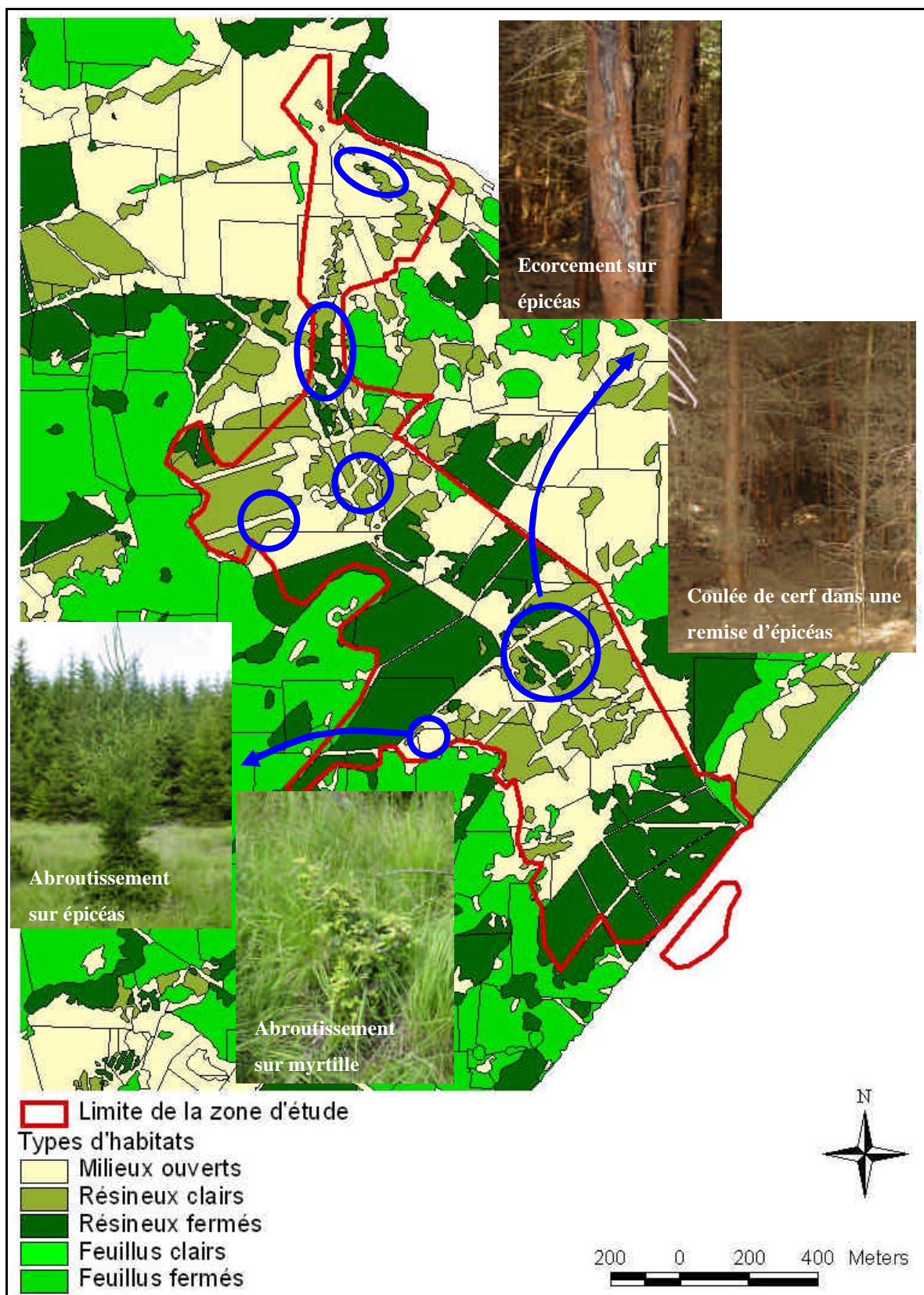
Annexe I.5. : Importance de l'hétérogénéité de l'habitat chez le cerf :



En haut : Utilisation des stades de développement de la forêt par le cerf (source : Fondation de la faune du Québec, 1996)

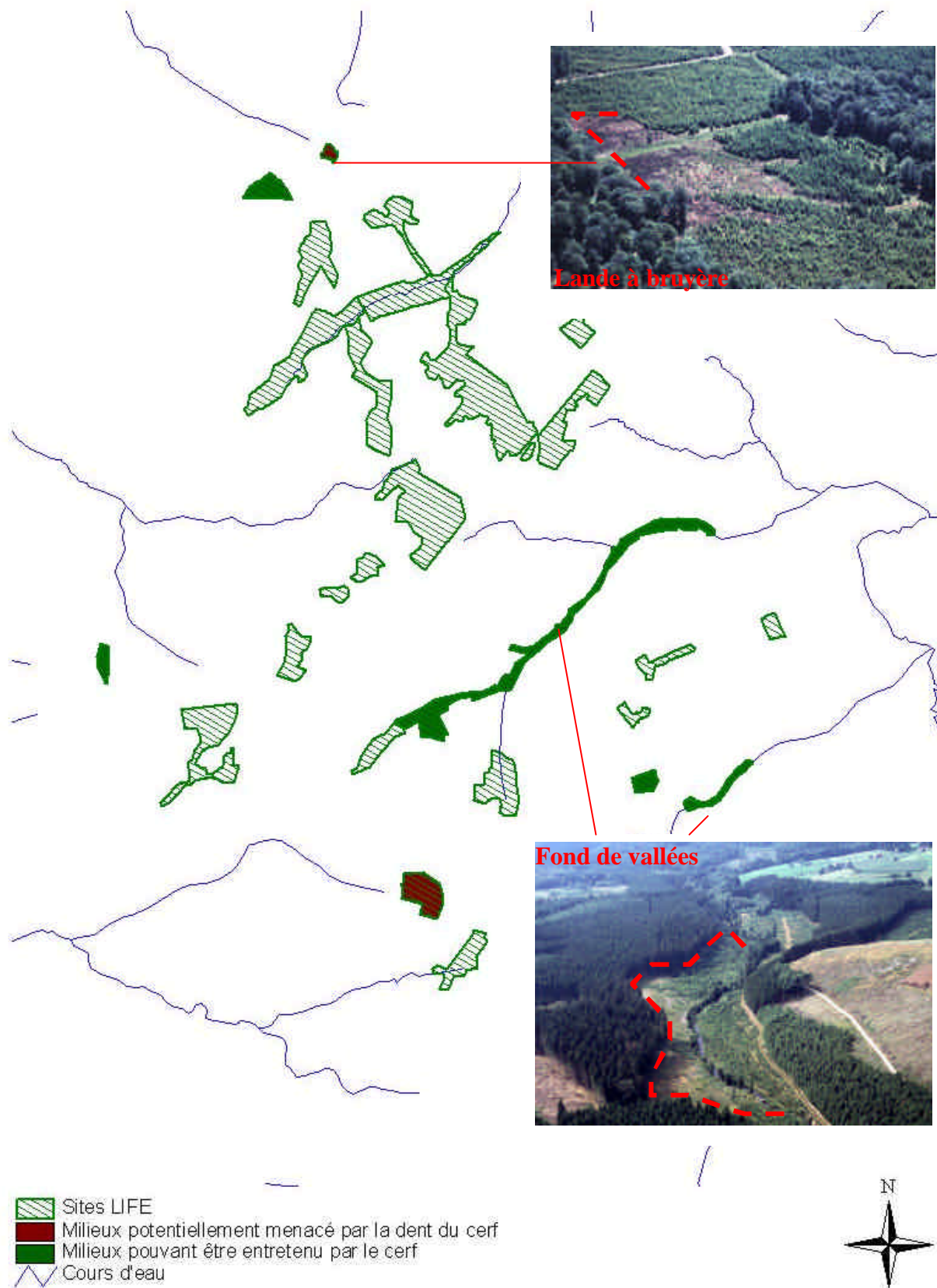
En bas : Fréquentation diurne des zones de lisière par 16 cerfs adultes suivis par radio-pistage dans deux massifs pilotes : classement des catégories d'habitat par ordre de préférence (1 à 6) (source : Licoppe *et al.*, 2003)

Annexe I.6. : Localisation des zones à risques de dégâts forestiers (en bleu) et indices de présence relevés



Annexe I.7. : La restauration des milieux par le cerf : Exemples

(Source des photo aériennes : JADOUL et DIERSTEIN, 2005)



ANNEXE II

Listing des résultats bruts des modèles de régression