

PRÉFÉRENCES D'HABITAT ESTIVAL, STRUCTURE D'ÂGE ET REPRODUCTION D'UNE
POPULATION DE MARTRES D'AMÉRIQUE (*MARTES AMERICANA*) DANS UN SECTEUR
FORESTIER AMÉNAGÉ DE MANIÈRE INTENSIVE AU NORD-OUEST DU NOUVEAU-BRUNSWICK

THÈSE PRÉSENTÉE À LA FACULTÉ DES ÉTUDES SUPÉRIEURES ET DE LA RECHERCHE EN VUE
DE L'OBTENTION DE LA MAÎTRISE ÈS SCIENCES FORESTIÈRES

ANNE-MARIE PELLETIER

FACULTÉ DE FORESTERIE
UNIVERSITÉ DE MONCTON
AVRIL 2005

AVANT-PROPOS

Le présent document a été rédigé selon la forme traditionnelle de présentation d'une thèse de maîtrise à l'Université de Moncton. Les différentes données présentées à l'intérieur de cette thèse proviennent du suivi radiotéléométrique d'une population de martres qui a été effectué pendant l'été et l'automne 2003. Les résultats présentés dans cette thèse feront éventuellement objets de publication. Les différents co-auteurs seront l'ensemble des étudiantes et étudiants diplômés ayant travaillé au projet ainsi que le directeur de ce projet, le Pr. Claude Samson.

REMERCIEMENTS

Je voudrais d'abord remercier mon directeur de thèse, le Pr. Claude Samson, qui a toujours été disponible pour répondre à mes nombreuses questions ainsi que pour la correction de ce document. J'ai beaucoup appris grâce à lui. Je voudrais ensuite remercier l'aide précieuse et les conseils judicieux de MM Gaétan Pelletier et Charles Neveu, de la compagnie J. D. Irving Ltd., qui m'ont beaucoup aidé au cours de la réalisation du projet. Je tiens également à remercier M. Peter Boutot pour l'aide sur le terrain, et M. Cade Libby du ministère des Ressources naturelles (MRN) pour le transfert de données provenant de la récolte de martres par les trappeurs.

La participation de plusieurs étudiants comme aide-terrain a aussi été grandement appréciée. Un merci tout particulier à Nicolas Leduc, Marc-Antoine Renaud, Simon Langlois et François Daudelin. Finalement, je tiens à remercier ma famille et amis qui m'ont aidée, de près ou de loin, dans la réalisation de ce travail.

Ce projet n'aurait finalement pas été possible sans le soutien financier de la compagnie J. D. Irving Ltd., du Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et Génie du Canada (CRSNG), du ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick (MRNNB), du Fonds en Fiducie pour la faune, du Conseil de la faune du Nouveau-Brunswick, du Réseau de gestion durable des forêts et du ministère du développement de l'Emploi du Nouveau-Brunswick.

SOMMAIRE

Longtemps associée aux vieilles forêts de conifères, la martre d'Amérique (*Martes americana*) est un petit carnivore qui est maintenant connu dans l'Est du pays pour sa recherche de peuplements ayant une structure complexe plutôt que des peuplements ayant une composition forestière ou un âge particulier. En effet, certaines études effectuées au Maine ont démontré que ce petit mustélide préférerait avant tout une forêt dominée par des peuplements denses, ayant une hauteur minimale, contenant une grande quantité de débris ligneux et de chicots de forts diamètres. Les structures de bois mort en particulier assurent à ces animaux des gîtes de repos et de maternité, ainsi que des sites facilitant la chasse et la thermorégulation pendant l'hiver. Or, une sylviculture pratiquée de manière intensive, comme celle pratiquée dans des plantations faisant l'objet d'éclaircies commerciales, pourrait diminuer considérablement la qualité de l'habitat de la martre en réduisant la quantité de débris ligneux au sol et de chicots de grands diamètres. On ignore toutefois dans quelle mesure la raréfaction de ces éléments structuraux dans les plantations affecte le comportement et la dynamique de population de la martre.

L'objectif de la présente étude était donc d'étudier les préférences d'habitat estival, la structure d'âge et le taux de reproduction de la martre dans un paysage forestier aménagé de manière intensive au Nord-Ouest du Nouveau-Brunswick. L'hypothèse de départ était que dans un paysage couvert par des plantations, l'abondance des structures de bois mort serait un facteur limitant pour la martre. Si cette hypothèse s'avère exacte, la martre devrait choisir davantage les peuplements d'origines naturelles pour effectuer ses activités estivales quotidiennes plutôt que les plantations, qui contiennent une quantité moindre de structures de bois mort. La structure d'âge de la population résidente sur le territoire devrait présenter une faible proportion de vieux individus à cause d'un taux de survie et de résidence plus faible. Finalement, la productivité des femelles devrait également être relativement faible à cause de la plus grande difficulté qu'auraient les femelles à se nourrir.

L'étude a été réalisée dans une forêt industrielle privée, située au Nord-Ouest du Nouveau-Brunswick. Les travaux de terrain ont été réalisés en 2003 dans une aire d'étude de 140 km², dont 58 % de la superficie était couverte par des plantations de tous

âges, 36 % par des peuplements d'origine naturelle et 6 % par des sites improductifs. Les déplacements de 10 martres (7 mâles et 3 femelles) âgées de ≥ 1 an ont pu être suivis par radiotélémétrie entre le 3 juin et le 20 décembre 2003.

L'analyse de la sélection d'habitat, basée sur la différence entre l'utilisation et la disponibilité des habitats, démontre que les martres évitaient les plantations âgées de < 20 ans tant à l'échelle du paysage qu'à celle du peuplement. Les mâles ne semblaient pas sélectionner davantage les peuplements d'origines naturelles que les plantations âgées de ≥ 20 ans durant la saison estivale. Toutefois, les femelles avaient tendance à préférer, en saison estivale, les forêts d'origine naturelle plutôt que les vieilles plantations en saison estivale à l'échelle du peuplement. Une étude du comportement d'un plus grand nombre de femelles permettrait de confirmer ces résultats. Néanmoins, la qualité de l'habitat estival retrouvée dans les plantations âgées de ≥ 20 ans semble équivalente à celle retrouvée dans les peuplements d'origine naturelle. Éventuellement, si l'objectif est d'éviter la désertion d'un territoire par les martres, il faudrait limiter à 40% la superficie occupée par des coupes à blanc ou par des jeunes plantations dans un paysage de 5-10 km².

La structure d'âge des martres capturées dans l'aire d'étude se rapprochait de celle d'une population vivant dans une forêt industrielle au Maine. Toutefois, la structure d'âge des martres résidentes (âgées de ≥ 1 an) capturées par les trappeurs dans l'ensemble du District de Black Brook ressemble à celle rapportée pour une population vivant dans une forêt qui ne fait pas l'objet d'une exploitation forestière.

Le taux de gestation des femelles âgées de ≥ 1 an était plus élevée dans la forêt industrielle privée que dans les zones de chasse avoisinantes, tandis que la taille moyenne des portées était semblable d'un secteur à l'autre. Des données plus détaillées concernant la pression de récolte par les trappeurs et la composition forestière dans les régions avoisinantes seraient nécessaires pour mieux expliquer ces résultats. La structure d'âge et le taux de reproduction des femelles ne semblent donc pas être fortement affectés par la présence de plantations dans l'habitat. Il faudrait toutefois modéliser la dynamique de la population en intégrant des données de survie et de résidence avec celles sur la reproduction afin de déterminer si la population de martres est viable à long terme dans cette forêt industrielle.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
AVANT-PROPOS	ii
REMERCIEMENTS	iii
SOMMAIRE	iv
TABLE DES MATIÈRES	vi
LISTE DES TABLEAUX	viii
LISTE DES FIGURES	ix
1.0. INTRODUCTION.....	1
1.1. L'intensification de l'aménagement forestier au Canada et au Nouveau-Brunswick.....	1
1.1.1. Contexte forestier au Canada.....	1
1.1.2. Position de la province du Nouveau-Brunswick.....	1
1.2. Effets de l'aménagement forestier sur l'habitat faunique.....	3
1.2.1. Importance du bois mort pour la faune.....	4
1.3. La martre d'Amérique (<i>Martes americana</i>).....	6
1.3.1. Statut de l'espèce au Canada.....	6
1.3.2. L'habitat de la martre.....	7
1.3.2.1. La fin d'un paradigme ?.....	7
1.3.2.2. L'importance du bois mort et des arbres de grandes dimensions.....	9
1.3.3. Le cycle reproducteur.....	10
1.3.4. Dynamique de la population.....	11
1.4. La sélection d'habitat ?.....	12
1.4.1. La définition de l'habitat.....	12
1.4.2. Concept de la sélection de l'habitat.....	13
2.0. OBJECTIFS DU PROJET	15
3.0. MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	17
3.1. Aire d'étude.....	17
3.2. Sélection de l'habitat.....	21
3.2.1. Capture des martres.....	21
3.2.2. Suivi radiotéléométrique.....	22
3.2.3. Délimitation des domaines vitaux.....	24
3.2.4. Échelles spatiales considérées dans l'analyse de la sélection d'habitat.....	26
3.2.4.1. Échelle du paysage.....	26
3.2.4.2. Échelle du peuplement.....	28
3.3. Structure d'âge et productivité des femelles.....	29
3.3.1. Provenance des données.....	29
3.4. Analyses statistiques.....	31
3.4.1. Sélection de l'habitat.....	31
3.4.2. Structure d'âge et productivité.....	33

4.0.	RÉSULTATS.....	34
4.1	Sélection de l'habitat.....	34
4.1.1.	Capture des martres et suivi télémétrique.....	34
4.1.2.	Observations des martres par homing.....	35
4.1.3.	Délimitation des domaines vitaux.....	36
4.1.3.1.	Relation entre la superficie et le nombre de localisations.....	36
4.1.3.2.	Superficie et chevauchement des domaines vitaux.....	36
4.1.4.	Préférences d'habitat à l'échelle du paysage.....	38
4.1.5.	Préférences d'habitat à l'échelle du peuplement.....	40
4.2.	Structure d'âge.....	41
4.2.1.	Martres capturées dans les secteurs du Jardine et du Skin Gulch..	41
4.2.2.	Martres capturées par les trappeurs dans les zones de chasse 2 et 6.....	43
4.3.	Productivité des femelles.....	44
5.0.	DISCUSSION.....	46
5.1	Sélection de l'habitat.....	46
5.1.1.	Observation des martres par homing.....	46
5.1.2.	Délimitation des domaines vitaux.....	47
5.1.2.1.	Superficie des domaines vitaux.....	47
5.1.2.2.	Chevauchement des domaines vitaux.....	49
5.1.3.	Préférences d'habitat.....	51
5.1.4.	Points faibles des études de la sélection d'habitat	56
5.2.	Structure d'âge.....	59
5.2.1.	Martres capturées dans les secteurs du Jardine et du Skin Gulch..	59
5.2.2.	Martres capturées par les trappeurs dans les zones de chasse 2 et 6.....	60
5.3.	Productivité des femelles.....	61
5.4.	Implications pour l'aménagement.....	63
6.0.	CONCLUSION.....	65
	RÉFÉRENCES.....	67
ANNEXE A	COMPOSITION FORESTIÈRE DE L'AIRE D'ÉTUDE.....	78
ANNEXE B	LOCALISATIONS TÉLÉMÉTRIQUES.....	80
ANNEXE C	SUPERFICIE DES DOMAINES VITAUX.....	82
ANNEXE D	COMPOSITION FORESTIÈRE DANS LES DOMAINES VITAUX ET DANS LE PAYSAGE ENVIRONNANT.....	84
ANNEXE E	COMPOSITION FORESTIÈRE DES LOCALISATIONS TÉLÉMÉTRIQUES ET DES DOMAINES VITAUX (AVEC ZONE TAMPON).....	86

LISTE DES TABLEAUX

		Page
Tableau 1.	Description des peuplements qui composent l'aire d'étude.....	20
Tableau 2.	Indices moyens de sélection (écart-type) et rangs moyens des catégories d'habitats à l'échelle du paysage.....	40
Tableau 3.	Indices moyens de sélection (écart-type) et rangs moyens des différentes catégories d'habitats à l'échelle du peuplement.....	41
Tableau 4.	Structure d'âge des individus < 1 an et des résidents ≥ 1 an, capturés en 2002 et en 2003 dans le secteur du Jardine et du Skin Gulch.....	42
Tableau 5.	Distribution de la structure d'âge chez les résidents (≥ 1 an) capturés dans les secteurs du Jardine et du Skin Gulch.....	43
Tableau 6.	Distribution de la structure d'âge des femelles capturées par les trappeurs entre 1996-2003 dans le District de Black Brook et le reste des zones 2 et 6.....	43
Tableau 7.	Distribution de la structure d'âge chez les femelles résidentes (≥1 an) capturées par les trappeurs entre 1996-2003 dans le District de Black Brook et le reste des zones 2 et 6.....	44
Tableau 8.	Nombre et proportion des femelles en gestation, capturées entre 1996-2002, dans le secteur de Black Brook et dans le reste des zones 2 et 6...	45
Tableau 9.	Superficie des domaines vitaux des mères, selon le sexe et la période de l'année, dans différentes régions de l'Amérique du Nord.....	48

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1. Localisation du District de Black Brook dans la province du Nouveau-Brunswick.....	18
Figure 2. Localisation de l'aire d'étude.....	19
Figure 3. Distribution de la superficie des polygones d'erreur (n = 247) provenant des localisations télémétriques de l'ensemble des individus à l'étude.....	25
Figure 4. Proportion des polygones d'erreurs couverts par un seul type de peuplement.....	29
Figure 5. District de Black Brook, situé dans les zones de chasse et de piégeage 2 et 6 du Nouveau-Brunswick.....	30
Figure 6. Superficies moyennes (\pm écart-type) du domaine vital en fonction du nombre de localisations télémétriques; a) mâles, b) femelles.....	37
Figure 7. Distribution spatiale des mères (polygone convexe à 95%) suivies entre le 3 juin et le 20 décembre 2003.....	39

1.0. INTRODUCTION

1.1 L'intensification de l'aménagement forestier au Canada et au Nouveau-Brunswick

1.1.1. Contexte forestier au Canada

Le Canada est couvert par un territoire forestier très vaste qui comprend 418 millions d'hectares de forêts, dont 235 millions d'hectares sont considérés comme étant potentiellement commercialisables (Ressources naturelles Canada, 2003). La superficie forestière totale du Canada couvre environ 45% du pays et correspond à 10% des forêts de toute la planète (Ressources naturelles Canada, 2004). Près d'un million d'hectares de forêts commerciales sont coupés chaque année, produisant ainsi une récolte annuelle estimée à 190 millions de mètres cubes de bois. En 2003, la valeur des exportations totalisait 40 milliards de dollars et les principaux marchés se situaient aux États-Unis, en Asie et en Europe (Ressources naturelles Canada, 2004). Le Canada demeure ainsi le plus grand pays exportateur de produits forestiers au monde, avec 19% de l'ensemble des exportations de bois d'œuvre et de produits dérivés (Ressources naturelles Canada, 2004). Au Canada, l'industrie forestière est sans contredit le secteur qui contribue le plus à la balance commerciale du pays. Pour préserver sa position enviable, l'industrie demande aux gouvernements provinciaux et fédéral de lui garantir plus de ressources forestières, afin de maintenir son niveau de compétitivité.

1.1.2. Position de la province du Nouveau-Brunswick

Malgré le fait que le gouvernement fédéral se soit engagé à adopter de nouvelles méthodes pour améliorer la productivité des forêts tout en maintenant une certaine intégrité écologique (Ressources naturelles Canada 2004), il n'en reste pas moins que ce sont les provinces qui ont la responsabilité de gérer la majorité de leur territoire forestier. Elles doivent donc assurer le maintien d'un équilibre entre l'exploitation et la conservation des ressources forestières.

La province du Nouveau-Brunswick demeure, avec la Nouvelle-Écosse, l'une des deux provinces maritimes où s'effectue le plus d'exploitation forestière, proportionnellement à la taille du territoire. L'industrie forestière a investi plus de 1,2 milliard de dollars au cours des six dernières années afin d'assurer la croissance de la production et de la compétitivité (Conseil économique des provinces de l'Atlantique, 2003). La machinerie est devenue très performante et de nouveaux traitements sylvicoles ont fait leur apparition afin d'assurer un rendement maximum soutenu. Le principal défi que connaît l'industrie est de maintenir cette productivité tout en réduisant les effets de la coupe sur l'environnement.

Depuis quelques années, la possibilité annuelle de coupe, en particulier celle des essences résineuses, est entièrement récoltée, ce qui a pour effet de ralentir la croissance de l'industrie (Erdle, 1999). C'est pourquoi l'Association des produits forestiers du Nouveau-Brunswick (APFNB), en collaboration avec le ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie (MRNE), a procédé récemment à une évaluation de l'intendance et de la gestion des forêts du Nouveau-Brunswick (Jaakko Pöyry Consulting, 2002). Cette étude propose de doubler l'approvisionnement en résineux ainsi que la proportion des superficies plantées au Nouveau-Brunswick d'ici 40 à 50 ans. Pour atteindre cet objectif, les auteurs du rapport suggèrent le recours à un programme intensif de sylviculture et de reboisement. Par conséquent, une proportion de plus en plus grande du paysage serait occupée par des plantations de résineux. Le rapport indique que sans l'accès à de nouveaux approvisionnements en bois, il y aura probablement un recul de l'industrie forestière de la province face à ses concurrents.

La proposition de doubler l'approvisionnement inquiète toutefois les citoyens du Nouveau-Brunswick, et le gouvernement reconnaît l'importance de la diversité biologique et d'une plus grande variété de produits forestiers, comme celle qu'offre la forêt acadienne naturelle, comparativement à la forêt simplifiée que pourrait créer le scénario du rapport Jaakko Pöyry (Comité spécial de l'approvisionnement en bois, 2004). Il est donc essentiel de bien connaître les impacts qu'aurait une intensification de l'aménagement forestier sur les ressources autres que le bois, notamment sur l'habitat faunique, avant d'adopter une telle stratégie.

1.2. Effets de l'aménagement forestier sur l'habitat faunique

L'aménagement forestier est basé de plus en plus sur une approche écosystémique, c'est-à-dire qui tente d'imiter les perturbations naturelles auxquelles sont adaptés les organismes vivants (Bélanger, 2001; OMNR 2001). Selon Bergeron, Harvey, Leduc et Gauthier (1999), lorsqu'un territoire est soumis à l'exploitation forestière, les peuplements ne vieilliront jamais, en théorie, jusqu'à un âge au-delà du temps de révolution, tandis que la plupart des peuplements vont dépasser cet âge lorsqu'ils sont soumis à un régime naturel de perturbations. À long terme, les pratiques sylvicoles rajeunissent donc la mosaïque forestière en augmentant la proportion de jeunes forêts et en diminuant celle des vieilles forêts (Drapeau, Leduc, Bergeron, Gauthier et Savard, 2003). Avec l'augmentation de la demande pour la matière ligneuse, et le recours à une sylviculture réduisant les périodes de rotations, des changements dans la structure et dans la composition des peuplements forestiers sont à anticiper à l'échelle du paysage (Drapeau *et al.*, 2003).

Plusieurs études ont déjà démontré que l'intensification de la récolte et de la sylviculture peuvent engendrer des effets significatifs sur l'habitat des espèces fauniques tels la fragmentation de l'habitat (Potvin, Courtois et Bélanger, 1999), une modification de la composition et de la diversité des essences forestières (Maser, Tarrant, Trappe et Franklin, 1988; Thompson, 1988 ; Darveau et Desrochers, 2001), le rajeunissement des peuplements (Bunnell, Kremsater et Wind, 1999) ainsi que la réduction du nombre d'arbres de grands diamètres, de chicots et de débris ligneux grossiers au sol (Maser *et al.*, 1988 ; Duvall & Grigal, 1999 ; Bunnell *et al.*, 1999 ; Darveau & Desrochers, 2001 ; Crête *et al.*, 2004 ; Laurion, en prép.). Ces changements importants risquent d'affecter de manière significative le maintien de plusieurs espèces fauniques.

1.2.1. Importance du bois mort pour la faune

Le bois mort joue un rôle important dans plusieurs processus écologiques des écosystèmes forestiers, notamment en favorisant l'accumulation de matières organiques et de combustible au sol, le retour des nutriments, le maintien de l'humidité du sol, le maintien des populations d'insectes, des micro-sites pour la germination et des habitats pour la faune. (Harmon *et al.*, 1986 ; Hagan & Grove, 1999 ; Bunnell *et al.*, 1999 ; Crête *et al.*, 2004). Toutefois, la conservation du bois mort ne fait l'objet de préoccupations de la part des aménagistes forestiers et des propriétaires de boisés privés que depuis quelques années seulement. Bien que l'accumulation de bois mort dans un peuplement soit synonyme d'une perte en matière ligneuse pour l'industrie, les forestiers et les différents utilisateurs de la forêt sont maintenant davantage conscientisés à l'importance du bois mort dans la conservation de l'intégrité écologique d'un écosystème forestier.

Dans la plupart des types de forêts, environ 25 à 30% des vertébrés forestiers utilisent des arbres morts pour se nourrir, se reposer ou se reproduire (Bunnell *et al.*, 1999). Les oiseaux de cavités constituent généralement de 20 à 40% des effectifs d'oiseaux nicheurs d'une forêt, parfois même jusqu'à 66% (Hunter, 1990). Une grande variété d'espèces d'oiseaux et d'insectes, plusieurs espèces d'amphibiens et de chauves-souris, et quelques autres espèces de mammifères, demeurent dépendantes du bois mort en forêt pour assurer leur survie et leur reproduction (Cameron, 1996).

Dans certains pays d'Europe, l'aménagement forestier intensif a provoqué le déclin et l'extinction de populations locales de plusieurs espèces de pics (Sandstrom, 1992, cité dans Darveau & Desrochers, 2001). Les arbres de gros diamètres et les arbres morts, contenus dans les peuplements résiduels après une coupe à blanc, sont particulièrement importants pour l'alimentation et la nidification des pics (Cameron, 1996). La contribution du bois morts à la qualité de l'habitat faunique ne dépend pas seulement de son abondance, mais également de ses dimensions, de son âge, de l'essence, de sa position verticale (chicots) ou horizontale (débris ligneux) et de sa distribution dans l'espace (Harmon *et al.*, 1986). Plus l'arbre possède un gros diamètre, plus le nombre d'espèces susceptibles de l'utiliser augmente (Crête *et al.*, 2004). Des arbres de grands diamètres fournissent des cavités profondes pour plusieurs espèces

animales, tels les oiseaux, les salamandres, les chauves-souris, les écureuils et les mustélidés (Crête *et al.*, 2004). Également, plus une cavité est profonde, plus elle procure une bonne isolation thermique et réduit le risque de prédation des œufs et des oisillons (Darveau & Desrochers, 2001). Newton (1994) estime que le taux de reproduction de plusieurs espèces d'oiseaux en Europe et dans l'Ouest de l'Amérique du Nord serait limité par la disponibilité des cavités retrouvées dans des arbres morts de grands diamètres. Les débris ligneux sont également très importants pour une grande variété d'invertébrés, de champignons, de cryptogames et d'amphibiens (Harmon *et al.*, 1986 ; Darveau & Desrochers, 2001). Le bois mort au sol offre en effet des milieux plus humides, nécessaires au maintien de ces espèces.

La distribution du bois mort change beaucoup au cours des différents stades de développement d'un peuplement. Toutes les interventions sylvicoles sont susceptibles de modifier, à divers degrés, la dynamique de la production et de la dégradation des chicots et des débris ligneux. En effet, les arbres moribonds et les chicots sont les premiers arbres à être abattus, souvent lors d'éclaircies pré-commerciales ou commerciales, diminuant ainsi significativement leur abondance dans le paysage (Goodburn & Lorimer, 1998 ; Duvall & Grigal, 1999 ; Bunnell *et al.*, 1999 ; Graves, Fajvan et Miller, 2000). Les coupes à blanc, quant à elles, génèrent une certaine quantité de débris ligneux au sol lors des opérations, mais les dimensions de ces débris demeurent faibles et ils se décomposent plus rapidement que les débris provenant de la mortalité naturelle (Fraver, Wagner et Day, 2002 ; Darveau *et al.*, 2003).

Afin de réduire l'impact de l'aménagement forestier sur la quantité de bois mort retrouvée dans les peuplements forestiers, plusieurs auteurs proposent certaines modifications aux pratiques actuelles. Par exemple, Crête *et al.* (2004) proposent d'exclure 20% des bandes riveraines de toute exploitation forestière dans le but de générer des arbres vétérans, qui deviendront de gros chicots. Ils proposent également d'effectuer un certain pourcentage de coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) avec rétention de bouquets, de laisser debout les arbres vivants sans valeur commerciale, de laisser debout les chicots qui n'entravent pas la sécurité des travailleurs, de prévoir la conservation d'un minimum de bois mort lors des

interventions de jardinage, etc. Ces mesures devraient faciliter le recrutement de bois mort dans les forêts aménagées.

1.3. La martre d'Amérique (*Martes americana*)

1.3.1. Statut de l'espèce au Canada

La martre d'Amérique (*Martes americana*) est une des espèces les plus fréquemment étudiées afin d'évaluer les impacts de la foresterie sur l'habitat faunique en Amérique du Nord. Cet animal est souvent utilisé comme espèce indicatrice en matière d'aménagement forestier (Bowman, Robitaille et Watt, 1996). En effet, il est maintenant bien établi que la martre délaisse les paysages où les coupes à blanc occupent des proportions importantes (Steventon & Major, 1982 ; Snyder & Bissonette, 1987 ; Katnik, 1992 ; Chapin, Harrison et Katnik, 1998 ; Payer & Harrison, 1999 ; Potvin, Bélanger et Lowell, 2000).

La martre est un petit carnivore de la famille des mustélidés, très discret en forêt étant donné son caractère solitaire et craintif. La martre est un animal opportuniste et se nourrit surtout de petits mammifères comme le campagnol à dos roux (*Clethrionomys gapperi*), le campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*), la souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*), le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*), l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*), le polatouche (*Glaucomys sp.*) ainsi que de petits fruits, d'insectes, d'œufs de reptiles et d'amphibiens (Strickland & Douglas, 1987 ; Dempsey & Cumberland, 1993).

Ses principaux prédateurs sont les mammifères carnivores plus grands qu'elle, ainsi que les rapaces de grande taille. Toutefois, certains auteurs estiment que la trappe demeure la cause principale de mortalité chez la martre dans plusieurs régions (Hodgman, Harrison, Katnik et Elowe, 1994 ; Thompson, 1994 ; Hodgman, Harrison, Phillips et Elowe, 1997). Autrefois, présente presque partout à l'Est du Canada, la martre a maintenant le statut d'espèce menacée à Terre-Neuve, d'espèce vulnérable en Nouvelle-Écosse et elle est disparue de l'Île-du-Prince-Édouard ainsi que d'une bonne partie du Sud-Est de l'Ontario et du Sud du Québec (Prescott & Richard, 1996). Elle est

néanmoins encore abondante dans les forêts conifériennes du centre et de l'Ouest du pays. Le déclin récent de certaines populations locales s'expliquerait principalement par le piégeage intensif, l'exploitation forestière, ainsi que par le défrichage (Clark, Campbell et Haupman, 1989 ; Thompson, 1991 ; Lieffers & Woodard, 1997 ; Service canadien de la faune, 2002 ; Hodgman et al., 1994).

1.3.2. L'habitat de la martre

1.3.2.1. La fin d'un paradigme ?

Depuis plusieurs années, la martre est associée aux vieilles forêts résineuses, ou mélangées à dominance résineuse, ayant une structure complexe et une couverture forestière dense (Meslow, Maser et Verner, 1981 ; Taylor & Abrey, 1982 ; Hargis & McCullough, 1984 ; Bateman, 1986 ; Snyder & Bissonette, 1987 ; Thompson, 1988 ; Bissonette, Fredirickson et Tucker, 1989 ; Buskirk, Forrest, Raphael et Harlow, 1989 ; Thompson, 1991 ; Thompson & Colgan, 1994 ; Sturtevant, Bissonette et Long, 1996 ; Thompson & Curran, 1995). Ces types de milieu seraient recherchés parce que la densité de la strate arborescente réduirait la vulnérabilité des martres face à leurs prédateurs aériens et terrestres, et parce que l'abondance et la diversité des éléments structuraux (débris ligneux, branches basses de conifères, chicots) permettraient à la martre d'avoir accès à des refuges contre le froid et à des proies sous la neige (Buskirk *et al.*, 1989 ; Thompson, 1991). Plusieurs organismes et instances gouvernementales en Amérique du Nord comme le *US Forest Service* dans l'Ouest des Etats-Unis, utilisent la martre comme « espèce parapluie » afin de préserver les forêts conifériennes matures et surannées (Payer & Harrison, 2003). Dans la forêt boréale de l'Ontario, la martre a reçu, en 1994, le statut « d'espèce provinciale indicatrice » par le comité d'évaluation environnementale sur la gestion du bois de construction sur les terres de la couronne (Watt, Baker, Hogg, McNocol et Naylor, 1996). Au Nouveau-Brunswick, certains besoins en habitat de la martre sont maintenant intégrés aux plans d'aménagement forestiers des terres de la Couronne permettant ainsi la préservation des forêts matures de conifères de la province (Ministère des ressources naturelles et de l'énergie, 1995).

Cependant, des études récentes, effectuées dans l'Est du Canada et dans le Nord-Est des États-Unis, remettent de plus en plus en question le paradigme actuel voulant que la martre d'Amérique soit dépendante des vieilles forêts de conifères (Katnik, 1992 ; Chapin, Harrison et Phillips, 1997a ; Potvin, 1998 ; Payer & Harrison, 1999 ; Payer & Harrison, 2003). En effet, contrairement à ce qui avait été observé ailleurs, ces auteurs ont constaté que la martre n'était pas particulièrement attirée par les vieux peuplements de résineux ou mélangés à dominance résineuse au Maine et au Québec. Dans certains secteurs de son aire d'étude, Potvin (1998) a même noté que les martres recherchaient davantage des peuplements mélangés à dominance feuillue. Selon Thompson (1991) ainsi que Payer & Harrison (1999, 2003), la dynamique et l'écologie des forêts du Nord-Est de l'Amérique du Nord sont très différentes de celles de l'Ouest, ce qui pourrait expliquer les variations de comportement chez certaines espèces animales. Tout d'abord, la longévité des arbres de l'Ouest est beaucoup plus longue (250-750 ans) que celle des espèces de l'Est (150-250 ans) (Thompson, 1991). L'absence de préférence des martres de l'Est pour les forêts matures pourrait s'expliquer par la plus grande diversité structurale des forêts du Nord-Est. Dans plusieurs forêts de l'Ouest de l'Amérique du Nord, les débris ligneux sont abondants, principalement dans des peuplements de conifères matures et surannés. Les peuplements d'âge intermédiaire sont principalement composés de clones de peupliers faux-tremble dont la structure est beaucoup moins complexe. Contrairement à ces milieux, les forêts mixtes et décidues du Nord-Est des États-Unis et du Canada possèdent une structure complexe dès un jeune âge, ce qui produirait déjà un bon habitat pour la martre (Payer & Harrison, 2003). Selon les mêmes auteurs, la martre rechercherait avant tout des peuplements dont la hauteur moyenne des arbres ($d_{hp} \geq 7,6\text{cm}$) se situe à plus de 9 mètres, dont la surface terrière atteint $18\text{ m}^2/\text{ha}$ ou plus, et dont le volume de débris ligneux est d'au moins $10\text{ m}^3/\text{ha}$, plutôt qu'une composition forestière en particulier. Selon Bisonnette, Harrison, Hargis et Chapin (1997), lorsque les peuplements atteignent une hauteur minimale de 12 mètres, la complexité de la structure, causée notamment par la présence de bois mort, ne serait plus un facteur limitant pour la martre.

1.3.2.2. L'importance du bois mort et des arbres de grandes dimensions

À la lumière des différentes études, il est maintenant convenu par la communauté scientifique qu'un habitat de qualité pour la martre d'Amérique dans le Nord-Est du continent serait davantage caractérisé par une complexité de la structure ligneuse, plutôt que par l'âge du peuplement. En fait, Payer & Harrison (2000), Potvin *et al.* (2000) ainsi que Chapin *et al.* (1997a) ont constaté que les martres vont être davantage attirées par des jeunes peuplements de 10-20 ans, possédant une grande quantité de débris ligneux et de chicots suite à une épidémie d'insectes, que par les peuplements de résineux mûrs ou surannées. Cette abondance de bois mort serait un facteur particulièrement limitant pour la martre en saison hivernale, à cause de sa sensibilité au froid.

La martre demeure en effet très sensible aux variations de température à cause de ses réserves lipidiques limitées (Buskirk, Harlow et Forrest, 1988 ; Buskirk & Harlow, 1989). La morphologie allongée de son corps présente une surface élevée par rapport à son volume, ce qui accroît sensiblement les pertes de chaleur. L'animal doit alors compenser ces pertes en évitant de s'exposer au froid et en consommant une plus grande quantité de nourriture. La présence d'arbres renversés dans l'habitat lui permettrait donc d'accéder à des poches d'air formées sous la neige où elle retrouverait une température ambiante moins froide que la température extérieure (Buskirk, 1984 ; Buskirk *et al.*, 1988 et 1989). Les débris ligneux lui permettent également des accès sous la neige où elle pourra retrouver les petits mammifères qui lui servent de proies (Bateman, 1986).

En été, la martre se réfugie le plus souvent au sommet de grands arbres, où la température ambiante est plus fraîche, et où elle est à l'abri de ses prédateurs terrestres (Stevenson & Major, 1982 ; Wynne & Sherburne, 1984 ; Chapin, Phillips, Harrison et York, 1997b ; Payer & Harrison, 1999). La présence de débris ligneux et de chicots serait particulièrement intéressante pour les femelles en saison estivale. En fait, les principaux gîtes de mise-bas et de maternité seraient situés dans des nids d'écureuils, dans des cavités à l'intérieur de chicots ou d'arbres vivants, dans des billots creux au sol et dans des crevasses rocheuses (Wynne & Sherburne, 1984 ; Henry & Ruggiero, 1993 ; Raphael & Jones, 1997 ; Ruggiero, Pearson et Henry, 1998). Une étude effectuée par Wynne & Sherburne (1984) au Maine montre que les gîtes de maternité utilisés par les

femelles sont principalement situés dans des arbres de grands diamètres (40-70 cm au dhp), à cavités et habituellement morts. Selon Bergerud (1969), la disponibilité des gîtes de maternités pourrait affecter le statut de la martre dans certaines provinces. Cette hypothèse n'a toutefois jamais été testée et n'a donc pas pu être infirmée ou confirmée.

1.3.3. Le cycle reproducteur

Le système d'appariement de la martre est de type polygame ou polyandre, c'est-à-dire que les mâles et les femelles peuvent avoir plusieurs partenaires lors de la saison d'accouplement (Markley & Bassett, 1942 ; Marshall, 1951 ; Orsborn, 1953). La martre est un animal solitaire qui adopte un comportement de territorialité intrasexuelle (Steventon & Major, 1982 ; Katnik, 1992 ; Balharry, 1993). Un mâle va donc chasser un autre mâle de son territoire, mais va tolérer les femelles et vice versa (Hawley & Newby, 1957). Selon Powell (1979), les mâles vont établir leur territoire en fonction de l'emplacement des femelles et ces dernières vont, quant à elles, choisir leur territoire en fonction de la disponibilité des ressources. Les femelles ne s'accouplent pas avant l'âge de 15 mois et auront leur première portée à l'âge de 2 ans (Strickland & Douglas, 1987). L'accouplement des adultes a lieu en juillet et en août et les petits naissent en mars ou avril. Cette gestation, exceptionnellement longue pour un mammifère de cette taille (de huit à dix mois), est due au phénomène d'implantation embryonnaire différée. Après l'accouplement et la fécondation, l'embryon va se développer pour atteindre entre 300-500 cellules et accéder au stade de « blastocyste ». Il va par la suite cesser de se diviser jusqu'à la mi-janvier où il va réellement s'implanter dans l'utérus et poursuivre son développement (Marshall, 1951). La valeur adaptative de l'implantation différée est toutefois mal connue (Feldhamer, Drickamer, Vessey et Merritt, 1999). Plusieurs mammalogistes croient que cette adaptation permettrait aux petits de naître au moment où les proies seraient les plus abondantes, ce qui faciliterait le nourrissage des jeunes (Feldhamer *et al.*, 1999). La période de lactation et d'élevage des jeunes demeure une période de stress pour les femelles, étant donné l'accroissement de la demande énergétique qui est de 2 à 3 fois supérieure pendant cette période (Hawley & Newby, 1957 ; Strickland & Douglas, 1987 ; Wynne (données non publiées) cité dans Katnik,

1992). La mise-bas a lieu entre le début mars et la fin avril et la taille des portées varie de un à cinq nouveaux-nés pour une moyenne de trois jeunes (Brassard & Bernard, 1939 ; Strickland & Douglas, 1987 ; Prescott & Richard, 1996). Cette capacité de reproduction est relativement faible pour un mammifère de cette taille (Strickland & Douglas, 1987). Les premières semaines de vie des jeunes demeurent particulièrement critiques parce qu'ils sont très vulnérables à la prédation (Brainerd *et al.*, 1995). Les juvéniles vont quitter leur mère vers la fin de l'été ou le début de l'automne afin de se trouver un endroit où installer leur territoire (Wynne & Sherburne, 1984). Ces derniers peuvent effectuer de très grands déplacements afin de trouver un habitat libre qui répond à leurs différents besoins (Strickland & Douglas, 1987).

1.3.4. Dynamique de la population

En milieu naturel, les populations de mères tendent à avoir un ratio mâle-femelle de 1 : 1 (Marshall, 1951). Toutefois, dans un territoire où les mères sont piégées, la densité de mâles tend à être plus faible, étant donné qu'ils sont davantage capturés que les femelles (Archibald & Jessup, 1984 ; Strickland & Douglas, 1987 ; Fortin & Cantin, 1994). En effet, les mâles doivent parcourir de plus grandes distances afin de combler leurs besoins énergétiques, qui sont supérieurs à ceux des femelles, et ils sont, par conséquent, davantage pris au piège par les trappeurs (Hodgman *et al.*, 1994). La densité des populations serait plus élevée dans les forêts âgées que dans celles en régénération parce que leur structure complexe et la densité de leur couvert arborescent fournissent davantage d'abris et offrent un meilleur accès à leur nourriture (Soutière, 1979). Les densités de populations les plus élevées ont été mesurées dans les territoires exempts de piégeage et d'exploitation forestière (Thompson, 1994 ; Phillips, 1994 ; Payer & Harrison, 1999). La structure d'âge serait un bon indicateur de la qualité de l'habitat ainsi que du degré d'exploitation de la forêt (Payer & Harrison, 1999). La proportion de juvéniles serait plus élevée dans les milieux où l'exploitation forestière et le piégeage sont intensifs, ce qui a pour effet de réduire la productivité de la population (*i.e.* le nombre de naissances au cours d'une année) parce que seuls les adultes peuvent se reproduire (Strickland & Douglas, 1987 ; Thompson, 1994 ; Payer & Harrison, 1999).

De plus, Thompson & Colgan (1987), ont remarqué une diminution du taux d'ovulation chez les jeunes femelles (< 2 ans) dans les territoires soumis à la coupe à blanc. Ils ont relié cette diminution à un déclin des proies recherchées par la martre.

1.4. La sélection de l'habitat

1.4.1. La définition de l'habitat

En écologie comportementale, plusieurs recherches portent sur la sélection d'habitat d'une espèce particulière. Ce terme fait référence à une série de décisions prises par un animal concernant l'utilisation d'un type de ressource dans un lieu précis et à un moment donné (Hall, Krausman et Morrison, 1997). Les études portant sur la sélection d'habitat sont basées, comme le terme l'indique, sur le concept de « l'habitat ». Selon Morrison (2001), ces études sont souvent biaisées à la suite d'une mauvaise compréhension des termes et concepts en écologie. Afin de pouvoir comparer les études entre elles, il demeure primordial de standardiser la définition des termes relatifs à l'habitat. Pour la majorité des gens, le terme « habitat » désigne l'endroit où réside un animal, mais cette définition est plutôt vague et ne permet pas de faire des prédictions sur les raisons qui expliquent pourquoi une espèce peut être observée dans un milieu en particulier et non dans un autre (Morrison, 2001). Il serait plus approprié de définir l'habitat comme étant un endroit où la disponibilité des ressources (principalement la nourriture et l'abri) et les conditions environnementales (principalement le climat, l'occurrence de prédateurs et d'espèces compétitrices) permettent l'occupation, la survie et la reproduction d'une espèce (Morrison, Marcot et Mannan, 1992 ; Hall *et al.*, 1997).

Les exigences pour un type d'habitat en particulier varient selon les espèces, et la qualité de cet habitat est fonction de plusieurs facteurs tels le climat, l'abondance et la distribution de la nourriture, l'organisation sociale, la densité de la population, les risques de prédateurs et les interventions anthropiques (McLoughlin & Ferguson, 2000). L'utilisation directe et indirecte des différentes ressources d'un habitat peut être mesurée ou quantifiée, permettant ainsi par la suite de déterminer les choix ou les préférences d'habitat d'un individu ou d'une population. Par exemple, la comparaison des

caractéristiques des milieux où une espèce animale est absente ou rare, avec celles des milieux où l'espèce est présente ou abondante, permettra d'identifier et de quantifier les ressources limitatives pour une cette espèce.

1.4.2. Concept de la sélection de l'habitat

Le principe fondamental des études sur la sélection de l'habitat consiste à comparer l'utilisation que l'animal fait d'un type d'habitat donné avec la disponibilité de cet habitat dans le milieu. Un habitat utilisé davantage que sa disponibilité dans le milieu est dit sélectionné ou préféré. À l'inverse, un habitat utilisé dans une proportion moindre que sa disponibilité dans le milieu est considéré comme évité ou de moindre préférence (Johnson, 1980). Dans ces deux cas, on considère que l'animal fait des choix ou des sélections, plutôt que d'errer au hasard dans son environnement.

Les études portant sur la sélection de l'habitat doivent tenir compte de différentes échelles spatiales, car la décision que prend un animal d'occuper ou non un habitat donné suit un processus hiérarchique d'établissement de résidence. Johnson (1980) a défini quatre ordres de sélection d'un habitat par une espèce. Le premier ordre s'effectue à l'échelle la plus large, et détermine les limites physiques ou géographiques précises de l'aire de répartition de l'espèce. Le second ordre de sélection s'observe à l'intérieur de cette aire de répartition, où certains types de milieux seront évités et/ou d'autres seront préférés lorsque vient le temps pour l'animal adulte de se trouver un endroit pour s'établir. Cette sélection effectuée à l'échelle du paysage déterminera le domaine vital de l'individu. Le domaine vital est la superficie utilisée par un individu, à un moment donné, pour effectuer ses activités « normales » de quête alimentaire, de repos et de reproduction (Harris *et al.*, 1990). Le troisième ordre de sélection s'observe à une échelle plus réduite, c'est-à-dire à l'intérieur de son domaine vital, où l'animal va utiliser certains types de milieux de façon disproportionnée parce qu'ils contiennent certaines ressources particulièrement limitantes pour la survie et la reproduction. Cette échelle est souvent étudiée pour déterminer le type de peuplement recherché par une espèce. Finalement, à l'intérieur du type de milieu recherché par l'animal, il existe une certaine variabilité dans le type de ressources qu'on y trouve et l'animal utilisera les ressources

qui comblent le mieux ses besoins. La sélection de l'habitat à cette échelle constitue le quatrième ordre de sélection.

Certaines formes de sélection d'habitat s'observent parfois uniquement à une échelle spatiale particulière. Par exemple, lorsqu'un animal évite un milieu au moment où il s'installe à l'âge adulte (2^e ordre de sélection), ce type de milieu est souvent absent dans le domaine vital. Par conséquent, il est difficile de déterminer si l'animal recherche ou évite ce milieu à l'intérieur du domaine vital (3^e ordre de sélection) puisque le milieu n'est pas présent.

2.0 OBJECTIFS DU PROJET

On retrouve, dans la littérature, plusieurs études portant sur les préférences d'habitat de la martre d'Amérique. La fragmentation du territoire, engendrée principalement par la coupe à blanc, a inspiré plusieurs études, en commençant par celle de Soutière (1979), portant sur la sélection d'habitat de la martre dans des territoires fortement perturbés. Ces études ont porté essentiellement sur les préférences d'habitat de la martre dans des territoires soumis à des traitements de coupes à blanc (Bateman, 1986 ; Steventon & Major, 1982 ; Spencer, Barrat et Zielinski, 1983 ; Snyder & Bissonette, 1987 ; Bissonette *et al.*, 1989 ; Alvarez, 1996 ; Potvin, 1998 ; Potvin *et al.*, 1999). En général, ces études ont démontré que la coupe à blanc vient modifier les caractéristiques du milieu à un point tel que la martre éviterait, tant à l'échelle du paysage qu'à l'échelle du peuplement, les parcelles de coupes récentes où la régénération est peu développée. Aujourd'hui, les parterres de coupe sont habituellement replantés et les nouveaux peuplements font maintenant l'objet de travaux sylvicoles intensifs : épandage d'herbicides, dégagement, éclaircie précommerciale, éclaircie commerciale. Certaines études montrent que ces plantations ne contiennent qu'une quantité minime de débris ligneux au sol et que la diversité végétale et structurale est délaissée aux dépens de l'uniformité (Maser *et al.*, 1988 ; Bunnell *et al.*, 1999 ; Darveau & Desrochers, 2001 ; Laurion, en prép.). La littérature montre que l'abondance des débris ligneux est particulièrement importante en hiver pour les martres afin de leur assurer des abris contre le froid, mais également des accès aux petits mammifères.

Le rôle joué par les structures de bois mort dans l'habitat estival des martres n'est toutefois pas aussi bien connu. Les impacts à long terme et à grande échelle de l'aménagement forestier intensif sur la dynamique de la population ainsi que sur l'habitat de la martre d'Amérique, en particulier durant l'été, n'ont pas encore fait l'objet d'une étude approfondie.

L'objectif principal de cette étude est donc d'évaluer si la présence, dans le paysage, de plantations de grandes superficies, aménagées de manière intensive, influence les préférences d'habitat estival de la martre d'Amérique, la structure d'âge de la population ainsi que le taux de reproduction des femelles. Mon hypothèse principale est que, dans un tel contexte, l'abondance des structures de bois mort devrait être un facteur limitant pour la martre, particulièrement pour les femelles. Si cette hypothèse s'avère exacte, quatre prédictions sont alors possibles :

- 1) Les martres éviteront les parterres de coupes et les jeunes plantations à l'échelle du paysage et du peuplement, car ces endroits n'offrent aucun couvert de protection contre les prédateurs.
- 2) Les martres, en particulier les femelles, préféreront les peuplements d'origine naturelle plutôt que les plantations âgées en raison de la plus grande quantité de structures de bois mort que l'on y retrouve ; cette préférence s'observera tant à l'échelle du paysage que du peuplement.
- 3) Une population de martres évoluant dans un territoire aménagé de manière intensive, contiendra une proportion plus élevée de jeunes individus, principalement à cause d'un taux de mortalité plus élevé, comparativement à une population évoluant dans un territoire moins aménagé.
- 4) Le taux de reproduction des femelles, i.e. le taux de gestation et la taille des portées, sera plus faible dans les territoires soumis à des interventions sylvicoles intensives, comparativement aux territoires moins aménagés. La faible quantité de débris ligneux enregistrée dans les peuplements industriels ne permet pas en effet à la martre d'avoir un accès optimal à sa nourriture, ce qui vient influencer la condition physique de l'animal. Au cours de la période de gestation, les femelles en moins bonne condition physique auront un taux d'ovulation moindre et par conséquent, une productivité plus faible (Strickland & Douglas, 1987).

3.0 MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Aire d'étude

Cette étude a été réalisée dans le District de Black Brook, situé à environ 35 km au nord-est de la ville de St-Léonard au Nouveau-Brunswick (47°18'44''N, 67°42'38''O). Ce territoire fait partie des terres appartenant à la compagnie forestière J.D. Irving Ltd (Figure 1). Au plan physiographique, le District de Black Brook se situe dans l'écozone terrestre des Maritimes et de l'Atlantique, elle-même située dans la région forestière des Grands Lacs et du St-Laurent (Farrar, 1996). Le territoire repose principalement sur un lit de roches sédimentaires calcaires et le dépôt de surface du sol forestier est caractérisé par un till non compact (Colpitts *et al.*, 1995).

Le District de Black Brook fait partie de l'écodistrict du réservoir Sisson et de la région géomorphologique des bas-plateaux des Chaleurs. Il est caractérisé par une élévation moyenne de 300 mètres d'altitude (Loucks, 1962 ; Colpitts *et al.*, 1995). La faible dénivellation du relief réduit la capacité de drainage du sol à plusieurs endroits. On y retrouve donc des concentrations importantes d'épinettes noires (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) et de thuyas occidentaux (*Thuja occidentalis* L.). Ce territoire est dominé par les peuplements conifériens de sapins baumiers (*Abies balsamea* (L.) Mill.) et de peuplements mixtes composés de bouleaux jaunes (*Betula alleghaniensis* Britt) et de sapins baumiers couplés à une très grande diversité d'espèces végétales en sous-étage. Le territoire a été perturbé à plusieurs reprises au courant du siècle dernier par la tordeuse des bourgeons de l'épinette, par des feux importants et par une exploitation forestière intensive.

Le District de Black Brook se situe dans le bassin hydrographique de la rivière Restigouche, et dans la région climatique no. 8 (Van Groenewoud, 1983). Cette région est caractérisée par des précipitations moyennes de 450-500 mm de pluie entre les mois de mai à septembre, et une température moyenne de 14°C, pour les mois de mai à octobre (Van Groenewoud, 1983 ; Colpitts *et al.*, 1995).

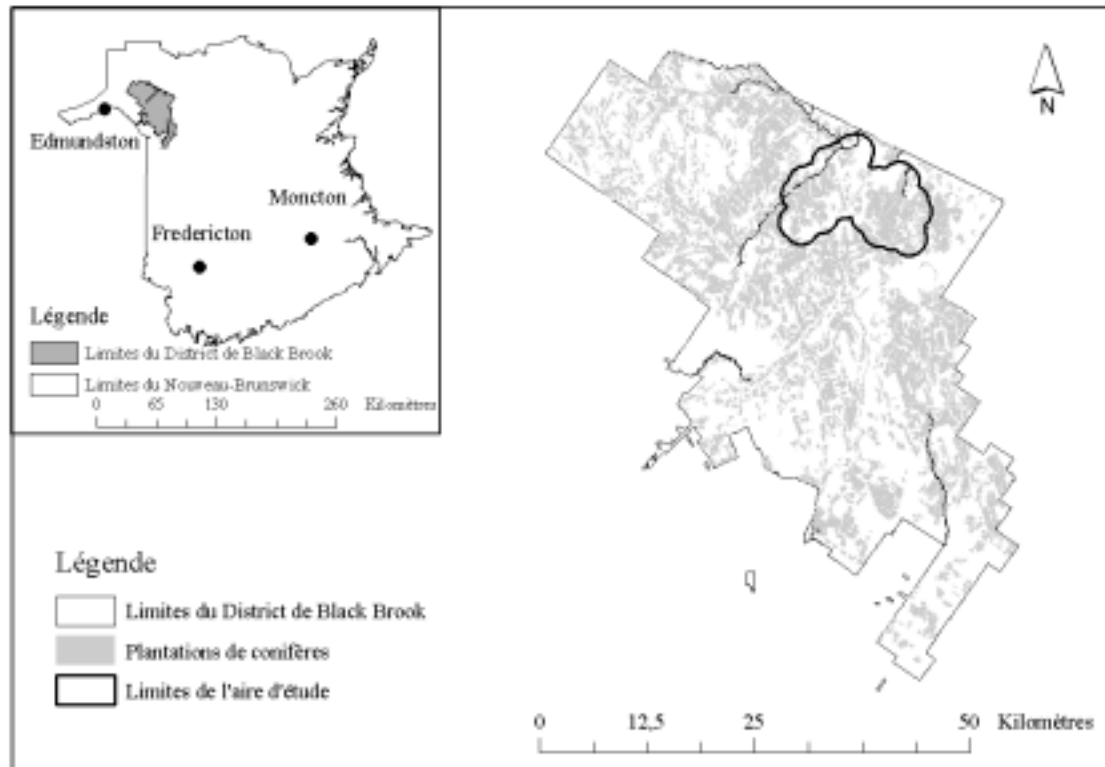


Figure 1. Localisation du District de Black Brook dans la province du Nouveau-Brunswick.

L'atteinte des objectifs de ma thèse, principalement ceux concernant les préférences d'habitat, nécessitait de travailler dans un secteur contenant une forte proportion de plantations faisant l'objet d'un régime de traitements sylvicoles intensifs depuis au moins 20 ans, et facilement accessible en véhicule afin d'y effectuer la capture des animaux ainsi que le suivi radiotéléométrique. L'aire d'étude, qui a été délimitée à partir des sites de piégeage entourés d'une zone tampon de 2 km, occupe une superficie totale de 140 km² et comprend d'importantes plantations d'épinettes blanches. L'aire d'étude a été séparée en deux secteurs représentés par des plantations d'âges différents. Le secteur du « Jardine » est caractérisé par la présence de plantations âgées entre 20 et 30 ans, tandis que le secteur du « Skin Gulch » contient des plantations âgées entre 30 et 42 ans (Figure 2).

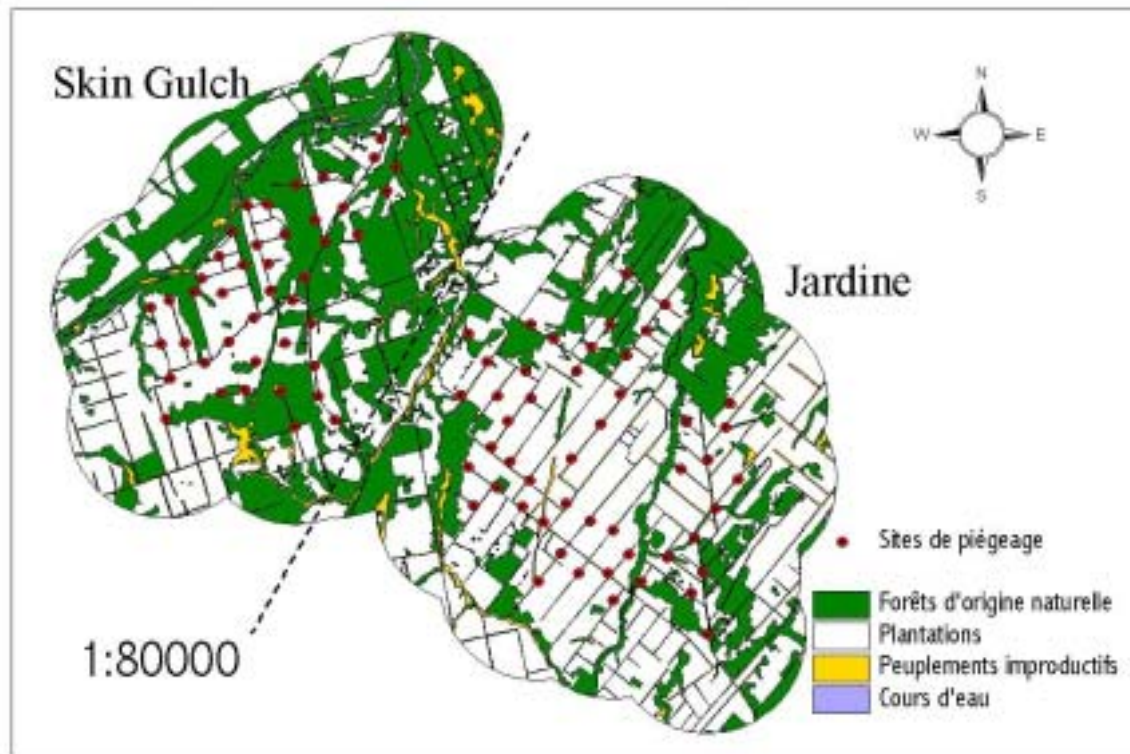


Figure 2. Localisation de l'aire d'étude.

Ces peuplements font l'objet de traitements sylvicoles intensifs afin de maximiser le rendement en matière ligneuse. Ces traitements comprennent une préparation de terrain par scarifiage, la mise en terre de semis d'épinettes, l'épandage d'herbicide, un dégagement mécanique, une série de deux ou trois éclaircies commerciales entre l'âge de 25 et 55 ans, et une récolte finale à l'âge de 55 à 75 ans (G. Pelletier, directeur forestier chez JDI Ltd, comm. pers. 2004). Les plus jeunes plantations du secteur avaient entre 0-10 ans au moment de l'étude, tandis que les plus vieilles, qui ont été implantées en 1961, avaient 42 ans. Les différentes plantations ne sont toutefois pas réparties de manière homogène sur le territoire à l'étude et ne couvrent pas des superficies identiques. Les plantations du secteur du Skin Gulch sont généralement entremêlées avec certains peuplements conifériens, mélangés et feuillus, régénérés naturellement, faisant aussi l'objet de travaux sylvicoles, mais de plus faible intensité. Les plantations représentent 58% du territoire à l'étude et les peuplements d'origine naturel ne représentent que 36% de ce même territoire (Tableau 1).

Tableau 1. Description des peuplements qui composent l'aire d'étude.

Catégorie de peuplement	Secteur du Jardine		Secteur du Skin Gulch		Total	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Plantations :	51,3	67,0	29,6	46,3	80,9	57,8
Peuplements naturels	20,7	27,1	30,1	47,2	50,8	36,3
Peuplements autres :	4,2	5,5	4,1	6,4	8,3	5,9
Total	76,2	54,4	63,8	45,6	140,0	100,0

Le reste de l'aire d'étude, soit 6%, est occupé par le réseau routier, des milieux humides, des cours d'eaux et des milieux improductifs. Les plantations sont à 86% composées d'épinettes noires ou blanches (*Picea glauca* (Moench) Voss) et le restant est constitué d'épinettes de Norvège (*Picea abies* (L.) Karst), d'épinettes rouges (*Picea rubens* Sarg.), de pins gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et de pins rouges (*Pinus resinosa* Ait.). Les peuplements d'origine naturelle sont composés de peuplements de résineux purs, de feuillus purs et de peuplements mixtes comprenant des espèces feuillues tolérantes et intolérantes, comme le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.) et l'hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrh.). Nous y retrouvons aussi des espèces résineuses telles l'épinette noire et le thuya occidental. Les peuplements immatures d'origine naturelle occupent une superficie de 17,5 km² tandis que les peuplements matures et surannés couvrent une superficie de 33,3 km² sur le territoire à l'étude (Annexe A).

Aucun piégeage commercial n'a été pratiqué à l'intérieur des limites de notre aire d'étude additionnée d'une zone tampon de 3 km et ce, depuis 1999. La base de données géomatiques de l'aire d'étude provient de la compagnie J.D.Irving Ltd. Celle-ci comprenait les informations concernant la couverture forestière du secteur à l'étude, le réseau de chemins forestiers, ainsi que les cours d'eau. Cette base de données a été développée à partir de photointerprétation effectuée à l'aide de photos aériennes de 1982 à l'échelle 1 : 12500. Par la suite, une mise à jour des opérations forestières a été faite annuellement à l'aide de photos aériennes, numériques et d'inventaires forestiers. Ces données ont toutes été répertoriées en utilisant le logiciel *Arc View 3.2.* (ESRI 2001).

3.2. Sélection de l'habitat

3.2.1 Capture des martres

Le protocole de capture des martres est similaire à celui utilisé par Payer et Harrison (1999) et il a été approuvé par le comité des bons soins des animaux de l'Université de Moncton. Les martres ont été capturées à l'aide de cages de type Tomahawk Live Trap (17 X 17 X 49 cm) et de type Harvahart Live Trap (18 X 18 X 61 cm). Les pièges ont été disposés sur le terrain de manière systématique le long des chemins forestiers et des cours d'eau. En moyenne, les domaines vitaux au Maine varient de 1,7 km² à 2,9 km², pour un diamètre se situant entre 700-960 mètres (Steventon & Major, 1982 ; Wynne & Sherburne, 1984 ; Katnick, Harrison et Hodgman, 1994 ; Payer & Harrison, 1999). C'est pourquoi les pièges ont été disposés sur le terrain de manière à obtenir un réseau de sites de piégeage situés à une distance maximale de 850 mètres les uns des autres afin d'assurer la présence d'au moins un piège par superficie de domaine vital (Chapin *et al.*, 1998). Chaque site de piégeage a été pré-appâté à l'aide de viande de castor et d'un leurre olfactif, une semaine avant d'effectuer le piégeage. La présence et la qualité des appâts ont été vérifiées tous les deux jours et ont été remplacées au besoin. Le pré-appâtage des sites sert à conditionner l'animal à venir se nourrir au même emplacement jour après jour. Les cages ont toutes été placées au sol et ont été recouvertes de branche de sapins afin de protéger l'animal contre les intempéries et de diminuer le stress chez l'animal capturé en réduisant la visibilité à l'extérieur.

Les données relatives à la structure d'âge proviennent des deux sessions de piégeage qui ont eu lieu à l'automne 2002 et 2003. En 2002, le secteur du Skin Gulch (35 pièges) a été échantillonné entre le 28 novembre et le 3 décembre, et le secteur du Jardine (40 pièges), entre le 8 et le 13 décembre. En 2003, le piégeage d'automne s'est déroulé entre le 24 et le 29 novembre dans le Jardine (48 pièges) et entre le 4 et le 9 décembre dans le secteur du Skin Gulch (44 pièges). Une autre période de piégeage a été effectuée au printemps 2003 afin d'ajouter des colliers émetteurs à de nouveaux individus pour le suivi estival. Le secteur du Jardine (n = 47 pièges) a été échantillonné

entre le 27 mai et le 1^{er} juin 2003 et le secteur du Skin Gulch, entre le 5 et le 10 juin 2003 (n = 44 pièges). Les pièges ont été visités tous les jours et les martres capturées ont été transférées dans un cône métallique pour être anesthésiées par une injection intramusculaire, d'un mélange d'hydrochlorure de kétamine et de glycopyrolate (10:1,5 ml).

Au cours de la session de piégeage du printemps 2003, afin de diminuer le stress et le temps de rétention des femelles qui étaient en lactation, celles-ci ont été transférées dans une boîte de plexiglas pour être anesthésiée par inhalation d'un gaz volatil, soit l'isoflurane. Les animaux ont ensuite été pesés, sexés, et marqués aux deux oreilles au moyen d'une étiquette métallique (National band and tag co. model 1005-3). Les femelles ont été examinées pour déterminer si elles étaient en lactation.

Une prémolaire a été prélevée sur les nouveaux individus à l'aide d'un extracteur dentaire afin d'estimer l'âge des martres. L'âge a été déterminé à partir du décompte des anneaux de croissance dentaire, décompte effectué par un laboratoire américain spécialisé (Matson Lab. Co., Montana, États-Unis). Seuls les individus adultes, c'est-à-dire ceux âgés de plus de 1 an, et en bonne santé, ont été munis d'un collier émetteur de marque Lotek, model SMRC4, ou de marque Holohil, model MI-2. Ces colliers avaient une masse respective d'environ 27 et 38 grammes. Le choix du collier a été fait de manière à ce que le surplus de poids engendré par le collier ne dépasse pas 5 % de la masse corporelle de l'animal afin de ne pas nuire aux activités quotidiennes de celui-ci (Samuel & Fuller, 1994).

Une fois les manipulations terminées, les animaux ont été replacés dans leur cage pendant environ une heure. Avant leur libération, les martres devaient être bien réveillées afin d'être en mesure de fuir d'éventuels prédateurs. Finalement, de la confiture et du liquide sucré ont été offerts aux animaux afin de compenser les dépenses énergétiques engendrées par le stress de la capture.

3.2.2. Suivi radiotéléométrique

Les données nécessaires à l'étude portant sur la sélection de l'habitat ont été obtenues essentiellement grâce à un programme intensif de suivi radiotéléométrique qui a

débuté le 3 juin 2003 et s'est terminé le 20 décembre 2003. La localisation des animaux a été obtenue à l'aide d'un récepteur radio (Telonics TR-4K) et d'une antenne directionnelle en « H » (Telonic RA-2AK). Les animaux ont été repérés en majorité à partir d'une triangulation au sol (93% des localisations). Le reste des localisations a été obtenu par « homing », ou à partir d'un aéronef. Les animaux ont essentiellement été localisés le jour entre 7h30 et 18h00.

Lorsqu'un animal était localisé par triangulation, les coordonnées géographiques des endroits à partir desquels on effectuait une visée ont été prises en note au moyen d'un système de positionnement géographique (GPS) (marque Garmin 72). Chaque triangulation comportait un minimum de trois visées, prises dans un intervalle de temps de l'ordre de 10 à 40 minutes. Lorsque l'animal était en déplacement, on distinguait de grandes fluctuations dans le volume du signal. Dans ce cas, les visées étaient prises à l'intérieur de 30 minutes au maximum, de manière à réduire le biais associé au déplacement de l'animal. La position approximative de l'animal a été déterminée à l'aide du logiciel Locate II (Nams, 2000). Ce logiciel calcule également une ellipse d'erreur, délimitant l'endroit où la probabilité d'observer l'animal était de 95%. La position de l'animal, ainsi que le polygone d'erreur ont par la suite été importés dans un système d'information géographique (SIG) (*ArcView 3.2*).

Le « homing » consiste à s'approcher de l'animal dans son habitat et à prendre les coordonnées exactes de son emplacement lorsqu'il est observé ou situé à moins de 10 mètres. Le homing s'est fait lorsque l'animal semblait inactif et semblait situé à moins de 500 m d'un chemin forestier. Une description sommaire du milieu où l'animal se retrouve est prise en note : type de forêt, dhp de l'arbre dans lequel est retrouvé l'animal, type de structure au sol, etc. Chaque individu a été localisé au sol environ deux fois par semaine entre le 3 juin et le 31 août 2003, et une fois par semaine entre le 29 septembre et le 20 décembre 2003.

La technique employée pour localiser les individus à partir d'un avion était la même que celle décrite par Gilmer, Cowardin, Duval, Mechlin et Shaiffer (1981). L'avion utilisé pour ces repérages était un Cessna-172. Le suivi en avion a servi principalement à retrouver des individus dont le signal n'était plus perceptible à partir du sol.

La précision d'une localisation télémétrique peut être influencée par plusieurs facteurs. Les visées seront plus ou moins précises lorsque le terrain présente une topographie très accidentée (le signal radio a tendance à rebondir sur les obstacles), lorsque l'animal est en mouvement (cela entraîne une fluctuation plus ou moins grande du signal) et finalement lorsque le temps entre la prise des différentes visées est très long (Harris *et al.*, 1990). Les données imprécises, c'est-à-dire celles qui ont été prises dans un laps de temps trop long, ou pour lesquelles le signal n'apparaissait pas clair, et celles dont le signal était très faible, ont donc été éliminées.

3.2.3. Délimitation des domaines vitaux

Il existe plusieurs méthodes pour déterminer le domaine vital d'un animal à partir des localisations télémétriques. Parmi celles-ci, on retrouve la moyenne harmonique, le kernel adapté, l'analyse par groupement et le polygone convexe (Harris *et al.*, 1990 ; Samuel & Fuller, 1994). La moyenne harmonique et le kernel adapté permettent de décrire les zones où l'animal effectue la majorité de ses activités. De son côté, la technique du polygone convexe délimite une seule zone d'activité intensive. Dans le cadre de cette étude, la méthode du polygone convexe a été retenue afin d'estimer le domaine vital estival des individus à l'étude. Étant donné que la majorité des études utilisent cette méthode (Buskirk & McDonald, 1989 ; Katnik, 1992 ; Katnick *et al.*, 1994 ; Latour, Maclean et Poole, 1994 ; Chapin *et al.*, 1997a ; Phillips, Harrison et Payer, 1998 ; Potvin *et al.*, 2000 ; Berteaux, 2001 ; Smith & Schaefer, 2002 ; Payer & Harrison, 2003), il est par conséquent plus facile de faire des comparaisons par la suite. Toutefois, cette méthode comporte certaines limites. En effet, le nombre de localisations doit être suffisamment élevé pour permettre de calculer avec justesse la superficie d'un domaine vital. Avant de circonscrire les limites d'un domaine vital, le nombre de localisations a d'abord été vérifié afin de déterminer s'il était adéquat. Pour ce faire, les localisations ont été distribuées de manière aléatoire, puis les superficies ont été calculées après chaque nouvelle localisation. La superficie du domaine vital est jugée représentative de l'étendue des déplacements d'un animal lorsqu'elle ne varie plus malgré l'augmentation du nombre de localisations (Samuel & Fuller, 1994).

Les domaines vitaux ont été déterminés à partir des localisations télémétriques présentant une précision en deçà de 25 hectares. Ce choix a entre autres été fait afin d'augmenter l'effectif de l'échantillon par l'ajout des localisations effectuées par avion qui sont donc un peu moins précises. En effet, les erreurs de positionnement les plus élevées, c'est-à-dire se situant entre 20-25 ha, correspondent principalement aux localisations télémétriques effectuées par avion (Laurion, en prép.) et représentent une proportion de 9% de tous les polygones d'erreurs utilisés dans mes calculs. La majorité des localisations (71%) avaient une précision en deçà de 5 hectares (Figure 3). En comparaison, les auteurs des études effectuées au Maine ont utilisé également les localisations ayant une erreur de moins de 25 hectares afin de déterminer les limites des domaines vitaux des martres (Katnik *et al.*, 1994 ; Chapin *et al.*, 1997a ; Payer & Harrison, 1999 ; Payer & Harrison, 2003).

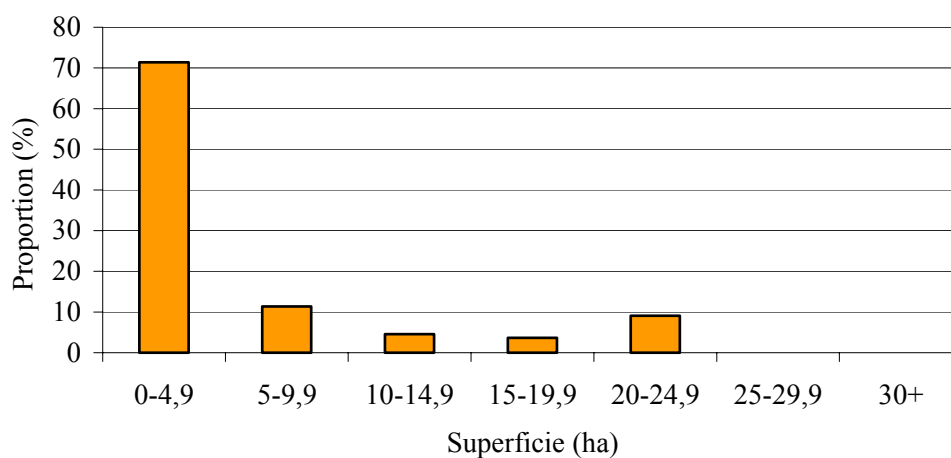


Figure 3. Distribution de la superficie des polygones d'erreur (n = 247) provenant des localisations télémétriques de l'ensemble des individus à l'étude.

Une fois que toutes les localisations imprécises (> 25 ha) ont été éliminées, les domaines vitaux ont été calculés à partir de 95% des localisations télémétriques pour chaque animal. Les localisations les plus éloignées ont été éliminées parce qu'elles représentent des excursions effectuées de manière ponctuelle et non habituelle, par l'animal. Ces excursions inhabituelles accroissent la superficie du domaine vital d'un animal en y incluant des zones très peu utilisées. La majorité des auteurs proposent

d'éliminer 5% des localisations afin d'avoir une meilleure représentativité de la taille réelle du domaine vital d'un animal (Katnik, 1992 ; Katnik *et al.*, 1994 ; Chapin *et al.*, 1997a ; Phillips *et al.*, 1998 ; Payer & Harrison, 1999 ; Potvin *et al.*, 2000 ; Payer & Harrison, 2003). Ces localisations extrêmes étaient celles les plus éloignées du centre de l'ensemble des localisations enregistrées. Le centre du domaine vital a été calculé à partir de la moyenne harmonique des coordonnées X et Y. Ces calculs ont été effectués avec l'extension *Animal Movement* (ESRI 2003) du logiciel *Arc View 3.2.*

3.2.4. Échelles spatiales considérées dans l'analyse de la sélection d'habitat

Pour mettre en lumière la sélection de l'habitat d'un animal, il faut comparer « l'utilisation » que l'animal fait d'une ressource donnée avec la « disponibilité » de cette ressource dans le milieu. Les analyses de sélection d'habitat ont été effectuées ici en tenant compte de deux échelles spatiales, soit celle du paysage (2^e ordre) et celle des peuplements (3^e ordre) (Johnson, 1980). Les types d'habitats demeurent les mêmes, que l'on travaille à l'échelle du paysage ou à l'échelle des peuplements. Ces types d'habitats sont 1) les peuplements d'origine naturelle, 2) les plantations et 3) une catégorie « autres » qui comprend les peuplements non productifs tels le réseau routier, les milieux humides, les aulnaies et les champs. Les plantations ont également été séparées en deux groupes, soit celles âgées de < 20 ans, et celles âgées de ≥ 20 ans. Ces deux groupes ont été déterminés sur la base des critères de Payer & Harrison (2003) selon lesquels un bon habitat pour la martre doit contenir une surface terrière minimum de 18 m²/ha et ces conditions se retrouvent dans les plantations âgées de plus de 20 ans (Laurion, en prép).

3.2.4.1. Échelle du paysage

La difficulté majeure qui survient lorsqu'on travaille à l'échelle du paysage demeure principalement la définition de ce qui est disponible pour chacun des individus (Arthur, McDonald et Garner, 1996 ; Aebischer, Robertson et Kenward, 1993). En m'inspirant de la définition donnée par Hall *et al.* (1997), j'ai défini le milieu disponible pour un individu comme étant une section de territoire disponible et connue de l'animal où ce dernier pourrait éventuellement choisir ou non d'établir son domaine vital. Idéalement, il

faudrait suivre les déplacements d'une martre entre le moment où elle quitte sa mère et le moment où elle s'installe définitivement dans un endroit en particulier. Les différents endroits visités par l'animal représenteraient alors l'habitat connu par l'animal et on pourrait comparer le domaine vital avec tous les milieux visités. Cette méthode est toutefois très difficile à utiliser à cause des difficultés éprouvées à suivre les déplacements d'un animal lors de sa dispersion.

Pour les besoins de la présente étude, une superficie disponible différente a été déterminée pour chacun des individus à l'étude en supposant que l'habitat disponible, c'est-à-dire connu par un individu, ne soit pas nécessairement le même pour tous les animaux d'une population. Une femelle, par exemple, possède en général un domaine vital de 1.5 à 3 fois plus petit que celui d'un mâle (Soutière, 1979 ; Steventon & Major, 1982 ; Wynne & Sherburne, 1984 ; Bateman, 1986 ; Katnik *et al.*, 1994 ; Latour *et al.*, 1994 ; Smith & Schafer, 2002), elle aura donc probablement tendance à effectuer des déplacements d'exploration plus restreints qu'un mâle avant d'établir son domaine vital. Aussi, un milieu donné peut ne pas être disponible pour un individu en particulier parce qu'il se situe beaucoup trop loin, ou que certaines barrières naturelles empêchent l'animal d'atteindre cet endroit. J'ai donc supposé que la superficie disponible pour un individu à l'échelle du paysage devait se situer aux alentours de son domaine vital et que l'animal avait exploré les alentours de ce domaine avant de s'y installer définitivement.

La superficie d'habitat disponible à l'échelle du paysage pour un individu comprenait donc la superficie de son domaine vital entourée d'une zone tampon équivalente au diamètre de ce domaine vital. Délimité ainsi, l'habitat disponible avait une superficie équivalant à environ 10 fois celle du domaine vital.

L'utilisation des habitats par la martre a, quant à elle, été représentée par la proportion des différents types d'habitats que l'on retrouve à l'intérieur de son domaine vital. Les superficies des plus gros cours d'eau (largeur minimale d'environ 9 mètres) et des lacs n'ont pas été incluses dans cette analyse, car en théorie ces milieux ne sont pas utilisés par les martres (Katnik, 1992 ; Payer et Harrison, 1999).

3.2.4.2. Échelle du peuplement

À l'échelle des peuplements, l'habitat disponible a été défini par la proportion en pourcentage des différents types d'habitats retrouvés dans le domaine vital de chacun des individus à l'étude. L'utilisation de l'habitat est représentée par la somme des proportions (variant de 0 à 1) des différents types d'habitats dans les polygones d'erreurs associés aux localisations télémétriques. La proportion des différents habitats contenus dans les polygones d'erreurs a été calculée en excluant les superficies occupées par les lacs et les gros cours d'eau (> 9 mètres de largeur) parce que ceux-ci représentent des milieux non fréquentés par les martres (Katnik, 1992 ; Payer et Harrison, 1999). Cette méthode permet de réduire l'erreur associée à la présence de plus d'un type d'habitat à l'intérieur du polygone d'erreurs (Nams, 1989). Ainsi, on attribuait un certain poids à tous les habitats présents dans le polygone d'erreurs et le poids était proportionnel à la superficie couverte par chacun des habitats. Des analyses ont été réalisées à partir des localisations ayant une précision de moins de 10 hectares afin d'augmenter la précision des données et la puissance des tests statistiques. En effet, la puissance d'un test de sélection d'habitat est dépendante de l'erreur utilisée pour chacune des localisations (Nams, 1989). En utilisant les localisations ayant une précision en deçà de 10 hectares, on constate que dans plus de 63% des polygones d'erreurs, un minimum de 90% de leur superficie est occupé par un seul type de peuplement. Une étude effectuée au Maine utilise également cette précision lors de ses analyses de sélection d'habitat (Katnik *et al.*, 1994 ; Chapin *et al.*, 1997a ; Payer & Harrison, 1999 ; Payer & Harrison, 2003).

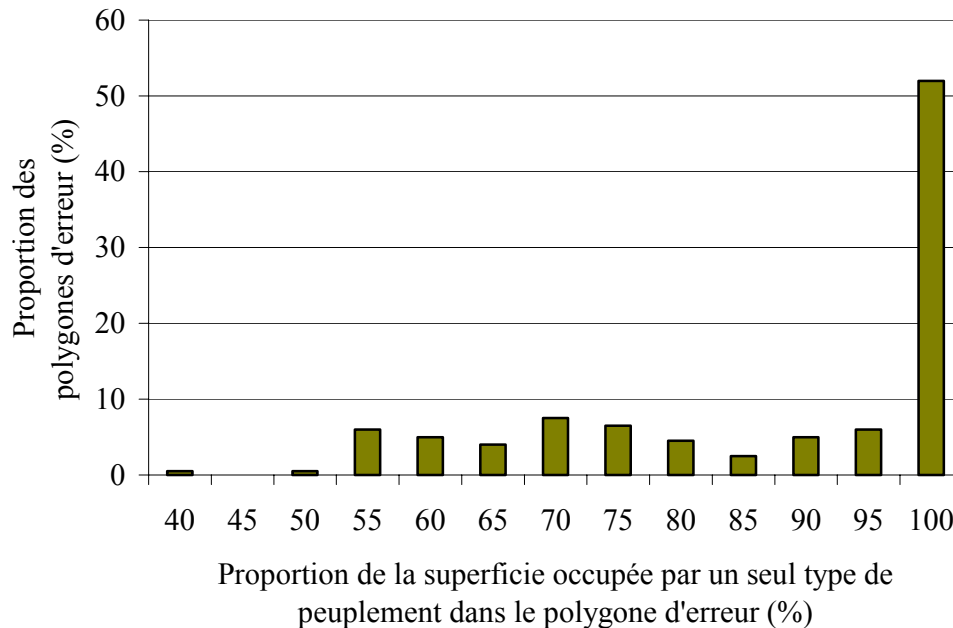


Figure 4. Proportion des polygones d'erreurs couverts par un seul type de peuplement.

3.3. Structure d'âge et productivité des femelles

3.3.1. Provenance des données

La structure d'âge des mères dans l'aire d'étude a été analysée à partir des données provenant des mères capturées au cours de deux sessions de piégeage qui ont eu lieu à l'automne 2002 et 2003. De même, la structure d'âge de l'ensemble de la population de mères dans le District de Black Brook a été établie à partir de données provenant des mères récoltées par les trappeurs dans les zones de chasse 2 et 6 dont fait partie le District de Black Brook (Figure 5). Ces données ont été fournies par le ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick, et décrivent l'âge des individus femelles capturés par les trappeurs entre l'automne 1996 et 2003 (Cade Libby, biologiste au MRN, comm. pers.). Pour les analyses de la structure d'âge, les mères ont été classées en deux catégories, soit les juvéniles (< 1 an), et les adultes (≥ 1 an), et ont été répertoriés selon l'année et le secteur.

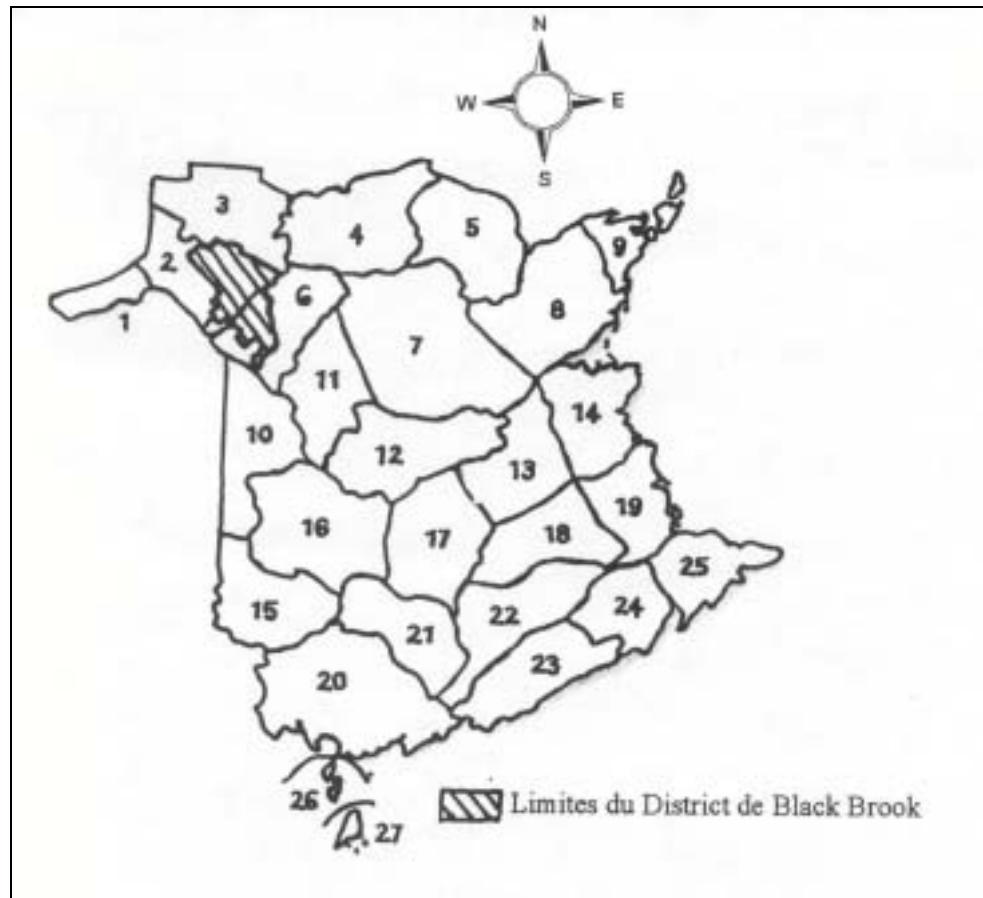


Figure 5. District de Black Brook, situé dans les zones de chasse et de piégeage 2 et 6 du Nouveau-Brunswick (source : Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick).

Le taux de gestation et la taille des portées ont aussi été déterminés à partir de l'analyse des carcasses de femelles âgées de ≥ 1 an capturées par les trappeurs entre 1996 et 2002 dans la zone de chasse 2 et 6. Ainsi, l'utérus de chaque femelle a été examiné pour identifier la présence et le nombre de blastocystes (Gilbert, Wright, Lauten et Probst, 1997). Dans la base de données, les mères capturées dans le District de Black Brook pouvaient être distinguées des mères capturées dans le reste des zones de chasse par un numéro qui identifiait le trappeur en ayant fait la capture.

3.4 Analyses statistiques

3.4.1. Sélection de l'habitat

Toutes les analyses statistiques, ont été effectuées à l'aide du logiciel *SPSS* (Norusis, 2002) et les différences étaient considérées significatives lorsque la valeur de $p < 0,05$. Les analyses statistiques visant à comparer les superficies moyennes des domaines vitaux calculés à partir de 100% des localisations télémétriques et ceux calculés à partir de 95% des localisations, ont été effectuées à l'aide d'un test non paramétrique de Mann-Whitney. Le test de Mann-Whitney a également été utilisé afin de comparer la superficie moyenne des domaines vitaux des mâles et des femelles.

Les préférences d'habitat ont été mesurées à l'aide d'un indice basé sur la différence entre l'utilisation et la disponibilité (U-D) de chaque catégorie d'habitat pour chaque individu. Chapin *et al.* (1997a) considèrent toutefois que cet indice est dépendant de l'abondance des différents types d'habitats dans le milieu, ce qui induit des résultats biaisés pour des catégories d'habitats très abondants ou très rares. Afin d'éviter ce problème, Chapin *et al.* (1997a) suggèrent de diviser l'indice obtenu par la disponibilité (*i.e.* (U-D)/D). Ces indices représentent le degré de préférence ou d'évitement des différents peuplements selon les individus. Lorsqu'un type d'habitat est utilisé de manière proportionnelle à sa disponibilité, l'indice de sélection est égal à 0, et le peuplement n'est ni préféré, ni évité. Par contre, lorsque cet indice est en deçà de 0 ou au-delà de 0, le type d'habitat est évité ou préféré respectivement. Ces indices ont par la suite été transformés en rang pour chaque individu.

Les préférences d'habitat à l'échelle du paysage et des peuplements ont été évaluées avec le test de Friedman (Friedman, 1937, Alldredge & Ratti, 1986, 1992) selon un seuil de signification de 95% (Payer & Harrison, 1999 ; Chapin *et al.*, 1997a ; Potvin *et al.*, 2000). Le test de Friedman équivaut à comparer le rang moyen de chaque type de milieu. Lorsqu'un milieu est systématiquement évité par les animaux, le rang moyen sera relativement faible, alors que pour un milieu préféré, le rang moyen sera relativement élevé. Le test de Friedman est un test non paramétrique, analogue à une ANOVA par blocs aléatoires effectuée sur des rangs (Alldredge & Ratti, 1986). Chaque

animal représente un « bloc » alors que les différents milieux et le sexe équivalent à des « traitements ». Lorsque le résultat du test indique une différence significative ($p < 0,05$), les animaux démontrent un évitement et/ou une préférence pour un ou plusieurs types de milieu. Dans ce cas, un test de comparaison multiple de Fisher-LSD (Least Significant Difference) est effectué afin de déterminer quels sont les milieux plus ou moins recherchés par rapport aux autres. Une correction de Bonferroni a été appliquée pour le test de comparaison multiple avec un seuil de signification de α / k , où α représente le seuil de signification de 0,05 et k le nombre de catégories d'habitat (Chapin *et al.*, 1997a).

L'analyse des préférences d'habitat à l'échelle du peuplement a été effectuée en utilisant les localisations ayant une précision de moins de 10 ha (Chapin *et al.*, 1997a, Payer & Harrison, 1999). L'utilisation des polygones inférieurs à 10 ha a l'avantage d'éliminer une certaine variabilité causée par l'inclusion d'un plus grand nombre de milieux dans les polygones d'erreurs ayant une superficie relativement grande (10 à 25 ha). Les proportions d'habitats disponibles à cette échelle ont été déterminées à partir des superficies correspondant aux domaines vitaux additionnés d'une zone tampon. Cette zone tampon de 178,5 mètres correspond au rayon de la superficie d'erreur employée, soit 10 ha. Cette zone additionnelle permet d'englober les habitats présents autour du domaine vital qui n'ont pas été pris en compte lors de sa délimitation, étant donné que ce domaine vital a été calculé à partir du centre des polygones d'erreurs. Toutefois, il est arrivé dans certains cas que certains peuplements, se trouvant de l'autre côté de la rivière Restigouche, se retrouvaient dans cette zone tampon. Ces peuplements ont été éliminés des données de disponibilité parce qu'ils ne sont pas accessibles par les martres durant l'été, en raison de la largeur de la rivière (> 9 mètres).

Une correction doit être appliquée lors des calculs du test de Friedman afin de tenir compte du fait que certains types d'habitats ne sont pas présents dans le domaine vital. En effet, le type d'habitat « plantations < 20 ans » n'était pas disponible pour quatre individus à l'échelle du peuplement. La méthode suggérée par Zar (1999) a, par conséquent, été utilisée pour tenir compte des données manquantes.

3.4.2. Structure d'âge et productivité

Le test de Khi-deux, avec la méthode exacte de Fisher (Zar, 1999), a été utilisé pour comparer les différences entre la distribution de la structure d'âge (i.e. la fréquence d'animaux dans les différentes classes d'âge) entre le secteur du Jardine et celui du Skin Gulch, ainsi qu'entre les différentes années de capture, soit 2002 et 2003. Le test de khi-deux de Pearson (Zar, 1999) a été utilisé pour comparer la distribution de la structure d'âge entre le secteur de Black Brook et le reste des zones 2 et 6.

Le taux de gestation et la taille moyenne des portées des femelles capturées par les trappeurs, ont été comparés entre le District de Black Brook et le reste des zones 2 et 6 à l'aide d'un test de Khi-deux de Pearson et d'un test de Mann-Whitney, respectivement.

4.0 RÉSULTATS

4.1. Sélection de l'habitat

4.1.1. Capture des martres et suivi télémétrique

Le piégeage a permis de capturer huit individus, soit deux femelles et six mâles, au printemps 2003. En incluant cinq autres martres qui avaient déjà été munies d'un collier émetteur au cours de la session de piégeage de l'automne 2003, 13 individus au total, trois femelles et dix mâles, étaient donc équipés d'un collier au début de l'été. Le suivi par télémétrie des 13 animaux s'est déroulé du 3 juin au 20 décembre 2003. Le 19 juin 2003, un mâle a cependant été retrouvé mort, et la cause de son décès n'a pu être clairement identifiée étant donné l'état de décomposition avancée de la carcasse. Il est possible que cet individu soit décédé suite à l'anesthésie, car il est mort 8 jours seulement après sa dernière capture. Deux autres mâles ont également été difficiles à repérer au cours de la période de suivi. Une de ces martres utilisait un domaine vital localisé dans une région accidentée où le signal télémétrique était difficile à capter. Le second mâle n'a jamais pu être localisé après sa dernière capture. On peut supposer que cet individu s'est dispersé à l'extérieur de l'aire d'étude, ou que le collier, pour une raison inconnue, a cessé de fonctionner.

Les analyses de sélection d'habitat ont donc été effectuées à partir des résultats provenant de dix individus, i.e. trois femelles et sept mâles. Les femelles étaient alors âgées de 1,5, 2,5 et 5,5 ans, tandis qu'un mâle suivi avait 1,5 ans, deux étaient âgés de 2,5 ans et trois individus avaient 3,5 ans au moment de l'étude. L'âge n'a pu être déterminée chez un autre individu mâle. Un total de 247 localisations télémétriques, ayant un polygone d'erreur < 25 hectares, a été utilisé pour les calculs de domaines vitaux. En moyenne, $24,7 \pm 9,1$ localisations télémétriques ont été obtenues par individu. Le nombre de localisations télémétriques était cependant relativement faible ($n < 12$) pour deux animaux. La première martre, une femelle (F-021), a été repérée de façon régulière entre le 12 juin et le 21 juillet 2003 ($n = 12$ localisations), lorsqu'elle a soudainement quitté son domaine vital. L'animal a pu être repéré à quelques reprises

jusqu'au 19 août. Les données prises entre le 21 juillet et le 19 août ($n = 9$ localisations) n'ont pas été incluses à la base de données pour les analyses puisque la martre semblait se déplacer de manière erratique et n'avait pas encore établi son nouveau domaine vital. Après le 19 août, il a été impossible de repérer l'animal et le 26 novembre 2003, elle a été capturée par un trappeur à 14 km de l'endroit où elle avait été capturée la première fois. Les déplacements d'un autre mâle (M-241) ont aussi été difficiles à suivre. Cet animal a été localisé pour la première fois le 18 juin 2003 et pour la dernière fois le 18 août 2003 ($n = 10$ localisations). Aucune localisation n'a été enregistrée après cette date étant donné que la martre, pour une raison inconnue, s'est retrouvée de l'autre côté de la rivière Restigouche et que ce secteur était difficilement accessible au sol. Les données recueillies chez ce mâle ont tout de même été incluses dans l'analyse des préférences d'habitat.

4.1.2. Observations des martres par homing

Le suivi par homing au sol a été effectué à 18 reprises et a permis d'approcher 8 martres différentes (5 mâles et 3 femelles). À 10 reprises, les martres ont été repérées dans un peuplement d'origine naturelle tandis que les autres ($n = 5$) ont été observées dans des plantations et dans un chemin forestier ($n = 3$). Il a été possible d'observer visuellement un animal à 10 reprises. Les animaux qui n'ont pu être repérés visuellement ($n = 8$), sont demeurés immobiles dans leur arbre. Exception faite de trois individus qui ont été observés en train de s'enfuir en traversant un chemin forestier, chacune des autres martres ($n = 7$) était immobile et cachée dans un arbre au moment où les observateurs s'approchaient. Les martres se sont enfuies en émettant des grognements et en sautant d'un arbre à l'autre à travers les branches, peu de temps après l'arrivée des observateurs. Trois femelles différentes ont été approchées à huit reprises. Elles ont été localisées trois fois dans une plantation et cinq fois dans un peuplement d'origine naturelle où la présence de structures ligneuses et de gros chicots était évidente. Un seul animal était caché dans un chicot de plus de 35 cm de dhp, et les autres se trouvaient au sommet de conifères vivants dont le diamètre à hauteur de poitrine était compris entre 12 cm et 40 cm, pour une moyenne de $20,2 \pm 8,08$ cm. Il a

été impossible de déterminer si les arbres utilisés étaient des gîtes de maternité ou de repos.

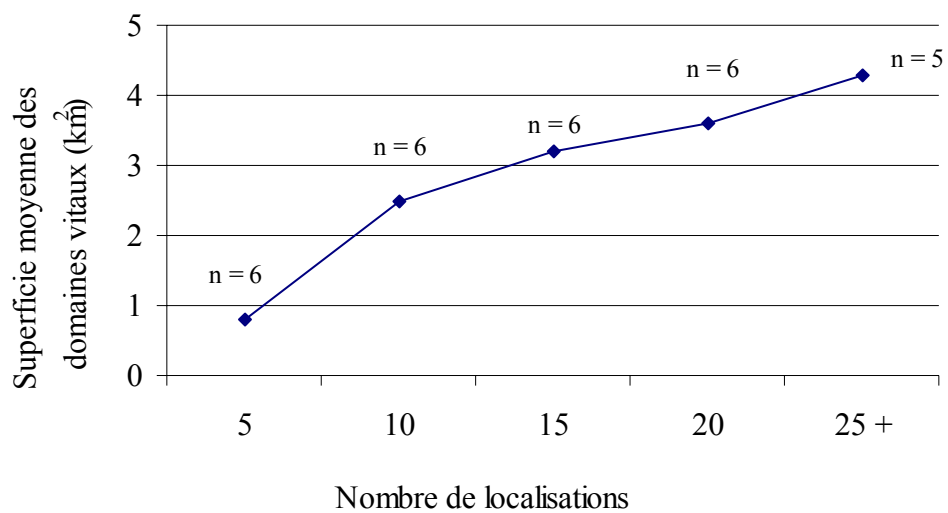
4.1.3. Délimitation des domaines vitaux

4.1.3.1. Relation entre la superficie et le nombre de localisations

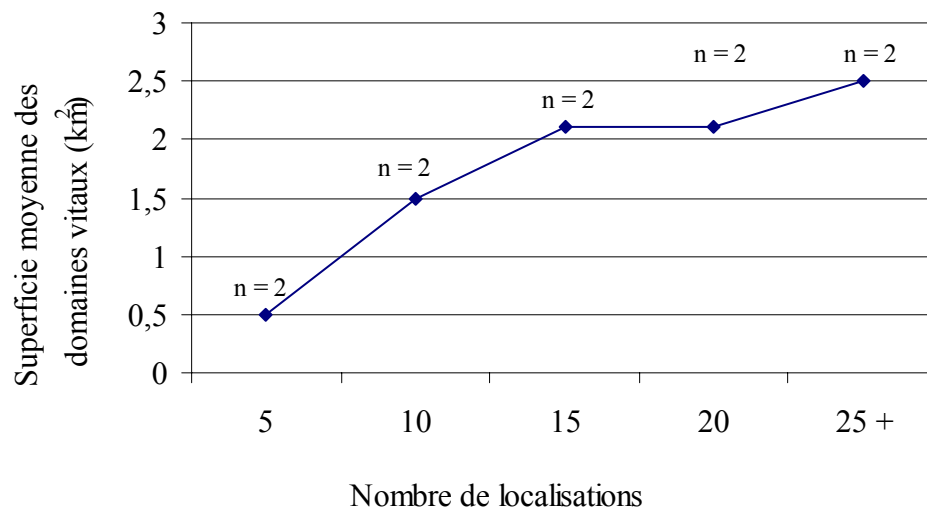
La Figure 6 présente la superficie moyenne des domaines vitaux (excluant la femelle F-021 et le mâle M-241 ayant moins de 15 localisations chacun) en fonction du nombre de localisations télémétriques. La superficie moyenne des domaines vitaux chez les mâles ($n = 6$) semble atteindre un certain plateau après une vingtaine de localisations, ce qui n'est pas le cas pour les femelles ($n = 2$). Ce résultat suggère que le domaine vital des femelles pourrait être légèrement sous évalué et l'accroissement du nombre de localisations permettrait d'obtenir une stabilisation de la superficie des domaines vitaux.

4.1.3.2. Superficie et chevauchement des domaines vitaux

La superficie moyenne des domaines vitaux des mâles, obtenue en utilisant 100% des localisations télémétriques ($4,3 \pm 2,7 \text{ km}^2$), était plus élevée que celle calculée en éliminant 5% des localisations extrêmes ($3,5 \pm 2,4 \text{ km}^2$) à un seuil $p < 0,10$ ($t = 2,246$; $ddl = 6$; $p = 0,066$). En comparaison, la superficie moyenne des domaines vitaux des femelles, obtenue en utilisant 100% des localisations télémétriques ($2,1 \pm 0,8 \text{ km}^2$), n'était pas significativement différente de celle calculée en éliminant 5% des localisations extrêmes ($1,9 \pm 0,6 \text{ km}^2$; $t = 1,22$; $ddl = 2$; $p = 0,347$). Ce résultat suggère que les mères, particulièrement les femelles, semblent faire peu d'excursions hors de leur domaine vital. Chez les mâles, deux individus en particulier ont semblé effectuer davantage d'excursions inhabituelles hors de leur domaine vital, soit le mâle M-261 et le mâle M-281. Finalement, la superficie moyenne des domaines vitaux des femelles obtenue avec 95% des localisations, n'était pas significativement différente de la superficie moyenne des mâles, obtenue avec la même méthode (*Test de Mann Witney* : $Z = -1,6$; $ddl = 1$; $p = 0,110$).



a)



b)

Figure 6. Superficie moyenne (\pm écart-type) du domaine vital en fonction du nombre de localisations télémétriques; a) mâles, b) femelles.

La distribution spatiale des individus ressemblait à une organisation sociale basée sur une territorialité intrasexuelle. En effet, le chevauchement entre les domaines vitaux d'individus du même sexe était relativement faible, alors que les domaines vitaux des femelles F-543 et F-021 se superposaient presque entièrement sur les domaines vitaux occupés par les mâles M-201 et M-000 (Figure 7).

4.1.4. Préférences d'habitat à l'échelle du paysage

La superficie de l'habitat disponible dans le paysage était en moyenne de $17,7 \pm 5,1$ km² pour les femelles et de $34,6 \pm 22,2$ km² pour les mâles. Selon le test de Friedman, il n'y a aucune différence entre les rangs moyens d'utilisation des différents types de peuplements chez les mâles ($F_r(3) = 1,989$, $p = 0,152$ Tableau 5). (Note : le test de LSD n'est pas nécessaire s'il n'y a pas de différence) Le test de Friedman ne peut être appliqué aux femelles en raison de l'absence de variance entre les groupes. Toutefois, les rangs moyens indiquent tout de même que les plantations > 20 ans semblent davantage sélectionnées que les jeunes plantations. L'analyse d'un plus grand nombre de femelles permettrait probablement d'obtenir une certaine variabilité et ainsi permettre l'utilisation du test de Friedman. Lorsque l'ensemble des individus sont regroupés, le test de Friedman indique une différence significative entre les rangs moyens des différents types de peuplements ($F = 6,101$; $ddl = 3$; $p = 0,003$) (Tableau 5). Le test de LSD montre un degré de préférence relativement similaire entre les plantations âgées de > 20 ans et les peuplements d'origine naturelle, tandis que les plantations de < 20 ans semblent évitées.

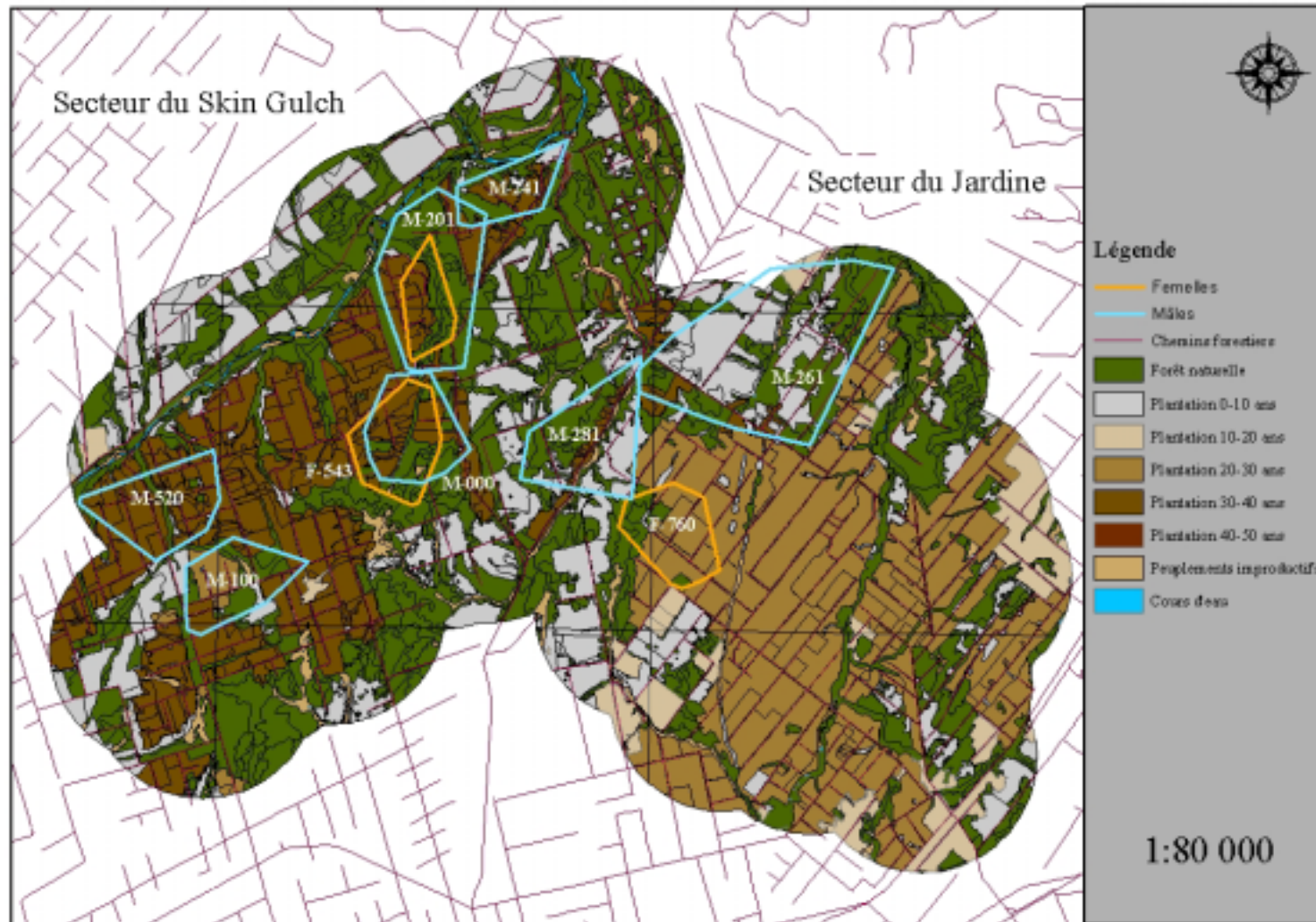


Figure 7. Distribution spatiale des martres (polygone convexe à 95%) suivies entre le 3 juin et le 20 décembre 2003.

Tableau 2. Indices moyens de sélection (écart-type) et rangs moyens des différents types de peuplements à l'échelle du paysage.

Groupe	Type de peuplement	Indice de sélection moyen (U-D)/D	Rang moyen (sur 4)	
Femelles	Plantation > 20 ans	0,43 ± 0,04	4,0 ± 0,0	n/d ¹
	Peuplements d'origine naturelle	-0,06 ± 0,05	3,0 ± 0,0	n/d
	Autres	-0,45 ± 0,1	2,0 ± 0,0	n/d
	Plantation < 20 ans	-1,00 ± 0,0	1,0 ± 0,0	n/d
Mâles	Plantation > 20 ans	0,73 ± 1,5	3,0 ± 1,4	A ²
	Peuplements d'origine naturelle	-0,11 ± 0,3	2,9 ± 0,7	A
	Autres	-0,08 ± 0,4	2,6 ± 0,8	A
	Plantation < 20 ans	-0,49 ± 0,7	1,6 ± 1,1	A
Tous les individus	Plantation > 20 ans	0,64 ± 1,2	3,3 ± 1,3	A
	Peuplements d'origine naturelle	-0,10 ± 0,2	2,9 ± 0,6	A
	Autres	-0,19 ± 0,3	2,4 ± 0,7	AB
	Plantation < 20 ans	-0,64 ± 0,7	1,4 ± 1,0	B

1. Le test de Friedman est non applicable étant donné l'absence de variance des rangs moyens.
2. Les types de peuplement identifiés par une lettre identique ne sont pas significativement différents entre eux.

4.1.5. Préférences d'habitat à l'échelle du peuplement

L'analyse des préférences d'habitat à l'échelle du peuplement a été effectuée en utilisant les localisations ayant un polygone d'erreurs < 10 ha. Le nombre moyen de localisations utilisé pour chaque individu pour ces analyses était de $19,2 \pm 6,3$.

Le test de Friedman indique une différence significative entre les rangs moyens des différents types de peuplements, tant chez les femelles ($F_r(3) = 7,00, p = 0,022$) que chez les mâles ($F_r(3) = 4,208, p = 0,020$). Le test de comparaison multiple (LSD) montre que les femelles et les mâles évitent les jeunes plantations (< 20 ans) à l'intérieur de leur domaine vital (Tableau 3). Les peuplements d'origine naturelle ne semblent pas préférés aux vieilles plantations. On remarque tout de même que l'utilisation de ces deux types d'habitats a tendance à ne pas être la même chez les femelles et chez les mâles.

Les femelles semblent être davantage attirées par les peuplement d'origine naturelle que par les vieilles plantations (rangs moyens : 3,7 vs 2,3) comparativement aux mâles où le degré d'utilisation demeure sensiblement le même entre les deux types d'habitat (rangs moyens : 2,7 vs 2,9).

Tableau 3. Indices moyens de sélection (écart-type) et rangs moyens des différents types de peuplements à l'échelle du peuplement.

Groupe	Type de peuplement	Indice de sélection moyen (U-D)/D	Rang moyen (sur 4)	
Femelles	Peuplements d'origine naturelle	0,20 ± 0,16	3,7 ± 0,6	A ¹
	Autres	0,14 ± 0,48	3,0 ± 1,0	A
	Plantation > 20 ans	-0,11 ± 0,11	2,3 ± 0,6	AB
	Plantation < 20 ans	-0,50 ± 0,17	1,0 ± 0,0	B
Mâles	Autres	3,14 ± 0,57	3,1 ± 0,9	A
	Plantation > 20 ans	0,17 ± 0,4	2,9 ± 1,1	A
	Peuplements d'origine naturelle	0,07 ± 0,31	2,7 ± 1,0	AB
	Plantation < 20 ans	-0,60 ± 0,4	1,3 ± 0,8	B

1. Les types de peuplement identifiés par une lettre identique ne sont pas significativement différents entre eux selon le test de comparaison multiple (LSD).

4.2. Structure d'âge

4.2.1. Martres capturées dans les secteurs du Jardine et du Skin Gulch

Un total de 51 individus a été capturé au cours des deux sessions de piégeage qui ont eu lieu à l'automne 2002 (n = 25) et à l'automne 2003 (n = 26) dans le secteur du Jardine et du Skin Gulch. L'âge a pu être déterminé chez 49 individus, soit 24 en 2002 et 25 en 2003. L'âge de deux mâles n'a pu être déterminé parce qu'aucune dent n'a pu être prélevée chez le premier individu et que la racine de la dent n'était pas complète chez le second.

Le tableau 4 présente la distribution des juvéniles (< 1 an) et des adultes (≥ 1 an), selon le secteur et l'année de capture. Les analyses ont été effectuées en regroupant les sexes, étant donné que la structure d'âge des femelles était la même que celle des mâles

pour un même secteur (Jardine : $X^2 \text{ Pearson } (1) = 0,029, p = 1,00$; Skin Gulch : $X^2 \text{ Pearson } (1) = 0,526, p = 0,655$). Les résultats démontrent que la structure d'âge dans le secteur du Jardine était différente selon l'année ($X^2 \text{ Fisher } (1) = 6,109, p = 0,024$). En 2002, la population était majoritairement composée d'individus adultes (≥ 1 an), alors qu'en 2003 la majorité des individus étaient des juvéniles (< 1 an). Dans le secteur du Skin Gulch, la structure d'âge observée en 2002 était semblable à celle observée en 2003 ($X^2 \text{ Fisher } (1) = 0,368, p = 0,653$) et elle était composée majoritairement d'adultes (≥ 1 an). La structure d'âge observée en 2002 dans le Skin Gulch n'était pas différente de celle observée dans le Jardine pour la même année ($X^2 \text{ Fisher } (1) = 0,04, p = 1,00$). Par contre, en 2003, la structure d'âge observée dans le Skin Gulch était significativement différente de celle du Jardine ($X^2 \text{ Fisher } (1) = 4,81, p = 0,047$).

Tableau 4. Structure d'âge des individus capturés en 2002 et en 2003 dans le secteur du Jardine et du Skin Gulch.

Secteur	2002		2003	
	Juveniles (< 1 an)	Adultes (≥ 1 an)	Juveniles (< 1 an)	Adultes (≥ 1 an)
Jardine	14 % (1/7)	86% (6/7)	71% (10/14)	29% (4/14)
Skin Gulch	18 % (3/17)	82% (14/17)	27% (3/11)	73% (8/11)

Le tableau 5 présente de manière plus détaillée la structure d'âge des adultes (≥ 1 an). Lorsque l'on regroupe les individus âgés de 1 et 2 ans et les individus âgés de ≥ 3 ans, la structure d'âge obtenue dans le secteur du Jardine n'était pas différente de celle obtenue dans le secteur du Skin Gulch ($X^2 \text{ Pearson } (1) = 1,33, p = 0,425$). Aucune différence n'est également notée lorsque l'on compare la structure des différents secteurs selon les années (2002 : $X^2 \text{ Fisher } (1) = 2,857, p = 0,260$; 2003 : $X^2 \text{ Fisher } (1) = 0,00, p = 1,0$). Dans chacun des secteurs, la structure d'âge des adultes n'était pas différente entre 2002 et 2003 (Jardine : $X^2 \text{ Fisher } (1) = 3,75, p = 0,133$; Skin Gulch : $X^2 \text{ Pearson } (1) = 0,43, p = 0,662$).

Tableau 5. Distribution de la structure d'âge chez les adultes (≥ 1 an) capturés dans les secteurs du Jardine et du Skin Gulch.

Secteur	Année	1-2 ans	≥ 3 ans
Jardine	2002	60% (6/10)	0% (0/10)
	2003	20% (2/10)	20% (2/10)
	Total	80% (8/10)	20% (2/10)
Skin Gulch	2002	41% (9/22)	23% (5/22)
	2003	18% (4/22)	18% (4/22)
	Total	59% (13/22)	41% (9/22)

4.2.2. Martres capturées par les trappeurs dans les zones de chasse 2 et 6

Entre 1996 et 2003, 725 femelles ont été capturées par les trappeurs dans les zones de chasse 2 et 6, dont 156 provenaient du District de Black Brook. La distribution des femelles juvéniles (< 1 an) et des adultes (≥ 1 an) dans le District de Black Brook était différente de celle du reste des zones 2 et 6 à un seuil de $p < 0,10$ (X^2 Pearson (1) = 3,69, $p = 0,055$). Dans le District de Black Brook, on retrouvait une proportion plus élevée de femelles adultes que dans le reste des zones 2 et 6 (Tableau 6).

Tableau 6. Distribution de la structure d'âge des femelles capturées par les trappeurs entre 1996-2003 dans le District de Black Brook et le reste des zones 2 et 6.

Secteur	Classe d'âge	
	Juveniles < 1 an	Adultes ≥ 1 an
District de Black Brook	51% (79/156)	49% (77/156)
Zones 2 et 6	59% (337/569)	41% (232/569)

La structure d'âge des femelles adultes (≥ 1 an) du secteur de Black Brook est également différente de celle du reste des zones 2 et 6 (Tableau 7). Lorsque l'on regroupe les individus âgés de 1 ou 2 ans et les individus âgés de ≥ 3 ans, la structure d'âge obtenue dans le District de Black Brook était significativement différente de celle obtenue dans le reste des zones 2 et 6 (X^2 Pearson (1) = 5,43, $p = 0,020$). Ainsi, la proportion des individus âgés de ≥ 3 ans (58%), parmi les martres capturées par les trappeurs dans le District de Black Brook, était plus élevée que celle des martres capturées dans le reste des zones 2 et 6 (43%).

Tableau 7. Distribution de la structure d'âge chez les femelles adultes (≥ 1 an) capturées par les trappeurs entre 1996-2003 dans le District de Black Brook et le reste des zones 2 et 6.

Secteur	Classe d'âge	
	1-2 ans	≥ 3 ans
District de Black Brook	42% (32/77)	58% (45/77)
Zones 2 et 6	57% (132/232)	43% (100/232)

4.3. Productivité des femelles

Entre 1996 et 2002, 231 femelles ≥ 1 an ont été capturées par les trappeurs dans les zones de chasse 2 et 6. De ce nombre, 45 individus provenaient plus particulièrement du secteur de Black Brook. Dans le secteur de Black Brook, le taux de gestation des femelles âgées de ≥ 2 ans (87,5%) est significativement plus élevé que celui des femelles âgées d'un an (60%) (X^2 Pearson (1) = 4,4, $p = 0,04$; Tableau 8). Dans la Zone 2 et 6, il n'y a toutefois pas de différence entre le taux de gestation des femelles âgées d'un an (52%) et celui des femelles âgées ≥ 2 ans (59%) (X^2 Pearson (1) = 0,4, $p = 0,52$). De façon générale, le taux de gestation observé dans le secteur de Black Brook (73%) est significativement plus élevé que celui observé dans les zones 2 et 6 (56%) (X^2 Pearson (1) = 4,6, $p = 0,03$). Cependant, le taux de gestation des femelles âgées entre 1-2 ans dans le secteur de Black Brook (57%) n'est pas significativement

différent de celui observé dans les zones 2 et 6 (52%) (X^2 Pearson (1) = 2,37, $p = 0,12$), alors que le taux de gestation des femelles âgées de ≥ 2 ans dans le secteur de Black Brook (87,5%) est significativement plus élevé que celui des femelles du reste des zones 2 et 6 (59%) (X^2 Pearson (1) = 6,84, $p < 0,01$).

Tableau 8. Nombre et proportion des femelles en gestation capturées entre 1996-2002 dans le secteur de Black Brook et dans le reste des zones 2 et 6.

Secteur	Condition	Classes d'âge		Total
		1 an	2 ans +	
Black Brook	Non gestante	43% (9/21)	12.5% (3/24)	27% (12/45)
	Gestante	57% (12/21)	87,5% (21/24)	73% (33/45)
Zone 2 et 6	Non gestante	48% (34/71)	41% (47/115)	44% (81/186)
	Gestante	52% (37/71)	59% (68/115)	56% (105/186)

La taille moyenne des portées produites par les femelles gestantes du secteur de Black Brook ($2,55 \pm 1,0$; $n = 33$) n'est pas significativement différente de celles des femelles des zones 2 et 6 ($2,51 \pm 1,1$; $n = 105$) (*Test de Mann Whitney* : $Z(1) = -0,171$, $p = 0,864$). La taille des portées produite par les femelles âgées de ≥ 2 ans n'était pas significativement différente de celle produite par les femelles âgées de 1 an dans le District de Black Brook. ($2,7 \pm 1,0$ ($n = 21$) vs $2,3 \pm 1,0$ ($n = 12$); $Z(1) = -1,27$, $p = 0,204$) ainsi que dans le reste des zones 2 et 6 ($2,6 \pm 1,0$ ($n = 68$) vs $2,3 \pm 1,1$ ($n = 37$); $Z(1) = -1,73$, $p = 0,084$).

5.0 DISCUSSION

5.1. Sélection de l'habitat

5.1.1. Observation des martres par homing

La majorité des auteurs, qui utilisent la radiotélémétrie comme technique de repérage, localisent les animaux soit par triangulation au sol soit par homing en avion. En général, ces méthodes ne permettent pas d'observer les animaux que l'on cherche, particulièrement les petits animaux comme les martres. Les données qui ont été recueillies par homing au sol permettent d'observer le comportement des animaux dans leur environnement naturel. Ainsi, la martre semble passer beaucoup de temps au sommet des gros arbres (16-40 cm dhp) pendant la saison estivale. Selon Wynne & Sherburne (1984), ce comportement permet à la martre de profiter d'une température ambiante plus fraîche et d'une bonne protection contre les prédateurs. À notre approche, la majorité des martres s'enfuient, en grim pant plus haut dans l'arbre ou en sautant d'un arbre à un autre. Cette observation suggère que les martres peuvent rechercher des peuplements ayant une couverture forestière relativement dense afin de fuir sans s'exposer à d'éventuels prédateurs terrestres.

Par contre, il a été impossible d'identifier les gîtes de maternité utilisés par les femelles. Selon Henry & Ruggiero (1993), certains signes peuvent aider à trouver un gîte de maternité ou de repos ; les cris des jeunes, la présence de carcasses de petits mammifères morts au pied de l'arbre, des fèces, la présence de balais de sorcière, de gros trous dans l'arbre, etc. Aucun de ces signes n'a toutefois pu être observé lors des huit fois où une femelle a été approchée. Selon Wynne & Sherburne (1984), les femelles du Maine vont installer leurs gîtes de maternité dans des cavités d'arbres vivants ou morts possédant des diamètres moyens entre 40-70 cm au dhp. Ces diamètres demeurent plus élevés que ceux des arbres où les martres ont été repérées par homing

5.1.2. Délimitation des domaines vitaux

5.1.2.1. Superficie des domaines vitaux

La superficie des domaines vitaux, délimitée à l'aide du polygone convexe, est fortement influencée par le nombre de localisations (Johnson, 1980). Il est donc important de déterminer si le nombre de localisations obtenues est suffisant pour représenter correctement la superficie en habitat utilisée par l'animal. Certains auteurs incluent les sites où l'animal a été capturé dans le calcul de la superficie du domaine vital et ce, afin d'accroître le nombre de localisations. Toutefois, ces sites ne sont pas représentatifs de l'activité des animaux puisqu'ils y ont été attirés par un appât ou un leurre (Buskirk & McDonald, 1989). Selon Thompson & Colgan (1987), 20 localisations seraient suffisantes, avec un minimum de 10 localisations par saison, pour bien identifier les limites du domaine vital annuel d'une martre. Phillips (1994), Chapin *et al.* (1997a) ainsi que Payer & Harrison (2003) utilisent quant à eux un minimum de 25 localisations par animal, échelonnées sur une période de plus de 90 jours, tandis que Katnik *et al.* (1994) en utilisent au moins 30 pour une même période. Nos résultats montrent une certaine stabilité dans la superficie du domaine vital lorsque les animaux ont été repérés à 20-25 reprises. La majorité des domaines vitaux de nos individus devrait donc être relativement bien délimitée, exception faite de deux individus, la femelle F-021 et le mâle M-241, qui n'ont été repérés qu'à 10 et 12 reprises respectivement. La superficie du domaine vital de ces deux individus (1,2 km² et 1,6 km²) est donc probablement sous-estimée.

Les études portant sur les déplacements des mères démontrent que les mâles utilisent une superficie d'habitat de 1,5 à 3 fois plus grande que les femelles (Tableau 10). La taille corporelle, les besoins énergétiques, ainsi que la classe sociale expliqueraient cette différence (Lindstedt, Miller et Buskirk, 1986 ; McLoughlin & Ferguson, 2000). Le domaine vital des femelles serait davantage établi en fonction de leurs besoins énergétiques, tandis que celui des mâles serait davantage basé sur les possibilités de faire des rencontres avec des partenaires sexuelles (Powell, 1979). En dépit de la littérature, toutefois, aucune différence significative n'a été notée entre la

taille moyenne du domaine vital des mâles et celle des femelles. La différence n'est pas significative, même si on exclut la femelle F-021 et le mâle M-241, dont le nombre de localisations obtenu n'est pas suffisant pour bien délimiter leur domaine vital ($t = -0,929$; $ddl = 6$; $p = 0,389$). Les résultats obtenus suggèrent tout de même que les domaines vitaux des mâles ont tendance à être plus vastes que ceux des femelles. La taille de l'échantillon est probablement trop faible pour détecter une différence significative entre la superficie du domaine vital des mâles et des femelles.

Tableau 9. Superficies des domaines vitaux des martres, selon le sexe et la période de l'année, dans différentes régions de l'Amérique du Nord.

Région	Type d'habitat	Période	Superficie des domaines vitaux (km ²)		Référence
			Mâle	Femelle	
Nord du Maine	Forêt industrielle	Été	5-10	2,0	Steventon et Major, 1982
		Hiver	9,0	2,5	
Nord-Ouest du Maine	Forêt industrielle	Été	5,6	2,9	Wynne et Sherburne, 1984
Centre-Nord du Maine	Forêt industrielle trappée	Été	4,4	2,4	Payer et Harrison, 1999
	Forêt industrielle non-trappée		4,9	2,9	
	Réserve écologique		3,3	1,7	
Centre-Nord du Maine	Forêt industrielle	Été	5,2	2,8	Katnik <i>et al.</i> , 1994
Centre-Sud du Yukon	Forêt naturelle Trappée	Annuel	6,2	4,7	Archibald et Jessup, 1984
Ouest de Terre-Neuve	Forêt naturelle	Hiver	27,5	17,7	Bateman, 1986
Territoires du Nord-Ouest	Taïga	Annuel	14,2	6,8	Latour <i>et al.</i> , 1994
Centre-Ouest du Québec	Forêt industrielle	Annuel	8,2	8,3	Potvin, 1998
	Forêt naturelle		7,1		
Sud-Est du Labrador	Forêt naturelle	Annuel	45,0	27,6	Smith et Schaefer, 2002
Nord-Ouest du Nouveau-Brunswick	Forêt industrielle avec plantations	Été	3,5	1,9	Présente étude, 2005

Les superficies des domaines vitaux mesurées dans l'aire d'étude (environ 2 km² pour les femelles et 3,5 km² pour les mâles) se rapprochent de celles mesurées dans l'État du Maine et qui se situaient entre 2 et 6 km² (Tableau 9). Il est cependant délicat de comparer la superficie des domaines vitaux d'un endroit à un autre et d'une saison à une autre (Taylor & Abrey, 1982). En effet, plusieurs facteurs peuvent affecter la taille du domaine vital, comme l'organisation sociale, la densité et l'âge de la population, la structure des sexes (Buskirk & McDonald, 1989; McLoughlin & Ferguson, 2000), les risques de prédation, l'abondance, la disponibilité et la distribution de la nourriture (Thompson & Colgan, 1987), le climat (McLoughlin & Ferguson, 2000), la saison (Taylor & Aubrey, 1982) et la composition forestière (Thompson & Colgan, 1987), sans compter les différences entre les méthodologies (Morrison, 2001).

Plusieurs auteurs s'accordent pour dire que la superficie du domaine vital de la martre est une mesure des besoins énergétiques d'un animal et qu'elle est inversement proportionnelle à l'abondance des ressources qui sont présentes dans le milieu (Lindstedt *et al.*, 1986, Thompson & Colgan, 1987, Buskirk & McDonald, 1989, Katnik *et al.*, 1994; Smith, 1996, Payer & Harrison, 1999). À prime abord, il semble que si l'étendue des déplacements reflète l'abondance des ressources, la qualité de l'habitat dans l'aire d'étude serait équivalente à celle des territoires étudiés au Maine (Wynne & Sherburne, 1984; Katnik *et al.*, 1994; Payer & Harrison, 1999).

5.1.2.2. Chevauchement des domaines vitaux

La compétition existe chez tous les organismes vivants, qu'ils soient d'une même espèce ou d'individus d'espèces différentes. Les différents individus vont entrer en compétition entre eux pour avoir accès aux différentes ressources, particulièrement lorsque ces ressources sont limitées, dans le but d'augmenter leur chance de survie et de reproduction. La compétition peut ainsi avoir un effet sur le taux de reproduction et de mortalité dans une population, ainsi que sur le taux de croissance des jeunes. En chassant un intrus d'un territoire de bonne qualité, le dominant s'assure l'exclusivité des ressources, et par conséquent une descendance plus nombreuse (Smith, 1996). La territorialité peut prendre diverses formes et être observée à plusieurs échelles spatiales.

Cependant, la superficie d'un domaine vital n'est souvent pas défendue entièrement par le ou les occupants (Smith, 1996). Selon Burt (1943) un individu peut en effet adopter un comportement de territorialité sur une partie seulement de son domaine vital, comme les meilleurs sites d'alimentation ou de nidification. Par conséquent, la territorialité va avoir une influence sur la disponibilité des territoires à l'échelle du paysage pour les nouveaux individus. Un territoire fortement défendu par un individu dominant n'est évidemment plus disponible pour un individu subordonné qui se cherche un endroit pour s'établir. Cette territorialité peut donc venir influencer la sélection d'habitat d'un nouvel arrivant.

Chez la martre d'Amérique, comme chez la plupart des autres mustélidés, la territorialité est plus manifeste entre individus du même sexe (Hawley & Newby, 1957; Powell, 1979; Katnik *et al.*, 1994). Les mâles vont entrer en compétition entre-eux pour avoir accès aux femelles afin d'assurer leur succès reproducteur. Les femelles, quant à elles, vont plutôt entrer en compétition pour l'accès à la nourriture et aux abris et ce, également afin d'assurer leur succès reproducteur. Le faible degré de chevauchement entre les domaines vitaux d'individus de même sexe, observé dans cette étude, est similaire à celui rapporté par d'autres auteurs (Hawley & Newbe, 1957 ; Buskirk, 1984; Archibald & Jessup, 1984; Katnik *et al.*, 1994). Toutefois, pour être en mesure de bien évaluer le chevauchement des divers domaines vitaux, il faudrait suivre les déplacements de tous les individus résidant dans un secteur donné, ce qui n'est pas le cas dans mon étude.

Pour éliminer le biais que pourrait apporter l'effet de la territorialité sur la sélection d'habitat, il aurait fallu suivre les déplacements de tous les individus résidant dans le secteur à l'étude et il aurait également fallu connaître quels individus sont arrivés sur le territoire en premier et quels étaient les habitats disponibles et occupés à cette époque. Ce travail est très difficile à réaliser, c'est donc j'ai supposé que la territorialité n'influencerait pas la sélection d'habitat. Cette supposition pourrait néanmoins amener un certain biais dans mes résultats sur les préférences d'habitat à l'échelle du paysage en surestimant la préférence de certains milieux qui seraient évités en absence de compétition.

L'ensemble des animaux suivis, exception faite de la femelle F-021, n'ont pas quitté leur domaine vital au cours de l'étude. Les déplacements effectués par la femelle F-021 font penser à un cas d'émigration forcée par la compétition. Les déplacements de cette femelle adulte, âgée de 5 ans, ont été étudiés depuis l'automne 2003. Entre les mois de décembre 2003 et de juillet 2004, elle a toujours été repérée à peu près dans le même secteur, c'est-à-dire à l'intérieur d'un domaine vital relativement restreint (0,9 km² en hiver (Laurion, en prép.) - 1,2 km² en été) et puis en décembre 2003, elle a été capturée par un trappeur à environ 14 km de l'endroit où elle avait été capturée la première fois. Certains auteurs ont également étudié les déplacements de mères en dispersion (Raine, 1982; Thompson & Colgan, 1987, Fecske, Jenks et Smith, 2002). Leurs résultats notent que certains individus peuvent se retrouver jusqu'à 80 km de l'endroit où ils avaient été capturés la première fois. Les individus en dispersion sont toutefois habituellement des juvéniles qui cherchent des habitats vacants, et la distance parcourue va dépendre en partie de la densité de la population présente et de la qualité des aires inoccupées (Smith, 1996 ; Raine, 1982). Un adulte résident choisirait, quant à lui, de quitter son domaine vital, soit à cause d'une grande fragmentation de l'habitat, d'une diminution de l'abondance de proies disponibles, de la capacité de support qui est atteinte ou bien à cause d'une compétition intraspécifique trop forte (Thompson & Colgan, 1987, Fecske *et al.*, 2002). Ce dernier phénomène serait toutefois relativement rare, mais plus fréquent chez les femelles (Phillips *et al.*, 1998). Selon Lindstedt *et al.* (1986) ainsi que Smith (1996), de manière générale la pression sociale chez les mammifères peut forcer un individu sous-dominant à émigrer. L'habitat de la femelle adulte (F-021) n'ayant pas été perturbé ou fragmenté pendant l'étude, il est possible qu'elle ait décidé de quitter son domaine vital à cause de la compétition avec d'autres mères.

5.1.3. Préférences d'habitat

Les jeunes plantations de moins de 20 ans et les coupes récentes ont été clairement évitées par les individus étudiés, et ce tant à l'échelle du paysage qu'à celle du peuplement. L'évitement des milieux en régénération par la martre est très bien documenté dans la littérature (Steventon & Major, 1982; Paragi, Johnson, Katnik et

Magoun, 1996; Potvin *et al.*, 1999; Payer & Harrison, 1999; Fuller & Harrison, 2000; Payer & Harrison, 2000; Potvin *et al.*, 2000; Smith & Schaefer, 2002). Ces études ont signalé que lorsque les coupes récentes et les peuplements en régénération couvrent entre 25% - 40% de la superficie du paysage, la martre délaisse le territoire (Potvin, 1998; Chapin *et al.*, 1998; Hargis, Bissonette et Turner, 1999; Payer & Harrison, 2003). Ces milieux sont probablement évités à cause du manque de couvert arborescent (Hargis & McCullough, 1984).

Ce comportement est particulièrement évident à l'échelle du paysage. En effet, le domaine vital des martres suivies par télémétrie dans le District de Black Brook contenait en moyenne deux fois moins de jeunes plantations que la proportion contenue dans le paysage environnant (8,1% vs 16,8%). Ces résultats suggèrent que ce type de milieu ne répond pas aux besoins de la martre. Ces endroits semblent néanmoins contenir une densité relativement élevée de petits mammifères (Caron, 1996; Gagné, Bélanger et Huot, 1999). Le manque d'abris contre les prédateurs (rareté des débris ligneux et absence d'une couverture forestière haute et dense) expliquerait probablement cet évitement (Hargis & McCullough, 1984; Hargis *et al.*, 1999). Plusieurs études suggèrent que les coupes récentes et les milieux en régénération ne permettent pas de soutenir une grande population de martres (Soutière, 1979; Snyder & Bissonette, 1987; Philips, 1994; Thompson, 1994; Bissonette *et al.*, 1997; Potvin & Breton, 1997).

Contrairement à la prédiction de départ, les plantations âgées de ≥ 20 ans ne semblent pas évitées par les martres et les peuplements d'origine naturelle ne semblent pas particulièrement recherchés et ce, tant à l'échelle du paysage qu'à celle du peuplement. On remarque toutefois qu'à l'échelle du peuplement, le rang moyen de sélection pour les peuplements d'origine naturelle est plus élevé que le rang moyen de l'utilisation des vieilles plantations chez les femelles. Le faible effectif des femelles pourrait expliquer l'absence de différence entre ces deux milieux. Il faudrait éventuellement suivre un plus grand nombre de femelles afin d'accroître la puissance de l'analyse. De plus, le fait d'avoir analysé les déplacements des individus jusqu'à la fin décembre a également pu influencer les résultats de cette analyse. En effet, étant donné que les jeunes de l'année commencent à se disperser à partir du mois de septembre, les femelles deviennent peut-être moins dépendantes des gros chicots servant de gîte de

maternité à partir de ce moment. L'analyse des déplacements jusqu'en septembre seulement aurait peut-être démontré une différence significative quant à la sélection des peuplements d'origine naturelle au détriment des vieilles plantations et ce, en ce qui concerne les femelles.

Plusieurs auteurs ont rapporté qu'en été, les femelles recherchent les arbres à cavités de grands diamètres qui serviront éventuellement à l'élevage des jeunes (Wynne & Sherburne, 1984; Raphael & Jones, 1997; Gilbert *et al.*, 1997; Ruggiero *et al.*, 1998). Ruggiero *et al.* (1998) ainsi que Raphael & Jones (1997), mentionnent que les caractéristiques structurales sont particulièrement importantes pour les femelles quand vient le temps de choisir un gîte de maternité et que ces dernières sont plus sélectives dans le choix d'un gîte de maternité que dans celui d'un site de repos. En effet, le choix d'un gîte de maternité va affecter la vulnérabilité d'une femelle et de ses rejetons face aux prédateurs. Wynne & Sherburne (1984) ont identifié des gîtes de maternité dans le creux de vieux cèdres de 40-70 cm de dhp et dans certains arbres matures, tous situés à une hauteur d'au moins un mètre au-dessus du sol. Ruggiero *et al.* (1998) rapportent quant à eux que les femelles vont principalement installer leurs gîtes de maternité à l'intérieur d'anciennes cavités utilisées par des écureuils. Les mères installent habituellement leur gîte de maternité dans des arbres ou des débris ligneux ayant un diamètre plus élevé que la moyenne des tiges dans le milieu et situés sous une strate arborescente très dense (Ruggiero *et al.*, 1998).

Dans la présente aire d'étude, le bois mort et les arbres de grandes dimensions sont plus abondants dans les peuplements d'origine naturelle comparativement aux plantations (≥ 20 ans) (Laurion, en prép.). L'abondance des tiges vivantes ou mortes de grands diamètres pourrait donc devenir limitative en été pour les femelles, particulièrement dans les milieux dominés par des plantations, étant donné que celles-ci ont besoin de plusieurs gîtes au fur et à mesure que les jeunes grandissent (Wynne & Sherburne, 1984; Henry & Ruggiero, 1993). Selon Henry et Ruggiero (1993), certaines femelles vont en effet utiliser jusqu'à 14 gîtes de maternité différents au cours de la saison d'élevage. Ces auteurs émettent également l'hypothèse que les jeunes nés dans un habitat comprenant une grande quantité et une grande variété d'éléments de structures ont une meilleure chance de survie. Mes résultats suggèrent qu'il est possible

que les femelles puissent préférer les peuplements d'origine naturelle plutôt que les vieilles plantations (≥ 20 ans) à l'échelle du peuplement, probablement à cause des gîtes de maternité qui seraient plus nombreux. Toutefois, le faible effectif de femelles limite la puissance de l'analyse statistique.

L'absence de préférences d'habitat chez les mâles peut s'expliquer par le fait que la présence de bois morts pour l'établissement d'un site de repos en été semble moins importante que pour celui des gîtes de maternité pour les femelles. Wynne & Sherburne (1984), ont remarqué que la plupart des sites de repos des mâles se retrouvent dans des « balais de sorcière » et à la jonction de deux grosses branches, deux types de structure que l'on retrouve presque partout en forêt. Des études effectuées en Orégon et dans l'état de Washington montrent également que les gîtes de maternité sont davantage situés dans des structures de bois mort, dans des gros arbres et plus souvent au-dessus du sol comparativement aux sites de repos utilisés par les mâles et par les femelles juvéniles (Raphael & Jones, 1997). Les résultats suggèrent donc que l'abondance de bois mort en été ne serait pas un facteur limitant pour les mâles.

Les études les plus récentes sur les préférences d'habitat de la martre dans l'Est de l'Amérique du Nord suggèrent que la qualité de l'habitat pour la martre est davantage définie par la complexité de la structure du milieu que par l'âge ou la composition forestière (Chapin *et al.*, 1997a ; Potvin, 1998 ; Payer & Harrison, 1999; Payer & Harrison, 2003). Malgré leur structure relativement simple, les plantations de > 20 ans offrent tout de même un couvert arborescent aussi dense et aussi haut que les peuplements d'origine naturelle. Plusieurs auteurs mentionnent que la fermeture du couvert arborescent doit excéder 30% pour que les martres utilisent ces endroits, afin de réduire les risques de prédation (Spenser *et al.*, 1983; Hargis & McCullough, 1984; Thompson, 1994 ; Fuller & Harrison, 2000). La densité du couvert permet à la martre de se cacher de ses prédateurs terrestres et la met sans doute aussi à l'abri contre les attaques des prédateurs aériens. La densité du couvert arborescent est donc probablement un facteur très limitant pour les martres. Les plantations de plus de 20 ans deviennent alors des milieux propices pour assurer aux martres une bonne protection contre d'éventuels prédateurs.

Les préférences d'habitat ont été analysées en tenant compte des peuplements improductifs, regroupant les chemins forestiers, les aulnaies, les champs, les milieux humides ainsi que les ruisseaux permanents et intermittents. Ce type d'habitat ne couvre pas une grande proportion de notre aire d'étude (6%) et est utilisé de manière aléatoire par la martre à l'échelle du paysage ainsi qu'à l'échelle du peuplement. Le réseau routier couvre toutefois, à lui seul, presque 4% de la superficie de l'aire d'étude. Les milieux ouverts sont habituellement évités par les martres, mais la faible proportion de ces milieux fait probablement en sorte qu'il est difficile de détecter une différence significative. Les chemins étant distribués dans tout le territoire à l'étude, les martres doivent ainsi presque obligatoirement emprunter ces milieux pour traverser d'un peuplement à un autre. Les observations faites lors du repérage par homing au sol montrent néanmoins que les routes sont suffisamment étroites pour être traversées rapidement par les martres.

Au Maine, Payer & Harrison (2003) ont établi que les martres âgées de ≥ 1 an vont occuper, en forêt industrielle, un habitat composé de peuplements possédant une surface terrière ≥ 18 m²/ha, contenant un volume de débris ligneux ≥ 10 m³/ha et une hauteur moyenne ≥ 9 mètres pour les arbres ayant un diamètre $\geq 7,6$ cm. La qualité de l'habitat serait encore améliorée si le diamètre moyen des débris au sol pouvait atteindre plus de 22 cm avec quelques débris atteignant ≥ 40 cm (Payer & Harrison, 2003). Exception faite de la quantité de débris ligneux et de chicots de grands diamètres, les plantations âgées de ≥ 20 ans dans l'aire d'étude possèdent toutes les autres caractéristiques mentionnées (Laurion, en prép.).

Les seuils minimums de chicots et de débris ligneux établis au Maine, ont toutefois été déterminés pour des types de milieux qui avaient, soit une structure peu complexe couplée à une strate arborescente de faible densité (peuplements en régénération), soit une structure complexe couplée à une strate arborescente dense (peuplements d'origine naturelle matures). Aucune étude n'avait encore été réalisée dans des endroits où une grande proportion de la superficie était couverte par des peuplements possédant une structure simple mais une strate arborescente dense comme les plantations. Il est donc possible que les besoins en structure de la martre, particulièrement chez le mâle, aient été surestimés à l'échelle du peuplement en été, et que ces animaux soient en mesure de

survivre et de se maintenir dans un habitat où les peuplements ayant une structure complexe occupent des superficies relativement restreintes. De plus, étant donné qu'en été la martre n'est pas limitée par la température froide et qu'elle n'a pas besoin de chercher ses proies sous la neige, l'abondance de débris ligneux au sol est peut-être moins limitative qu'en hiver. La mortalité par prédation dans l'aire d'étude ne semble pas non plus être très fréquente, ce qui pourrait réduire également les besoins en structures de la martre. Sur 25 individus suivis par télémétrie entre janvier 2003 et avril 2004, cinq ont perdu leur collier ou sont disparus et six sont décédés dont aucun à cause de la prédation (C. Samson, comm. pers.). Les besoins en refuge contre la prédation ne semblent pas être élevés pour cette population et une strate arborescente dense serait éventuellement suffisante pour permettre aux martres d'échapper à leurs prédateurs.

5.1.4. Points faibles des études de la sélection d'habitat

Selon Aebischer *et al.* (1993), l'analyse des préférences d'habitat est souvent biaisée ou imprécise à cause d'erreurs fréquemment commises lors de la méthodologie. Une première erreur consiste à utiliser une unité d'échantillonnage inadéquat (Aebischer *et al.*, 1993). Plusieurs auteurs vont effectuer leurs analyses en utilisant la localisation télémétrique comme unité d'échantillonnage et le nombre total de localisations est souvent utilisé comme référence à la taille de l'échantillon. Or, la véritable unité d'échantillonnage est l'individu suivi par radiotélémétrie et l'ensemble des animaux étudiés constitue la taille de l'échantillon. En employant, à tort, les localisations télémétriques, on accroît artificiellement la taille de l'échantillon, augmentant ainsi de manière importante les risques d'obtenir de faux résultats significatifs (erreur de type 1), et les données ne sont plus indépendantes entre elles (autocorrélation) (Aebischer *et al.*, 1993). La précision reliée à l'évaluation des préférences d'habitat individuelles est cependant déterminée par le nombre de localisations obtenues pour chaque individu, et aucune technique d'analyse à l'heure actuelle n'intègre à la fois la variabilité entre les individus et celle associée au nombre obtenu de localisations pour chaque individu.

La seconde erreur la plus souvent commise est de ne pas tenir compte des différences de comportement selon les catégories d'âge, de sexe, de poids ou de taille

(Aebischer *et al.*, 1993). On devrait, par exemple, tester en premier lieu les préférences selon les sexes et ensuite regrouper l'ensemble des individus si aucune différence entre les sexes n'a été notée.

Une autre erreur fréquemment commise est la définition arbitraire de la disponibilité des habitats à l'échelle du paysage (Johnson, 1980; Porter & Church, 1987; Aebischer *et al.*, 1993). Il n'y a, en effet, aucune méthode qui permette de déterminer avec précision les limites de l'habitat disponible. Celui-ci est le résultat d'une interaction entre de nombreux facteurs comme la structure et la composition du milieu, le relief, les spécificités de l'espèce (territorialité, comportement social) et les spécificités individuelles (Johnson, 1980). La majorité des études reposent donc sur la supposition que la disponibilité de l'habitat est la même pour tous les individus (Johnson, 1980; Porter & Church, 1987; Arthur *et al.*, 1996). Cette disponibilité d'habitat à l'échelle du paysage est fréquemment représentée par l'ensemble des domaines vitaux des individus à l'étude (Wynne & Sherburne, 1984; Steventon & Major, 1982; Smith & Schaefer, 2002). Certains auteurs additionnent également la superficie de piégeage à la superficie des domaines vitaux (Potvin, 1998; Potvin *et al.*, 2000). Or, certaines sections du territoire ne seront pas nécessairement disponibles à tous les individus à l'étude, à cause de la territorialité, de certaines barrières géographiques ou du fait que les animaux n'ont pas exploré tous les secteurs de l'aire d'étude avant d'installer leur domaine vital. De plus, en utilisant l'ensemble des domaines vitaux pour déterminer l'habitat disponible, la superficie sera dépendante du nombre d'individus suivis et de la dispersion de ces individus dans l'aire d'étude. Dans certains cas, de petits changements dans les limites de l'aire de disponibilité peuvent entraîner des effets importants dans les analyses de sélections d'habitat, tandis que dans d'autres cas, ces changements n'affecteront que très peu les résultats finaux. Cela dépend de la distribution des différents habitats dans le paysage (Porter & Church, 1987). Une délimitation plus ou moins grande de l'aire de disponibilité dans une région où les types d'habitats se distribuent de façon régulière dans le paysage, n'affectera que très peu les résultats finaux. Cette délimitation demeure plus importante lorsque les habitats se distribuent de manière agrégée sur le territoire, comme ce fut le cas dans la présente étude.

Pour ces raisons, j'ai décidé de déterminer des aires d'habitats disponibles différentes dans le paysage pour chaque animal à l'étude. La martre peut en effet effectuer de très grands déplacements lorsque vient le temps d'établir son domaine vital après avoir quitté sa mère (Thompson & Colgan, 1987; Fecske *et al.*, 2002). Toutefois, l'ensemble du territoire parcouru par l'animal n'est probablement pas parfaitement connu de ce dernier. Or, il est plus probable que l'animal ait exploré de manière approfondie le paysage environnant son domaine vital avant de s'établir que l'ensemble de l'aire d'étude. Les limites de ce paysage ont été établies en fonction de la superficie du domaine vital de chaque individu, en supposant qu'un individu ayant un grand domaine vital connaîtra la disponibilité de l'habitat sur un plus grand paysage. La disponibilité de l'habitat étant différente pour chaque individu, le résultat obtenu est moins arbitraire que si la disponibilité était la même pour tous les individus. De même, la distribution des milieux dans l'aire d'étude a moins de chances d'affecter les résultats. En effet, lorsque certains milieux se retrouvent essentiellement dans une région de l'aire d'étude, il y a plus de chance que ces milieux soient disponibles pour les individus vivant près de cette région que ceux qui vivent éloignés.

La qualité des résultats d'une étude sur la sélection d'habitat peut être influencée également par les erreurs dans la base de données forestières du territoire à l'étude. Ainsi, certains îlots de peuplements d'origine naturelle ou certaines petites bandes riveraines n'avaient pas été cartographiés dans la base de données de mon aire d'étude. En effet, certains îlots, entourés de plantations, ou certaines bandes riveraines, dont de petits cours d'eau ne figurant pas sur la carte, ont été identifiés dans la base de données comme étant des plantations. Or, à quelques reprises, les martres approchées par homing étaient dans une de ces parcelles résiduelles de peuplements naturels non cartographiés. Ainsi, si on utilise les données provenant du homing, 10 des 15 localisations étaient situées dans des peuplements naturels et les 5 autres dans des plantations. Toutefois, lorsque l'on utilise la base de données de la couverture forestière pour identifier les types d'habitats utilisés, on obtient 6 localisations dans des peuplements naturels et 9 dans des plantations. Il est donc possible que l'utilisation des peuplements d'origine naturelle ait été sous-évaluée parce que les martres utilisaient des parcelles non répertoriées dans la base de données.

5.2. Structure d'âge

5.2.1. Martres capturées dans les secteurs du Jardine et du Skin Gulch

La structure d'âge des populations de martres peut varier en réponse aux variations environnementales, mais également à la suite de perturbations anthropiques (Payer & Harrison, 1999). Le piégeage par exemple demeure la principale cause de mortalité chez les populations de martres (Archibald & Jessup, 1994; Thompson, 1994). Ce phénomène entraîne un déséquilibre de la structure d'âge en faveur des jeunes individus. Ce déséquilibre serait causé par un taux de survie généralement plus faible, faisant en sorte que la probabilité qu'un individu puisse atteindre un âge avancé soit relativement faible (Strikland & Douglas, 1987 ; Thompson, 1994; Fortin & Cantin, 1994; Hodgman *et al.*, 1994; Payer & Harrison, 1999). Payer & Harrison (1999) soutiennent également que la proportion d'individus âgés de 1 et 2 ans, parmi tous les individus âgés de 1 an et plus, est significativement plus élevée dans une forêt industrielle non-trappée que dans une forêt naturelle non-trappée. Cette différence semble causée par un taux de mortalité plus élevé dans la forêt industrielle.

La population étudiée par télémétrie est située dans un secteur où aucun piégeage n'a été effectué depuis 1999. La structure d'âge enregistrée dans le secteur du Skin Gulch est donc demeurée relativement stable entre 2002 et 2003 et comprend davantage d'individus plus âgés (≥ 1 an). La structure d'âge des martres capturées dans le secteur du Jardine a semblé, quant à elle, varier davantage selon les années. En effet, la proportion de juvéniles s'est accrue considérablement entre 2002 et 2003. La capture relativement facile des jeunes de l'année peut biaiser la structure d'âge en faveur de ces derniers. En éliminant les jeunes de l'année dans les analyses de la structure d'âge, cela permet de réduire ce biais. Malgré l'absence de différence, on remarque tout de même une tendance à reconnaître que les individus résidants (≥ 1 an) dans le secteur du Jardine sont généralement plus jeunes que ceux du secteur du Skin Gulch.

Payer & Harrison (1999) ont rapporté que dans une population de martres qui évolue dans une réserve, où il n'y a pas de piégeage et où la forêt n'est pas exploitée, de

40 à 60% des individus résidents sont âgés de 3 ans et plus. En comparaison, une population de martres en forêt industrielle non piégée présentera, de 20 à 30% des individus résidents âgés de 3 ans et plus. En 2002-2003, la population résidente dans le secteur du Skin Gulch comportait 41% d'individus âgés de 3 ans et plus, comparativement à 20% pour la population du Jardine. La structure d'âge de la population du Skin Gulch ressemble donc davantage à une population non exploitée retrouvée dans les forêts naturelles du Maine, tandis que celle du Jardine ressemble davantage à une population rencontrée en forêt industrielle. Bien que les plantations retrouvées dans le secteur du Skin Gulch soient plus âgées, la structure de ces peuplements est relativement similaire à celle des plantations du secteur du Jardine. Ce qui distingue véritablement ces deux secteurs est le degré d'entremêlement plus élevé des plantations avec les peuplements d'origine naturelle dans le secteur du Skin Gulch. Il est donc possible que la population, vivant dans le secteur du Skin Gulch, soit plus âgée et plus stable parce que les martres ont accès à une plus grande quantité de peuplements d'origine naturelle (47%). Le secteur du Jardine est, quant à lui, un secteur composé à 67% de plantations et à 27% de forêts d'origine naturelle. Ce type d'habitat n'est peut-être pas en mesure de soutenir une population stable de martres. Cet argument est toutefois spéculatif et il faudrait suivre pendant plusieurs années la population vivant dans ces deux secteurs pour déterminer avec plus d'exactitude la stabilité relative des deux populations.

5.2.2. Martres capturées par les trappeurs dans les zones de chasse 2 et 6

Parmi les femelles résidentes (≥ 1 an) capturées par les trappeurs entre 1996 et 2003, on retrouve davantage de vieux individus (≥ 3 ans) dans le District de Black Brook (58%) que dans le reste des zones 2 et 6 (43%). Ce résultat est différent de celui qui était attendu, car la prédiction de départ était que la structure d'âge de la population du District de Black Brook aurait dû contenir une plus grande proportion d'individus plus jeunes (1-2 ans). Deux facteurs peuvent avoir influencé la structure d'âge de ces populations. En premier lieu, il faudrait déterminer quelle est la proportion du paysage dans les deux territoires qui est occupée par les coupes récentes. En effet, le

rajeunissement de la structure d'âge d'une population de martres dans une forêt industrielle est généralement causé par la présence de coupes à blanc récentes dans le paysage (Thompson, 1994; Payer & Harrison, 1999). Les parterres de coupes à blanc dans le District de Black Brook sont en majorité systématiquement reboisés pour accélérer la remise en production, alors que dans le reste des zones 2 et 6, le recours aux plantations est probablement moins fréquent. Par conséquent, la régénération est plus rapide et la proportion du paysage occupée par les peuplements déboisés, qui sont évités par la martre, est peut-être plus faible dans le District de Black Brook que dans le reste des zones 2 et 6. En second lieu, il est connu que le piégeage rajeunit une population de martres, car la récolte réduit la probabilité qu'un individu atteigne un âge avancé (Strickland & Douglas, 1987 ; Thompson, 1994; Fortin & Cantin, 1994; Hodgman *et al.*, 1994; Payer & Harrison, 1999). Il est possible que la pression de piégeage soit moins élevée dans le District de Black Brook que dans le reste des zones 2 et 6. L'accès au territoire de Black Brook est en effet réglementé, alors que dans le reste des zones 2 et 6 l'accès est beaucoup plus libéralisé. Une analyse détaillée de la composition forestière ainsi que de la pression de récolte sera nécessaire pour mieux comprendre les raisons qui expliquent la différence entre la population de martres du District de Black Brook et celle du reste des zones 2 et 6.

5.3. Productivité des femelles

D'un point de vue démographique, l'estimation la plus correcte de la taille de la portée serait lorsque les jeunes quittent leur mère et deviennent indépendants. C'est à ce moment en effet que les animaux entrent « officiellement » dans la population. Cette méthode étant difficilement réalisable, la majorité des études effectuées sur le sujet évaluent la productivité par le décompte des corps jaunes dans les ovaires (Strickland & Douglas, 1987; Thompson & Colgan, 1987; Fortin & Cantin, 1994). Dans notre cas, la productivité a été mesurée par le décompte des blastocystes dans l'utérus des femelles récoltées par les trappeurs. Bien que le décompte des blastocystes ne tienne pas compte des possibles avortements d'embryons, il permet tout de même de déterminer avec plus de précision le taux de gestation ainsi que le nombre de jeunes dans la portée,

comparativement au décompte des corps jaunes (Aune & Schladweiler, 1997; Strickland & Douglas, 1987). En effet, le dénombrement des corps jaunes amène un biais parce qu'il ne tient pas compte des résorptions intra-utérines ainsi que des mortalités prénatales possibles (Mead, 1994). De plus, le décompte des corps jaunes informe principalement sur le taux d'ovulation, et ce ne sont pas nécessairement toutes les ovules produites qui seront fécondées (Strickland & Douglas, 1987). La taille des portées risque donc d'être surestimée avec le décompte des corps jaunes, comparativement à celle obtenue à partir du dénombrement des blastocystes. La taille moyenne des portées rapportée dans la littérature (de 2,6 à 3,7) est d'ailleurs généralement plus élevée que celles observées dans le territoire à l'étude (de 2,3 à 2,7) mais les valeurs rapportées dans la littérature proviennent de décomptes de corps jaunes (Archibald & Jessup, 1984; Strickland & Douglas, 1987; Thompson & Colgan, 1987; Fortin & Cantin, 1994; Aune & Schladweiler, 1997).

Dans le secteur de Black Brook, les jeunes femelles (1 an) ont un taux de gestation plus faible que celui des femelles plus âgées (≥ 2 ans). Cette observation est similaire à celles exposées dans plusieurs autres études, où le taux de reproduction est généralement plus élevé chez les femelles plus âgées que chez les jeunes (Strickland & Douglas, 1987; Fortin & Cantin, 1994; Aune & Schladweiler, 1997). Toutefois les femelles du District de Black Brook ont un taux de gestation plus élevé que dans le reste des zones 2 et 6, ce qui est contraire à la prédiction de départ. Cette différence peut s'expliquer par deux facteurs. Premièrement, la qualité de l'habitat a une influence sur le taux de reproduction des mères (Aune & Schladweiler, 1997; Thompson & Colgan, 1987) et il est possible que l'habitat du District de Black Brook soit de meilleure qualité que celui dans le reste des zones 2 et 6. Deuxièmement, le piégeage a pour effet de réduire la compétition entre les individus et de stimuler la reproduction des femelles (Fortin & Cantin, 1994). La structure d'âge de la population dans le District de Black Brook est toutefois composée d'une proportion plus élevée d'individus relativement âgés comparativement à celle du reste des zones 2 et 6 et cette différence peut être due à une pression de piégeage moindre. Il y aurait donc plus de chances que la compétition soit plus forte dans le District de Black Brook, ce qui devrait diminuer le taux de reproduction. Il est donc peu

probable que la compétition explique l'écart dans la reproduction observée entre les femelles du District de Black Brook et celle du reste des zones 2 et 6.

5.4 Implications pour l'aménagement

Les résultats obtenus dans cette étude suggèrent que durant l'été, la martre semble rechercher avant tout des milieux offrant une strate arborescente dense, lui permettant de se réfugier et de s'enfuir lorsqu'elle rencontre des prédateurs. Les plantations offrent ce genre de conditions lorsqu'elles atteignent l'âge de 20 ans et semblent constituer alors un bon habitat estival pour la martre, en particulier pour les mâles. Les résultats de l'analyse des préférences d'habitat à l'échelle des peuplements montrent clairement un évitement des plantations âgées de moins de 20 ans par les martres. Éventuellement, si l'objectif est d'éviter la désertion d'un territoire par les martres, il faudrait donc limiter la superficie occupée par des coupes à blanc ou par des jeunes plantations dans le paysage. Parmi les 10 martres observées au cours de cette étude, huit utilisaient un domaine vital dont <6% de la superficie était couverte par de jeunes plantations. Les seuls domaines vitaux qui contenaient une proportion importante de plantations (33 et 41%) ont été observés chez deux mâles qui ont utilisé un domaine vital particulièrement vaste (6 et 10 km²). Je recommanderais donc de limiter les plantations à 40% de la superficie pour des paysages de 5-10 km². De cette manière, il sera vraisemblablement possible pour les martres utilisant un domaine vital de dimension réduite (2 km² comme les femelles par exemple), de retrouver des superficies où les jeunes plantations sont rares. Ce seuil rejoint le seuil de 25-40% proposé par d'autres auteurs concernant la présence de coupe à blanc dans un paysage (Potvin *et al.*, 2000; Payer & Harrison, 2003). Les résultats suggèrent également que les femelles, durant l'été, seraient peut-être relativement dépendantes des structures de bois mort, telles les chicots de grands diamètres, afin d'établir leur gîte de maternité. Il faudrait néanmoins étudier un plus grand nombre de femelles afin de confirmer cette observation. Les plantations, quant à elles, semblent contribuer à favoriser un bon abri contre les prédateurs durant l'été, à condition que la densité et que la hauteur des tiges soient élevées. Une éclaircie de forte intensité appliquée dans les plantations risque éventuellement de nuire aux déplacements

de la martre en réduisant la fermeture du couvert forestier. Payer & Harrison (2003) proposent qu'un habitat propice pour la martre, présente une surface terrière minimale de 18 m²/ha. Ce seuil minimum peut être utilisé pour les plantations, mais il faut le valider en comparant le degré d'utilisation par la martre de plantations éclaircies en deçà de 18 m²/ha, à celui de plantations contenant plus de 18 m²/ha.

6.0 CONCLUSION

Contrairement aux résultats attendus, la rareté des débris ligneux et des chicots dans les plantations faisant l'objet d'une sylviculture intensive, ne semble pas influencer la sélection d'habitat des martres pendant la saison estivale sur le territoire de Black Brook. Ainsi, les peuplements d'origine naturelle, caractérisés par une structure complexe, ne sont pas davantage recherchés par les martres que les plantations âgées de plus de 20 ans et qui possèdent une structure plus simple. Les martres évitent les coupes récentes et les plantations âgées de moins de 20 ans et ce comportement est particulièrement marqué à l'échelle du paysage. Toutefois, cet évitement est davantage causé par l'absence d'un couvert arborescent suffisamment haut et dense que par la rareté du bois mort. À cette période de l'année, la martre recherche avant tout des peuplements ayant une strate arborescente dense et haute pour se réfugier contre ses prédateurs. L'espèce est peut-être moins dépendante des débris ligneux et des chicots pendant l'été que pendant l'hiver. Une étude du comportement d'un plus grand nombre de femelles permettrait toutefois de conclure avec plus de certitude que les peuplements d'origine naturelle ne sont pas sélectionnés davantage que les plantations âgées de > 20 ans durant l'été. De même, il faudrait une étude plus approfondie du régime alimentaire et de l'abondance de proies dans les différents types de peuplements pour mieux connaître l'importance de la quête alimentaire de la martre dans la sélection de l'habitat estival. Éventuellement, si l'objectif est d'éviter la désertion d'un territoire par les martres, il faudrait limiter à 40% la superficie occupée par des coupes à blanc ou par des jeunes plantations dans un paysage de 5-10 km².

La structure d'âge dans le secteur du Skin Gulch est plus stable et comporte une plus grande proportion d'adultes que celle de la population dans le secteur du Jardine. L'abondance et la distribution spatiale des plantations du secteur du Jardine, où elles occupent des blocs relativement homogènes et peu entremêlés de peuplements naturels peut expliquer ces fluctuations dans la population.

La structure d'âge des martres capturées dans les secteurs du Skin Gulch et du Jardine se rapprochait de celle d'une population vivant dans une forêt industrielle au Maine. Néanmoins, la structure d'âge des martres résidentes (âgées de ≥ 1 an) capturées

par les trappeurs dans l'ensemble du District de Black Brook ressemble à celle rapportée pour une population vivant dans une forêt qui ne fait pas l'objet d'une exploitation forestière. La présence de plantations ne semble pas avoir affecté négativement la reproduction des femelles puisque le taux de gestation dans le District de Black Brook est plus élevé que celui observé pour le reste des zones 2 et 6 et que la taille des portées est similaire entre les deux secteurs. Il faudrait toutefois modéliser la dynamique de la population en intégrant des données sur la survie et la résidence des mères avec celles sur la reproduction afin de déterminer si une population de mères est viable à long terme dans cette forêt industrielle.

RÉFÉRENCES

- Aebischer, N.J., Robertson, P.A. & Kenward, R.E. (1993). Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*, 74(5) : 1313-1325.
- Alldredge, R.J. & Ratti, J.T. (1986). Comparaison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *J. Wildl. Manage.* 50(1) : 157-165.
- Alldredge, R.J. & Ratti, J.T. (1992). Further comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *J. Wildl. Manage.* 56(1) :1-9.
- Alvarez, E. (1996). La forêt mosaïque : une alternative d'aménagement pour le maintien de la martre dans la sapinière boréale ? Thèse de maîtrise. Faculté de foresterie et géomatique, Université Laval, Québec.
- Archibald, W.R. & Jessup, R.H. (1984) Population dynamics of the pine marten (*Martes americana*) in the Yukon territory. In Olson, R., Hastings, R. & Geddes, F. (eds.). *Northern ecology and resource management*. (p.81-97). Univer., Alberta Press, Edmonton.
- Arthur, S.M., McDonald, B.F.J. & Garner, G.W. (1996). Assessing habitat selection when availability changes. *Ecology*. 77 (1) : 215-227.
- Aune, K.E. & Schladweiler, P. (1997). Age, sex structure, and fecundity of the American marten in Montana. In Proulx, G., Bryant, H.N. & Woodard, P.M. (eds.). *Martes : Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management*. (p. 61-77). Provincial Museum of Alberta, Edmonton, Canada.
- Balharry, D. (1993). Social organization in martens : an inflexible system ? *Symp. Zool. Soc. Lond.* 65 : 321-345.
- Bateman, M.C. (1986). Winter habitat use, food habits and home range size of the marten, *Martes americana*, in western Newfoundland. *Can. Field Nat.* 100(1) : 58-62.
- Bélanger, L. (2001). La forêt mosaïque comme stratégie de conservation de la biodiversité de la sapinière boréale de l'Est : L'expérience de la forêt Montmorency. *Nat. Can.* 125 (3): 18-25.
- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. & Gauthier, S. (1999). Stratégie d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *For. Chron.* 75 : 55-61.
- Bergerud, A.T. (1969). The status of pine marten in Newfoundland. *Can. Field Nat.* 83 : 128-131.

- Berteaux, D. (2001). Use of estimators of home range size in ecological research. *Recent Res. Devel. Ecol.* ISBN : 81-7895-016-2. 1, 59-67.
- Bissonette, J.A., Fredrickson, R.J. & Tucker, B.J. (1989). American marten : a case for landscape-level management. *Trans. 54th N.A. Wildl & Nat. Res. Conf.* pp. 89-101.
- Bissonette, J.A., Harrison, D.J., Hargis, C.D. & Chapin, T.G. (1997). Wildlife and landscape ecology : Effects of pattern and scale. Springer, New York. p.369-385.
- Bowman, J.C., Robitaille, J.F. & Watt, W.R. (1996). Northeastern Ontario forest ecosystem classification as a tool for managing marten habitat. *For. Chron.* 72(5) :529-532.
- Brainerd, S.M., Helldin, J.-O., Lindström, E.R., Rolstad, E., Rolstad J. & Storch, I. (1995). Pine marten (*Martes martes*) selection of resting and denning sites in Scandinavian managed forests. *Ann. Zool.Fennici.* 32 : 151-157.
- Brassard, J.A. & Bernard, R. (1939). Observations on breeding and development of marten, *Martes a. americana*, *Can. Field. Nat.* 53 : 15-21
- Bunnell, F.L., Kremsater, L.L. & Wind, E. (1999). Managing to sustain vertebrate richness in forests of the pacific northwest : relationships within stands. *Environ. Rev.* 7 : 97-146.
- Burt, W.H. (1943). Territoriality and home range : Concepts as applied to mammals. *J. Mammal.* 24 : 346-352.
- Buskirk, S.W. (1984). Seasonal use of resting site by marten in south-central Alaska. *J. Wildl. Manage.* 48 (3) : 950-953.
- Buskirk, S.W., Harlow, H.J. & Forrest, S.C. (1988). Temperature regulation in American marten (*Martes americana*) in winter. *Natl. Geogr. Res.* 4(2) : 208-218.
- Buskirk, S.W., Forrest, S.C., Raphael, M.G. & Harlow, H.J. (1989). Winter resting site ecology of marten in the central rocky mountains. *J. Wildl. Manage.* 53(1) : 191-196.
- Buskirk, S.W. & Harlow, H. J. (1989). Body-fat dynamics of the american marten (*Martes americana*) in winter. *J. Mammal.* 70(1) : 191-193.
- Buskirk, S.W. & McDonald, L.L. (1989). Analysis of variability in home-range size of the american marten. *J. Wildl. Manage.* 53 (4) : 997-1004.
- Cameron, R. (1996). Utilisation des arbres à cavités par la faune dans les bouquets des parterres de coupe à blanc. Service Canadien des Forêts-Atlantiques. Fredericton, Nouveau-Brunswick.

- Caron, L. (1996). Évaluation du potentiel des plantations de conifères comme habitat pour la martre (*Martes americana*). Rapport final.
- Chapin, T.G., Harrison, D.J. & Phillips, D.M. (1997a). Seasonal habitat selection by marten in an untrapped forest preserve. *J. Wildl. Manage.* 61(3) : 707-717.
- Chapin, T.G., Phillips, D.M., Harrison, D.J. & York, E.C. (1997b). Seasonal selection of habitats by resting martens in Maine. In Proulx, G., Bryant, H.N. & Woodard, P.M. (eds.). *Martes : Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management.* (p. 166-181). Provincial Museum of Alberta, Edmonton, Canada.
- Chapin, T.G., Harrison, D.J. & Katnik, D.D. (1998). Influence of landscape pattern on habitat use by American marten in an industrial forest. *Conserv. Biol.* 12 (6) : 1327-1337.
- Clark, T.W., Campbell, T.M. & Haupman, T.N. (1989). Demographic characteristics of american marten populations in Jackson Hole. Wyoming. *Great Basin Nat.* 49 (4) : 587-596.
- Colpitts, M.C., Fahmy, S.H., MacDougall, J.E., Ng, T.T.M., McInnis, B.G. & Zelazny, V.F. (1995). Les sols forestiers du Nouveau-Brunswick. Ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie. Agriculture Canada et Service canadien des forêts. Nouveau-Brunswick, Canada.
- Comité spécial de l'approvisionnement en bois (2004). Rapport définitif sur l'approvisionnement en bois au Nouveau-Brunswick. Frédéricton. Nouveau-Brunswick.
- Conseil économique des provinces de l'Atlantique (2003). Industrie forestière du Nouveau-Brunswick : Incidence économique possible de propositions pour augmenter l'approvisionnement en bois. Ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick. Ministère des Finances du Nouveau-Brunswick. Association des produits forestiers du Nouveau-Brunswick. Nouveau-Brunswick, Canada.
- Crête, M., Brais, S., Campagna, M., Darveau, M., Desponts, M., Déry, S., Drapeau, P., Drolet, B., Jetté, J.-P., Maisonneuve, C., Nappi, A. & Petitclerc, P. (2004). Pourquoi et comment maintenir du bois mort dans les forêts aménagées du Québec—Avis scientifique, Société de la faune et des parcs du Québec. Direction du développement de la faune et Ministère des Ressources naturelles du Québec. Direction de l'environnement forestier. Québec, Canada.
- Darveau, M. & Desrochers, A. (2001). Le bois mort et la faune vertébrée : État des connaissances au Québec. Université Laval. Centre de recherche en biologie forestière pour le ministère des Ressources naturelles. Direction de l'environnement forestier. Québec, Canada.

- Darveau, M., Girard, C., Brugerolle, S., Huot, J., Savard, J.-P., Prévost, M. & Ruel-Lessard, J. (2003). Développement durable de la sapinière à bouleau jaune : Effets des pratiques sylvicoles sur la biodiversité. Synthèse des résultats 1999-2002 et recommandations d'aménagement. Centre de recherche en biologie forestière. Université Laval. Québec, Canada.
- Dempsey, J. & Cumberland, R.E. (1993). Diet choice of marten in New-Brunswick application to a marten management model. Furbearer report #6. Fish and Wildlife Branch. Fredericton, New-Brunswick, Canada.
- Drapeau, P., Leduc, A., Bergeron, Y., Gauthier, S. & Savard, J.-P. (2003). Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : Problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. *For. Chron.* 79 : 531-540.
- Duvall, M.D. & Grigal, D.F. (1999). Effects of timber harvesting on coarse woody debris in red pine forests across the Great lakes states. U.S.A. *Can. J. Forest. Res.* 29 : 1926-1934.
- Erdle, T.A. (1999). The conflict in managing New-Brunswick's forest for timber and other values. *For. Chron.* 75 : 945-954.
- ESRI (2001). Arc View GIS, The geographic information system for everyone. Using ArcView GIS. USA.
- ESRI, Support Center. (2003, 21 mars). Your online technical support. [En ligne]. Disponible : <http://www.arcscripts.esri.com>
- Farrar, J.L. (1996). Les arbres du Canada. Publié par Fides, le Service canadien des forêts et Ressources naturelles Canada, Canada.
- Fecske, D.M., Jenks J.A. & Smith, V.J. (2002). Field evaluation of a habitat-relation model for the American marten. *Wildl. Soc. Bull.* 30 (3) :775-782.
- Feldhamer, G.A., Drickamer, L.C., Vessey, S.H. & Merritt, J.F. (1999). Mammalogy : adaptation, diversity, and ecology. McGraw-Hill Companies, Inc., USA, p. 162-163.
- Fortin, C. & Cantin, M. (1994). The effects of trapping on a newly exploited American marten population. In Buskirk, S.W., Harestad, A.S., Raphael, M.G. & Powell, R.A. (Eds). *Martens, sables, and fishers : biology and conservation.* (p.179-191). Cornell University Press. Ithaca, New-York, USA.
- Fraver, S., Wagner, R.G. & Day, M. (2002). Dynamics of coarse woody debris following gap harvesting in the Acadian forest of central Maine U.S.A. *Can. J. Zool.* 32 : 2094-2105.

- Friedman, M. (1937). The use of ranks to avoid the assumption of normality implicit in the analysis of variance. *J. Am. Stat. Assoc.* 32 : 675-701.
- Fuller, A.K. & Harrison, D.J. (2000). Influence of partial timber harvesting on American marten and their prey in Northcentral Maine. College of natural resources, forestry and agriculture. University of Maine. Orono, Maine, USA.
- Gagné, N., Bélanger, L. & Huot, J. (1999). Comparative responses of small mammals, vegetation, and food sources to natural regeneration and conifer release treatments in boreal balsam fir stands of Quebec. *Can. J. Res.* 29 : 1128-1140.
- Gilbert, J.H., Wright, J.L., Lauten, D.J. & Probst, J.R. (1997). Den and rest-site characteristics of American marten and fisher in northern Wisconsin. In Proulx, G., Bryant, H.N. & Woodard, P.M. (Eds.). *Martes : Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management.* (p.135-145). Provincial Museum of Alberta. Edmonton. Alberta, Canada.
- Gilmer, D.S., Cowardin, L.M., Duval, R.L., Mechlin, L.M. & Shaiffer, C.W. (1981). Procedures for the use of aircraft in Wildlife biotelemetry studies. Department of interior, Fish and Wildlife service. Washington, D.C., USA.
- Goodburn, J.M. & Lorimer, C.G. (1998). Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan. *Can. J. Forest. Res.* 28 : 427-438.
- Graves, A.T., Fajvan, M.A. & Miller, G.W. (2000). The effects of thinning intensity on snag and cavity tree abundance in an Appalachian hardwood stand. *Can. J. Forest. Res.* 30 : 1214-1220.
- Hagan, J.M. & Grove, S.L. (1999). Coarse woody debris. *Forest Ecol.* 6-11.
- Hall, L.S., Krausman, P.R. & Morrison, M.L. (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildl. Soc. Bull.* 25 (1) : 173-182.
- Hargis, C.D., & McCullough, D.R. (1984). Winter diet and habitat selection of marten in yosemite national park. *J. Wildl. Manage.* 48 : 140-146.
- Hargis, C.D., Bissonette, J.A. & Turner, D.L. (1999). The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens. *J. Appl. Ecol.* 36 : 157-172.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack Jr, K. & Cimmins, K.W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 15 : 133-302.

- Harris, S., Cresswell, W.J., Forde, P.G., Trehwella, W.J., Woollard, T. & Wray, S. (1990). Home-range analysis using radio-tracking data ; a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review*. 20 (2-3) : 97-123.
- Hawley, V.D. & Newby, F.E. (1957). Marten home ranges and population fluctuations. *J. Mammal*. 38(2) :174-184.
- Henry, S.E. & Ruggiero, L.F. (1993). Den use and kit development of marten in Wyoming. In Thompson, I.D. *International union of fame biologists*. (p. 233-237). 21st congress inter. Halifax, Canada.
- Hodgman, T.P., Harrison, D.J., Katnik, D.D. & Elowe, K.D. (1994). Survival in an intensively trapped marten population in Maine. *J. Wildl. Manage*. 58(4): 593-600.
- Hodgman, T.P., Harrison, D.J., Phillips, D.M. & Elowe, K.D. (1997). Survival of American marten in an untrapped forest preserve in Maine. In Proulx, G., Bryant, H.N. & Woodard, P.M. (Eds.) *Martes : Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management*. (p. 86-99). Provincial Museum of Alberta. Edmonton, Alberta, Canada.
- Hunter, M.L. (1990). Wildlife, forests, and forestry: principles of managing forests for biological diversity. Regents Prentice Hall. Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- Jaakko Pörry Consulting (2002). Forêts de la Couronne du Nouveau-Brunswick ; Évaluation de l'intendance et de la gestion APFNB. MRNE. Nouveau-Brunswick, Canada.
- Johnson, D.H. (1980). The comparasion of usage and availability meadurements for evaluating resource preference. *Ecology*. 61(1) :65-71.
- Katnik, D.D. (1992). Spatial use, territoriality, and summer-autumn selection of habitat in an intensively harvested population of martens on comercial forestland in Maine. Thesis. University of Maine. Orono, Maine, USA.
- Katnik, D.D., Harrison, D.J. & Hodgman, T.P. (1994). Spatial relations in a harvested population of marten in Maine. *J. Wildl. Manage*. 58(4) :600-607.
- Latour, P.B., Maclean, N. & Poole, K.G. (1994). Movements of martens, *Martes americana*, in burned and unburned taïga in the Mackenzie valley, Northwest territories, *Can. Field Nat.*. 108 : 351-354.
- Laurion, I. (en prép.). Impacts de l'aménagement intensif sur l'habitat, le comportement hivernal et la dynamique de la population de la martre d'Amérique (*Martes americana*) dans le Nord-Ouest du Nouveau-Brunswick. Thèse de maîtrise inédite, Université de Moncton, campus d'Edmundston, Nouveau-Brunswick.

- Lieffers, V.J. & Woodard, P.M. (1997). Silvicultural systems for maintaining marten and fisher in the boreal forest. *In* Proulx, G., Bryant, H.N. & Woodard, P.M. (Eds.) *Martes : Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management*. (p. 407-418). Provincial Museum of Alberta. Edmonton, Alberta, Canada.
- Lindstedt, S.L., Miller, B. J. & Buskirk, S.W. (1986). Home range, time, and body size in mammals. *Ecology*. 67 :413-418.
- Loucks, O.L. (1962). A forest classification for the Maritime Provinces. *Nova Scotia Institute of Science*. 25 : 85-167.
- Markley, M.H. & Bassett, C.F. (1942). Habits of captive marten. *Am. Midl. Nat.* 28 : 605-616.
- Marshall, W.H., (1951). Pine marten as a forest product. *J. Forest*. 49 : 899-905
- Maser, C., Tarrant, R.F., Trappe, J.M. & Franklin, J.F. (Eds) (1988). From the forest to the sea : A story of fallen trees, USDA For. Serv. Fen., Tech. Rep. PNW-GTR-229. p.5-45.
- McLoughlin, P.D. & Ferguson, S.H. (2000). A hierarchical pattern of limiting factors helps explain variation in home range size. *Ecoscience*. 7 : 123-130.
- Mead, R.A. (1994). Reproduction in *Martes*. *In* Buskirk, S.W., Harestad, A.S., Raphael, M.G. & Powell, R.A. (eds), *Martens, sables, and fishers : biology and conservation*. (p.404-422). Cornell University Press. Ithaca, New-York, USA.
- Meslow, C.E., Maser, C. & Verner, J. (1981). Old-growth forests as wildlife habitat. *trans. 54th N.A. Wildl. et Nat. Res. Conf.* 46 :329-335.
- Ministère des ressources naturelles et de l'énergie du Nouveau-Brunswick (1995). Management of forest habitat in New-Brunswick. Fish and wildlife branch; Department of natural resources and energy. Fredericton, New-Brunswick.
- Morrison, M.L., Marcot, B.G. & Mannan, R.W. (1992). Wildlife-Habitat relationships : concepts and applications. Capter 2: Habitat from an ecological and evolutionary perspective. The University of Wisconsin Press. Wisconsin, USA. p.16-40.
- Morrison, M.L. (2001). A proposed research emphasis to overcome the limits of wildlife-habitat relationship studies. *J. Wildl. Manage.* 65 : 613-623.
- Nams, V.O. (1989). Effects of radiotelemetry error on sample size and bias when testing for habitat selection. *Can. J. Zool.* 67 : 1631-1636.
- Nams, V.O. (2000). *Locate II : User's Guide*. Copyright. Truro. Nova Scotia. Canada. 65 p.

- Newton, I. (1994). The role of nest sites in limiting the number of hole-nesting birds : a review. *Biol. Conserv.* 70 :265-276.
- Norusis, M.J. (2002). SPSS 11.0 – Guide to Data analysis. Prentice Hall. Upper Saddle, New-Jersey, USA.
- OMNR (2001). Forest management guide for natural disturbance pattern emulation. Version 3.1. Ont. Min. Nat. Res., Queen’s Printer for Ontario, Toronto.
- Orsborn, E.V. (1953). More on marten raising. *Fur trade J. Can.* 31(4) : 34-36.
- Paragi, T.F., Johnson, W.N., Katnik, D.D. & Magoun, A.J. (1996). Marten selection of postfire seres in the Alaskan taiga. *Can. J. Zool.* 74 : 2226-2237.
- Payer, D.C. & Harrison, D.J. (1999). Influences of timber harvesting and trapping on habitat selection and demographic characteristics of marten. University of Maine. Maine, USA.
- Payer, D.C. & Harrison, D.J. (2000). Structural differences between forests regenerating following spruce budworm defoliation and clear-cut harvesting : implications for marten. *Can. J. Forest. Res.* 30 : 1965-1972.
- Payer, D.C. & Harrison, D.J. (2003). Influence of forest structure on habitat use by American marten in an industrial forest. *Forest. Ecol. Manag.* 179 : 145-156.
- Phillips, D.M. (1994). Social and spatial characteristics, and dispersal of marten in a forest preserve and industrial forest. Thesis. University of Maine. Orono, Maine, USA.
- Phillips, D.M., Harrison, D.J. & Payer, D.C. (1998). Seasonal changes in home-range area and fidelity of martens. *J. Mammal.* 79 (1) : 180-190.
- Porter, W.F. & Church, K.E. (1987). Effects of environmental pattern on habitat preference analysis. *J. Wildl. Manage.* 51 :681-685.
- Potvin, F. & Breton, L. (1997). Short-term effects of clearcutting on martens and their prey in the boreal forest of western Quebec. In Proulx, G., Bryant, H.N. & Woodard, P.M. (Eds.). *Martes : Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management.* (p. 452-474). Provincial Museum of Alberta. Edmonton, Alberta, Canada.
- Potvin, F. (1998). La martre d’Amérique (*Martes americana*) et la coupe à blanc en forêt boréale : une approche télémétrique et géomatique, thèse de doctorat. Faculté de foresterie et de géomatique. Université Laval. Québec, Canada.

- Potvin, F., Courtois, R. & Bélanger, L. (1999). Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest : multiscale effects and management implications. *Can. J. Forest. Res.* 29 : 1120-1127.
- Potvin, F., Bélanger, L. & Lowell, K. (2000). Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. *Conserv. Biol.* 14 (3) : 844-857.
- Powell, (1979). Mustelid spacing patterns : variations on a theme by Mustela., Z. *Tierpsychol.* 50 :153-165.
- Prescott, J. & Richard, P. (1996). Mammifères du Québec et de l'est du Canada. Guide nature Quintin. Éditions Michel Quintin. Waterloo, Québec, Canada. p.206-208.
- Raine, M.R. (1982). Ranges of juvenile Fisher, *Martes pennanti*, and marten, *Martes americana*, in southeastern Manitoba. *Can. Field Nat.* 96 :431-438.
- Raphael, M.G. & Jones, L.L.C. (1997). Characteristics of resting and denning sites of American martens in central Oregon and western Washington. In Proulx, G., Bryant, H.N. & Woodard, P.M. (Eds.). *Martes : Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management.* (p. 146-165). Provincial Museum of Alberta. Edmonton, Alberta, Canada.
- Ressources naturelles Canada (2003). L'état des forêts au Canada 2002-2003 : Regard sur l'avenir. Ressources naturelles Canada. Service Canadien des forêts. Canada.
- Ressources naturelles Canada (2004). L'état des forêts au Canada 2003-2004. Ressources naturelles Canada. Service Canadien des forêts. Canada.
- Ruggiero, L.F., Pearson, D.E. & Henry, S.E. (1998). Characteristics of american marten den sites in wyoming *J. Wildl. Manage.* 62 (2) : 663-673.
- Samuel, M.D. & Fuller, M.R. (1994). Wildlife radiotelemetry In Bookhout, T.A. (1994). *Research and management techniques for wildlife and habitats* (5th ed.). (p. 370-418). Wildlife Society. Bethesda, Md.
- Service Canadien de la faune (2002). La faune de l'arrière-pays : La martre. Environnement Canada. Canada.
- Smith, R.L. (1996). Ecology and field biology (5th ed.). Harper Collins College Publishers. USA.
- Smith, A.C. & Schaefer, J.A. (2002). Home-range size and habitat selection by American marten (*Martes americana*) in Labrador. *Can. J. Zool.* 80 :1602-1609.
- Snyder, J.E. & Bissonette, J.A. (1987). Marten use of clear-cuttings and residual forest stands in western Newfoundland. *Can. J. Zool.* 65 :169-174

- Soutière, E.C. (1979). Effects of timber harvesting on marten in Maine *J. Wildl. Manage.* 43 (4) : 850-860.
- Spenser, W.S., Barret, R.H. & Zielinski, W.J. (1983). Marten habitat preferences in the northern Sierra Nevada. *J. Wildl. Manage.* 47(4) :1181-1186.
- Steventon, J.D. & Major, J.T. (1982). Marten use of habitat in a commercially clear-cut forest. *J. Wildl. Manage.* 46 (1) : 175-182.
- Stickland, M.A. & Douglas, C.W. (1987). Marten. In Novak, M., Baker, J.A., Obbard, M.E. & Malloch, B. *Wild furbearer management and conservation in North America.* (p.531-546). Ministry of Natural Resources. Ontario, Canada.
- Sturtevant, B.R., Bissonette, J.A. & Long, J.N. (1996). Temporal and spatial dynamics of boreal forest structure in western Newfoundland : silvicultural implications for marten habitat management. *Forest Ecol. Manag.* 87 : 13-25.
- Taylor, M.E. & Abrey, N. (1982). Marten, *Martes americana*, movements and habitat use in Algonquin provincial park, Ontario. *Can. Fiel Nat.* 96(4) : 439-447.
- Thompson, I.D. & Colgan, P.W. (1987). Numerical responses of martens to a food shortage in nothcentral Ontario. *J. Wildl. Manage.* 51(4) : 824-835.
- Thompson, I.D. & Colgan, P.W. (1994). Marten activity in uncut and logged boreal forests in Ontario. *J. Wildl. Manage.* 58(2) :280-288.
- Thompson, I.D. (1988). Habitat needs of furbearers in relation to logging in boreal Ontario. *For. Chron.* 64 : 251-261.
- Thompson, I.D. (1991). Could marten become the spotted owl of eastern Canada ? *For. Chron.* 67(2) : 136-140.
- Thompson, I.D. (1994). Marten populations in uncut and logged boreal forests in Ontario. *J. Wildl. Manage.* 58 (2) : 272-280.
- Thompson, I.D. & Curran, W.J. (1995). Habitat suitability for marten of second-growth balsam fir forests in Newfoundland. *Can. J. Zool.* 73 : 2059-2064.
- Van Groenewoud, H. (1983). Summary of climatic data pertaining to the climate regions of New-Brunswick, Can. For. Serv., Dept. Environ., MFRC inf. Rep. MX 146.
- Watt, W.R., Baker, J.A., Hogg, D.M., McNocol, J.G. & Naylor, B.J. (1996). Forest management guidelines for the provision of marten habitat, version 1.0, Ministry of Natural Ressource. Forest Management Branch. Forest Program Development Section. Ontario, Canada.

Wynne, K.M. & Sherburne, J.A. (1984). Summer home range use by adult marten in northwestern Maine. *Can. J. Zool.* 62 :941-943.

Zar, J.H. (1999). Biostatistical analysis (4th ed.). Prentice Hall. Upper Saddle River, New-Jersey, USA.

ANNEXE A

COMPOSITION FORESTIÈRE DÉTAILLÉE DE L' AIRE D'ÉTUDE

Tableau 1. Composition détaillée des peuplements forestiers de l'aire d'étude.

Catégorie de peuplement	Secteur du Jardine		Secteur du Skin Gulch		Total	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Plantations :						
0-10 ans	12,4	16,2	12,6	19,7	25,0	17,9
10-20 ans	7,2	9,4	0,2	0,3	7,4	5,3
20-30 ans	30,6	40,0	0,5	0,8	31,1	22,2
30-42 ans	1,1	1,4	16,3	25,5	17,4	12,4
Sous-total plantations	51,3	67,0	29,6	46,3	80,9	57,8
Peuplements d'origine naturelle :						
Immatures						
Feuillus	0,5	0,7	1,9	3,0	2,4	1,7
Résineux	0,9	1,2	1,3	2,0	2,2	1,6
Mixtes	4,9	6,4	8,0	12,6	12,9	9,2
Sous-total	6,3	8,3	11,2	17,6	17,5	12,5
Matures						
Feuillus	1,0	1,3	2,6	4,1	3,6	2,6
Résineux	8,7	11,4	8,5	13,3	17,2	12,3
Mixtes	4,0	5,2	5,6	8,8	9,6	6,8
Sous-total	13,7	17,9	16,7	26,2	30,4	21,7
Surannées						
Feuillus	0,0	0,0	0,1	0,2	0,1	0,1
Résineux	0,6	0,8	1,4	2,2	2,0	1,4
Mixtes	0,1	0,1	0,7	1,0	0,8	0,6
Sous-total	0,7	0,9	2,2	3,4	2,9	2,1
Sous-total peuplements naturels	20,7	27,1	30,1	47,2	50,8	36,3
Autres :						
Réseaux routiers	2,9	3,8	1,8	2,8	4,7	3,4
Cours d'eau	0,1	0,1	0,5	0,8	0,6	0,4
Milieux humides	0,3	0,4	0,7	1,1	1,0	0,7
Milieux improductifs	0,9	1,2	1,1	1,7	2,0	1,4
Sous-total autres	4,2	5,5	4,1	6,4	8,3	5,9
Total	76,2	54,4	63,8	45,6	140	100

ANNEXE B

LOCALISATIONS TÉLÉMÉTRIQUES

Tableau 2. Nombre de localisations télémétriques enregistrées pour chaque individu en 2003.

Sexe	Individu	Nombre de localisations			Radiotélémétrie		Remarques	
		juin-août	sept.-déc.	Total	Début	Fin		
Femelle	F-021	12 ¹	0	12	12 juin	19 août	Décédée ²	
	F-543	22	15	37	10 juin	20 déc.		
	F-760	18	13	31	10 juin	20 déc.		
Mâle	M-000	21	4	25	12 juin	20 déc.	Signal perdu	
	M-100	24	2	26	3 juin	31 nov.		
	M-201	22	15	37	17 juin	20 déc.		
	M-241	10	0	10	18 juin	18 août		Secteur peu accessible
	M-261	17	6	23	17 juin	12 nov.		Signal perdu
	M-281	17	8	25	17 juin	20 déc.		
	M-520	18	3	21	27 juin	10 oct.		Signal perdu
Moyenne ± É.T.		18,1 ± 4,5	6,6 ± 5,9	24,7 ± 9,06				

1. Neuf localisations supplémentaires ont été obtenue, mais n'ont pas été incluses dans les analyses de préférence d'habitat (voir texte pour détails).
2. Capturée par un trappeur en novembre à 14 km de son domaine vital initial.

ANNEXE C

SUPERFICIE DES DOMAINES VITAUX

Tableau 3. Superficie du domaine vital des martres observée entre juin et décembre 2003.

Individus	Superficie du domaine vital (km ²)	
	100% des localisations	95% des localisations
Femelles		
F-021	1,2	1,2
F-543	2,4	2,3
F-760	2,8	2,1
Moyenne ± écart-type	2,1 ± 0,8 A ¹	1,9 ± 0,6 A
Mâles		
M-000	4,7	4,4
M-100	3,0	2,1
M-201	3,0	2,5
M-241	1,6	1,6
M-261	9,6	8,5
M-281	5,7	3,1
M-520	2,6	2,6
Moyenne ± écart-type	4,3 ± 2,7 A ¹	3,5 ± 2,4 A

1. Une lettre identique montre qu'il n'y a pas de différences significatives entre les superficies moyennes.

ANNEXE D

COMPOSITION FORESTIÈRE DANS LES DOMAINES VITAUX ET DANS LE
PAYSAGE ENVIRONNANT

Tableau 4. Composition du domaine vital et du paysage environnant.

Individus	Proportion des habitats dans le domaine vital (U)				Proportion des habitats dans le paysage environnant (D)			
	Peupl. naturel	Plant. (%)		Autres	Peupl. naturel	Plant. (%)		Autres
		<20 ans	>20 ans			<20 ans	>20 ans	
Femelles								
F-021	49	0	49	2	55	6	35	4
F-543	39	0	59	2	41	12	42	5
F-760	25	0	71	4	25	21	48	6
Moyenne	37,7	0,0	59,7	2,7	40,3	13,0	41,7	5,0
écart-type	12,1	0,0	11,0	1,2	15,0	7,5	6,5	1,0
Mâles								
M-000	57	0	39	4	61	17	18	3
M-100	38	1	54	7	33	4	55	7
M-201	43	0	54	3	44	15	36	5
M-241	45	6	46	3	64	22	10	5
M-261	43	41	13	3	44	25	25	6
M-281	49	33	11	7	43	29	23	5
M-520	10	0	85	5	32	17	47	4
Moyenne	40,7	11,6	43,1	4,6	45,9	18,4	30,6	5,0
écart-type	14,8	17,7	25,7	1,8	12,5	8,1	16,2	1,3

ANNEXE E

COMPOSITION FORESTIÈRE DES LOCALISATIONS TÉLÉMÉTRIQUES ET DES
DOMAINES VITAUX (AVEC ZONE TAMPON)

Tableau 5. Composition des localisations et du domaine vital, additionnée d'une zone tampon.

Individus	Proportion des habitats dans les localisations (U) (%)				Proportion des habitats dans le domaine vital (D) (%)			
	Forêt naturelle	Plantation <20ans	Plantation >20ans	Autres	Forêt naturelle	Plantation <20 ans	Plantation >20 ans	Autres
Femelles								
F-021	54	0	42	4	41	0	55	4
F-543	45	0	51	4	45	0	53	2
F-760	28	1	69	3	22	2	72	4
Moyenne	42,3	0,3	54,0	3,7	36,0	0,7	60,0	3,3
écart-type	13,2	0,6	13,8	0,6	12,3	1,2	10,4	1,2
Mâles								
M-000	65	0	32	4	56	0	41	3
M-100	37	4	48	11	37	4	53	6
M-201	31	0	68	2	39	0	58	3
M-241	48	0	43	9	49	6	41	4
M-261	73	13	10	3	42	47	8	3
M-281	49	27	16	8	52	34	8	5
M-520	10	0	84	6	11	1	83	5
Moyenne	44,7	6,3	43,0	6,1	40,9	13,1	41,7	4,1
Écart-type	21,2	10,3	26,7	3,3	14,9	19,2	27,0	1,2