

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	ii
AVANT-PROPOS	iii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
LISTE DES ANNEXES.....	ix
RÉSUMÉ GÉNÉRAL.....	x
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
Mise en contexte.....	1
L'aménagement forestier écosystémique.....	2
Le projet Tembec : vers la mise en œuvre de l'aménagement forestier écosystémique	2
La connectivité du paysage	3
Modélisation spatiotemporelle et suivi d'indicateurs.....	6
Le caribou forestier.....	8
Statut.....	8
Sélection d'habitat	9
Impact de l'exploitation forestière.....	11
La harde «frontalière» de caribou forestier.....	12
Aménagement de l'habitat.....	15
Plan d'aménagement de l'habitat du caribou au nord de La Sarre	18
Objectifs du projet de recherche.....	19
Le caribou forestier dans la pessière à mousses du Québec : sélection des ressources à l'échelle du réseau de pistes et mesure de la connectivité du paysage.....	20
Résumé	20
Introduction	21
Méthodes	23
Résultats	29
Discussion	31
Conclusion.....	35

Remerciements	37
Références	38
Liste des figures.....	43
Évaluation de la connectivité de l’habitat du caribou forestierselon différents scénarios d’aménagement écosystémique en pessière à mousses de l’Ouest, Québec	50
Résumé	50
Introduction	52
Méthodes	54
Résultats	62
Discussion	64
Conclusion.....	69
Remerciements	70
Références	71
Liste des figures.....	77
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	90
Les réseaux de pistes de caribou forestier à la fin de l’hiver.....	90
L’importance des parcelles d’habitat pour la connectivité du paysage.....	90
Recommandations de cibles écosystémiques à propos de la révolution forestière et de la superficie des coupes	90
Limites du modèle et suite au projet.....	92
Références	94

LISTE DES FIGURES

ARTICLE 1

- Figure 1.** Localisation de l'aire d'étude des réseaux de pistes de 2001 (ligne pointillée) et de 2006 (ligne pleine) ainsi que des unités d'aménagement forestier (UAF) 085-51 (zone hachurée) et 085-62 (zone grise).....44
- Figure 2.** Histogrammes représentant la fréquence des réseaux de pistes utilisés (gauche) et aléatoires (droite) pour chaque valeur des variables explicatives.....45
- Figure 3.** Étendue prévue de la grappe en fonction de seuil de distance euclidienne de dispersion du caribou forestier.....46
- Figure 4.** Importance individuelle (0 à 100) des parcelles d'habitat de qualité pour la connectivité du paysage dans les unités d'aménagement forestier (UAF) 085-51 et 085-62. La connectivité est illustrée par les liens entre les parcelles de manière à tracer le MPG.....47

ARTICLE 2

- Figure 1.** Localisation de l'aire d'étude.....78
- Figure 2.** Volume de bois récolté par période planifiée de 25 ans au cours du temps simulé, en fonction de la révolution forestière complémentaire (n = 60 itérations / révolution forestière complémentaire).....79
- Figure 3.** Superficie d'habitat du caribou forestier au cours du temps simulé en fonction de la révolution forestière complémentaire (n = 60 itérations / révolution forestière complémentaire).....80
- Figure 4.** Diagrammes en boîtes et moustaches représentant le MPG (*Minimum Planar Graph*) en fonction de la distribution de superficie des agglomérations de coupes (A, B ou C ; voir tableau 2) et ce, pour les 3 révolutions forestières complémentaires (n = 20 itérations / scénario). La ligne pointillée horizontale représente la valeur actuelle du MPG.....81
- Figure 5.** Diagrammes en boîtes et moustaches représentant A) la superficie d'habitat du caribou forestier et B) le MPG en fonction de la révolution

forestière complémentaire (gauche du trait vertical plein) et du cycle de feu (droite du trait vertical plein). La ligne pointillée horizontale représente la valeur actuelle de l'indicateur.....82

LISTE DES TABLEAUX

ARTICLE 1

- Tableau 1.** Sélection des modèles candidats de régression logistique prédisant la probabilité d'occurrence des réseaux de pistes de caribou forestier à la fin de l'hiver en fonction de la proportion de pessière ouverte dans le réseau de pistes (PO), de la densité de chemins dans le réseau de pistes (CHE), du temps depuis la dernière perturbation (TDP) et de la distance du plus proche réseau de pistes d'original (DRO).....48
- Tableau 2.** Inférence multimodèle pour les variables explicatives (PO : proportion de pessière ouverte dans le réseau de pistes, CHE : densité de chemins dans le réseau de pistes, TDP : temps depuis la dernière perturbation, DRO : distance du plus proche réseau de pistes d'original).....49

ARTICLE 2

- Tableau 1.** Description des 11 regroupements d'essences et leur correspondance avec le type de couvert forestier, la structure ou la composition, leur cohorte structurale et l'habitat du caribou.....83
- Tableau 2.** Pourcentage de la superficie totale perturbée pour chaque classe de superficie de la perturbation. Les données de superficies brûlées servent de cibles pour les superficies coupées lors des simulations.....84
- Tableau 3.** Occurrence des feux historiques et actuels retenus pour déterminer l'occurrence des coupes complémentaires.....84
- Tableau 4.** Volumes de bois considérés pour chaque traitement sylvicole.....85

LISTE DES ANNEXES

ARTICLE 2

- Annexe A.** Probabilités de transition après coupe des cohortes structurales d'épinette noire pour chaque type de dépôt au sol.....86
- Annexe B.** Représentation des agglomérations de coupes pour une période de 25 ans avec une même révolution forestière (204 ans) selon une distribution de superficie des agglomérations de coupe différente. A) Il y a moins de grandes agglomérations de coupes (40 % 100 km² et +, 45 % 10 à 99 km², 15 % 1 à 9,9 km²). B) Il y a plus de grandes agglomérations de coupes (80 % 100 km² et +, 15 % 10 à 99 km², 5 % 1 à 9,9 km²).....87
- Annexe C.** Représentation de la connectivité du paysage entre les habitats de qualité après 400 ans de simulation avec une même révolution forestière (204 ans) selon une distribution de superficie des agglomérations de coupe différente. A) Il y a moins de grandes agglomérations de coupes (40 % 100 km² et +, 45 % 10 à 99 km², 15 % 1 à 9,9 km²) ce qui génère un MPG de 11490. B) Il y a plus de grandes agglomérations de coupes (80 % 100 km² et +, 15 % 10 à 99 km², 5 % 1 à 9,9 km²) ce qui génère un MPG de 8189.....88

RÉSUMÉ GÉNÉRAL

Le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) est menacé au Canada. La perte et la fragmentation de son habitat constituent des conséquences négatives de l'aménagement forestier. Le caribou forestier requiert de larges massifs d'habitat pour combler ses besoins vitaux. De plus, la configuration de ces massifs doit lui permettre d'effectuer des déplacements à l'abri des prédateurs et du dérangement humain. L'aménagement forestier écosystémique est maintenant préconisé afin de créer des conditions écologiques auxquelles les espèces sont possiblement adaptées. Ainsi, l'émulation par les coupes de la fréquence, de la superficie et de la sévérité des perturbations naturelles (eg. feux en forêt boréale) pourrait constituer un filtre brut pour le maintien de la biodiversité.

Le premier chapitre de ce mémoire porte sur l'identification des facteurs qui influencent la localisation des réseaux de pistes de caribou forestier à la fin de l'hiver ainsi que sur la mesure de l'importance des parcelles d'habitat pour la connectivité du paysage. Les résultats démontrent qu'à l'échelle du réseau de piste, la proportion d'habitat de qualité aurait un effet positif sur la probabilité d'occurrence du caribou forestier. Lorsqu'une cartographie de ces habitats de qualité est effectuée, l'analyse de la connectivité du paysage démontre que les parcelles les plus importantes se situent dans la partie nord du territoire, moins soumise à l'aménagement forestier jusqu'à présent. La parcelle d'habitat la plus importante se situe principalement dans un territoire cri géré sous l'entente de la «Paix des Braves» où la coupe en mosaïque est préconisée afin de favoriser l'augmentation des densités d'originaux. Cette stratégie d'aménagement pourrait faire augmenter la prédation sur le caribou forestier en plus de fragmenter les derniers grands massifs d'habitats intacts.

Le deuxième chapitre consiste à tester l'effet de la révolution forestière et de la superficie des agglomérations de coupes sur la connectivité structurelle entre les habitats du caribou forestier. Pour ce faire, un modèle spatiotemporel qui inclue des événements de feux et de coupes a été développé. Les résultats indiquent que la révolution forestière et la superficie des agglomérations de coupes ont un effet sur la connectivité du paysage. Pour une même révolution forestière, la connectivité est meilleure lorsqu'une plus grande proportion de grandes agglomérations de coupes est réalisée. Par ailleurs, nous avons évalué la plage de variabilité naturelle de connectivité du paysage en simulant seulement des événements de feux selon les cycles historiques connus. Puisque les chemins n'ont pas été considérés dans ces scénarios, la connectivité est meilleure par rapport aux scénarios de coupes. Seule la

révolution forestière la plus longue (360 ans) permettrait d'occasionner des valeurs de connectivité qui se situent à l'intérieur de plage de variabilité naturelle.

En conclusion, les différents outils utilisés ont permis de contribuer à l'acquisition de connaissances sur l'habitat de la harde frontalière de caribou forestier ainsi que d'émettre certaines recommandations relatives à la gestion de son habitat.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Mise en contexte

Les habitats représentent un élément clé pour la compréhension de la dynamique des populations et de la distribution des espèces (Morris 2003). La perte, l'altération ou encore la fragmentation des habitats sont pourtant des phénomènes faisant partie de la réalité sur la planète et constituent les causes primaires du déclin global de la biodiversité (Andren 1994; Hoekstra et al. 2005; Noss 1999). En forêt boréale, la foresterie moderne représente une perturbation majeure (Bergeron et al. 2002) et est considérée comme étant une menace importante pour les espèces qui y sont associées (Imbeau et al. 2001; Noss 1999). Cette perturbation anthropique tend maintenant à remplacer l'effet des feux de forêt en tant que perturbation principale de la forêt boréale canadienne (Mladenoff et al. 1993). La législation forestière actuelle présente peu de contraintes sur l'agglomération des parterres de coupe ce qui entraîne des fronts de coupe qui laissent par la suite de larges aires en régénération homogènes. Ainsi, on retrouve peu d'habitat pour les espèces sensibles à l'effet de bordure ou encore qui sont dépendantes de la forêt mature (Drapeau et al. 2003; Imbeau and Desrochers 2002; Imbeau et al. 1999). De plus, des contraintes de mouvements peuvent être observées chez certaines espèces afin d'éviter les milieux ouverts (Bélisle and Desrochers 2002; Bélisle et al. 2001; Courtois et al. 2007). La perte de connectivité entre les parcelles d'habitat de qualité représente également une menace importante pour la conservation de la biodiversité et pour le maintien des fonctions écologiques du paysage (Pascual-Hortal and Saura 2006).

L'aménagement forestier écosystémique

Puisque les espèces ont eu à survivre dans un paysage façonné par les perturbations naturelles, il est sensé d'aménager la forêt de façon à ce que les attributs des paysages naturels soient conservés (Bergeron et al. 1999; Seymour and Hunter 1999). Ainsi, l'aménagement forestier écosystémique (AFE) semble être une alternative encourageante à cet égard, car il vise à maintenir les processus de l'écosystème à l'intérieur des limites de variabilité naturelle (Bergeron et al. 2002; Cissel et al. 1994). En forêt boréale, les caractéristiques du régime des feux peuvent servir de guide pour l'implantation de l'aménagement écosystémique en raison de leur rôle majeur sur la dynamique forestière (Bergeron et al. 2007). Le régime des feux peut être défini en termes de fréquence, de taille et de sévérité (Bergeron et al. 2002). La combinaison de ces différentes caractéristiques fait en sorte qu'il existe un régime de feu particulier pour chaque écosystème ou chaque région. Ce régime de perturbations entraîne une variété d'habitats dans une région ce qui permet de déterminer les paramètres du filtre brut sur lequel le maintien de la biodiversité peut être basé (Seymour and Hunter 1999). Par exemple, pour maintenir la structure du paysage, les connaissances sur la taille, la distribution spatiale et temporelle des aires en régénération créées par les feux peuvent servir de lignes directrices pour le design de chantiers de coupe agglomérées en termes de taille et de dispersion dans le temps et l'espace (Bergeron et al. 2007). Ainsi, les attributs clés des écosystèmes seront probablement mieux conservés dans les paysages aménagés avec une approche écosystémique, mais plusieurs incertitudes demeurent quant à la réponse des espèces face à ce nouveau régime forestier au cours du temps.

Le projet Tembec : vers la mise en œuvre de l'aménagement forestier écosystémique

L'entreprise forestière Tembec est devenue chef de file en 2002 dans la mise en application d'un projet d'aménagement écosystémique au sein de l'unité

d'aménagement forestier (UAF) 085-51 situé dans la région de l'Abitibi et du Nord-du-Québec. Tembec souhaite adapter cette approche aux contraintes industrielles tout en respectant les enjeux présents sur le territoire et les exigences de la certification forestière de l'entreprise (Belleau and Légaré 2008). Le portrait préindustriel du territoire, le régime des perturbations ainsi que la dynamique forestière du territoire ont fait l'objet d'études (Nguyen, 2000; 2002; Gauthier *et al.*, 2004; cités par Belleau and Légaré 2008) au cours de la première phase du projet. Par la suite, les enjeux et objectifs d'aménagement ont été ciblés en comparant le portrait préindustriel avec celui actuel, ce qui a permis d'établir les stratégies qui permettent de répondre à ces enjeux et objectifs.

Depuis 2005, les normes en vigueur imposent la coupe en mosaïque (CMO) comme modèle de répartition spatiale des interventions de coupe au Québec (*Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'état (RNI)*). Toutefois, suite aux demandes de dérogation à la CMO, un nouvel objectif de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier (OPMV 5) prend en considération l'alternative d'un nouveau modèle de répartition spatiale des coupes qui serait mieux adapté à l'écologie de la pessière à mousses (Jetté 2007). Ce modèle prévoit l'agglomération des coupes sur de grandes superficies (30 à 150 km²) afin de reproduire l'effet des feux. De plus, les agglomérations de coupes doivent être séparées de 1,5 km (minimum 1 km). La planification à long terme de cette nouvelle stratégie pose plusieurs défis aux aménagistes forestiers et soulève des questionnements à l'égard du maintien de la biodiversité.

La connectivité du paysage

La connectivité des habitats de qualité est considérée comme étant importante pour le mouvement des gènes, des individus, des populations et des espèces à différentes échelles temporelles (Minor and Urban 2008). La connectivité du paysage réfère au

degré auquel celui-ci facilite ou empêche le mouvement des organismes entre les parcelles d'habitat (Taylor et al. 1993; Tischendorf and Fahring 2000). Pour prendre des décisions de gestion du territoire, comme par exemple des stratégies d'aménagement forestier, nous devons comprendre la réponse des organismes face à un changement de composition ou de configuration du paysage en terme de potentiel de mouvement (Taylor et al. 1993). Une telle réponse aux caractéristiques et aux patrons du paysage est connue comme étant la connectivité *fonctionnelle* puisque le processus dépend du comportement de mouvement et de dispersion des organismes (Tischendorf and Fahring 2000; With et al. 1997). Toutefois, l'évaluation directe de la connectivité fonctionnelle demande beaucoup de données et d'expérimentations sur le terrain si on veut représenter le vrai besoin des organismes dans les modèles, car ceux-ci doivent constamment dépenser un coût (e.g. énergie, risque de prédation) dans leurs déplacements (Bélisle 2005; Bélisle and Desrochers 2002; Bélisle et al. 2001). D'une autre part, la connectivité *structurelle* fait plutôt référence à la liaison des parcelles d'habitat par leur adjacence physique ce qui représente une analyse de patron du paysage (Fall et al. 2007). Pour les espèces à large domaine vital, il est alors plus facile d'évaluer la connectivité structurelle des habitats (Urban and Keitt 2001). Somme toute, il existe une relation ambiguë entre les mesures de connectivité fonctionnelle et structurelle (With et al. 1997).

La *théorie des graphes* est une méthode qui peut permettre de faire le pont adéquatement entre les mesures de connectivité fonctionnelle et structurelle et dans les cas les plus simples requière peu de données au préalable (Calabrese and Fagan 2004; Fall et al. 2007; O'Brien et al. 2006; Wagner and Fortin 2005). Cette théorie a notamment été appliquée pour l'étude de la paruline orangée (*Protonotaria citrea*) (Bunn et al. 2000), du vison d'Amérique (*Mustela vison*) (Bunn et al. 2000), de la chouette tachetée (*Strix occidentalis*) (Sutherland et al. 2007; Urban and Keitt 2001), du caribou forestier (O'Brien et al. 2006), de l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*) (Saura and Pascual-Hortal 2007), de la grive des bois (*Hylocichla mustelina*)

(Minor and Urban 2007) et du grand tétras (*Tetrao urogallus*) (Pascual-Hortal and Saura 2008). Les mesures de connectivité basées sur les graphes peuvent également permettre d'orienter la prise de décision dans le design d'un réseau d'aires protégées (Rayfield et al. 2008; Rothley and Rae 2005).

Avec l'approche de la théorie des graphes, la connectivité structurelle d'un paysage est représentée par un graphe mathématique où des nœuds représentent les parcelles d'habitat et des arêtes linéaires représentent le lien entre les parcelles (Bunn et al. 2000; Urban and Keitt 2001). Les paysages sont donc perçus comme un réseau de parcelles d'habitat connectées par les organismes en dispersion (Bunn et al. 2000). En majorité, les études mentionnées précédemment utilisent la distance euclidienne pour établir les liens entre les parcelles d'habitat, ce qui est plutôt approprié pour les espèces spécialistes (O'Brien et al. 2006). Par contre, puisque la matrice peut influencer fortement le déplacement des organismes entre les parcelles d'habitat (Bélisle and Desrochers 2002), la distance effective (mesurée par le coût moindre) est plus appropriée pour refléter la résistance au mouvement des organismes dans les différents milieux de la matrice (surface de coûts) (Fall et al. 2007; O'Brien et al. 2006). Il est donc plus réaliste de mesurer la distance des déplacements en unités de coûts afin de refléter le comportement des organismes (Bélisle 2005). Cet ajout de précision nécessite toutefois plus de données afin de faire connecter les parcelles d'habitat par le chemin le plus court lors de la modélisation. Ce type d'ajout de détails ainsi que la possibilité de référencer spatialement les composantes des graphes a mené aux fondements de la *théorie des graphes spatiaux* (*sensu* Fall et al. 2007) et de mettre au point certains concepts.

Il existe des différences clés entre les graphes spatiaux et les graphes conventionnels. Dans les graphes conventionnels, les nœuds sont représentés par des points sans dimension localisés arbitrairement alors que dans les graphes spatiaux, les nœuds représentent les parcelles réelles dans le paysage en 2-D et sont géoréférencées. Au

niveau des liens, les graphes conventionnels établissent le chemin entre les parcelles de façon arbitraire et on impose un poids de façon externe. Comme mentionné précédemment, les graphes spatiaux établissent un chemin géoréférencé entre les parcelles et on peut donc leur attribuer un poids géométrique (euclidien ou coût moindre). Bref, la théorie des graphes spatiaux est une théorie qui unit les méthodes basées sur les graphes dans un contexte géographique spatialement explicite (Fall et al. 2007). Les indices de connectivité mesurés par la méthode des graphes spatiaux sont donc de bons indices de fragmentation des paysages.

Modélisation spatiotemporelle et suivi d'indicateurs

Il existe une variété d'indicateurs, soit pour guider l'aménagement forestier (indicateurs normatifs) ou encore pour évaluer le succès de l'aménagement (indicateurs évaluatifs) (Kneeshaw et al. 2000). Comme indicateurs écologiques, on peut par exemple évaluer certains indices de patron du paysage comme la composition, la taille et la forme des parcelles de forêt résiduelle, l'isolation et l'agrégation, la connectivité, la quantité de bordure et la contiguïté (Kneeshaw et al. 2000; Potvin et al. 2001). Dans le cadre d'un aménagement écosystémique, on peut viser à ce que ces indices de patron de paysage varient à l'intérieur des limites de la variabilité naturelle de l'écosystème, ce qui crée un filtre brut pour le maintien de la biodiversité et du même coup détermine les objectifs d'aménagement en terme de configuration spatiale de la forêt résiduelle (Bergeron et al. 2007). Toutefois, l'efficacité d'une telle stratégie se doit d'être évaluée par la réponse directe des espèces face aux changements de l'état général de l'environnement forestier (Drapeau et al. 2008; Kneeshaw et al. 2000).

À l'étape de la planification stratégique, les gestionnaires de la forêt doivent comprendre et évaluer les effets de différents scénarios d'aménagement forestier sur la balance entre une multitude d'objectifs souvent conflictuels comme

l'approvisionnement en matière ligneuse et la viabilité à long terme des populations (Baskent and Jordan 2002; Sutherland et al. 2007). L'aménagement forestier est alors un processus itératif qui demande une évaluation empirique du succès des stratégies utilisées et une amélioration continue dans l'ébauche de nouvelles stratégies (Brown et al. 2007; Drapeau et al. 2008). De ce fait, les échelles spatiales (paysage) et temporelles (plusieurs décennies) impliquées dans l'évaluation de stratégies d'aménagement forestier durable font en sorte que la modélisation spatialement explicite est un outil important pour explorer différentes alternatives d'aménagement (Cissel et al. 1994; Fall and Fall 2001). La simulation d'aménagement forestier peut être un moyen efficace et rentable pour sélectionner une stratégie qui répond aux objectifs visés. Les inconvénients liés à la précision des modèles sont moins importants si le but est d'identifier les différences relatives entre les différents scénarios d'aménagement forestier (Brown et al. 2007). Ainsi, le suivi d'indicateurs par la modélisation se fait en analysant les valeurs mesurées de ces indicateurs au cours du temps simulé. Il est important de mentionner qu'un modèle est une simplification de la réalité. Néanmoins, les tendances générales mesurées entre les différents scénarios d'aménagement forestier permettent d'orienter la prise de décision.

Lors de la planification de l'aménagement forestier, il est généralement difficile de déterminer si la fragmentation future des habitats aura un impact comme tel sur les organismes mais il est toutefois possible de déterminer si le niveau de fragmentation planifié par l'aménagement est à l'intérieur ou à l'extérieur de la plage de fragmentation naturelle tolérée par les organismes (Bergeron et al. 2007). Ainsi, l'analyse de la configuration spatiale des habitats est un outil important pour effectuer indirectement un suivi des populations animales. Puisque les interventions d'aménagement forestier peuvent être clairement définies (intensité, taille et dispersion spatio-temporelle des coupes) dans des modèles spatialement explicites, l'avantage d'utiliser les habitats comme indicateur est que ceux-ci peuvent être

modélisés dans le temps et l'espace. Ainsi, les effets à long terme de différents scénarios d'aménagement sur les espèces indicatrices peuvent être inférés à partir de la modélisation de leur habitat (Farley 2002).

Par ailleurs, lorsque les plans d'aménagement forestier sont développés, la plupart des gestionnaires ignorent les effets synergiques possibles entre les perturbations naturelles et anthropiques sur la structure de la forêt (Bergeron et al. 2007; Fall et al. 2004) et donc sur la diversité biologique (Farley 2002). Il est donc important d'explorer ces interactions pour aider à développer un aménagement forestier durable et pour intégrer la conservation de la biodiversité avec l'exploitation forestière (Farley 2002). Ainsi, les modèles spatialement explicites devraient incorporer des événements de feux ce qui permet d'anticiper la taille et la configuration spatiale des aires de coupe afin de tenir compte de la persistance des feux dans les territoires aménagés (Bergeron et al. 2007).

Le caribou forestier

Statut

Depuis la fin du 19^e siècle, le caribou forestier a subi une baisse apparente de ses effectifs dans la partie sud de son aire de répartition, tant au Québec (Jolicoeur 1993) que dans le reste de l'Amérique du Nord (Bergerud 1974). Cet écotype a été déclaré menacé au Canada en 2000 (COSEPAC 2002) et vulnérable au Québec en 2005 (MRNF 2005). En Amérique du Nord, le caribou forestier a reçu beaucoup d'attention en raison du conflit entre l'exploitation forestière et sa vulnérabilité à la récession de son aire de répartition (Cumming and Beange 1993; Schaefer 2003). Ainsi, en vertu de la Loi provinciale de protection des espèces menacées et vulnérables, les industriels forestiers faisant des interventions dans les secteurs où le

caribou forestier est présent doivent respecter un plan d'aménagement de l'habitat ayant été établi avec le Ministère des Ressources naturelles et de la faune (MRNF).

Sélection d'habitat

Le caribou forestier sélectionne de larges parcelles contiguës d'habitat de qualité pour faciliter les mouvements à l'intérieur du domaine vital (DV) ou pour éviter les prédateurs (James 1999). Il a donc besoin de grands espaces, ce qui explique la grande superficie des domaines vitaux (plusieurs centaines de kilomètres carrés). Le caribou forestier est relativement sédentaire et présente un degré élevé de chevauchement des domaines vitaux entre les saisons successives (Darby and Pruitt 1984; Rettie and Messier 2001). Lorsque les risques de prédation sont évités à petite échelle, le caribou forestier concentre ses activités à une échelle plus grande afin de répondre à d'autres facteurs limitants, en particulier l'acquisition de nourriture (Rettie and Messier 2000).

Le caribou forestier sélectionne les peuplements de pin gris (*Pinus banksiana*) et d'épinette noire (*Picea mariana*) matures contenant une grande quantité de lichens terricoles et arboricoles (Courtois 2003; Darby and Pruitt 1984; Johnson et al. 2001; O'Brien et al. 2006) car ceux-ci constituent une importante source de nourriture (Lantin 2003; Wilson 2000). Les peuplements à lichens sont surtout privilégiés à l'hiver (Johnson 2000). Ces peuplements correspondent souvent à des sites très ouverts. Par exemple, le couvert forestier peut avoir une densité de 25 % et une densité d'arbres de 3 à 13 arbres/100 m² (Wilson 2000). Les peuplements de faible densité peuvent ainsi être retenus pour indiquer un bon indice de qualité alimentaire en hiver (Lantin 2003). Les autres critères retenus par cet auteur étaient la présence de pin gris, une faible hauteur du peuplement et une texture grossière de sol. Finalement, lorsque l'épaisseur de neige est peu importante, le caribou peut creuser des cratères pour atteindre les lichens terricoles (Rominger and Oldemeyer 1989).

Le caribou forestier peut fréquenter des tourbières de type bog ou fen ainsi que des tourbières arbustives, notamment pendant le rut et la mise bas (Anderson 1999; Brown 2005; James 1999). Dans le nord de l'Alberta, le caribou fréquente des paysages qui sont dominés par des tourbières mais il ne se restreint pas seulement à ce type de paysage (Anderson 1999). À large échelle, certaines parties de l'aire d'étude de cet auteur étaient dominées par des habitats de hautes-terres (*upland*). Néanmoins, à une échelle fine, le caribou utilise les tourbières dans les deux types de paysage. Dans les paysages dominés par les tourbières, les tourbières arbustives (bog ou fen dont le couvert forestier varie de 6 à 70 %) étaient les plus utilisées par le caribou en comparaison aux autres catégories d'habitat. C'est dans les tourbières arbustives qu'on retrouvait le plus de lichen du genre *Cladina*, plus spécifiquement dans les bogs forestiers. Selon l'auteur, le caribou fréquenterait les tourbières arbustives pour diminuer le risque de prédation à l'échelle du paysage et ensuite il sélectionnerait les peuplements présentant la plus grande biomasse de lichen.

Plusieurs auteurs ont reporté que les caribous évitent les aires de coupes récentes ou les brûlis récents (Chubbs et al. 1993; Courbin et al. 2009; Courtois 2003; Courtois et al. 2008; Smith et al. 2000) et les peuplements feuillus (Courbin et al. 2009; Courtois et al. 2008). En ce qui concerne les coupes partielles, le caribou semble les éviter à court terme (Courtois et al. 2008). Ces auteurs concluent que le caribou évite les milieux ouverts sans égard au type de coupe. Finalement, le caribou éviterait les routes, surtout pendant la fin de l'hiver, ce qui augmente la perte d'habitat fonctionnel car une telle barrière peut empêcher l'accès à d'autres habitats (Dyer et al. 2001, 2002).

Impact de l'exploitation forestière

Le déclin de l'abondance du caribou forestier est principalement associé à la modification de son habitat par les activités humaines, en particulier l'exploitation forestière (Courtois et al. 2007; Cumming 1992; Mahoney and Virgl 2003; Rettie and Messier 1998; StuartSmith et al. 1997). Ainsi, l'influence négative de la coupe forestière sur l'utilisation de l'espace par le caribou a souvent été mise en évidence (Chubbs et al. 1993; Courbin et al. 2009; Courtois 2003; Courtois et al. 2008; Courtois et al. 2007; Smith et al. 2000). En plus de la perte et fragmentation d'habitat généré par l'aménagement forestier, certains facteurs régulateurs comme la chasse et la prédation sont perçus par plusieurs auteurs comme les causes proximales les plus probables du déclin en abondance du caribou forestier (Bergerud 1974; Cumming 1992; Cumming et al. 1996; Edmonds 1988). Les caribous éviteraient également les coupes afin d'éviter le dérangement causé par les activités humaines (Bradshaw et al. 1997; Courtois et al. 2008; Dyer et al. 2001). Toutefois, il est de plus en plus admis que la cause distale la plus probable serait le changement d'abondance et de répartition de l'orignal (*Alces alces*), ce qui favoriserait l'augmentation d'abondance du loup (*Canis lupus*) ou des autres prédateurs comme l'ours noir (*Ursus americanus*), et donc de la prédation sur le caribou (Bergerud and Page 1987; Cumming et al. 1996; Rettie and Messier 1998; Seip 1992; Wittmer et al. 2005). L'implantation de l'orignal serait favorisée par les coupes forestières, qui lui sont très propices à court terme en lui fournissant un brout feuillu abondant (Courtois et al. 1998). Le caribou aurait donc besoin de se séparer spatialement de l'orignal et des autres proies alternatives du loup afin de diminuer sa propre prédation (Bergerud 1974; Cumming et al. 1996; James 1999; James et al. 2004; Mahoney and Virgl 2003; Rettie and Messier 2000; Seip 1992). Par conséquent, un changement de comportement de l'utilisation de l'espace par le caribou forestier est observé lorsque les habitats subissent une perturbation (Courtois et al. 2008; Courtois et al. 2007; Smith et al. 2000). Par exemple, dans un paysage perturbé, les caribous peuvent augmenter la taille de leur domaine vital et diminuer la fidélité aux domaines vitaux

saisonniers et annuels, et ce, en proportion avec la superficie perturbée dans le paysage. Toutefois, le caribou peut se confiner dans des plus petits domaines vitaux lorsque 40 % du paysage est perturbé (Courtois et al. 2007). Finalement, le caribou peut également modifier sa sélection d'habitat dans les paysages perturbés. Comme mentionné précédemment, il peut par exemple sélectionner des tourbières afin de se séparer spatialement du loup et de l'orignal et ainsi diminuer le risque de prédation, notamment en période de mise bas (Anderson 1999; James 1999).

La harde «frontalière» de caribou forestier

Les caribous forestiers qui fréquentent l'UAF 085-51 dans la région du Nord-du-Québec font partie de la harde «frontalière». Celle-ci comptait au moins 500 à 600 individus au début du millénaire. L'aire de distribution annuelle de la harde est bordée à l'est par la rivière Harricana et s'étend jusqu'à plus de 200 km à l'ouest en Ontario, couvrant environ 40 000 km². La partie québécoise représente environ 25 % de l'aire totale ainsi identifiée. La présence du caribou dans l'UAF 085-51 varie selon les saisons et les années (Paré et al. 2007). Le rapport faon/100 femelles observé à la fin de l'hiver en 1998 (21) et 1999 (33) est faible, ce qui démontre une mortalité élevée dans ce segment de la population, entraînant une diminution de la population de 4 à 5 % annuellement. La mortalité des femelles est également élevée. La mortalité moyenne estimée à partir de 30 femelles suivies par télémétrie est de 15 % (Paré et al. 2007).

La harde frontalière a été étudiée par une équipe de chercheurs ontariens (Brown 2005; Brown et al. 2003; Brown et al. 2007). L'analyse du suivi par télémétrie de 30 femelles entre 1998 et 2001 révèle que la taille moyenne des domaines vitaux (DV) annuels était de 4026 km², ce qui correspond aux valeurs les plus élevées reportées dans la littérature au Canada (Brown et al. 2003). À titre de comparaison, la taille moyenne du DV annuel de caribous sur la Côte-Nord était de 495 km², ce qui est

nettement inférieur (Courtois 2003). La taille des DV peut varier significativement selon les saisons (Brown et al. 2003). La taille des DV pendant la période de mise bas et d'élevage était plus petite que pour les DV d'automne et de fin d'hiver. La taille des DV de fin d'hiver était supérieure aux DV de début d'hiver. Cependant, la taille des DV saisonniers a été recalculée en séparant les saisons en périodes plus courtes (Brown 2005). Les DV du début de printemps (21 mars au 6 mai) sont les plus grands, ce qui correspond à la période de dispersion post-hivernale vers les sites de mise bas. En effet, les femelles effectuent des déplacements à grande échelle pour trouver une aire de mise bas et d'élevage qui est isolée des prédateurs (Bergerud 1985; Johnson et al. 2001). Ensuite, les femelles réduisent leurs mouvements au maximum au début de l'été (22 juin au 6 août) ce qui correspond à l'élevage des jeunes. La mise bas a généralement lieu entre le 20 mai et le 10 juin (Paré et al. 2007). Finalement, la taille du DV de fin d'automne (7 novembre au 21 décembre) est élevée, ce qui correspond aux mouvements de rassemblement post-rut vers les sites d'hivernage. Le rut aurait lieu vers la mi-octobre (Paré et al. 2007).

Les pessières matures (plus de 100 ans) et les tourbières arbustives de type muskeg sont sélectionnées pour toutes les saisons et autant à l'échelle du DV saisonnier que journalier (Brown 2005). À l'échelle de sélection du DV saisonnier, la densité d'orignal est une variable explicative importante dans les modèles de régression logistique, ce qui supporte l'hypothèse qu'à l'échelle du paysage le caribou exerce une sélection d'habitat pour éviter le risque de prédation. Ainsi, la forte sélection pour les forêts matures d'épinette noire à toutes les saisons est une stratégie d'évitement des prédateurs beaucoup plus qu'une stratégie d'acquisition de nourriture. En effet, la strate arbustive retrouvée dans les pessières est caractérisée par une abondance de lédon du Groenland (*Ledum groenlandicum*) et d'épinette noire, ce qui procure un faible brout pour l'orignal. Le patron semblable de sélection observé à l'échelle des sites journaliers s'expliquerait par l'homogénéité du territoire de la ceinture d'argile. Ainsi, la sélection pour les pessières matures également à cette échelle s'explique par

le fait que c'est dans cet habitat que l'on retrouve la plus grande quantité de lichens terrestres. Toutefois, Brown affirme que sa méthodologie (résolution spatiale) ne permet pas de déterminer les facteurs expliquant la sélection des sites journaliers pour l'acquisition de nourriture.

Une fonction de sélection des ressources (FSR) a été réalisée afin de permettre d'attribuer une valeur à des polygones fixes de 100 km² répartis de façon statique au cours d'une modélisation spatialement explicite prédisant l'impact de différents scénarios d'aménagement forestier sur la qualité d'habitat dans un UAF (Brown et al. 2007). La taille de la plus large parcelle d'habitat de qualité (agglomération de pessière mature, de pessière d'âge intermédiaire et de tourbière arbustive muskeg) retrouvée dans les DV des femelles à la fin de l'hiver était significativement supérieure de celle retrouvée dans des kernels fixes de taille similaires à ces DV et placés aléatoirement dans l'aire d'étude afin de représenter les habitats disponibles. Les autres variables ayant un coefficient positif dans la régression logistique étaient la proportion de pessière mature (plus de 100 ans) et de tourbière arbustive.

Ces auteurs ont également mesuré le volume de bois récolté au cours du temps projeté ainsi que le coût associé au transport du bois. Ces auteurs ont pu optimiser l'aménagement dans un scénario aspatial en définissant les habitats de qualité comme étant une contrainte objective à atteindre. Un autre scénario consistait à appliquer la stratégie appliquée par les autres gestionnaires du caribou forestier dans le nord-ouest de l'Ontario (Racey et al. 1999). Cette stratégie contenant des contraintes spatiales n'a toutefois pas engendré une probabilité d'occurrence du caribou supérieure à la stratégie aspatiale en plus d'entraîner des coûts de construction de chemins d'accès supérieurs.

Aménagement de l'habitat

Le caribou forestier est perçu par plusieurs comme étant une espèce parapluie de la forêt boréale en raison de son statut précaire et de ses exigences spécifiques en habitat (Courtois et al. 2001). La conservation des populations restantes de caribous forestiers requiert des stratégies d'aménagement forestier qui ne visent pas seulement à maintenir les vieilles forêts de conifères, mais aussi à favoriser la connectivité entre les parcelles d'habitat de bonne qualité au sein d'une matrice forestière qui favorise l'acquisition de nourriture et les mouvements à distance des prédateurs et de l'activité humaine (James et al. 2004; Rettie and Messier 2000; Smith et al. 2000). Les gestionnaires devraient s'assurer que le caribou ait accès aux habitats devenant favorables à moyen ou long terme suite aux activités forestières en évitant de créer des barrières qui posent obstacles aux déplacements inter-saisonniers (Schaefer 2003).

Dans le nord-ouest de l'Ontario, des lignes directrices ont été élaborés pour la conservation du caribou forestier à l'échelle des paysages aménagés avec une approche de rotation forestière parmi une mosaïque statique de larges blocs de coupe (Racey et al. 1999). Cette stratégie a été modélisée dans le temps dans le nord-est de l'Ontario (Brown et al. 2007). Les auteurs ont nommé le scénario «Mosaic» ce qui représente une approche différente de la coupe en mosaïque du Québec. Les larges blocs de coupe (>100 km²) permettent de maintenir continuellement et de façon spatiotemporelle une qualité d'habitat du caribou dans le paysage. L'intention de planifier de larges blocs de coupes agglomérées est de créer de larges aires contigües d'habitats de qualité pour le caribou pendant que la forêt vieillit (Racey et al. 1999). Cette approche est un pas vers l'aménagement écosystémique puisqu'on considère que les larges blocs de coupes émulent le patron généré par les feux. Une des différences majeures avec les perturbations naturelles est que ces larges blocs sont spatialisés de façon statique dans le temps, contrairement aux feux qui sont répartis de façon stochastique. Cette approche crée de larges superficies de forêt équienne

mais présente toutefois l'avantage de réduire la fréquence des événements de récolte et donc du dérangement dans l'étendue des domaines vitaux de caribous. Cette stratégie vise également à protéger les habitats d'hiver et de mise bas ainsi qu'à favoriser la connectivité entre ceux-ci à l'aide de corridors ou en assurant une adjacence entre les massifs forestiers.

La stratégie d'aménagement du caribou forestier actuelle au Québec repose en partie sur l'approche précédente, mais on tente maintenant d'intégrer le plus possible les principes d'aménagement écosystémique (Courtois et al. 2004). Des lignes directrices ont été développées pour la pessière à mousse de l'Est et certains ajustements sont nécessaires pour la pessière à mousse de l'Ouest. La stratégie repose sur trois composantes majeures : les massifs de protection, les massifs de remplacement et la connectivité entre ces massifs. Les massifs de protection servent à conserver une quantité minimale d'habitats de qualité pour assurer la survie du caribou ainsi qu'à favoriser la dispersion afin d'éviter la prédation et le dérangement humain. Ceux-ci ont une taille d'environ 100 à 250 km² et sont complémentaires avec la stratégie d'aires protégées. La construction de voies d'accès y est évitée. Les massifs de remplacement visent à reconstituer des habitats propices à moyen terme ainsi qu'à maintenir les activités forestières. Ils doivent être adjacents au massif de protection et ont la même plage de taille que ceux-ci. Les coupes y sont concentrées et on y privilégie des interventions forestières qui s'inspirent des perturbations naturelles (notamment les coupes partielles) afin de retrouver la structure et la composition des peuplements d'origine. Une stratégie de rétention de la forêt résiduelle dans les massifs de remplacement vise donc à maintenir une structure d'âge inéquienne. L'impact sur les lichens terrestres tente d'être limité en appliquant des coupes d'hiver. Finalement, la connectivité entre les massifs vise à permettre les mouvements saisonniers ainsi qu'à favoriser les échanges génétiques entre les hardes (échelle de l'aire de distribution). La création de corridors entre les massifs forestiers est privilégiée. De plus, la connectivité peut être assurée en planifiant stratégiquement la

répartition spatiale des massifs forestiers (équivalent à la stratégie en mosaïque de larges blocs de Racey et al. 1999).

Près du réservoir Manicouagan, un plan d'aménagement de l'habitat du caribou forestier intégrant les principes mentionnés précédemment a été mis en application à partir de 2000 (Courtois et al. 2008). Les auteurs rapportent une diminution initiale puis ensuite un rétablissement du nombre de caribous, ce qui correspond au début puis à l'arrêt des activités forestières ainsi qu'à l'arrêt de la chasse. Ils rapportent également que les massifs de protection entourés de coupes sont moins attractifs pour le caribou, malgré que celui-ci les ait utilisés durant toute l'année. Les auteurs mentionnent que les corridors sont plus ou moins utiles et qu'il faut plutôt assurer une étroite connectivité entre les massifs de protection et la forêt continue en assurant une contiguïté spatiale dans le temps. Finalement, les sites de coupe partielle n'étaient pas fréquentés par le caribou à court terme, possiblement parce qu'on y retrouvait une faible quantité de tiges résiduelles (différence non significative avec la CPRS).

En pessière à mousse de l'Ouest, le suivi de coupes partielles indique que la couverture de lichens peut être conservée, certaines espèces telle *Cladina rangiferina* peuvent même augmenter en fréquence et en abondance (Fenton et al. 2008). Ceci est un constat intéressant dans l'optique de conservation du caribou forestier. Toutefois, les attributs de structure doivent également être conservés et on ne connaît pas encore le temps de réponse du caribou pour que ce type d'intervention lui procure un habitat de qualité. Il ne faut pas oublier que le caribou forestier est vulnérable au dérangement occasionné par les opérations forestières (Courtois et al. 2008). Puisque les coupes partielles nécessitent un déploiement plus important sur le territoire pour un même volume de bois récolté qu'en CPRS, le caribou pourrait être plus souvent obligé de contraindre ses déplacements inter-saisonniers. De plus, les coupes partielles se pratiquent souvent en hiver, le caribou étant très vulnérable au dérangement pendant cette saison (Bradshaw et al. 1997).

Plan d'aménagement de l'habitat du caribou au nord de La Sarre

La dernière ligne directrice recommandée par Courtois et al. (2004) pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier au Québec est d'expérimenter la gestion écosystémique. Depuis, les plans d'aménagement intègrent de plus en plus des notions d'un tel type de gestion (e.g. des massifs de forêt mature sont créés via les blocs de protection) mais il reste encore certaines actions à accomplir au point de vue sylvicole afin de reproduire les caractéristiques naturelles des paysages. Le plan d'aménagement de l'habitat du caribou au nord de La Sarre s'appuie complètement sur une gestion écosystémique, en supposant que les caractéristiques du paysage générées par ce type d'aménagement maintiennent une quantité d'habitat suffisante pour le caribou (Paré et al. 2007). Par conséquent, l'aménagement de l'habitat dans l'UAF 085-51 ne se fait pas selon la méthode décrite à la section précédente. Par exemple, au lieu de créer des massifs de protection, on assume que l'espacement des agglomérations de coupe va engendrer de larges massifs forestiers.

Par ailleurs, les habitats fauniques reconnus par le « Règlement sur les habitats fauniques » (L.R.Q., chap. C-61.1, r.0.1.5), adopté en vertu du chapitre IV.1 de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (L.R.Q., chapitre C-61.1), doivent être protégés. Les aires de fréquentation du caribou au sud du 52^e parallèle sont considérées comme étant un type d'habitat à protéger. Ainsi, en se basant sur la prémisse que les caribous sont fidèles à certains sites de mise bas, de rut et d'hivernage au fil des ans (Cumming 1992; Cumming et al. 1996), 31 sites ayant été jugés prioritaires pour la protection du caribou ont été exclus de la récolte forestière de façon temporaire (jusqu'à 2013). Toutefois, certains travaux sylvicoles pourraient y être réalisés pour améliorer l'habitat du caribou. La superficie de ces sites compte pour 2,54 % de l'UAF.

Objectifs du projet de recherche

Le projet de recherche se divise en deux chapitres. Dans le premier chapitre, l'analyse de données d'inventaires aériens réalisés par le Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune permet de mieux comprendre la sélection d'habitat du caribou forestier. Ainsi, le premier objectif de ce chapitre consiste à identifier les facteurs qui influencent la localisation des réseaux de pistes de caribou forestier à la fin de l'hiver. À partir de la cartographie des habitats dans deux territoires aménagés, le deuxième objectif sert à évaluer l'importance de chaque parcelle d'habitat pour la connectivité du paysage. Cet objectif permet ainsi d'aider la prise de décision concernant l'emplacement d'aires protégées ou encore pour la priorisation des futurs secteurs d'intervention forestière.

Dans le deuxième chapitre, il est question de la modélisation spatiotemporelle de la dynamique forestière d'un écosystème boréal fréquenté par le caribou forestier. Ainsi, l'objectif principal de ce chapitre consiste à tester l'effet de la révolution forestière et de la superficie des agglomérations de coupes sur la quantité nette d'habitat du caribou forestier et sur la connectivité structurelle du paysage. Ensuite, l'objectif secondaire est de simuler la plage de variabilité historique de ces deux indicateurs afin de définir des cibles d'aménagement qui pourraient entraîner des conditions écologiques du paysage auxquelles le caribou forestier est possiblement adapté. Finalement, le volume de bois récolté est suivi dans les scénarios de paysage aménagé afin d'évaluer la répercussion économique des différentes révolutions forestières considérées.

Le caribou forestier dans la pessière à mousses du Québec : sélection des ressources à l'échelle du réseau de pistes et mesure de la connectivité du paysage

Évan HOVINGTON¹, Louis IMBEAU¹, Osvaldo VALERIA¹, Marcel PARÉ², Marc MAZEROLLE¹ et Pierre DRAPEAU³

¹ Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Qc. J9X 5E4

² Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune, 70, avenue Québec, Rouyn-Noranda, Qc. J9X 6R1.

³ Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable. Université du Québec à Montréal. C.P. 8888, succ. Centre-Ville, Montréal, Qc. H3C 3P8

Résumé

L'aménagement forestier peut modifier les paysages de manière à diminuer la connectivité entre les parcelles d'habitat des organismes en dispersion. Le caribou forestier étant un écotype menacé au Canada, il est essentiel de tenir compte de ses besoins spatiaux considérables lors de la planification des interventions forestières. Afin de localiser les parcelles d'habitat de qualité du caribou forestier dans deux unités d'aménagement forestier de la pessière à mousses de l'Ouest du Québec, une fonction de sélection des ressources a été réalisée à partir de réseaux de pistes de caribou répertoriés par inventaire aérien. La proportion d'habitat de qualité contenue dans le réseau de pistes, la densité de chemins dans le réseau de pistes, le temps depuis la dernière perturbation et la distance d'un réseau de pistes d'original ont été mesurés pour chaque réseau de pistes utilisé et ensuite comparés avec des réseaux de pistes aléatoires. Suite à une inférence multi-modèles, nous concluons que seule la proportion d'habitat de qualité affecte positivement la localisation des réseaux de pistes. Une carte représentant les parcelles d'habitat de qualité a été réalisée ce qui a permis de mesurer la connectivité dans ces territoires aménagés. Les parcelles d'habitat les plus importantes pour la connectivité se situeraient dans la partie nord du paysage, moins soumise à l'aménagement forestier jusqu'à présent. Nos analyses confirment que la localisation d'aires protégées et la mise en place de mesures particulières de protection de massifs forestiers doivent considérer en priorité ces zones plus nordiques.

Mots-clés : caribou forestier; fonction de sélection des ressources; habitat; aménagement forestier; connectivité du paysage

Introduction

En plus de la quantité nette d'habitat, la connectivité entre les habitats de qualité est considérée comme étant essentielle pour le mouvement des gènes, des individus, des populations et des espèces à différentes échelles temporelles (Minor and Urban 2008). La connectivité du paysage réfère au degré auquel celui-ci facilite ou limite le mouvement des organismes entre les parcelles d'habitat (Taylor et al. 1993; Tischendorf and Fahring 2000). Pour prendre des décisions relatives à la gestion du territoire, comme par exemple des stratégies d'aménagement forestier, il est impératif de comprendre la réponse des organismes face à un changement de composition ou de configuration du paysage en terme de potentiel de mouvement (Taylor et al. 1993). En effet, plusieurs études récentes démontrent l'importance de considérer les contraintes aux mouvements et la configuration spatiale des parcelles d'habitat à l'échelle des paysages, et ce notamment chez plusieurs espèces forestières minimisant leurs déplacements au sein de milieux ouverts (Bélisle and Desrochers 2002; Bélisle et al. 2001; Courtois et al. 2007). Ainsi, en plus de la perte nette d'habitat, la perte de connectivité entre les parcelles d'habitat de qualité peut aussi représenter une menace importante pour la conservation de la biodiversité et pour le maintien des fonctions écologiques du paysage (Pascual-Hortal and Saura 2006).

Dans la forêt boréale de l'Amérique du Nord, la perte d'habitat liée à l'exploitation forestière est reconnue comme étant une des principales causes ayant mené au déclin des hardes de caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou* (Gmelin)) (Courtois et al. 2007; Cumming 1992; Mahoney and Virgl 2003; Rettie and Messier 1998; StuartSmith et al. 1997). Cependant, la conservation des populations restantes de ce cervidé requiert des stratégies d'aménagement forestier qui ne doivent pas se limiter au maintien des massifs de forêt mature (Courtois et al. 2004). En effet, il faut aussi favoriser la connectivité entre les parcelles d'habitat de bonne qualité au sein d'une matrice forestière propice à l'acquisition de nourriture ainsi qu'aux mouvements permettant l'éloignement des prédateurs et des activités humaines (Courtois et al.

2004; James et al. 2004; Rettie and Messier 2000; Smith et al. 2000). Ce constat amène un nouveau défi pour les aménagistes forestiers œuvrant sur des territoires utilisés par des hardes de caribous forestiers. En effet, puisque ceux-ci doivent planifier non seulement la localisation des zones de récolte permettant un approvisionnement en matière ligneuse, mais également la disposition de la forêt résiduelle afin de ne pas créer de barrières trop importantes pour le déplacement des individus.

Les caribous forestiers appartenant à la harde frontalière du Québec et de l'Ontario font partie d'une harde qui comptait au moins 500 à 600 individus au début de la décennie. L'aire de distribution annuelle de la harde est bordée à l'est par la rivière Harricana au Québec et s'étend jusqu'à plus de 200 km à l'ouest en Ontario, couvrant environ 65 000 km² (Brown 2005). La partie québécoise représente environ 25 % de l'aire totale ainsi identifiée, et la majorité de ce territoire est actuellement sous contrat d'approvisionnement et aménagement forestier. Le rapport faon/100 femelles observé à la fin de l'hiver en 1998 (21) et 1999 (33) est faible, ce qui démontre une mortalité élevée dans ce segment de la population, entraînant une diminution de la population de 4 à 5 % annuellement. De plus, la mortalité des femelles est également élevée. En effet, la mortalité annuelle moyenne estimée à partir de 30 femelles suivies par télémétrie est de 15 % (Paré et al. 2007).

Bien que quelques études récentes aient porté sur l'utilisation de l'habitat par cette harde de caribou frontalière (Brown 2005; Brown et al. 2007), l'identification de la quantité d'habitat de qualité et de sa connectivité dans la portion québécoise de son aire de distribution demeure peu documentée. Le premier objectif de la présente étude est donc d'identifier les variables explicatives qui ont un effet sur la localisation des réseaux de pistes (avec ou sans cratères creusés dans la neige) utilisés par plusieurs individus à la fin de l'hiver, une période critique pour le caribou forestier (Brown et al. 2007; Dyer et al. 2002; Fortin et al. 2008; O'Brien et al. 2006). Grâce à l'utilisation de la méthode des graphes spatiaux (Fall et al. 2007), notre deuxième

objectif vise à identifier les parcelles d'habitat de qualité les plus importantes pour la connectivité du paysage (Manseau et al. 2002; Pascual-Hortal and Saura 2008) afin d'aider la prise de décision pour le maintien des forêts à haute valeur de conservation dans la portion québécoise de l'aire forestière sous aménagement utilisée par cette harde.

Méthodes

Aire d'étude et inventaire des réseaux de pistes

Pour identifier les variables explicatives qui ont un effet sur la localisation des réseaux de pistes de caribou forestier à la fin de l'hiver, le territoire à l'étude correspond au polygone convexe minimum (*Minimum convex polygon; MCP*) déterminé à partir des réseaux de pistes répertoriés lors d'un inventaire aérien réalisé en mars 2006 (figure 1). Ce MCP de 3710 km² est situé dans le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'Ouest. Des dépôts de till de Cochrane recouvrent le territoire en général, mais ceux-ci sont compactés au-dessus de dépôts d'argiles lourdes qui proviennent des lacs proglaciaires Barlow et Ojibway dans le sud du territoire (Veillette 1994). Le MCP est entièrement inclus à l'intérieur de l'aire de distribution de la harde de caribou forestier à l'étude d'après les repérages télémétriques de 1998-2001 (Brown 2005). Pour l'identification des parcelles d'habitat de qualité les plus importantes pour la connectivité du paysage, l'aire d'étude correspond aux unités d'aménagement forestier (UAF) 085-51 et 085-62 fréquentés par la harde frontalière du côté québécois. Le choix de cette aire d'étude repose sur le fait que c'est dans les territoires aménagés que la connectivité du paysage risque le plus d'être affectée dans le futur.

L'inventaire aérien s'est déroulé en 2 phases, selon la méthode normalement utilisée au Québec (Courtois et al. 2003). La première phase consiste à noter la présence de

pistes et d'individus à partir d'un avion ou d'un hélicoptère, sans quitter les lignes de vol. La deuxième phase consiste à circonscrire en hélicoptère, les réseaux de pistes pour dénombrer et classer les individus selon le sexe et l'âge. La superficie couverte a été de 5 200 km². La distance entre les lignes de vol, orientées nord-sud, était de 2 km. Lors de cet inventaire, 68 réseaux de pistes et 142 individus ont été dénombrés. Il est à noter qu'un des réseaux de pistes était occupé par 60 caribous. La localisation des réseaux de pistes a été prise en note sur une carte topographique à l'échelle 1 : 50 000 puis ensuite été géoréférencée. Les réseaux de pistes inventoriés représenteraient une période d'utilisation d'environ 2 à 4 semaines dépendamment de l'accumulation locale de neige, de la qualité alimentaire du site, du dérangement humain ou encore de la présence de prédateurs.

Définition de l'habitat de qualité utilisé par la harde frontalière

Afin de quantifier la connectivité d'un paysage, il faut premièrement définir ce que représente une parcelle d'habitat de qualité pour l'espèce considérée (Fall et al. 2007; O'Brien et al. 2006). La sélection d'habitat hivernal de la harde frontalière de caribou forestier a été antérieurement étudiée à partir de repérages télémétriques (Brown 2005; Brown et al. 2007). Selon ces études, la forêt mature de conifère (> 100 ans) est sélectionnée positivement dans les domaines vitaux de fin d'hiver (Brown et al. 2007). À partir de sélection de modèles, il a également été démontré que la tourbière boisée (*shrub-rich treed muskeg*) est une catégorie d'habitat retrouvée dans 3 modèles plausibles ($\Delta AIC < 2$) pour expliquer la sélection d'habitat à l'échelle du domaine vital de fin d'hiver (Brown 2005). Selon ces informations, l'habitat de qualité de la présente étude a été défini comme étant la haute forêt résiduelle (> 7 m) à dominance de conifères (> 75%) et dont la densité est de 10 à 60 %, ce qui correspond aux vieilles forêts. Finalement, les tourbières ombrotrophes arbustives et herbacées sont également incluses dans l'habitat de qualité. Cet habitat ne serait pas évité en raison de son omniprésence dans la matrice forestière de l'aire d'étude. L'inclusion de cet habitat permet d'obtenir des parcelles d'habitat plus étendues et moins fragmentées.

Seulement les grandes tourbières herbacées et arbustives (> 265 ha : correspond à la taille de la plus grande tourbière utilisée) ont été exclues de l'habitat de qualité. Ces grandes tourbières pourraient être évitées en raison du risque de prédation plus élevé puisque le couvert latéral est faible sur de grandes distances. De plus, l'accumulation de neige est plus importante dans ce type de milieu ouvert. Les caractéristiques de l'habitat ont été déterminées à partir d'images Landsat TM de 2005 d'une résolution de 30 m et classifiées selon différents thèmes (Valeria et al. 2008).

Variables explicatives pouvant affecter la position des réseaux de pistes

Pour répondre à notre premier objectif, quatre variables explicatives ont été considérées. Nous prédisons d'abord que la quantité de l'habitat de qualité, c'est-à-dire de pessière ouverte (PO), a un effet positif sur la localisation des réseaux de pistes. Il est également important de tenir compte de la densité de chemins forestiers (CHE) en raison de la fragmentation que ces structures linéaires apportent à la matrice forestière ainsi que du dérangement humain qui peut devenir plus fréquent. Il s'ensuit qu'on devrait observer un effet négatif de cette variable en se basant sur la littérature (Brown et al. 2007; Dyer et al. 2001, 2002; Fortin et al. 2008). Par ailleurs, nous avons considéré une variable indicatrice de l'âge de la forêt, le temps depuis la dernière perturbation majeure (feu ou coupe totale, TDP), puisqu'on retrouve beaucoup de vieilles forêts dans l'aire d'étude et que nous estimons important de connaître tout le gradient d'âge de la forêt utilisé par le caribou forestier. Nous nous attendons d'observer un effet positif du temps depuis la dernière perturbation sur la localisation des réseaux de pistes puisque le caribou forestier sélectionne les forêts matures de conifères (Brown et al. 2007; Courtois et al. 2008; Courtois et al. 2004; Fortin et al. 2008; Hins et al. 2009). Finalement, la distance du réseau de pistes d'orignal (*Alces alces*) le plus près (DRO) est une variable retenue afin de quantifier la ségrégation spatiale entre les deux cervidés. En effet, il est reconnu que de fortes densités d'originaux peuvent attirer les prédateurs comme le loup gris (*Canis lupus*), ce qui augmenterait le risque de prédation pour le caribou forestier (James et al. 2004;

Rettie and Messier 2000; Wittmer et al. 2005). Nous prédisons alors un effet positif de cette variable, c'est-à-dire que les réseaux de pistes de caribous seront plus éloignés des réseaux de pistes d'orignaux que les sites aléatoires.

Les valeurs des attributs des différentes variables explicatives ont été mesurées dans le système d'information géographique ArcMap 9.2 (E.S.R.I. 2008). La proportion d'habitat de qualité représente le rapport de la superficie couverte par la pessière ouverte sur la superficie totale du réseau de pistes. Le temps depuis la dernière perturbation a été mesuré en années à partir de la carte des feux de 15 000 km² qui couvre la région à l'étude (Bergeron et al. 2004) et de couches géoréférencées représentant les coupes forestières des 30 dernières années. Lorsqu'un réseau de pistes était composé de plus d'un événement de perturbation, c'est celui couvrant la plus grande proportion du réseau de pistes qui a été choisi. La densité de chemins forestiers (km/km²) à l'intérieur du réseau de pistes a été calculée à partir d'une carte numérique 1: 20 000 mise à jour. Finalement, la distance (en m) à un réseau de pistes d'original a été mesurée à partir d'une carte représentant la localisation des réseaux de pistes d'original ayant été répertoriés lors du même inventaire aérien des réseaux de pistes de caribou.

Analyses statistiques

Une fonction de sélection des ressources (*Resource selection function; RSF*) basée sur un design utilisé/disponible (Manly *et al.*, 2002) a été réalisée afin d'identifier les variables qui expliquent la localisation des réseaux de pistes de caribou forestier à la fin de l'hiver. Un même nombre de réseaux de pistes aléatoires (n = 68) a été simulé à l'intérieur du MCP dans la plateforme de modélisation spatiotemporelle SELES (Fall and Fall 2001). La distribution des superficies des réseaux de pistes aléatoires respecte celle des réseaux de pistes utilisés (négative exponentielle) avec une même moyenne (388 ha). Les attributs des réseaux de pistes utilisés et aléatoires ont été comparés à l'aide de la régression logistique pour une série de modèles RSF

candidats. La présence de colinéarité ($r < 0,6$) entre les variables a été vérifiée. Chaque modèle candidat (tableau 1) considéré correspond à une hypothèse biologique définie *a priori* (Mazerolle 2006). Le degré de preuve (*strength of evidence*) des modèles candidats a été déterminé en se basant sur la différence de critère d'information d'Akaike (AIC) corrigé pour petits échantillons ($\Delta AICc$) et du poids d'AICc (w). Par la suite, l'inférence multimodèle a été réalisée afin de quantifier l'effet de chaque variable sur la localisation des réseaux de pistes de caribou. Nous avons construit des intervalles de confiance à 95% à l'aide de la moyenne pondérée et de l'erreur-type inconditionnelle de chaque paramètre. Un intervalle excluant 0 indiquait un effet important de la variable d'intérêt. Les analyses statistiques ont été réalisées dans le logiciel R version 2.7.2 (R Development Core Team 2008).

Validation de la RSF

Une validation de la RSF a pu être effectuée à partir d'un jeu de 31 réseaux de pistes utilisés par le caribou forestier en 2001. Ces réseaux de pistes ont été inventoriés selon la même méthodologie que pour 2006, à l'exception que la distance entre les lignes de vol était de 6 km. L'aire d'étude de 2001 est située un peu plus au nord, mais chevauche majoritairement celle de 2006 (figure 1). Un score RSF a été prédit pour chaque réseau de pistes utilisé en 2001 en appliquant l'équation logistique de chaque modèle candidat, puis de l'inférence multimodèle a été réalisé sur les valeurs prédites afin d'obtenir un score RSF moyen pour chaque réseau de pistes.

Importance des parcelles d'habitat pour la connectivité

Avec l'approche de la théorie des graphes, la connectivité structurelle d'un paysage est représentée par un graphe mathématique où des nœuds représentent les parcelles d'habitat et des arêtes linéaires représentent le lien entre les parcelles. Les paysages sont donc perçus comme un réseau de parcelles d'habitat connectées par les organismes en dispersion (Bunn et al. 2000; Fall et al. 2007; Urban and Keitt 2001). Le *graphe minimal planaire* (*Minimum Planar Graph*; MPG) est la structure qui a été

choisie dans la présente étude pour construire les grappes de parcelles connectées en raison de sa simplicité par rapport au graphe complet (O'Brien *et al.*, 2006; Fall *et al.*, 2007). Les liens entre les parcelles ont été établis à partir de la distance euclidienne notamment parce que la distance effective (moindre coût) exige un calcul plus complexe sans toutefois entraîner des résultats qui diffèrent largement de ceux obtenus avec une distance euclidienne (O'Brien *et al.* 2006). L'*étendue prévue de la grappe* (*Expected Cluster Size ; ECS*) est l'indice de connectivité mesuré pour chaque parcelle. L'ECS correspond à la superficie moyenne d'une grappe pondérée par sa superficie (Fall *et al.* 2007; O'Brien *et al.* 2006). De plus, afin de tenir compte de plusieurs échelles auxquelles le caribou forestier peut se déplacer dans le paysage, nous avons évalué l'ECS à différents seuils de distance de dispersion (Bunn *et al.* 2000; Manseau *et al.* 2002; O'Brien *et al.* 2006; Urban and Keitt 2001). Cette analyse multi-scalaire permet ainsi de s'approcher d'une mesure de connectivité fonctionnelle puisqu'on considère plusieurs échelles spatiales. Le bond entre les seuils de distance était de 100 m, jusqu'à un maximum de 25 km. Finalement, l'importance individuelle de chaque parcelle a pu être évaluée à chaque seuil de distance en mesurant la différence de valeur d'ECS lorsque la parcelle est enlevée, ce qui consiste à réaliser une analyse d'enlèvement de nœuds (Manseau *et al.* 2002; Pascual-Hortal and Saura 2008). Nous avons considéré la moyenne des indices d'importance correspondant à chaque seuil de distance pour produire la carte finale représentant l'importance des parcelles d'habitat pour la connectivité du paysage. Les valeurs d'importance relative s'étendent de 0 à 100. Afin de simplifier la visualisation de l'importance des parcelles, nous avons catégorisé les valeurs en quantiles de 25 %. Toutes les analyses de connectivité ont été réalisées dans SELES en suivant la méthodologie décrite par Manseau *et al.* (2002).

Résultats

Variables affectant la localisation des réseaux de pistes à la fin de l'hiver

La figure 2 présente les résultats obtenus pour les quatre variables mesurées dans les réseaux de pistes utilisés, et ce en comparaison avec les résultats obtenus pour un nombre équivalent de réseaux de pistes aléatoires. On peut constater que les réseaux de pistes utilisés contiennent une plus grande proportion de pessière ouverte ainsi qu'une plus faible densité de chemins. La distribution du temps depuis la dernière perturbation et de la distance au ravage d'original le plus près sont toutefois semblables pour les deux types de réseaux de pistes. Suite à la sélection de modèle, le modèle RSF le plus parcimonieux (modèle 2) incluait seulement la variable explicative PO (tableau 1). Ce modèle avait un poids d'AICc (w) relativement faible (0,42), indiquant que d'autres modèles candidats, ayant en commun le fait d'inclure la variable PO, étaient plausibles. En effet, le modèle qui considérait la proportion de pessière ouverte et la densité de chemins dans le réseau de pistes (modèle 4) avait un $\Delta AICc < 2$. Le rapport d'évidence (*Evidence ratio*) entre ces deux modèles plausibles était seulement de 1,3. L'inférence multimodèle a révélé que seulement la proportion de pessière ouverte dans le réseau de pistes avait un effet positif sur la localisation des réseaux de pistes de caribou forestier à la fin de l'hiver (tableau 2), puisque les limites de l'intervalle de confiance étaient nettement au-dessus de 0.

Validation de la RSF

L'inférence multimodèle réalisée sur les scores RSF prédits à partir des valeurs observées de chaque variable a permis de calculer un score moyen pour chaque réseau de pistes utilisé en 2001. Ainsi, 90 % des réseaux de pistes ont obtenu un score RSF moyen supérieur à 0,6 et 45 % des réseaux de pistes ont obtenu un score RSF moyen supérieur à 0,7 ce qui signifie que le modèle semble avoir un bon pouvoir prédictif.

Importance des parcelles d'habitat pour la connectivité

Dans les 2 UAFs, 67 parcelles d'habitat de qualité sont présentes ce qui totalise 4640 km². La figure 3 illustre les valeurs de l'étendue de la grappe (ECS) en fonction du seuil de distance euclidienne de dispersion. Les augmentations les plus brusques de l'ECS sont à 0,2, 1,5 et 11,6 km. Par exemple, lorsque le caribou fait des déplacements de 101 à 200 m entre les parcelles d'habitat, l'ECS augmente d'environ 2500 km² ce qui se traduit par une bien meilleure connectivité du paysage par rapport au cas où les déplacements sont de 100 m et moins. Pour que le caribou ait accès à tout le réseau des parcelles d'habitat, il doit faire des déplacements d'au moins 13,7 km. Dans ce cas-ci, la connectivité est maximale (ECS = 4640 km²). La figure 4 démontre que les parcelles d'habitat de qualité du caribou forestier sont plus petites et plus isolées (jusqu'à 21 km) surtout dans le sud du territoire. Suite à l'analyse d'enlèvement de nœuds, ces parcelles seraient moins importantes pour la connectivité du paysage d'après les indices calculés. Au contraire, les parcelles d'habitat sont plus grandes et plus rapprochées au nord. La majeure partie de la parcelle d'habitat la plus importante pour la connectivité du paysage est située dans l'UAF 085-62, un territoire forestier géré par la communauté crie sous l'entente de la « Paix des Braves ». De plus, cette parcelle de 478 km² est contigüe avec la forêt non commerciale située plus au nord. En fait, cette parcelle s'étend sur plus de 3000 km² lorsqu'on ne considère pas la limite de l'UAF. La deuxième parcelle d'habitat la plus importante est située à l'est de la rivière Harricana, bordant une bonne partie de l'UAF voisin (086-52). Finalement, les deux parcelles d'habitat les plus importantes englobent la presque totalité des réserves de biodiversité projetées des collines Muskuchii et du ruisseau Niquet.

Discussion

Localisation des réseaux de pistes

Les résultats de l'inférence multimodèle indiquent que seulement la proportion de pessière ouverte aurait un effet sur la localisation des réseaux de pistes de caribou forestier à la fin de l'hiver. Cet effet est positif ce qui démontre que les réseaux de pistes sont composés d'une plus grande proportion d'habitat de qualité par rapport à ce qui est disponible dans le paysage. Ainsi, l'habitat de qualité a bien été défini en termes de composition et de structure dans la présente étude. La pessière ouverte est omniprésente dans l'aire d'étude en raison notamment du phénomène de paludification successionale. Avec le temps, la matière organique s'accumule ce qui réduit la productivité forestière (Simard et al. 2007). De plus, des perturbations secondaires telles que les chablis accentuent l'ouverture de la forêt. Les feux légers peuvent également occasionner une structure ouverte puisque la matière organique n'est pas totalement brûlée, ce qui réduit la productivité forestière. Il en résulte ainsi que la pessière ouverte à fond de mousse est bien souvent constituée de vieux arbres qui servent de substrat aux lichens épiphytes (Lantin 2003). Le caribou forestier s'en alimente notamment lorsque l'épaisseur de neige est élevée, ce qui est souvent le cas à la fin de l'hiver. Cependant, dans la pessière à mousses de l'Est, il a été démontré que le caribou forestier préfère les sites riches en lichens terrestres aux sites riches en lichens épiphytes (Briand et al. 2009). Dans les réseaux de pistes utilisés de la présente étude, on retrouve également une bonne proportion de pessière ouverte à fond de lichen ($15,7 \% \pm 1,3$). Ainsi, la pessière ouverte est un habitat dans lequel le caribou forestier peut retrouver une quantité suffisante de lichen terrestre ou épiphyte dépendamment des compromis qu'il doit faire en fonction de l'accumulation de neige à la fin de l'hiver. La pessière ouverte est un habitat également utilisé à d'autres saisons du cycle vital du caribou, notamment lors de la mise bas (Lantin 2003).

Le modèle qui considère seulement le temps depuis la dernière perturbation majeure comme variable explicative s'est retrouvé à l'avant-dernier rang selon l'AICc. Ceci démontre que la distribution du TDP des réseaux de pistes utilisés est très semblable à celle des réseaux de pistes aléatoires, ceux-ci étant représentatifs de la structure d'âge du paysage. Cependant, même si cette variable explicative n'a pas d'effet, il reste que 84 % des réseaux de pistes utilisés n'ont pas subi de perturbation majeure au cours des 100 dernières années. Seulement 2 grands feux (123 et 228 km²) ont eu lieu dans l'aire d'étude au cours des 30 dernières années. Les vieilles forêts sont très présentes dans le territoire, ce qui expliquerait la structure ouverte mentionnée ci-haut. Lors de l'aménagement forestier, il sera donc important d'appliquer une stratégie de conservation des vieilles forêts. L'approche inéquienne pourrait être favorable si la structure des vieux peuplements est créée ou conservée (Bergeron et al. 1999) mais on ne connaît pas encore la réponse à long terme du caribou forestier face à ces pratiques sylvicoles. De plus, cette stratégie implique un développement du réseau routier de façon plus importante, ce qui fragmenterait davantage le territoire. Une autre stratégie, probablement la plus plausible du point de vue du caribou forestier, consiste à allonger la révolution forestière afin de maintenir plus de vieilles forêts dans le territoire (Burton et al. 1999).

La densité de chemins forestiers n'a également pas d'effet sur la localisation des réseaux de pistes. Cependant, le deuxième modèle le plus plausible inclut cette variable. De plus, l'intervalle de confiance de cette variable exclut presque 0, ce qui démontre que la construction de nouveaux chemins pourrait avoir un effet négatif. Dans l'UAF 085-51, la densité de chemins est plus élevée par rapport au MCP, ce qui pourrait entraîner la perte d'habitat fonctionnel occasionné par l'effet de barrière des structures linéaires (Dyer et al. 2002).

La distance à un réseau de pistes d'original est également une variable qui n'a pas d'effet selon les données de la présente étude. Les réseaux de pistes de caribous utilisés ne sont pas plus éloignés des réseaux de pistes d'originaux que les réseaux de

pistes aléatoires. Cette mesure de distance indirecte ne semble pas un indice approprié pour inférer le risque de prédation. Néanmoins, il reste que les deux types de réseaux de pistes de ces cervidés ne se chevauchent pas dans l'espace. De plus, il se peut que l'absence d'effet serait lié au fait que les densités d'originaux ne seraient pas encore très élevées dans le territoire à l'étude ce qui n'affecterait pas largement le comportement anti-prédateur du caribou forestier (Brown 2005). La matrice forestière est majoritairement composée de résineux et de tourbières ce qui limite les densités d'originaux. Cependant, ce problème de « l'ennemi partagé » entre le caribou et l'original pourrait être plus présent dans le sud de l'UAF 085-51, où la matrice forestière est plus mixte et feuillue en raison des coupes forestières passées. Des traitements sylvicoles visant à limiter l'enfeuillage du territoire seraient alors à privilégier.

La validation avec les réseaux de pistes de 2001 démontre que la RSF a prédit des scores assez élevés, ce qui renforce la validité de la présente étude. Il se pourrait toutefois que d'autres variables non mesurées comme l'épaisseur de neige aient un effet important sur la localisation des réseaux de pistes (Wilson 2000). En effet, les conditions de neige étaient différentes entre les deux années d'inventaire aérien. L'épaisseur de neige au sol était semblable les deux années (85 cm) mais en 2006, une couche de glace d'environ 1 cm d'épaisseur se trouvait à 25 cm sous la surface (Paré, obs. pers.).

Importance des parcelles d'habitat de qualité pour la connectivité du paysage

D'après notre analyse, les parcelles d'habitat situées au sud sont peu importantes pour la connectivité du paysage ce qui expliquerait pourquoi les caribous ne fréquentent plus cette partie du territoire en hiver depuis 1990 (M. Paré, MRNF, données non publiées). Il est fort probable que les coupes forestières passées sont la cause de ce changement d'occupation du territoire comme ce fut démontré dans d'autres études (Courbin et al. 2009; Courtois et al. 2007; Smith et al. 2000). Le front de coupe a

laissé peu de massifs d'habitat importants et la densité de chemins plus accrue dans le sud du territoire a probablement un effet négatif sur les déplacements du caribou. Le caribou doit faire des déplacements jusqu'à 13,7 km pour atteindre les parcelles d'habitat dans le sud. Par ailleurs, il a été démontré que la productivité (jeunes/ha) de certaines espèces d'oiseaux associés aux forêts matures telles que le grimpeur brun (*Certhia americana*) et le roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*) diminue en fonction de la distance au massif forestier le plus près (Leboeuf, 2004). Actuellement, les petites parcelles isolées au sud pourraient ainsi ne pas être fonctionnelles dans le paysage pour le caribou forestier et d'autres espèces dépendantes des vieilles forêts.

L'analyse multi-scalaire démontre que les déplacements potentiels de moins de 200 m permettent au caribou d'atteindre environ 3000 km² d'habitat situés surtout au nord, ce qui représente environ les deux tiers de la superficie actuelle d'habitat dans le paysage. L'indice d'importance des parcelles démontre que les réserves de biodiversité projetées des collines Muskuchii et du ruisseau Niquet assureraient leur rôle de conservation puisque les deux parcelles d'habitat les plus importantes recouvrent la presque totalité de ces futures aires protégées. Par ailleurs, un enjeu écologique déterminant pour le maintien du caribou forestier a lieu dans la parcelle d'habitat la plus importante pour la connectivité du paysage. Il s'agit de l'application de la «coupe en mosaïque» comme stratégie de dispersion spatiale des coupes forestière. Cette stratégie a été choisie par la communauté crie afin de favoriser l'augmentation des densités d'orignaux, un cervidé recherché par la communauté pour la chasse. La coupe en mosaïque implique de disperser de petits blocs de coupes ce qui fragmente d'avantage le territoire. Une plus grande quantité de bordures entre les peuplements résineux servant d'abri à l'orignal et les coupes qui lui servent de peuplement de nourriture est alors créée (Dussault et al. 2006). D'une part, l'augmentation de la densité d'orignaux pourrait entraîner un risque de prédation plus élevé sur le caribou forestier et, d'une autre part, la fragmentation du territoire pourrait diminuer la connectivité du paysage. Le maintien du caribou forestier dans

l'UAF 085-62 serait beaucoup plus probable avec une stratégie écosystémique de coupes agglomérées dispersées afin d'émuler le patron spatial des feux de forêt (Bergeron et al. 2002) auquel le caribou forestier est probablement mieux adapté.

La deuxième parcelle la plus importante pour la connectivité pourrait avoir un rôle moins fonctionnel si l'on considère que les réseaux de pistes ainsi que les repérages télémétriques de la harde «frontalière» y sont rarement retrouvés. Il est possible que la rivière Harricana (à l'extrême nord-est de la figure 3) constitue une barrière importante ou encore un repère naturel indiquant la limite de répartition de la harde. Cependant, à l'échelle de la connectivité entre les populations, cette parcelle pourrait être très importante à conserver puisque des repérages télémétriques indiquent que la harde «Nottaway» fréquente le nord de cette parcelle dans la réserve de biodiversité projetée des collines Muskuchii (V. Brodeur, MRNF, comm. pers.). Le maintien de la connectivité entre les habitats pourrait ainsi assurer les échanges de gènes entre les deux populations, une fonction importante à conserver dans les paysages (Minor and Urban 2008).

Conclusion

Les mesures de connectivité basées sur la théorie des graphes spatiaux (Fall et al. 2007) peuvent aider la planification de l'aménagement forestier afin de maintenir les fonctions écologiques d'un paysage. Il est alors possible d'éviter d'intervenir dans les parcelles d'habitat les plus importantes pour la connectivité (Pascual-Hortal and Saura 2008). Dans l'optique de conservation du caribou forestier, il est essentiel de maintenir de larges massifs d'habitat et une bonne connectivité entre ceux-ci (Courtois et al. 2004). Dans la présente aire d'étude, les aires protégées actuelles ou projetées sont recouvertes en majorité par des parcelles d'habitat importantes pour le caribou forestier. Cependant, le principe de précaution à l'égard d'une espèce menacée devrait inciter les aménagistes à créer de nouvelles aires protégées ou encore

à allonger la révolution forestière. Le design de ces aires protégées ou de la planification de la récolte devrait alors intégrer les mesures de connectivité du paysage avec les données de localisation des individus (réseaux de pistes, repérages télémétriques). À court terme, les secteurs d'intérêt les plus fréquentés par la harde devraient être protégés. À long terme, la conservation des parcelles importantes pour la connectivité peut permettre de remplacer les secteurs d'intérêt actuels advenant le cas qu'une perturbation naturelle ou anthropique vienne modifier le paysage. Dans le cas où une parcelle d'habitat est importante pour la connectivité et est également très fréquentée par la harde, il est impératif d'en assurer la conservation intégrale. De plus, les parcelles d'habitat les moins importantes pour la connectivité ne devraient pas nécessairement être la cible des opérations de récolte puisqu'elles peuvent agir en tant que «stepping stones» lors des déplacements de la harde. Finalement, la planification des chemins forestiers devrait tenir compte des parcelles d'habitat importantes pour la connectivité puisque leur fragmentation pourrait entraîner des conséquences négatives sur l'utilisation de l'espace par le caribou forestier.

Remerciements

Ce projet de recherche a été financé par le Réseau de Gestion Durable des Forêts (RGDF). Nous remercions Andrew Fall (Gowlland Technologies Ltd.) pour le partage du programme SELES visant à mesurer l'importance des parcelles d'habitat pour la connectivité du paysage. Nous remercions également Louis Jourdain (MRNF) pour le travail d'inventaire des réseaux de pistes et de numérisation de ceux-ci. Finalement, merci à Sonia Légaré (Tembec Inc.) pour le partage de données relatives aux interventions sylvicoles et aux chemins forestiers.

Références

Bélisle, M., and Desrochers, A. 2002. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. *Landsc. Ecol.* **17**(3): 219-231.

Bélisle, M., Desrochers, A., and Fortin, M.J. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: A homing experiment. *Ecology* **82**(7): 1893-1904.

Bergeron, Y., Gauthier, S., Flannigan, M., and Kafka, V. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in Northwestern Quebec. *Ecology* **85**(7): 1916-1932.

Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A., and Gauthier, S. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: Stand- and forest-level considerations. *For. Chron.* **75**(1): 49-54.

Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B.D., and Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: A guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *In*. Exchange Centre Scientific Literature. pp. 81-95.

Briand, Y., Ouellet, J.P., Dussault, C., and St-Laurent, M.H. 2009. Fine-scale habitat selection by female forest-dwelling caribou in managed boreal forest: Empirical evidence of a seasonal shift between foraging opportunities and antipredator strategies. *Écoscience* **16**(3): 330-340.

Brown, G.S. 2005. Habitat selection by woodland caribou in managed boreal forest of northeastern Ontario. *In* The Faculty of graduated studies. University of Guelph, Guelph, Canada. p. 207.

Brown, G.S., Rettie, W.J., Brooks, R.J., and Mallory, F.F. 2007. Predicting the impacts of forest management on woodland caribou habitat suitability in black spruce boreal forest. *For. Ecol. Manage.* **245**(1-3): 137-147.

Bunn, A.G., Urban, D.L., and Keitt, T.H. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *In*. Academic Press Ltd. pp. 265-278.

Burton, P.J., Kneeshaw, D.D., and Coates, K.D. 1999. Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests. *For. Chron.* **75**(4): 623-631.

Courbin, N., Fortin, D., Dussault, C., and Courtois, R. 2009. Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landsc. Ecol.* **24**(10): 1375-1388.

Courtois, R., Gingras, A., Dussault, C., Breton, L., and Ouellet, J.P. 2003. An aerial survey technique for the forest-dwelling ecotype of Woodland Caribou, *Rangifer tarandus caribou*. *Can. Field-Nat.* **117**(4): 546-554.

Courtois, R., Gingras, A., Fortin, D., Sebbane, A., Rochette, B., and Breton, L. 2008. Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **38**(11): 2837-2849.

Courtois, R., Ouellet, J.P., Breton, L., Gingras, A., and Dussault, C. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Ecoscience* **14**(4): 491-498.

Courtois, R., Ouellet, J.P., Dussault, C., and Gingras, A. 2004. Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Quebec. *For. Chron.* **80**(5): 598-607.

Cumming, H.G. 1992. Woodland caribou - Facts for forest managers. *For. Chron.* **68**(4): 481-489.

Dussault, C., Courtois, R. and Ouellet, J.P. 2006. A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. *Can. J. For. Res.* **36**(5): 1097-1107.

Dyer, S.J., O'Neill, J.P., Wasel, S.M., and Boutin, S. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *J. Wildl. Manage.* **65**(3): 531-542.

Dyer, S.J., O'Neill, J.P., Wasel, S.M., and Boutin, S. 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **80**(5): 839-845.

E.S.R.I. 2008. ArcMap, version 9.2. *Edited by* Environmental Systems Research Institute Inc, Redlands, Ca.

Fall, A., and Fall, J. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecol. Model.* **141**(1-3): 1-18.

Fall, A., Fortin, M.J., Manseau, M., and O'Brien, D. 2007. Spatial graphs: Principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems* **10**(3): 448-461.

Fortin, D., Courtois, R., Etcheverry, P., Dussault, C., and Gingras, A. 2008. Winter selection of landscapes by woodland caribou: behavioural response to geographical gradients in habitat attributes. *Journal of Applied Ecology* **45**(5): 1392-1400.

- Hins, C., Ouellet, J.P., Dussault, C., and St-Laurent, M.H. 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect. *For. Ecol. Manage.* **257**(2): 636-643.
- James, A.R.C., Boutin, S., Hebert, D.M., and Rippin, A.B. 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *J. Wildl. Manage.* **68**(4): 799-809.
- Lantin, É. 2003. Évaluation de la qualité des habitats d'alimentation pour le caribou forestier en forêt boréale du Nord-Ouest du Québec. Université du Québec à Montréal, Montréal. p. 112.
- Leboeuf, M. 2004. Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière noire à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature. Université du Québec à Montréal, Montréal. p. 111.
- Mahoney, S.P., and Virgl, J.A. 2003. Habitat selection and demography of a nonmigratory woodland caribou population in Newfoundland. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **81**(2): 321-334.
- Manly, B.F.J., McDonald, LL, Thomas, D.L., McDonald T.L., and Erickson, W.P. 2002. *Resource selection by animals: Stastical design and data analysis for field studies*, 2nd ed. Kluwer Press, Boston.
- Manseau, M., Fall, A., O'Brien, D., and Fortin, M.J. 2002. National parks and the protection of the woodland caribou: a multi-scale landscape analysis. *Research Links* **10**(2): 24-28.
- Mazerolle, M.J. 2006. Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphib. Reptil.* **27**(2): 169-180.
- Minor, E.S., and Urban, D.L. 2008. A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conserv. Biol.* **22**(2): 297-307.
- O'Brien, D., Manseau, M., Fall, A., and Fortin, M.J. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biol. Conserv.* **130**(1): 70-83.
- Paré, M., É. Cyr, S. Légaré, M. Morin, and Thibodeau, S. 2007. Plan d'aménagement pour l'habitat du caribou au nord de La Sarre. MRNF, Tembec, LaSarre, Québec. p. 73.
- Pascual-Hortal, L., and Saura, S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landsc. Ecol.* **21**(7): 959-967.

Pascual-Hortal, L., and Saura, S. 2008. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *Eur. J. For. Res.* **127**(1): 23-31.

R Development Core Team. 2008. R: A Language and Environment for Statistical Computing. *Edited by* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rettie, W.J., and Messier, F. 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **76**(2): 251-259.

Rettie, W.J., and Messier, F. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* **23**(4): 466-478.

Simard, M., Lecomte, N., Bergeron, Y., Bernier, P.Y., and Pare, D. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecol. Appl.* **17**(6): 1619-1637.

Smith, K.G., Ficht, E.J., Hobson, D., Sorensen, T.C., and Hervieux, D. 2000. Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **78**(8): 1433-1440.

StuartSmith, A.K., Bradshaw, C.J.A., Boutin, S., Hebert, D.M., and Rippin, A.B. 1997. Woodland Caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta. *J. Wildl. Manage.* **61**(3): 622-633.

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., and Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* **68**(3): 571-573.

Tischendorf, L., and Fahring, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* **90**(1): 7-19.

Urban, D., and Keitt, T. 2001. Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. *Ecology* **82**(5): 1205-1218.

Valeria, O, Lamrani A., Beaudoin A., Côté S., and Simard G. 2008. Rapport de l'État de la forêt en Abitibi-Témiscamingue et au Nord-du-Québec à l'aide d'outils de télédétection. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue et Ressources naturelles Canada. Rouyn-Noranda, Québec, Canada.

Veillette, J.J. 1994. Evolution and paleohydrology of glacial lakes Barlow and Ojibway. *Quat. Sci. Rev.* **13**(9-10): 945-971.

Wilson, J.E. 2000. Habitat characteristics of late wintering areas used by woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in northeastern Ontario. Laurentian University, Sudbury, Ontario. p. 103.

Wittmer, H.U., Sinclair, A.R.E., and McLellan, B.N. 2005. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. *Oecologia* **144**(2): 257-267.

Liste des figures

Figure 1. Localisation de l'aire d'étude des réseaux de pistes de 2001 (ligne pointillée) et de 2006 (ligne pleine) ainsi que des unités d'aménagement forestier (UAF) 085-51 (zone hachurée) et 085-62 (zone grise).

Figure 2. Histogrammes représentant la fréquence des réseaux de pistes utilisés (gauche) et aléatoires (droite) pour chaque valeur des variables explicatives.

Figure 3. Étendue prévue de la grappe en fonction de seuil de distance euclidienne de dispersion du caribou forestier.

Figure 4. Importance individuelle (0 à 100) des parcelles d'habitat de qualité pour la connectivité du paysage dans les unités d'aménagement forestier (UAF) 085-51 et 085-62. La connectivité est illustrée par les liens entre les parcelles de manière à tracer le MPG.

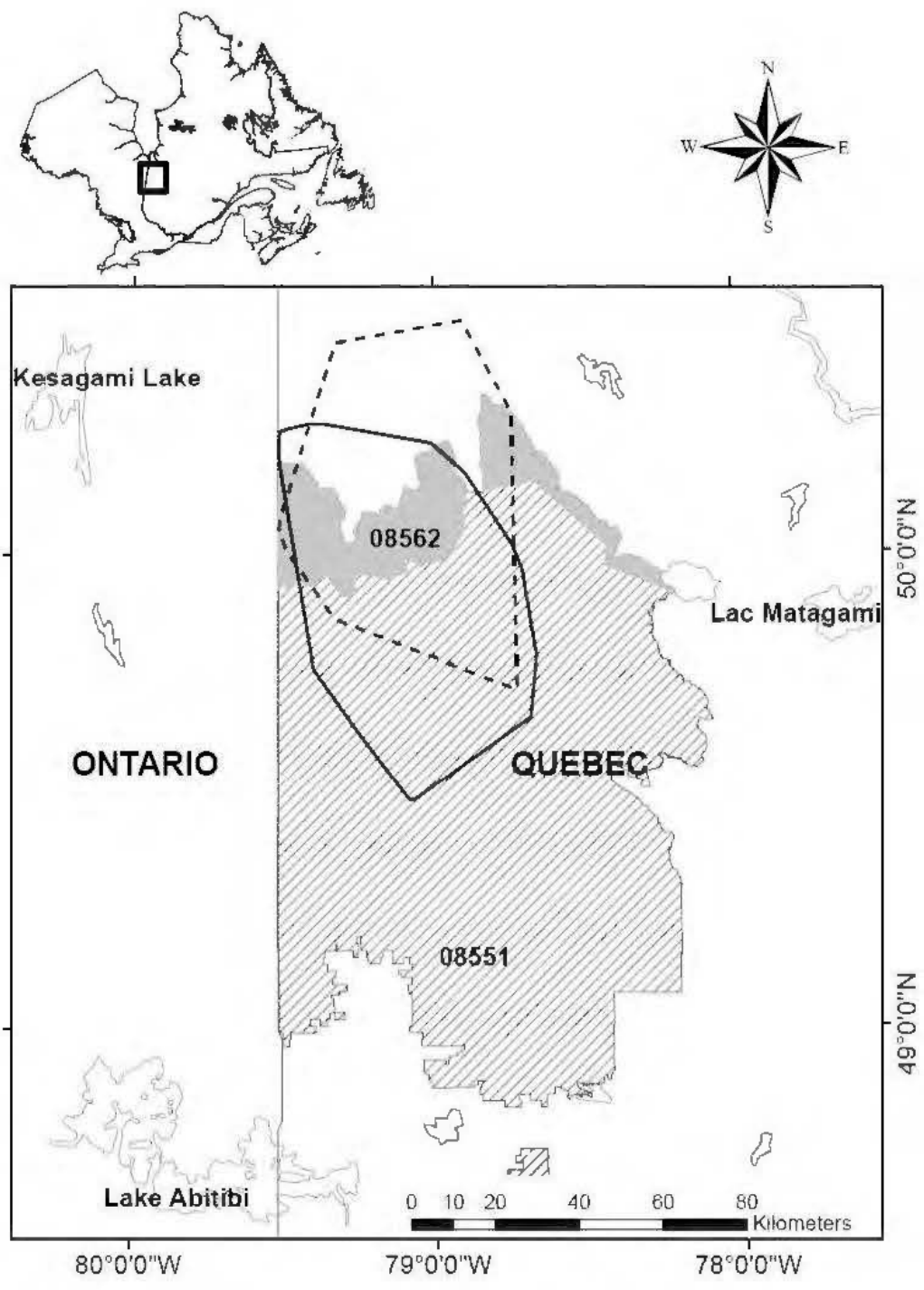


Figure 1.

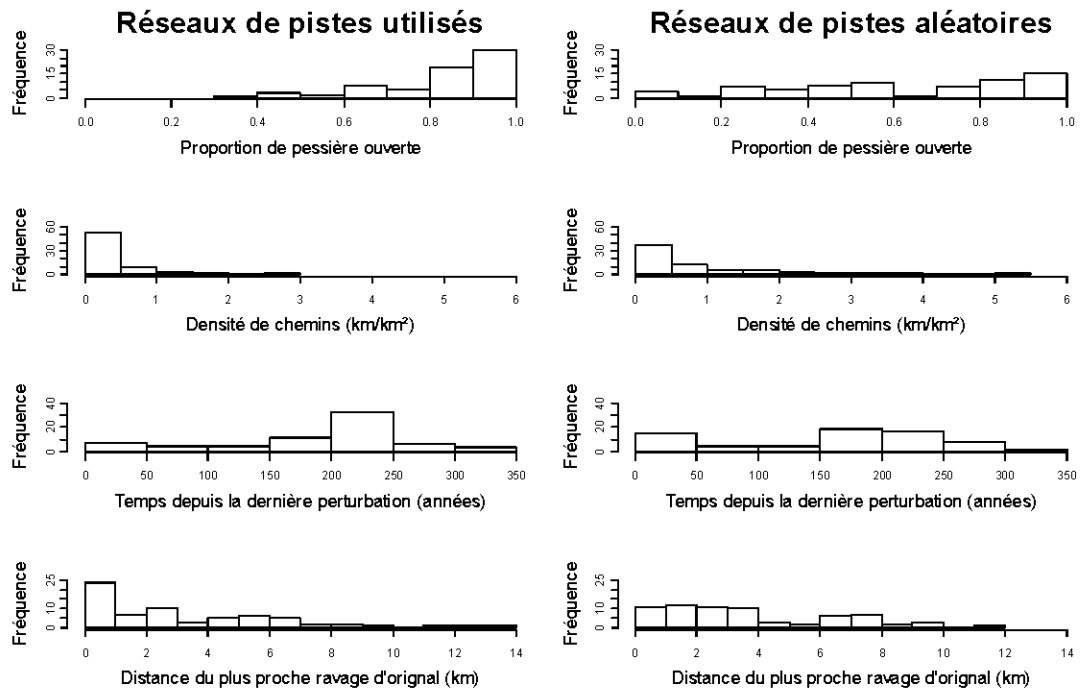


Figure 2.

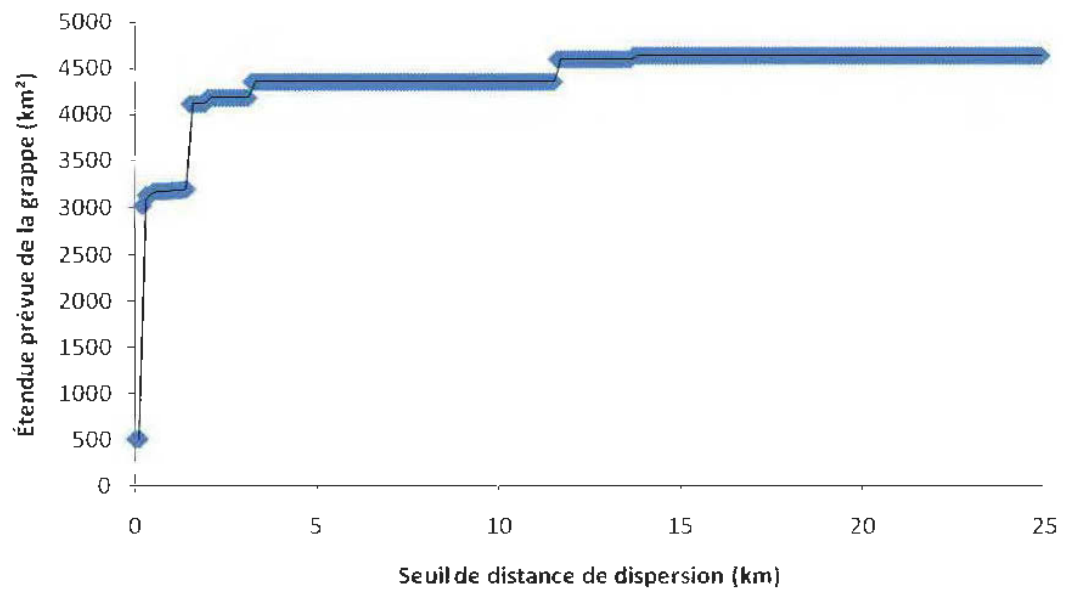


Figure 3.

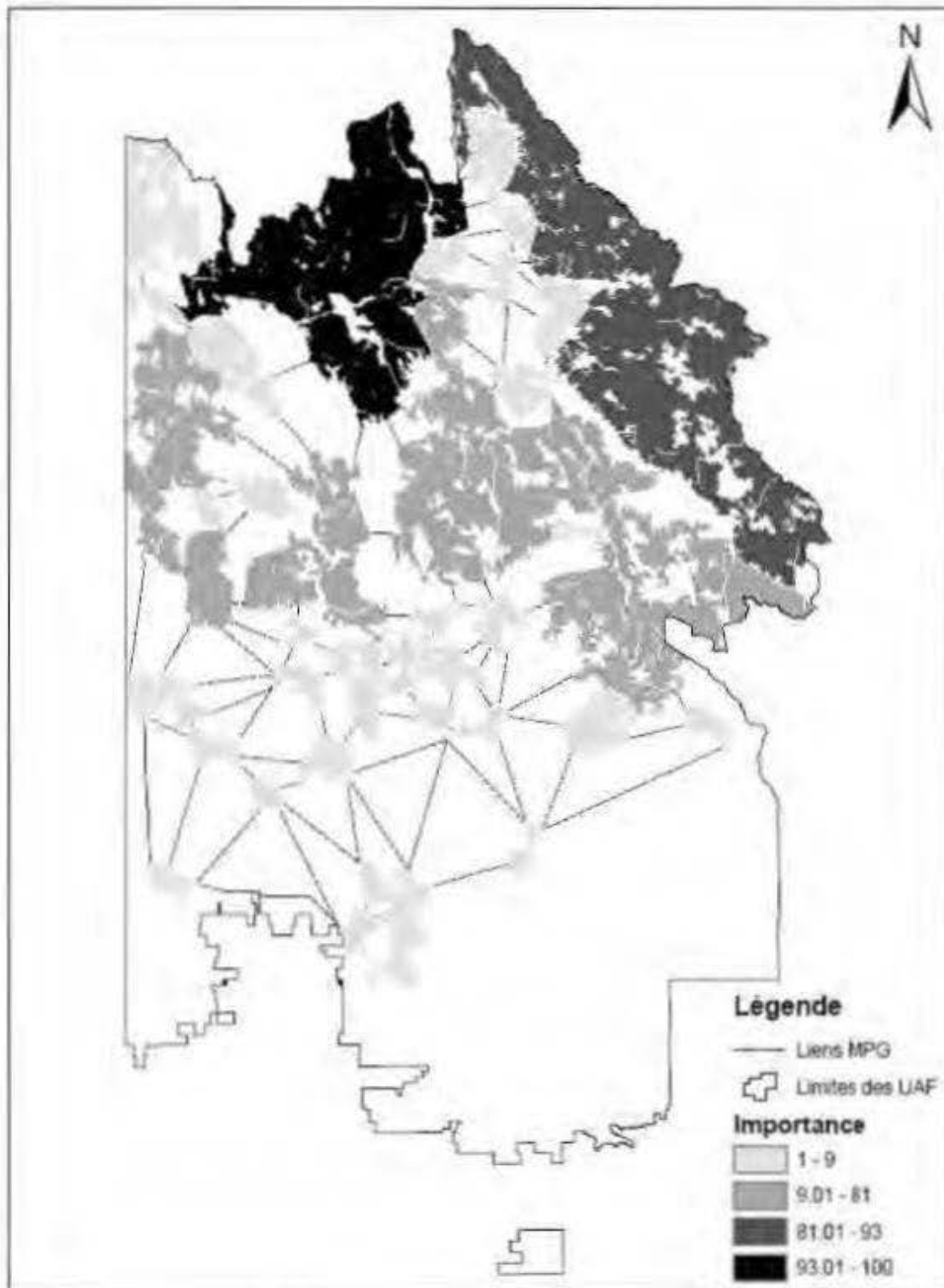


Figure 4.

Tableau 1. Sélection des modèles candidats de régression logistiques prédisant la probabilité d'occurrence des réseaux de pistes de caribou forestier à la fin de l'hiver en fonction de la proportion de pessière ouverte dans le réseau de pistes (PO), de la densité de chemins dans le réseau de pistes (CHE), du temps depuis la dernière perturbation (TDP) et de la distance du plus proche réseau de pistes d'original (DRO).

Modèle	K^a	AICc^b	ΔAICc^c	w^d
PO	2	165.99	0.00	0.419
PO+CHE	3	166.53	0.54	0.319
PO+TDP	3	168.07	2.09	0.148
PO+CHE+TDP +DRO	5	168.61	2.62	0.113
CHE	2	178.10	12.12	0.001
DRO+CHE	3	178.50	12.52	0.000
TDP	2	188.45	22.46	0.000
DRO	2	191.87	25.89	0.000

^a Nombre de paramètres inclus dans le modèle

^b Critère d'information d'Akaike corrigé pour petits échantillons

^c Différence d'AICc

^d Poids d'AICc

Tableau 2. Inférence multimodèle pour les variables explicatives (PO : proportion de pessière ouverte dans le réseau de pistes, CHE : densité de chemins dans le réseau de pistes, TDP : temps depuis la dernière perturbation, DRO : distance du plus proche réseau de pistes d'original).

Variable	β^a	SE ^b	IC 95 % ^c	
			Inf.	Sup.
(Intercepte)	-2.695	0.868	-4.397	-0.992
PO	3.776	1.020	1.777	5.776
CHE	-0.409	0.341	-1.079	0.260
TDP	0.000	0.003	-0.005	0.006
DRO	-0.094	0.064	-0.220	0.031

^a Estimé pondéré du coefficient de régression

^b Erreur-type inconditionnelle

^c Intervalle de confiance à 95 %, avec limites inférieures et supérieures

Évaluation de la connectivité de l'habitat du caribou forestier selon différents scénarios d'aménagement écosystémique en pessière à mousses de l'Ouest, Québec

Évan HOVINGTON¹, Louis IMBEAU¹, Osvaldo VALERIA¹, Annie BELLEAU¹ et Pierre DRAPEAU²

¹ Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Qc. J9X 5E4

² Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable. Université du Québec à Montréal. C.P. 8888, succ. Centre-Ville, Montréal, Qc. H3C 3P8

Résumé

Un des effets négatifs de l'aménagement forestier est la perte de connectivité des paysages, ce qui représente une menace importante pour la biodiversité. L'aménagement forestier écosystémique est maintenant préconisé pour créer des conditions écologiques auxquelles les espèces sont possiblement adaptées. La présente étude a pour objectif principal de tester l'effet de la révolution forestière et de la superficie des agglomérations de coupes sur la quantité nette d'habitat du caribou forestier et sur la connectivité structurelle de ces habitats dans le paysage. Pour ce faire, nous avons simulé de façon spatialement explicite des événements de feux et de coupes agglomérées dans un territoire de la pessière à mousses de l'Ouest du Québec où la harde «frontalière» de caribou se répartit. En tout, 3 révolutions forestières et 3 distributions de superficie des agglomérations de coupes ont été retenus, ce qui totalise 9 scénarios de coupes. Les révolutions forestières tiennent compte du cycle de feu actuel plus court afin de ne pas perturber plus de forêt qu'il en brûlait autrefois. Dans ces scénarios de paysage aménagé, nous avons également suivi le volume de bois récolté afin d'évaluer les conséquences économiques des scénarios. De plus, la variabilité naturelle des deux indicateurs de l'habitat du caribou (superficie et connectivité) est simulée en considérant seulement les événements de feux qui ocurrent selon des cycles historiques de feux connus (4 scénarios). Sans étonnements, nos résultats suggèrent que la révolution forestière a un effet sur la superficie de l'habitat du caribou et sur la connectivité du paysage ainsi que sur le volume de bois. Avec une révolution forestière trop courte (135 ans), on prévoit une rupture du stock de bois d'ici 50 ans. De plus, seule la révolution forestière la plus longue (360 ans) permettrait de générer un paysage avec une connectivité qui se

situerait à l'intérieur de la plage de variabilité historique observée. En ce qui concerne la distribution de superficie des agglomérations de coupe, les résultats indiquent que pour une même révolution forestière la connectivité entre les habitats est meilleure lorsqu'une plus grande proportion de grandes agglomérations de coupes (100 km² et plus) est pratiquée. Dans le cas où les aménagistes forestiers ne peuvent pas allonger la révolution forestière, ceux-ci peuvent toutefois agglomérer les coupes sur de grandes superficies afin de laisser de grands massifs d'habitat du caribou forestier dans le paysage.

Mots-clés : Aménagement forestier écosystémique; caribou forestier; modélisation spatiotemporelle; connectivité du paysage

Introduction

Pour implanter un aménagement forestier durable dans un territoire, les gestionnaires se réfèrent maintenant aux connaissances du régime de perturbations naturelles afin de définir des cibles de conservation des écosystèmes (Attiwill 1994; Bergeron et al. 1999). L'aménagement inspiré des perturbations naturelles, ou aménagement écosystémique, pourrait permettre le maintien des principaux attributs naturels des paysages, ce qui est la meilleure garantie dont nous disposons pour assurer le maintien de la biodiversité (Seymour and Hunter 1999). En effet, les espèces sont probablement mieux adaptées aux attributs des paysages façonnés par le régime de perturbations naturelles ayant eu lieu lors de leur évolution (Franklin 1993). Les caractéristiques d'un régime de perturbations naturelles, notamment la fréquence, l'étendue spatiale et la sévérité, jouent un rôle important dans la génération d'une variabilité naturelle à différentes échelles spatiales et temporelles (Cyr et al. 2009). Les aménagistes forestier se fient ainsi de plus en plus à cette variabilité naturelle pour élaborer des plans d'aménagement qui permettent d'occasionner une plage de variabilité adéquate des conditions écologiques d'un territoire (Landres et al. 1999).

Dans la forêt boréale, la structure d'âge des paysages est principalement affectée par les feux (Bergeron et al. 2002; Van Wagner 1978). Malgré que la suppression des feux soit une pratique courante, des événements de feu continuent et continueront à contribuer aux perturbations totales des territoires, provoquant une structure d'âge des paysages aménagés qui pourrait se situer à l'extérieur de la plage de variabilité naturelle (Bergeron et al. 2007; Fall et al. 2004). Dans ces paysages, les vieilles forêts peuvent ainsi devenir sous-représentées par rapport à leur plage de variabilité historique (Cyr et al. 2009), ce qui entraîne une perte d'habitat importante pour les espèces associées à ce stade d'âge. Par exemple, il est reconnu que le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou* (Gmelin)) sélectionne les vieilles forêts de conifères (Brown et al. 2007; Courtois et al. 2008; Fortin et al. 2008; Hins et al. 2009)

et que la récession nordique de son aire de distribution (Schaefer 2003) serait associée notamment au rajeunissement du couvert forestier engendré par l'aménagement forestier (Courtois et al. 2007; Cumming 1992; Rettie and Messier 1998; Smith et al. 2000).

En plus de la perte d'habitat, qui est influencée par la fréquence des perturbations, la fragmentation de l'habitat est un enjeu important qui dépend notamment de la superficie des événements perturbateurs du paysage (Fahrig 2003). Par exemple, le caribou forestier requiert de larges massifs d'habitat de qualité pour effectuer son cycle vital (Brown et al. 2007; Courtois et al. 2004). Ces grands massifs d'habitat sont normalement créés par la récurrence de grands feux espacés dans le temps et l'espace (Belleau et al. 2007). Le niveau de connectivité des paysages naturels, défini comme le degré auquel celui-ci facilite ou limite le mouvement des organismes entre les parcelles d'habitat (Taylor et al. 1993; Tischendorf and Fahring 2000), permet alors aux caribous d'effectuer des déplacements à l'abri des prédateurs et de trouver des parcelles d'habitat de qualité dans la matrice forestière (Courtois et al. 2004; James et al. 2004; Rettie and Messier 2000). Toutefois, la perte de connectivité du paysage engendrée par la pression accrue de la récolte forestière sur le paysage peut représenter une menace importante pour la conservation de la biodiversité et pour le maintien des fonctions écologiques du paysage (Pascual-Hortal and Saura 2006).

À l'étape de la planification stratégique, les aménagistes forestier doivent comprendre et évaluer les effets de différents scénarios d'aménagement forestier sur la balance entre une multitude d'objectifs souvent conflictuels comme l'approvisionnement en matière ligneuse et la viabilité à long terme des populations (Baskent and Jordan 2002; Sutherland et al. 2007). Dans ce manuscrit, nous cherchons d'abord à évaluer la plage de variabilité historique de la superficie d'habitat de caribou forestier et de sa connectivité dans un paysage situé dans la pessière à mousses de l'Ouest du Québec. Cet objectif sert à définir des cibles de conservation pour implanter l'aménagement écosystémique dans ce territoire afin d'assurer le maintien d'un paysage de qualité

pour la harde «frontalière» Québec-Ontario de caribou forestier. Pour ce faire, le régime de feu est modélisé de façon spatialement explicite sur une longue période de temps afin de recréer les conditions écologiques d'un paysage non affecté par l'humain (Landres et al. 1999). Dans un deuxième temps, nous évaluons l'effet de différentes révolutions forestières et différentes distributions de superficies d'agglomérations de coupes sur les deux indicateurs retenus, soit la superficie d'habitat favorable au caribou forestier ainsi que sa connectivité. Nous avons donc développé un modèle qui intègre des événements de coupes agglomérées en plus des événements de feu. Nous posons les hypothèses que la révolution forestière a un effet sur les deux indicateurs et que la superficie des agglomérations de coupe a un effet sur la connectivité du paysage. De plus, les effets des scénarios retenus sur le volume de bois disponible a fait l'objet d'un suivi afin de tenir compte des répercussions économiques.

Méthodes

Aire d'étude

Le nord de l'unité d'aménagement forestier (UAF) 085-51 représente le territoire à l'étude (figure 1). Cette aire d'étude a une superficie de 6107 km². Actuellement, les aires protégées couvrent 458 km² (7,5 %). La limite sud du territoire correspond à la limite des dépôts de tills de Cochrane. Lors du dernier recul du glacier, ces dépôts ont été laissés au-dessus de l'argile qui origine du lac proglaciaire Ojibway (Veillette 1994). Cette limite naturelle correspond approximativement à la limite sud de fréquentation actuelle du caribou forestier (Paré et al. 2007). De plus, cette limite permet de simplifier les simulations à un territoire dont le sol minéral est relativement homogène. En effet, 81,8 % de l'aire d'étude est caractérisée par des dépôts de till de Cochrane. Les dépôts de surface d'argile couvrent 11,8 % du territoire et sont concentrés au sud dans une zone de transition avec l'unité physiographique de la

ceinture d'argile du Québec et de l'Ontario (Veillette 1994). Finalement, la moraine interlobaire Harricana traverse l'aire d'étude dans l'axe nord-sud en longeant la rivière du même nom (Robitaille and Saucier 1998).

Malgré que les dépôts organiques couvrent plus de 60 % de l'unité de paysage régional Lac Grasset (Robitaille and Saucier 1998), dont l'aire d'étude fait partie, seulement les dépôts de sol minéral ont été considérés puisque la simulation de la dynamique forestière dans le temps doit s'appuyer sur les dépôts permanents du territoire. En effet, la couche organique peut être enlevée suite à un feu ou à une préparation de terrain, ce qui exige que l'on se réfère à la couche de sol minéral sous-jacente pour simuler la succession forestière.

L'unité de paysage régional Lac Grasset fait partie du domaine bioclimatique de la pessière noire à mousses. La plaine mal drainée de cette unité a comme végétation potentielle la pessière noire à sphaignes sur les sols organiques. Sur les sites mésiques, c'est plutôt la pessière noire à mousses alors que sur les sites xériques, la pessière noire à aulne crispé et cladonies est présente (Robitaille and Saucier 1998). Seulement 44 % de la forêt est jugée productive pour l'aménagement forestier.

Les données relatives au territoire proviennent du 3^{ème} inventaire décennal de la carte écoforestière (MRNF 2009) mise à jour selon les coupes effectuées jusqu'à 2008. La mise à jour ainsi que la conversion de cartes vectorielles à matricielles ont été réalisées avec le système d'information géographique ArcMap 9.2. (E.S.R.I. 2008). L'âge des peuplements a été défini à partir de la carte écoforestière et de la carte des feux de l'aire d'étude (Bergeron et al. 2004). En général c'est le temps depuis le dernier feu (TDF) qui sert à déterminer l'âge de la forêt, à l'exception des peuplements de cohorte 1 (eg. tableau 1) ayant un TDF de plus de 100 ans où c'est l'âge de la carte écoforestière qui a été choisi. Les cohortes font référence à trois grands stades de développement des peuplements ce qui simplifie la représentation de

la succession forestière (Bergeron et al. 1999). Les cohortes structurales ne correspondent pas nécessairement à des cohortes d'âge.

Modèle du paysage

Nous avons développé un modèle de simulation spatialement explicite de la dynamique de l'écosystème forestier à l'étude dans la plateforme de modélisation SELES (Fall and Fall 2001) afin d'atteindre les objectifs énoncés. Ce modèle intègre les sous-modèles de succession forestière, de feux et de coupes agglomérées qui changent l'état de chaque cellule de 1 ha (100 x 100 m) dans le temps. La dynamique forestière a été simulée pour une période stratégique de 400 ans avec 20 réplicats par scénario. La durée des pas de temps est de 25 ans, ce qui reflète la période de planification d'un plan général d'aménagement forestier au Québec.

Sous-modèle de succession forestière

La succession en espèce a été modélisée selon des chaînes semi-markoviennes (Acevedo et al. 1995; Acevedo et al. 1996; Howard 1971). Les chaînes ont été construites à l'aide de la base de données SIFORT (Pelletier et al. 1996) qui permet un suivi dans le temps (environ 23 ans) des peuplements forestiers de la région (Belleau et al. en préparation). Afin de synthétiser la dynamique forestière et le comportement moyen des peuplements, 11 regroupements d'essences ont été utilisés (tableau 1) et documentés par un âge de transition préférentiel et un taux de transition.

Sous-modèle de feux

Les événements de feu du modèle se répartissent de façon stochastique dans la surface forestière (incluant les tourbières) de l'aire d'étude, assumant ainsi qu'il n'y a pas de dépendance entre l'âge ou la composition des peuplements et leur vulnérabilité à brûler (Belleau et al. 2007). Après l'occurrence d'un événement de feu, l'âge des peuplements retourne à 0 alors que la composition demeure la même à l'exception des peuplements mixtes où c'est l'essence pionnière qui est choisie. Quant à la

structure (densité-hauteur) des peuplements d'épinette noire, la probabilité que le peuplement retourne en une des trois structures (EEAB1234, EECD123 ou EECD40; tableau 1) sur chaque type de dépôt (argile, grossier ou till de Cochrane) est basée sur l'opinion d'experts et d'observations empiriques. Finalement, pour les scénarios où la récolte forestière est prévue par le sous-modèle de coupes, la superficie brûlée des peuplements exploitables est enregistrée en tant que coupe de récupération afin de considérer l'utilisation de ce traitement au Québec.

Le cycle de feu et la superficie des événements de feu sont les deux paramètres estimés du régime qui ont été retenus pour modéliser le processus naturel (Van Wagner 1978). L'occurrence, qui peut se traduire par le nombre moyen de feux par année, dépend de la superficie de l'aire d'étude, de la superficie moyenne des feux et du cycle de feu :

[1] Nombre moyen de feux par année =

$$\text{Superficie de l'aire d'étude} / [(\text{Superficie moyenne des feux})(\text{Cycle de feu})]$$

Afin d'ajouter de la variabilité à l'occurrence des feux, le nombre de feux par année est choisi aléatoirement parmi une distribution de Poisson dont la moyenne correspond à la réponse de l'équation 1 (Belleau et al. 2007). Différents cycles de feu (intervalle de retour) ont été retenus afin d'évaluer la variabilité naturelle. Il s'agit des cycles historiques de 101 ans (avant 1850), de 135 ans (1850-1920) et de 398 ans (depuis 1920) (Bergeron et al. 2004). Selon une autre étude, le cycle historique de 189 ans (avant 1940) a également été retenu, ce qui correspond à un taux de brûlage de 0,528 %/an (Bergeron et al. 2006).

La superficie des feux est plutôt choisie aléatoirement parmi une distribution exponentielle négative (Van Wagner 1978) dont la superficie moyenne est de 80 km², ce qui génère une distribution où les feux de plus de 100 km² couvrent environ 60 % de la superficie totale brûlée (Bergeron et al. 2004).

Sous-modèle de coupes agglomérées

Dans le contexte d'une stratégie d'aménagement forestier écosystémique, les agglomérations de coupes servent d'analogie aux brûlis (Bergeron et al. 2002; 2007). Ainsi, l'initiation d'un événement de coupes agglomérées se fait aléatoirement dans la forêt commerciale mature ainsi que dans les tourbières tout en évitant les plans d'eau et les aires protégées. Pendant la création d'une agglomération de coupes, la matrice de tourbières permet qu'une agglomération en expansion s'étale dans le paysage en englobant des peuplements de forêt exploitable jusqu'à ce que la superficie voulue soit atteinte. Afin d'émuler le patron de superficie des feux qui se produisent dans l'aire d'étude, des distributions empiriques de superficies de feux ont servi de cibles de superficie d'agglomérations de coupes (tableau 2). De ce fait, le sous-modèle de coupes agglomérées intervient 3 fois dans le modèle à chaque pas de temps, c'est-à-dire que le sous-modèle se répète pour chaque classe de superficie d'agglomération de coupes. Les plus grandes agglomérations de coupes sont placées en priorité afin d'optimiser leur répartition spatiale dans l'aire d'étude. Des cibles de superficie d'agglomérations de coupe de 500 km², 50 km² et 5 km² ont été programmées pour les classes d'événements de plus de 100 km², 10 à 99 km² et 1 à 9,9 km² respectivement. Ces cibles médianes ne sont pas toujours atteintes étant donné la présence d'hétérogénéité de la superficie des parcelles de forêt mature dans le paysage mais la superficie des agglomérations de coupes atteinte respecte généralement la classe voulue.

Afin de créer une structure d'âge du paysage semblable à celle de la forêt préindustrielle, la proportion de la superficie d'un territoire à aménager de façon équilibrée peut se calculer à partir des cycles de feux historiques et actuels. Ainsi, dans les territoires où le cycle de feu actuel est plus long que le cycle de feu historique, on peut remplacer la portion qui brûlait antérieurement par un aménagement forestier

équienne (Gauthier et al. 2008). Une révolution forestière «complémentaire» au cycle de feu actuel peut alors être calculée de façon à ce que la superficie totale perturbée en forêt aménagée soit égale à celle brûlée historiquement :

$$[2] \quad \text{Révolution forestière complémentaire} = \\ 1 / [(1/\text{Cycle de feu historique}) - (1/\text{Cycle de feu actuel})]$$

Lorsqu'on considère que le cycle de feu actuel est de 398 ans, les 3 cycles de feu historiques mentionnés ci-haut (101, 135 et 189 ans) entraînent des révolutions forestières «complémentaires» de 135, 204 et 360 ans respectivement (tableau 3). L'inverse de la révolution (fréquence) permet de déterminer quel pourcentage du territoire peut être affecté annuellement par les agglomérations de coupes. Lorsqu'on multiplie ce pourcentage par la superficie de l'aire d'étude, on obtient la superficie disponible pour placer les agglomérations de coupe. Finalement, il reste à multiplier cette superficie totale par le pourcentage de chaque classe de superficie d'agglomération de coupes (tableau 2). Le sous-modèle simule ainsi des coupes agglomérées jusqu'à ce que cette cible de superficie soit atteinte pour chaque classe considérée.

Afin de simuler le fait qu'une certaine portion de la forêt est partiellement brûlée à l'intérieur d'une aire affectée par un feu (Bergeron et al. 2002; Kafka et al. 2001; Leduc et al. 2000), nous avons programmé un traitement de coupe partielle (30 % du volume récolté) dans les peuplements de cohorte 1 d'au moins 80 ans. Suite à ce traitement l'âge du peuplement est vieilli de 25 ans et devient une cohorte 2 afin de refléter la structure interne plus ouverte. Nous n'avons pas programmé de traitements de coupes partielles pour les cohortes 2 et 3 en raison du faible volume de bois disponible (tableau 4) et du fait que ces peuplements ont besoin d'une perturbation sévère du sol afin de ne pas être susceptible à la paludification successioneuse (Bergeron et al. 2007; Fenton et al. 2009; Simard et al. 2007). Ainsi, la coupe totale est le traitement programmé pour les cohortes 2 et 3 d'au moins 100 ans. Nous avons

assumé que des méthodes de préparation de terrain (scarifiage, brûlage dirigé) seront employés pour enlever la couche organique mais que le succès de retour à un peuplement productif est variable dépendamment du type de sol. Nous avons donc défini des probabilités de transition (annexe A) basées sur l'opinion d'experts et d'observations empiriques.

Indicateurs suivis

Afin d'évaluer la faisabilité écologique et économique de la stratégie d'aménagement forestier écosystémique modélisée, nous avons suivi trois indicateurs évaluatifs au cours du temps simulé. Le volume de bois récolté est calculé en multipliant la superficie de chaque traitement sylvicole par leur volume moyen par hectare (tableau 4).

La superficie d'habitat hivernal de qualité du caribou forestier est également suivie au cours du temps. L'habitat de qualité est défini en tant que la forêt de conifères matures (Brown et al. 2007; Courtois et al. 2008; Fortin et al. 2008; Hins et al. 2009). Les peuplements d'épinettes noires de plus de 100 ans, les peuplements de pin gris de plus de 50 ans et les peuplements d'épinettes noires ayant subi une coupe partielle depuis au moins 25 ans constituent ainsi l'habitat hivernal de qualité du caribou forestier (tableau 1). La période hivernale a été choisie puisqu'elle constitue une période critique pour la survie du caribou forestier (Brown et al. 2007; Dyer et al. 2002; Fortin et al. 2008; O'Brien et al. 2006). De plus, dans les scénarios de paysage aménagé, les chemins forestiers primaires (en gravier) ont été considérés spatialement afin d'enlever cette superficie perturbée de l'habitat de qualité du caribou forestier. Il n'y a pas de nouveaux chemins qui ont été simulés puisque le réseau actuel de chemins primaires est bien développé.

La connectivité structurelle du paysage est mesurée *a posteriori* à partir de cartes représentant les parcelles d'habitat (plus de 100 ha) du caribou forestier extraites après 400 ans de simulation. Ce dernier pas de temps reflète toute la période où le

paysage est stabilisé par la dynamique des perturbations. Avec l'approche de la théorie des graphes, la connectivité structurelle d'un paysage est représentée par un graphe mathématique où des nœuds représentent les parcelles d'habitat et des arêtes linéaires représentent le lien entre les parcelles. Les paysages sont donc perçus comme un réseau de parcelles d'habitat connectées par les organismes en dispersion (Bunn et al. 2000; Fall et al. 2007; Urban and Keitt 2001). Le *graphe minimal planaire* (*Minimum Planar Graph*; MPG) est la structure qui a été choisie dans la présente étude pour construire les grappes de parcelles connectées en raison de sa simplicité par rapport au graphe complet (O'Brien et al., 2006; Fall et al., 2007). Le MPG représente ainsi l'indice de connectivité considéré. Une valeur élevée du MPG représente une moins bonne connectivité puisque l'indice se mesure en unités de coût. Les liens entre les parcelles ont été établis à partir de la distance euclidienne notamment parce que la distance effective (moindre coût) exige un calcul plus complexe sans toutefois entraîner des résultats qui diffèrent largement de ceux obtenus avec une distance euclidienne (O'Brien et al. 2006).

Scénarios simulés et analyses statistiques

Pour une même superficie totale d'habitat retrouvée dans un paysage donné, le degré de fragmentation de celui-ci peut être plus faible si la superficie des parcelles individuelles d'habitat est plus élevée (Fahrig 2003). Ainsi, afin de vérifier la connectivité structurelle du paysage indépendamment de la superficie d'habitat dans le paysage, nous avons simulé chaque distribution de superficie d'agglomération de coupes pour chaque révolution forestière, ce qui totalise 9 scénarios de paysage aménagé (tableaux 2 et 3). Les deux paramètres du régime de coupe peuvent être considérés comme des facteurs indépendants, ce qui nous permet de tester leur effet individuel ainsi que leur interaction sur les deux indicateurs de la qualité du paysage pour le caribou forestier (superficie d'habitat et connectivité) par une analyse de variance (Anova) à deux facteurs croisés. Les analyses se font sur les valeurs des indicateurs mesurés après 400 ans de simulation. Si un facteur avait un effet

significatif sur un des indicateurs, un test de comparaison multiple de Tukey HSD a par la suite été utilisé. Ces analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R version 2.7.2 (R Development Core Team 2008).

Résultats

Volume de bois récolté

Les cibles de récolte de matière ligneuse ont été atteintes pour toute la période stratégique de planification à l'exception de deux périodes de 25 ans pour les scénarios visant une révolution forestière de 135 et 204 ans (figure 2). En effet, ces deux révolutions forestières entraînent une diminution du volume de bois disponible pour la période 50 à 75 ans, ceci étant plus marqué pour la révolution de 135 ans. Après 125 ans de simulation, tous les scénarios entraînent une stabilisation du volume de bois récolté. Lorsque toutes les révolutions forestières et toutes les périodes de temps sont confondues, la proportion moyenne de coupes partielles dans les agglomérations de coupes est de $29,6 \pm 6,6$ %. En moyenne, 9064 ± 6382 ha de coupes de récupération ont pu être pratiquées par période de 25 ans, ce qui équivaut à environ 12327 ± 8680 m³ par année. La grande variabilité de ce résultat est due à la nature stochastique des feux de forêt.

Qualité du paysage pour le caribou forestier

Tout comme pour le volume de bois récolté, la superficie d'habitat du caribou forestier se stabilise après 125 ans (figure 3). La superficie d'habitat actuelle se maintient à peu près pour le prochain siècle avec une révolution forestière de 360 ans. Après 125 ans, une révolution forestière de 204 ans entraîne une superficie d'habitat semblable à celle observée actuellement. La superficie d'habitat est environ deux fois plus élevée avec un scénario sans coupes comparativement aux scénarios dont la révolution forestière est de 135 ans.

À partir des données mesurées après 400 ans de simulation, la révolution forestière aurait un effet sur la superficie d'habitat du caribou forestier ($F = 241,4; p < 0,001$) et sur la connectivité entre les parcelles d'habitat du caribou forestier ($F = 185,8; p < 0,001$). Les tests de comparaison multiple indiquent que les trois révolutions forestières génèrent des moyennes significativement différentes les unes des autres et ce, pour les deux indicateurs considérées. La distribution de superficie des agglomérations de coupes aurait un effet seulement sur la connectivité entre les parcelles d'habitat ($F = 6,7; p = 0,002$). Les distributions dont la proportion d'agglomérations de coupes de plus de 100 km² est plus élevée (eg. annexe B), entraînent des valeurs de MPG plus faibles, donc une meilleure connectivité (figure 4; annexe C). Le test de comparaison multiple indique que les MPG moyens ne diffèrent pas significativement entre les distributions B et C ($p = 0,13$) ou encore entre les distributions A et B ($p = 0,20$). Cependant les MPG moyens des distributions A et C diffèrent significativement ($p < 0,001$). L'interaction entre les deux facteurs n'aurait pas d'effet significatif sur les deux indicateurs mesurés.

Lorsque l'on compare les paysages aménagés et les paysages naturels, on peut constater que les révolutions forestières complémentaires au cycle de feu actuel génèrent des valeurs de superficie d'habitat équivalentes à celles obtenues avec le cycle de feu historique correspondant (figure 5a). Toutefois, les MPG moyens mesurés dans les paysages aménagés sont tous plus élevés que dans les paysages naturels (figure 5b). En d'autres mots, chaque cycle de feu historique entraîne une meilleure connectivité par rapport à la révolution forestière complémentaire correspondante. Seulement la révolution forestière de 360 ans entraîne des valeurs de MPG qui se situent à l'intérieur de la plage de variabilité historique.

Discussion

Dans la présente étude, nous avons comparé la performance à long terme de différents scénarios d'aménagement écosystémique en se basant sur leur capacité à maintenir un approvisionnement en matière ligneuse, une quantité adéquate d'habitat de qualité pour le caribou forestier ainsi qu'une bonne connectivité structurelle entre ceux-ci. Pour assurer le maintien d'un paysage de qualité pour le caribou forestier, il est essentiel que les aménagistes se réfèrent à deux paramètres importants du régime de feu, soit le cycle (révolution) et la superficie des événements perturbateurs.

Effets de la révolution forestière

La révolution forestière a un effet direct sur la superficie d'habitat de caribou, ce qui implique de définir une cible adéquate à laquelle le caribou forestier est probablement adapté. Dans tous les scénarios de paysage aménagé, nous avons considéré que des événements de feu continueront à survenir. Ainsi, en s'appuyant sur différents cycles de feu historiques, nous avons pu définir des révolutions forestières «complémentaires» au cycle de feu actuel (Gauthier et al. 2008). Nos résultats démontrent que pour maintenir la superficie d'habitat actuelle et pour éviter une rupture d'approvisionnement en matière ligneuse, il faudrait envisager une révolution forestière de 360 ans pour le prochain siècle, ce qui représente des volumes de bois récoltés relativement faibles. L'allongement de la révolution forestière est une solution qui permet de maintenir les attributs structuraux et fonctionnels des vieilles forêts (Burton et al. 1999; Seymour and Hunter 1999). Cependant, la superficie d'habitat actuelle du caribou forestier ne constitue pas nécessairement une cible écosystémique à atteindre puisque les cycles de feu historiques de 101 et 135 ans auraient vraisemblablement entraînés jadis une superficie d'habitat plus faible. En d'autres mots, le long cycle de feu depuis 1920 aurait généré une superficie d'habitat supérieure à celle retrouvée historiquement dans le paysage. Il se pourrait donc que le caribou tolère une superficie d'habitat qui se situe à l'intérieur de la variabilité

occasionnée par ces cycles de feux historiques plus courts. Avec des révolutions forestières de 135 ou 204 ans, la baisse prévue de la superficie d'habitat dans le prochain siècle serait alors moins inquiétante si le caribou y est adapté, d'autant plus qu'une augmentation et une stabilisation sont ensuite anticipés. D'autre part, il a été démontré dans un UAF voisin en Ontario que des volumes de bois récoltés d'environ 4 000 000 m³ par période de 25 ans entraînaient une baisse à long terme de la probabilité d'occurrence du caribou forestier (Brown et al. 2007). Ce volume de bois récolté correspond environ aux scénarios dont la révolution forestière est de 135 ans dans la présente étude. Toutefois, l'UAF ontarien couvre 4032 km² de plus par rapport au nord de l'UAF 085-51, ce qui implique clairement qu'une récolte d'un même volume de bois dans un plus petit territoire assurerait encore moins une probabilité d'occurrence du caribou forestier à long terme. Des révolutions forestières plus longues (204 et 360 ans) apparaissent alors plus prudentes à envisager afin de maintenir le caribou dans le territoire aménagé. Il faut de plus considérer que les effectifs de la harde frontalière déclineraient déjà d'environ 4 à 5 % annuellement (Paré et al. 2007).

La superficie d'habitat étant un indicateur aspatial, il apparaît également important de définir une cible de révolution forestière en se référant à un indicateur spatial de la qualité des habitats, la connectivité structurelle dans ce cas-ci. Les valeurs de MPG obtenues pour chaque révolution forestière complémentaire sont nettement supérieures à celles obtenues pour les cycles de feu historiques correspondants, ce qui représente une moins bonne connectivité structurelle du paysage. La raison principale est que dans les scénarios de paysage naturel, nous n'avons pas considéré l'existence des chemins forestiers. Ainsi, la perte de connectivité structurelle associée aux chemins forestiers représente un enjeu non négligeable dans l'optique de conservation du caribou forestier. Par exemple, une révolution forestière complémentaire de 360 ans entraîne des valeurs de connectivité semblables à celles obtenues avec un cycle de feu de 101 ans. Sans l'existence des chemins forestiers, c'est plutôt une révolution

forestière complémentaire de 135 ans qui pourrait permettre d'engendrer des valeurs de connectivité similaires à celles obtenues avec ce cycle de feu historique de 101 ans. Or, à moins de fermer et de replanter certains chemins, une révolution forestière de 360 ans serait à envisager afin d'engendrer une connectivité structurelle du paysage qui se situe à l'intérieur de la plage de variabilité historique occasionnée par les feux. De plus, de nouveaux chemins primaires n'ont pas été créés lors des simulations en raison du réseau routier déjà bien développé. La connectivité structurelle pourrait alors devenir encore moins bonne si de nouveaux chemins primaires sont construits.

Effets de la superficie des agglomérations de coupes

Indépendamment de la révolution forestière, nous avons simulé différentes distributions de superficie d'agglomération de coupes afin d'évaluer si une planification stratégique des interventions sylvicoles vaut la peine d'être réalisée dans le but d'occasionner une bonne connectivité structurelle du paysage pour le caribou forestier. L'intention de planifier de larges blocs de coupes agglomérées est de créer de larges aires contigües d'habitats de qualité pour le caribou pendant que la forêt vieillit (Racey et al. 1999). Les résultats démontrent que plus les grandes agglomérations de coupes couvrent une grande proportion de la superficie perturbée, plus la connectivité structurelle est bonne. Cette stratégie permet de conserver de grands massifs d'habitat dont le caribou forestier a besoin (Brown et al. 2007; Courtois et al. 2004). Au minimum, la distribution de superficie des agglomérations de coupes devrait s'appuyer sur la distribution de superficie de feux rapportée pour l'aire d'étude (Bergeron et al. 2004). En plus de créer de larges massifs, la réalisation de grandes agglomérations de coupes permettrait de réduire la quantité de chemins primaires, ce qui serait bénéfique pour le caribou forestier car celui-ci les évite (Brown et al. 2007; Courbin et al. 2009; Dyer et al. 2001, 2002; Fortin et al. 2008).

Limites de l'étude et autres paramètres à considérer

La sévérité des événements perturbateurs constitue également un autre paramètre de régime important à considérer lors de la planification stratégique d'un aménagement écosystémique (Bergeron et al. 2007; Bergeron et al. 2002; Fenton et al. 2009; Simard et al. 2007). Dans la présente étude, nous avons considéré des hypothèses de sévérité au sol basées sur l'opinion d'experts sans toutefois réaliser une analyse de sensibilité de ce paramètre comme il a été fait avec la révolution et la superficie des événements de coupes. La qualité de l'habitat du caribou forestier peut dépendre de la sévérité au sol des coupes en raison de la colonisation du lichen terrestre qui peut être favorisée lorsque la matière organique est enlevée du site. Le lichen terrestre constitue un élément important de la diète hivernale du caribou forestier (Lantin 2003; Wilson 2000). Ainsi, la prise en considération de la sévérité au sol serait pertinente à considérer lors de simulations à long terme de la dynamique forestière d'un écosystème dans le but d'évaluer la qualité d'habitat du caribou forestier.

Par ailleurs, la sévérité à l'échelle du peuplement a été simulée dans la présente étude. En effet, environ 30 % de la superficie des agglomérations de coupes a été traité en coupes partielles lors des simulations, ce qui émule la forêt partiellement brûlée à l'intérieur d'un feu (Bergeron et al. 2002; Leduc et al. 2000). Cependant, la variabilité naturelle de cette proportion de forêt partiellement perturbée pourrait faire l'objet également d'analyse de sensibilité lors des simulations. Le caribou forestier semble éviter à court terme les CPPTM (coupe avec protection des petites tiges marchandes) et les CPHRS (coupe avec protection de la haute régénération et des sols), du moins sur la Côte-Nord (Courtois et al. 2008). Nous avons spéculé que les coupes partielles pourraient être fréquentées par le caribou après 25 ans, ce qui peut être plus ou moins conservateur. Dans la pessière à mousses de l'Ouest du Québec, on retrouve beaucoup de peuplements de faible densité (10 à 60 %). Ainsi, il se peut que le caribou forestier puisse fréquenter relativement à court terme des peuplements ayant été partiellement récoltés. Cependant, il faut considérer que les coupes partielles

impliquent une plus grande fréquence des interventions forestières, ce qui augmente le dérangement du caribou forestier. Les coupes partielles présentent du moins l'avantage de maintenir la composition résineuse des peuplements, ce qui peut limiter la problématique d'établissement de l'orignal dans le territoire. En effet, il est reconnu que de fortes densités d'originaux peuvent attirer les prédateurs comme le loup gris (*Canis lupus*), ce qui augmenterait le risque de prédation pour le caribou forestier (James et al. 2004; Rettie and Messier 2000; Wittmer et al. 2005).

De plus, il est reconnu qu'une certaine portion de forêt résiduelle est laissée intacte sous forme de fragments, d'îlots ou de péninsules suite à un feu (Kafka et al. 2001; Perron et al. 2008). La rétention de forêt résiduelle à l'intérieur des feux ou des agglomérations de coupes n'a pas été simulée dans la présente étude en raison de l'échelle spatiale adaptée aux besoins spatiaux considérables du caribou forestier. En effet, nous avons évalué la connectivité structurelle du paysage à partir de parcelles d'habitat de plus de 100 ha. La forêt résiduelle à l'intérieur des aires perturbées pourrait néanmoins agir en tant que «stepping stones» pour le caribou forestier lors de ses déplacements entre les vastes massifs d'habitat. De plus, des espèces dont le domaine vital est plus petit peuvent dépendre plus fortement de la forêt résiduelle, que ce soit dans les aires de coupes (Imbeau and Desrochers 2002) ou encore dans les brûlis (Nappi and Drapeau 2009; Nappi et al. 2004).

Finalement, il faut être prudent avec les prévisions à long terme de l'état de la forêt dans le contexte des changements climatiques. Par exemple, dans beaucoup de régions forestières du Québec, il se pourrait que le taux de brûlage augmente significativement en raison de l'augmentation de CO₂ dans l'atmosphère (Bergeron et al. 2006). Ainsi, il se pourrait donc que la marge de manœuvre dont disposent les aménagistes à l'égard de la fréquence des coupes se resserre de beaucoup. Par exemple, sous un scénario où la concentration de CO₂ triplerait, le taux de brûlage anticipé pourrait largement dépasser le taux de brûlage historique. Ainsi, même en cessant les activités forestières, il se pourrait que les perturbations naturelles

accentuées par les changements climatiques entraînent des conditions écologiques auxquelles les espèces ne seraient pas adaptées.

Conclusion

La connectivité du paysage est un indicateur pertinent qui permet de mesurer quantitativement les différences entre les stratégies d'aménagement forestier quant à leur capacité à maintenir les déplacements potentiels du caribou forestier ainsi qu'une quantité adéquate de larges massifs d'habitat. Le présent modèle élaboré dans SELES tient compte de l'effet combiné des feux et des coupes afin de mieux évaluer la disponibilité en habitats pour la faune. L'allongement de la révolution forestière est une stratégie préventive qui permet d'assurer à long terme une quantité adéquate d'habitat, une bonne connectivité entre ceux-ci et un approvisionnement constant en matière ligneuse. Cependant, pour une révolution forestière déterminée, il est possible d'améliorer la connectivité du paysage en prévoyant une plus grande proportion de grandes agglomérations de coupes ce qui permet de laisser en place de larges massifs d'habitat. La stratégie d'aménagement de l'habitat du caribou forestier au Québec prévoit la protection de larges blocs de protection dans les secteurs les plus utilisés (Courbin et al. 2009; Courtois et al. 2008; Courtois et al. 2004) ce qui constitue une action à court terme pertinente pour la conservation de l'espèce. Cependant, à long terme ces blocs de protection ne sont pas à l'abri des feux ce qui justifie de planifier une dispersion spatiotemporelle des agglomérations de coupes en se basant sur les paramètres du régime de feux comme il a été modélisé dans la présente étude. Les grands massifs d'habitat étaient naturellement créés par l'occurrence de grands feux éloignés dans le temps et l'espace (Belleau et al. 2007). Un aménagement forestier écosystémique bien planifié pourrait ainsi permettre d'engendrer une connectivité du paysage à laquelle le caribou forestier est possiblement adapté.

Remerciements

Ce projet de recherche a été financé par le Réseau de Gestion Durable des Forêts (RGDF). Nous remercions Andrew Fall (Gowlland Technologies Ltd.) pour le partage du sous-modèle de feu élaboré dans SELES. Nous remercions également Sonia Légaré et Louis Dumas (Tembec Inc.) pour le partage de données relatives aux interventions sylvicoles, aux volumes de bois et aux chemins forestiers.

Références

Acevedo, M.F., Urban, D.L., and Ablan, M. 1995. Transition and gap models of forest dynamics. *Ecol. Appl.* **5**(4): 1040-1055.

Acevedo, M.F., Urban, D.L., and Shugart, H.H. 1996. Models of forest dynamics based on roles of tree species. *Ecol. Model.* **87**(1-3): 267-284.

Attwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems - The ecological basis for conservative management. *For. Ecol. Manage.* **63**(2-3): 247-300.

Baskent, E.Z., and Jordan, G.A. 2002. Forest landscape management modeling using simulated annealing. *For. Ecol. Manage.* **165**(1-3): 29-45.

Belleau, A., Bergeron, Y., Leduc, A., Gauthier, S., and Fall, A. 2007. Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires: recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest. *For. Chron.* **83**(1): 72-83.

Bergeron, Y., Cyr, D., Drever, C.R., Flannigan, M., Gauthier, S., Kneeshaw, D., Lauzon, E., Leduc, A., Le Goff, O., Lesieur, D., and Logan, K. 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *In. Natl Research Council Canada-N R C Research Press.* pp. 2737-2744.

Bergeron, Y., Drapeau, P., Gauthier, S., and Lecomte, N. 2007. Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt. *In. Canadian Inst Forestry.* pp. 326-337.

Bergeron, Y., Gauthier, S., Flannigan, M., and Kafka, V. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in Northwestern Quebec. *Ecology* **85**(7): 1916-1932.

Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A., and Gauthier, S. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: Stand- and forest-level considerations. *For. Chron.* **75**(1): 49-54.

Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B.D., and Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: A guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *In. Exchange Centre Scientific Literature.* pp. 81-95.

- Brown, G.S., Rettie, W.J., Brooks, R.J., and Mallory, F.F. 2007. Predicting the impacts of forest management on woodland caribou habitat suitability in black spruce boreal forest. *For. Ecol. Manage.* **245**(1-3): 137-147.
- Bunn, A.G., Urban, D.L., and Keitt, T.H. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *In*. Academic Press Ltd. pp. 265-278.
- Burton, P.J., Kneeshaw, D.D., and Coates, K.D. 1999. Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests. *For. Chron.* **75**(4): 623-631.
- Courbin, N., Fortin, D., Dussault, C., and Courtois, R. 2009. Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landsc. Ecol.* **24**(10): 1375-1388.
- Courtois, R., Gingras, A., Fortin, D., Sebbane, A., Rochette, B., and Breton, L. 2008. Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **38**(11): 2837-2849.
- Courtois, R., Ouellet, J.P., Breton, L., Gingras, A., and Dussault, C. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Ecoscience* **14**(4): 491-498.
- Courtois, R., Ouellet, J.P., Dussault, C., and Gingras, A. 2004. Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Quebec. *For. Chron.* **80**(5): 598-607.
- Cumming, H.G. 1992. Woodland caribou - facts for forest managers. *For. Chron.* **68**(4): 481-489.
- Cyr, D., Gauthier, S., Bergeron, Y., and Carcaillet, C. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Front. Ecol. Environ.* **7**(10): 519-524.
- Dyer, S.J., O'Neill, J.P., Wasel, S.M., and Boutin, S. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *J. Wildl. Manage.* **65**(3): 531-542.
- Dyer, S.J., O'Neill, J.P., Wasel, S.M., and Boutin, S. 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **80**(5): 839-845.
- E.S.R.I. 2008. ArcMap, version 9.2. *Edited by* Environmental Systems Research Institute Inc, Redlands, Ca.

- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **34**: 487-515.
- Fall, A., and Fall, J. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecol. Model.* **141**(1-3): 1-18.
- Fall, A., Fortin, M.J., Kneeshaw, D.D., Yamasaki, S.H., Messier, C., Bouthillier, L., and Smyth, C. 2004. Consequences of various landscape-scale ecosystem management strategies and fire cycles on age-class structure and harvest in boreal forests. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **34**(2): 310-322.
- Fall, A., Fortin, M.J., Manseau, M., and O'Brien, D. 2007. Spatial graphs: Principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems* **10**(3): 448-461.
- Fenton, N.J., Simard, M., and Bergeron, Y. 2009. Emulating natural disturbances: the role of silviculture in creating even-aged and complex structures in the black spruce boreal forest of eastern North America. *J. For. Res.* **14**(5): 258-267.
- Fortin, D., Courtois, R., Etcheverry, P., Dussault, C., and Gingras, A. 2008. Winter selection of landscapes by woodland caribou: behavioural response to geographical gradients in habitat attributes. *Journal of Applied Ecology* **45**(5): 1392-1400.
- Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity - Species, ecosystems, or landscapes. *Ecol. Appl.* **3**(2): 202-205.
- Gauthier, S., A. Leduc, Y. Bergeron, and Goff, H.L. 2008. La fréquence des feux et l'aménagement forestier inspiré des perturbations naturelles. *In* Aménagement écosystémique en forêt boréale. *Edited by* S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, and Y. Bergeron. Presses de l'Université du Québec, Québec. pp. 60-77.
- Hins, C., Ouellet, J.P., Dussault, C., and St-Laurent, M.H. 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect. *For. Ecol. Manage.* **257**(2): 636-643.
- Howard, R.A. 1971. *Dynamic probabilistic Systems. Volume II: Semi-Markov and decision processes*, Wiley, New York, NY.
- Imbeau, L., and Desrochers, A. 2002. Area sensitivity and edge avoidance: the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. *For. Ecol. Manage.* **164**(1-3): 249-256.
- James, A.R.C., Boutin, S., Hebert, D.M., and Ripplin, A.B. 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *J. Wildl. Manage.* **68**(4): 799-809.

Kafka, V., Gauthier, S., and Bergeron, Y. 2001. Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Quebec. *Int. J. Wildland Fire* **10**(2): 119-127.

Landres, P.B., Morgan, P., and Swanson, F.J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *In*. *Ecological Soc Amer.* pp. 1179-1188.

Lantin, É. 2003. Évaluation de la qualité des habitats d'alimentation pour le caribou forestier en forêt boréale du Nord-Ouest du Québec. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec. p. 112.

Leduc, A., Bergeron, Y., Drapeau, P., Harvey, B., and Gauthier, S. 2000. Le régime naturel des incendies forestiers : un guide pour l'aménagement durable de la forêt boréale. *L'Aubelle* **134**: 13-16, 22.

MRNF. 2009. Données numériques écoforestières du Québec à l'échelle de 1:20 000] [ressource électronique] : [produit par la] Direction des inventaires forestiers, Ministère des ressources naturelles et de la faune.

Nappi, A., and Drapeau, P. 2009. Reproductive success of the black-backed woodpecker (*Picoides arcticus*) in burned boreal forests: Are burns source habitats? *Biol. Conserv.* **142**(7): 1381-1391.

Nappi, A., Drapeau, P., and Savard, J.P.L. 2004. Salvage logging after wildfire in the boreal forest: Is it becoming a hot issue for wildlife? *For. Chron.* **80**(1): 67-74.

O'Brien, D., Manseau, M., Fall, A., and Fortin, M.J. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biol. Conserv.* **130**(1): 70-83.

Paré, M., É. Cyr, S. Légaré, M. Morin, and Thibodeau, S. 2007. Plan d'aménagement pour l'habitat du caribou au nord de La Sarre. MRNF, Tembec, LaSarre, Québec. p. 73.

Pascual-Hortal, L., and Saura, S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landsc. Ecol.* **21**(7): 959-967.

Pelletier, G., Dumont, Y., Bédard, M., and Bergeron, J. 1996. SIFORT. Arpenteur Géomètre **23**: 8-9.

Perron, N., L. Bélanger, and Vaillancourt, M.-A. 2008. Organisation spatiale des peuplements et de la forêt résiduelle sous régimes de feu et de coupes. *In* Aménagement écosystémique en forêt boréale. *Edited by* S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, and Y. Bergeron. Presses de l'Université du Québec, Québec. pp. 137-163.

Perron, N., Bélanger L. and Vaillancourt, M.-A. 2008. Organisation spatiale des peuplements et de la forêt résiduelle sous régimes de feu et de coupes. *Dans* Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éditeurs). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. pp. 137-163. Presses de l'Université du Québec, Québec, Qc.

R Development Core Team. 2008. R: A Language and Environment for Statistical Computing. *Edited by* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Racey, G.A., Harris, A., Gerrish, L., Armstrong, E., McNicol, J., and Baker, J. 1999. Forest management guidelines for the conservation of woodland caribou: a landscape approach. Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay, Ontario. p. 69.

Rettie, W.J., and Messier, F. 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **76**(2): 251-259.

Rettie, W.J., and Messier, F. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* **23**(4): 466-478.

Robitaille, A., and Saucier, J.-P. 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional.*, Sainte-Foy, Quebec, Canada.

Schaefer, J.A. 2003. Long-term range recession and the persistence of caribou in the taiga. *Conserv. Biol.* **17**(5): 1435-1439.

Seymour, R., and Hunter, M.L.J. 1999. Principles of ecological forestry. *In* *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. *Edited by* M. L. Jr. Hunter. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 22-61.

Simard, M., Lecomte, N., Bergeron, Y., Bernier, P.Y., and Pare, D. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecol. Appl.* **17**(6): 1619-1637.

Smith, K.G., Ficht, E.J., Hobson, D., Sorensen, T.C., and Hervieux, D. 2000. Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **78**(8): 1433-1440.

Sutherland, G.D., O'Brien, D.T., Fall, A.L., Waterhouse, F.L., Harestad, A.S., and Buchanan, J.B. 2007. A framework to support landscape analyses of habitat supply and effects on populations of forest-dwelling species: a case study based on the Northern Spotted Owl. British Columbia Ministry of Forests and Range, Research branch, Tech. Rep. 038., Victoria.

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., and Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* **68**(3): 571-573.

Tischendorf, L., and Fahring, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* **90**(1): 7-19.

Urban, D., and Keitt, T. 2001. Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. *Ecology* **82**(5): 1205-1218.

Van Wagner, C.E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **8**: 220-227.

Veillette, J.J. 1994. Evolution and paleohydrology of glacial lakes Barlow and Ojibway. *Quat. Sci. Rev.* **13**(9-10): 945-971.

Wilson, J.E. 2000. Habitat characteristics of late wintering areas used by woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in northeastern Ontario. Laurentian University, Sudbury, Ontario. p. 103.

Wittmer, H.U., Sinclair, A.R.E., and McLellan, B.N. 2005. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. *Oecologia* **144**(2): 257-267.

Liste des figures

Figure 1. Localisation de l'aire d'étude.

Figure 2. Volume de bois récolté par période planifiée de 25 ans au cours du temps simulé, en fonction de la révolution forestière complémentaire (n = 60 itérations / révolution forestière complémentaire).

Figure 3. Superficie d'habitat du caribou forestier au cours du temps simulé en fonction de la révolution forestière complémentaire (n = 60 itérations / révolution forestière complémentaire).

Figure 4. Diagrammes en boîtes et moustaches représentant le MPG (*Minimum Planar Graph*) en fonction de la distribution de superficie des agglomérations de coupes (A, B ou C ; tableau 2) et ce, pour les 3 révolutions forestières complémentaires (n = 20 itérations / scénario). La ligne pointillée horizontale représente la valeur actuelle du MPG.

Figure 5. Diagrammes en boîtes et moustaches représentant A) la superficie d'habitat du caribou forestier et B) le MPG en fonction de la révolution forestière complémentaire (gauche du trait vertical plein) et du cycle de feu (droite du trait vertical plein). La ligne pointillée horizontale représente la valeur actuelle de l'indicateur.



Figure 1.

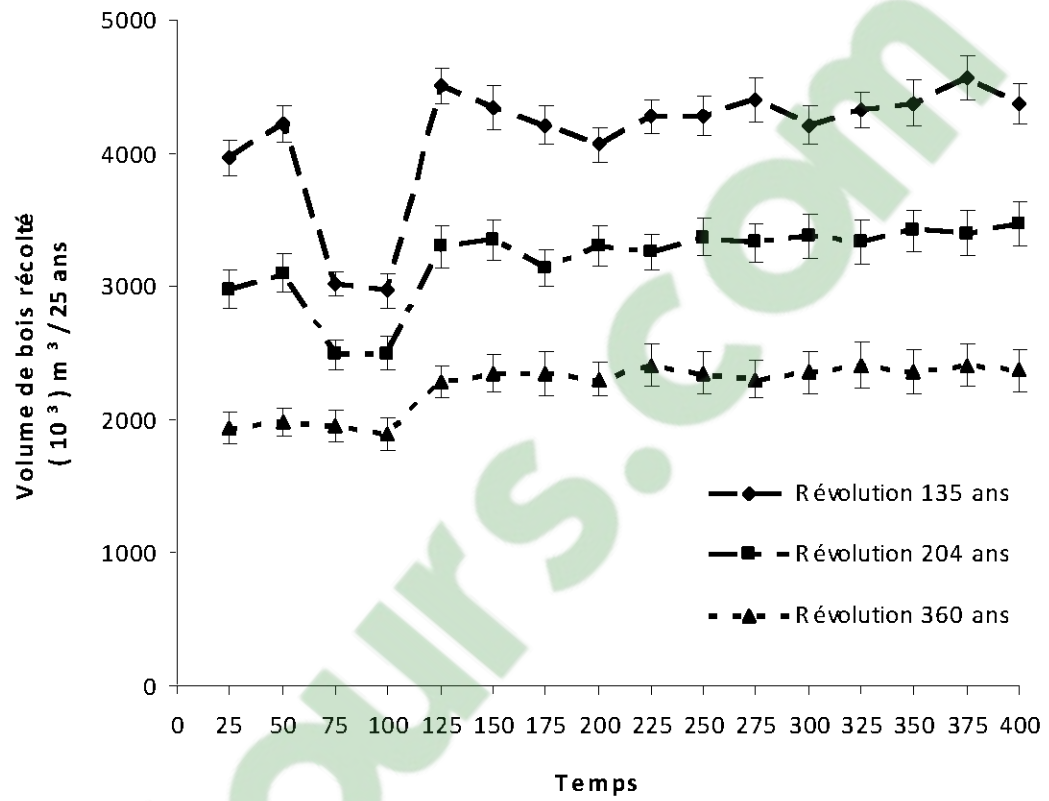


Figure 2.

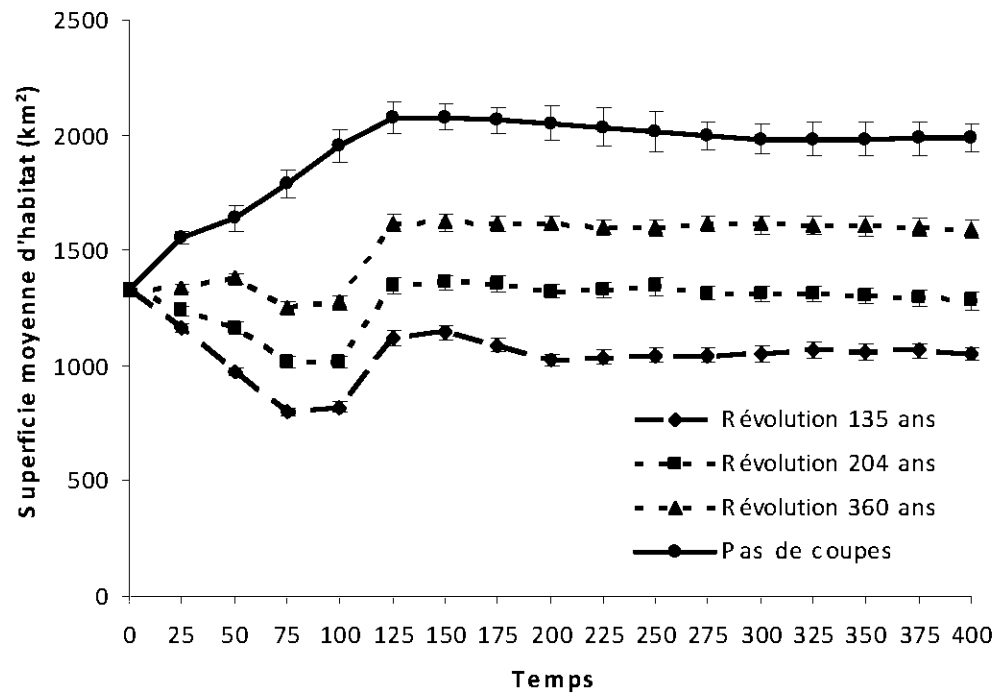


Figure 3.

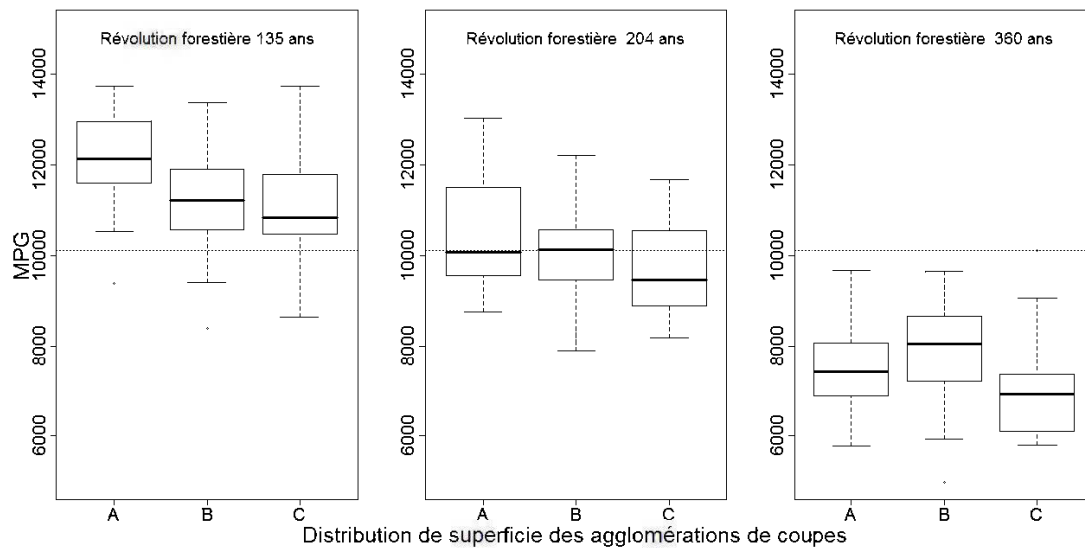


Figure 4.

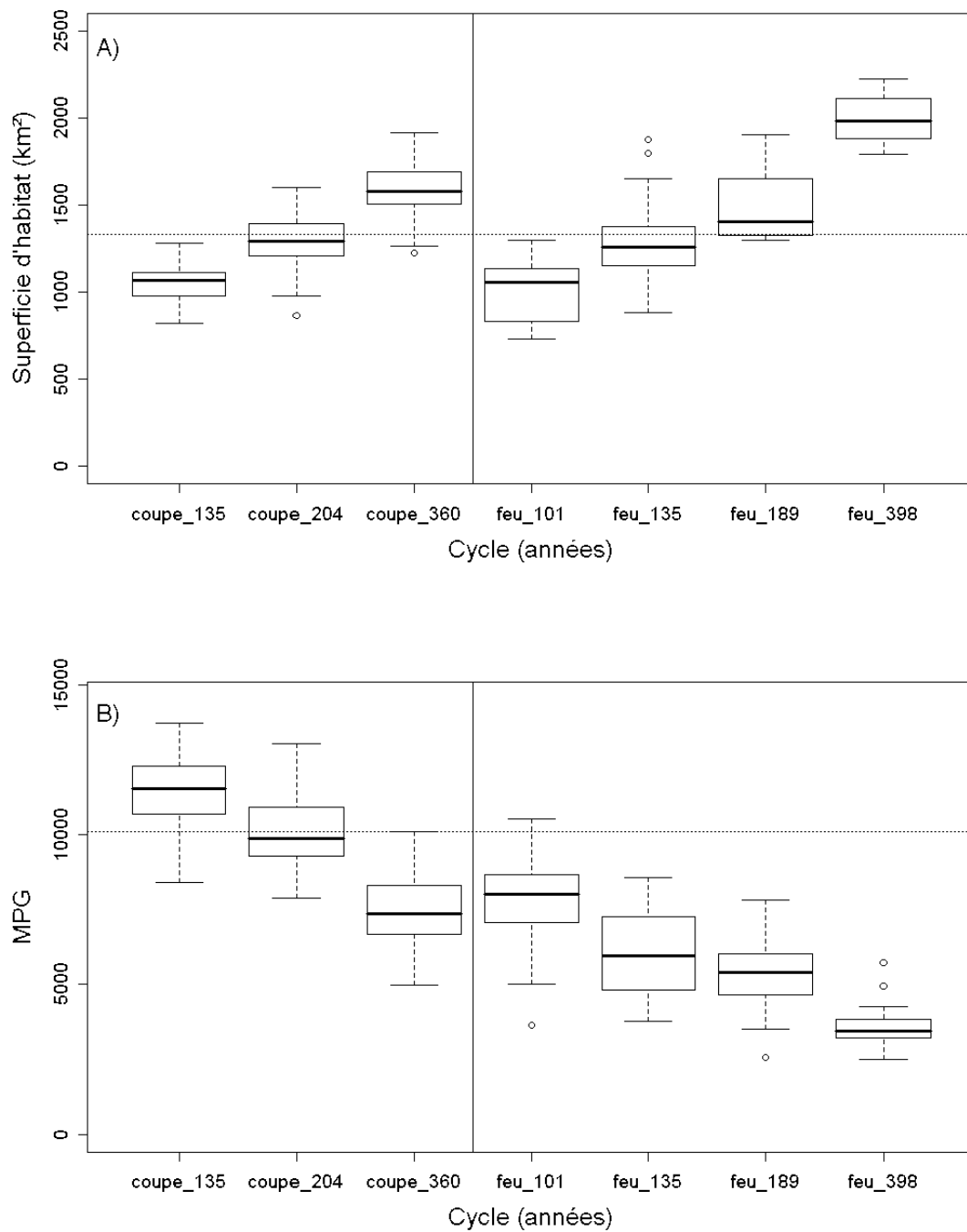


Figure 5.

Tableau 1. Description des 11 regroupements d'essences et leur correspondance avec le type de couvert forestier, la structure ou la composition, leur cohorte structurale et l'habitat du caribou.

Types de couvert forestier	Structure ou composition	Acronyme	Description	Cohorte structurale	Habitat caribou
Feuillus	Peuplier faux-tremble	PE	> 75 % du couvert forestier est composé de tremble	1	-
Mixtes	Peuplier/Conifère	RPE	25-50 % du couvert forestier est composé de peuplier et 50-75 % est composé de conifère	2	-
	Bouleau/Conifère	RBB	25-75 % du couvert forestier est composé de bouleau et 25-75 % est composé de conifère (ici les peuplements pure de bouleau (densité >75%) sont aussi inclus puisqu'ils sont rares)	2	-
	Feuillus/ pin	FIPG	25-50 % du couvert forestier est composé de feuillus intolérant et 50-75 % est composé de pin gris	1	-
	Pin/conifère	EPG	25-50 % du couvert forestier est composé de pin et 50-75 % est composé de conifère	2	> 50 ans
Conifères	Pin gris	PG	> 75 % du couvert forestier est composé de pin	1	> 50 ans
	Mélèze laricin	ME	>75 % du couvert forestier est composé de mélèze	1	-
	Sapin baumier	S	> 75 % du couvert forestier est composé de sapin	1	-
	Épinette noire		> 75 % du couvert forestier est composé d'épinette		-
		EEAB1234	Les arbres dominants forment un couvert forestier d'une densité > 60 %	1	> 100 ans
		EECD123	Les arbres dominants forment un couvert forestier d'une densité entre 25 et 60% et présent une taille > 12 m.	2	> 100 ans
	EECD40	Les arbres dominants forment un couvert forestier d'une densité < 60% et présent une taille de 7 à 12 m. (les tourbières forestières considérées encore productives sont ici incluses)	3	> 100 ans	

Tableau 2. Pourcentage de la superficie totale perturbée pour chaque classe de superficie de la perturbation. Les données de superficies brûlées servent de cibles pour les superficies coupées lors des simulations.

Superficie de la perturbation	Pourcentage de la superficie totale perturbée		
	100 km ² et +	40	60
10 à 99,9 km ²	45	30	15
1 à 9,9 km ²	15	10	5
Références	-	Bergeron <i>et al.</i> , 2004	Perron <i>et al.</i> , 2008
Code de la distribution	A	B	C

Tableau 3. Occurrence des feux historiques et actuels retenus pour déterminer l'occurrence des coupes complémentaires.

Occurrence	Feux historiques	Feux actuels	Coupes complémentaires	Perturbations totales simulées
Révolution ou cycle (ans)	101	398	135	101
Fréquence (%/an)	0,99	0,25	0,74	0,99
Révolution ou cycle (ans)	135	398	204	135
Fréquence (%/an)	0,74	0,25	0,49	0,74
Révolution ou cycle (ans)	189	398	360	189
Fréquence (%/an)	0,53	0,25	0,28	0,53
Références	Bergeron <i>et al.</i> 2004; 2006	Bergeron <i>et al.</i> 2004		

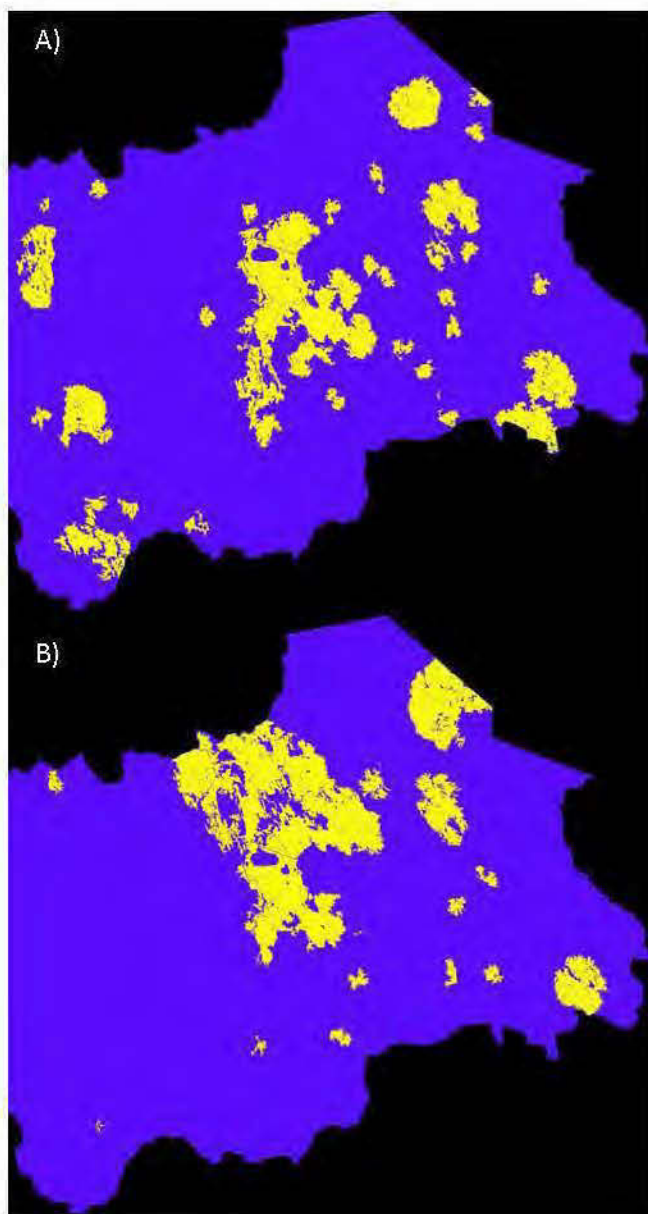
Tableau 4. Volumes de bois considérés pour chaque traitement sylvicole.

Traitement sylvicole	Volume (m³/ha)
Coupe totale, cohorte 1	114
Coupe totale, cohorte 2	89
Coupe totale, cohorte 3	44
Coupe partielle, cohorte 1	34
Coupe de récupération	72

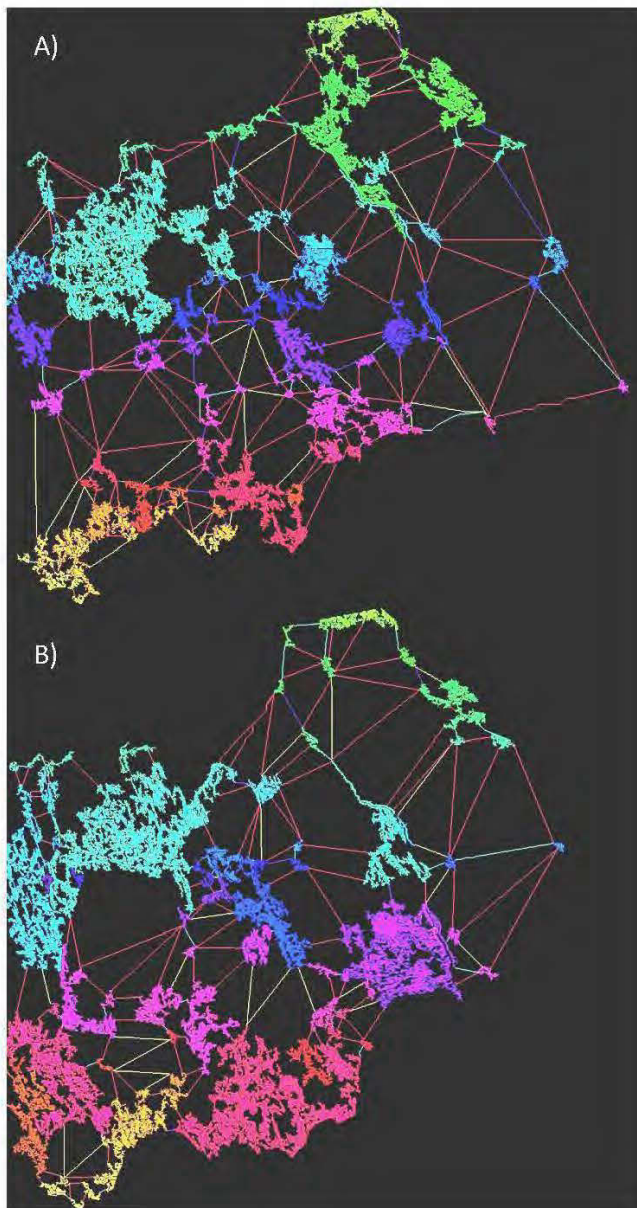
Annexe A. Probabilités de transition après coupe des cohortes structurales d'épinette noire pour chaque type de dépôt au sol.

Type de dépôts	Cohorte structurale avant coupe	Cohorte structurale après coupe	Probabilité de transition
Argile	1	1	100
		2	0
		3	0
	2	1	100
		2	0
		3	0
	3	1	75
		2	25
		3	0
Till de Cochrane	1	1	100
		2	0
		3	0
	2	1	25
		2	50
		3	25
	3	1	25
		2	25
		3	50
Grossier	1	1	100
		2	0
		3	0
	2	1	100
		2	0
		3	0
	3	1	0
		2	0
		3	100

Annexe B. Représentation des agglomérations de coupes pour une période de 25 ans avec une même révolution forestière (204 ans) selon une distribution de superficie des agglomérations de coupe différente. A) Il y a moins de grandes agglomérations de coupes (40 % 100 km² et +, 45 % 10 à 99 km², 15 % 1 à 9,9 km²). B) Il y a plus de grandes agglomérations de coupes (80 % 100 km² et +, 15 % 10 à 99 km², 5 % 1 à 9,9 km²).



Annexe C. Représentation de la connectivité du paysage entre les habitats de qualité après 400 ans de simulation avec une même révolution forestière (204 ans) selon une distribution de superficie des agglomérations de coupe différente. A) Il y a moins de grandes agglomérations de coupes (40 % 100 km² et +, 45 % 10 à 99 km², 15 % 1 à 9,9 km²) ce qui génère un MPG de 11490. B) Il y a plus de grandes agglomérations de coupes (80 % 100 km² et +, 15 % 10 à 99 km², 5 % 1 à 9,9 km²) ce qui génère un MPG de 8189.



CONCLUSION GÉNÉRALE

En conclusion, les différents outils utilisés ont permis de contribuer à l'acquisition de connaissances sur l'habitat de la harde frontalière de caribou forestier ainsi que d'élaborer certaines recommandations relatives à la gestion de son habitat.

Les réseaux de pistes de caribou forestier à la fin de l'hiver

Dans cette étude, nous avons identifié la proportion de pessière ouverte comme variable qui peut expliquer la localisation des réseaux de pistes de caribou forestier à la fin de l'hiver. La pessière ouverte constitue donc un habitat de qualité dans lequel le caribou exerce une sélection d'habitat plus fine lors de la quête alimentaire. La pessière ouverte inclut des peuplements couverts de lichens au sol ainsi que des peuplements plus vieux contenant des lichens épiphytes. Dans la pessière à mousses de l'Ouest, la densité de la forêt diminue généralement avec le temps. Ainsi, les pessières ouvertes sont la plupart du temps des vieilles forêts, ce qui concorde avec les autres études qui mentionnent que le caribou forestier sélectionne positivement les forêts de conifères matures (Brown et al. 2007; Courtois et al. 2008; Fortin et al. 2008; Hins et al. 2009). Cependant, le temps écoulé depuis le dernier feu n'aurait pas d'effet sur la localisation des réseaux de pistes. Cette observation s'expliquerait par le fait qu'on retrouve encore beaucoup de vieilles forêts dans le paysage et que le caribou forestier peut fréquenter des peuplements de première cohorte (notamment de pin gris) ayant une bonne couverture de lichens au sol. Ensuite, la densité de chemins aurait presque un effet négatif sur l'emplacement des réseaux de pistes. Il est à prévoir que le développement futur du réseau routier pourrait entraîner une diminution de la probabilité d'occurrence du caribou forestier (Brown et al. 2007; Dyer et al. 2001, 2002; Fortin et al. 2008). Finalement, la distance à un réseau de pistes d'original n'aurait pas d'effet sur la localisation des réseaux de pistes de caribou forestier. À

l'échelle du réseau de pistes, ces résultats semblent indiquer que le caribou ne chercherait pas à éviter les risques de prédation mais plutôt à se concentrer sur la quête alimentaire (Rettie and Messier 2000).

L'importance des parcelles d'habitat pour la connectivité du paysage

Dans la section québécoise de l'aire de distribution de la harde frontalière, nos travaux révèlent un enjeu important quant à la stratégie d'aménagement retenue pour la parcelle d'habitat du caribou forestier la plus importante pour la connectivité du paysage. En effet, cette parcelle est principalement située dans l'UAF 085-62, en territoire cri géré sous l'entente de la «paix des braves». Ce territoire est soumis à la coupe en mosaïque favorisant ainsi une augmentation de la densité d'originaux puisque ceux-ci peuvent retrouver une plus grande quantité de bordures entre les peuplements d'abri et de nourriture (Dussault et al. 2006). En conséquence, la prédation sur le caribou forestier pourrait être favorisée, en plus que la fragmentation des massifs d'habitat serait accélérée. La deuxième parcelle d'habitat la plus importante pour la connectivité du paysage est fréquentée par la harde frontalière et la harde Nottaway de caribou forestier dans le secteur des collines Muskuchii. Ainsi, la conservation de ce secteur pourrait favoriser l'échange de gènes entre les populations. Finalement, on retrouve beaucoup de petites parcelles d'habitat peu importantes pour la connectivité dans le sud du territoire. Cette observation pourrait expliquer pourquoi le caribou forestier ne fréquente plus ce secteur depuis le début des années 1990. Les déplacements potentiels entre les parcelles du sud sont plus longs et dans une matrice plus mixte ou feuillue, avec en plus la présence d'un dense réseau routier.

Recommandations de cibles écosystémiques à propos de la révolution forestière et de la superficie des coupes

La révolution forestière doit tenir compte du cycle de feu actuel afin que la quantité d'habitat et la connectivité entre ceux-ci varient à l'intérieur de la plage de variabilité

naturelle de l'écosystème. Ainsi, pour maintenir une connectivité structurelle du paysage à laquelle le caribou serait adapté dans cette aire d'étude, une révolution forestière de 360 ans serait à envisager. En effet, tous les scénarios de coupes entraînent une moins bonne connectivité par rapport aux scénarios de feux parce que les chemins forestiers n'ont pas été considérés pour recréer la plage de variabilité naturelle. Ainsi, seulement la révolution forestière de 360 ans occasionne un paysage où la connectivité varie à l'intérieur de cette plage de variabilité naturelle. De plus, il a été démontré en Ontario que la récolte d'un volume de bois qui correspond à peu près au volume de bois récolté selon une révolution forestière de 135 ans dans la présente étude entraînerait une diminution de la probabilité d'occurrence du caribou forestier dans le temps (Brown et al. 2007). En plus, le territoire ontarien avait une superficie de 4000 km² de plus (166 %), ce qui démontre qu'une révolution forestière de 135 ans serait encore moins approprié. L'allongement de la révolution forestière est une solution qui permet de maintenir les attributs structuraux et fonctionnels des vieilles forêts (Burton et al. 1999; Seymour and Hunter 1999), ce qui pourrait ainsi permettre de maintenir le caribou forestier et les autres espèces associées aux vieilles forêts.

Pour une même quantité d'habitat dans le paysage, il est possible d'améliorer la connectivité structurelle et par le fait même, les déplacements du caribou forestier. En effet, lorsque les grandes agglomérations de coupes (plus de 100 km²) couvrent une plus grande proportion de la superficie perturbée, la connectivité du paysage est améliorée puisque de plus grands massifs d'habitat sont laissés sur place. Les cibles de superficie des agglomérations de coupes devraient s'appuyer sur les superficies de feux rapportées pour le territoire considéré. Dans le cas du nord de l'UAF 085-51, la distribution de superficie de feux impliquerait que les agglomérations de coupes de plus de 100 km² couvrent environ 60 % de la superficie totale perturbée (Bergeron et al. 2004). Cependant, une proportion de 80 % de ces grandes agglomérations (Perron et al. 2008) favoriserait encore plus la connectivité structurelle du paysage.

Limites du modèle et suite au projet

La plus grande limite du modèle revient à l'estimation empirique des probabilités de transition des types forestiers après une perturbation. Généralement, les études de modélisation de la croissance des écosystèmes forestiers assument que la composition et la structure du peuplement redevient la même après une perturbation. Or, dans la pessière à mousses de l'Ouest, le phénomène de paludification des sols implique qu'une épaisseur plus ou moins grande de couche organique est laissée sur place dépendamment de la sévérité de la perturbation. Les probabilités de transition ont donc été basées sur l'opinion d'experts mais des recherches en cours et futures permettront d'acquérir plus de précisions sur la sévérité au sol des perturbations. Néanmoins, cette limite n'affecte pas de façon importante les résultats de l'étude puisque c'est plutôt la comparaison des scénarios qui permet d'orienter la prise de décisions. Pour donner suite au projet, une analyse de sensibilité de la sévérité au sol des perturbations pourrait avoir lieu, comme il a été fait avec les deux autres paramètres du régime (révolution et superficie des coupes). De plus, l'aménagement inéquienne pourrait faire l'objet de plus de complexité dans un éventuel modèle de la dynamique forestière de l'écosystème considéré.

Un lien entre les deux chapitres pourrait également être fait lors de l'élaboration éventuelle d'un modèle d'aménagement forestier qui vise à optimiser la récolte de bois et la conservation des parcelles d'habitat du caribou forestier les plus importantes pour la connectivité du paysage. En effet, des gains de connectivité pourraient avoir lieu si, à chaque pas de temps, une analyse de l'importance de chaque parcelle d'habitat pour la connectivité du paysage était réalisée afin d'enlever les parcelles les plus importantes de la possibilité forestière. De plus, la connectivité pourrait être calculée avec la distance effective (O'Brien et al. 2006), ce qui nécessite cependant plus de données de sélection d'habitat.

Finalement, d'autres indicateurs évaluatifs de l'aménagement forestier durable pourraient être suivis au cours du temps simulé avec le modèle. L'outil SELES

permet par exemple de calculer d'autres indices de patron du paysage, de suivre la structure d'âge du paysage (Fall et al. 2004) ou de localiser des domaines vitaux potentiels d'espèce indicatrice (Rayfield et al. 2008).

Références

Anderson, R.B. 1999. Peatland habitat use and selection by woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in northern Alberta. University of Alberta, Edmonton, Alberta. p. 49.

Andren, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - a review. *Oikos* **71**(3): 355-366.

Attwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems - The ecological basis for conservative management. *For. Ecol. Manage.* **63**(2-3): 247-300.

Baskent, E.Z., and Jordan, G.A. 2002. Forest landscape management modeling using simulated annealing. *For. Ecol. Manage.* **165**(1-3): 29-45.

Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: The challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* **86**(8): 1988-1995.

Bélisle, M., and Desrochers, A. 2002. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. *Landsc. Ecol.* **17**(3): 219-231.

Bélisle, M., Desrochers, A., and Fortin, M.J. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: A homing experiment. *Ecology* **82**(7): 1893-1904.

Belleau, A., Bergeron, Y., Leduc, A., Gauthier, S., and Fall, A. 2007. Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires: recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest. *For. Chron.* **83**(1): 72-83.

Belleau, A., and Légaré, S. 2008. Projet Tembec: Vers la mise en oeuvre d'une stratégie d'aménagement forestier s'inspirant de la dynamique des perturbations naturelles pour la région nord de l'Abitibi. *In* Aménagement écosystémique en forêt boréale. *Edited by* S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, and Y. Bergeron. Presses de l'Université du Québec, Québec (Qc). pp. 507-528.

Bergeron, Y., Cyr, D., Drever, C.R., Flannigan, M., Gauthier, S., Kneeshaw, D., Lauzon, E., Leduc, A., Le Goff, O., Lesieur, D., and Logan, K. 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *In*. Natl Research Council Canada-N R C Research Press. pp. 2737-2744.

Bergeron, Y., Drapeau, P., Gauthier, S., and Lecomte, N. 2007. Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt. *In*. Canadian Inst Forestry. pp. 326-337.

Bergeron, Y., Gauthier, S., Flannigan, M., and Kafka, V. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in Northwestern Quebec. *Ecology* **85**(7): 1916-1932.

Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A., and Gauthier, S. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: Stand- and forest-level considerations. *For. Chron.* **75**(1): 49-54.

Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B.D., and Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: A guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *In*. Exchange Centre Scientific Literature. pp. 81-95.

Bergerud, A.T. 1974. Decline of caribou in North America following settlement. *J. Wildl. Manage.* **38**: 757-770.

Bergerud, A.T. 1985. Antipredator strategies of caribou: dispersion along shorelines. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **63**: 1324-1329.

Bergerud, A.T., and Page, R.E. 1987. Displacement and dispersion of parturient caribou at calving as antipredator tactics. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **62**: 1566-1575.

Bradshaw, C.J.A., Boutin, S., and Hebert, D.M. 1997. Effects of petroleum exploration on woodland caribou in northeastern Alberta. *J. Wildl. Manage.* **61**(4): 1127-1133.

Brown, G.S. 2005. Habitat selection by woodland caribou in managed boreal forest of northeastern Ontario. University of Guelph, Guelph, Ontario. p. 207.

Brown, G.S., Mallory, F.F., and Rettie, W.J. 2003. Range size and seasonal movement for female woodland caribou in the boreal forest of northeastern Ontario. *Rangifer, Special Issue* **14**: 227-233.

Brown, G.S., Rettie, W.J., Brooks, R.J., and Mallory, F.F. 2007. Predicting the impacts of forest management on woodland caribou habitat suitability in black spruce boreal forest. *For. Ecol. Manage.* **245**(1-3): 137-147.

Bunn, A.G., Urban, D.L., and Keitt, T.H. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *In*. Academic Press Ltd. pp. 265-278.

Burton, P.J., Kneeshaw, D.D., and Coates, K.D. 1999. Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests. *For. Chron.* **75**(4): 623-631.

- Calabrese, J.M., and Fagan, W.F. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Front. Ecol. Environ.* **2**(10): 529-536.
- Chubbs, T.E., Keith, L.B., Mahoney, S.P., and McGrath, M.J. 1993. Response of woodland caribou (*Rangifer tarandus*) to clear-cutting in east-central Newfoundland. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **71**: 487-493.
- Cissel, J.H., Swanson, F.J., McKee, W.A., and Burditt, A.L. 1994. Using the past to plan the future in the Pacific-Northwest. *J. For.* **92**(8): 30-8.
- COSEPAC. 2002. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada, Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. p. xii + 112.
- Courbin, N., Fortin, D., Dussault, C., and Courtois, R. 2009. Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landsc. Ecol.* **24**(10): 1375-1388.
- Courtois, R. 2003. La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu. Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec. p. 368.
- Courtois, R., Gingras, A., Dussault, C., Breton, L., and Ouellet, J.P. 2003. An aerial survey technique for the forest-dwelling ecotype of Woodland Caribou, *Rangifer tarandus caribou*. *Can. Field-Nat.* **117**(4): 546-554.
- Courtois, R., Gingras, A., Fortin, D., Sebbane, A., Rochette, B., and Breton, L. 2008. Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **38**(11): 2837-2849.
- Courtois, R., Ouellet, J.P., Breton, L., Gingras, A., and Dussault, C. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Ecoscience* **14**(4): 491-498.
- Courtois, R., Ouellet, J.P., Dussault, C., and Gingras, A. 2004. Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Quebec. *For. Chron.* **80**(5): 598-607.
- Courtois, R., Ouellet, J.P., and Gagné, B. 1998. Characteristics of cutovers used by moose (*Alces alces*) in early winter. *Alces* **34**: 201-211.
- Courtois, R., Ouellet, J.P., Gingras, A., Dussault, C., and Banville, D. 2001. La situation du caribou forestier au Québec. *Le Naturaliste Canadien* **125**: 53-63.

Cumming, H.G. 1992. Woodland caribou - facts for forest managers. *For. Chron.* **68**(4): 481-489.

Cumming, H.G., and Beange, D.B. 1993. Survival of woodland caribou in commercial forest of northern Ontario *The Forestry Chronicle* **69**: 579-588.

Cumming, H.G., Beange, D.B., and Lavoie, G. 1996. Habitat partitioning between woodland caribou and moose in Ontario: the potential role of shared predation risk *Rangifer*, Special Issue **9**: 81-94.

Cyr, D., Gauthier, S., Bergeron, Y., and Carcaillet, C. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Front. Ecol. Environ.* **7**(10): 519-524.

Darby, W.R., and Pruitt, W.O. 1984. Habitat use, movement and grouping behavior of woodland caribou, *Rangifer tarandus caribou*, in Southeastern Manitoba. *Can. Field-Nat.* **98**: 184-190.

Drapeau, P., Leduc, A., Bergeron, Y., Gauthier, S., and Savard, J.P.L. 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. *The Forestry Chronicle* **79**: 531-540.

Drapeau, P., Leduc, A., Kneeshaw, D., and Gauthier, S. 2008. Paramètres à considérer pour le suivi de l'approche écosystémique dans une perspective d'aménagement adaptatif en pessière à mousses. *In Aménagement écosystémique en forêt boréale. Edited by S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, and Y. Bergeron.* Presses de l'Université du Québec, Québec. pp. 361-391.

Dussault, C., Courtois, R. and Ouellet, J.P. 2006. A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. *Can. J. For. Res.* **36**(5): 1097-1107.

Dyer, S.J., O'Neill, J.P., Wasel, S.M., and Boutin, S. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *J. Wildl. Manage.* **65**(3): 531-542.

Dyer, S.J., O'Neill, J.P., Wasel, S.M., and Boutin, S. 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **80**(5): 839-845.

E.S.R.I. 2008. ArcMap, version 9.2. *Edited by Environmental Systems Research Institute Inc,* Redlands, Ca.

Edmonds, E.J. 1988. Population status, distribution, and movements of Woodland caribou in West Central Alberta. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **66**: 817-826.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **34**: 487-515.

Fall, A., and Fall, J. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecol. Model.* **141**(1-3): 1-18.

Fall, A., and Fall, J. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecol. Model.* **141**(1-3): 1-18.

Fall, A., Fortin, M.J., Kneeshaw, D.D., Yamasaki, S.H., Messier, C., Bouthillier, L., and Smyth, C. 2004. Consequences of various landscape-scale ecosystem management strategies and fire cycles on age-class structure and harvest in boreal forests. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **34**(2): 310-322.

Fall, A., Fortin, M.J., Manseau, M., and O'Brien, D. 2007. Spatial graphs: Principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems* **10**(3): 448-461.

Farley, G. 2002. Intégration des conditions d'habitat pour la faune en forêt boréale aménagée: potentiels et limites d'un outil d'aide à la décision pour une gestion durable des territoires forestiers. Université du Québec à Montréal, Montréal. p. 154.

Fenton, N.J., Bescond, H., Imbeau, L., Boudreault, C., Drapeau, P., and Bergeron, Y. 2008. Évaluation sylvicole et écologique de la coupe partielle dans la forêt boréale de la ceinture d'argile. *In* Aménagement écosystémique en forêt boréale. *Edited by* S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, and Y. Bergeron. Presses de l'Université du Québec, Québec (Qc). pp. 393-415.

Fenton, N.J., Simard, M., and Bergeron, Y. 2009. Emulating natural disturbances: the role of silviculture in creating even-aged and complex structures in the black spruce boreal forest of eastern North America. *J. For. Res.* **14**(5): 258-267.

Fortin, D., Courtois, R., Etcheverry, P., Dussault, C., and Gingras, A. 2008. Winter selection of landscapes by woodland caribou: behavioural response to geographical gradients in habitat attributes. *Journal of Applied Ecology* **45**(5): 1392-1400.

Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity - Species, ecosystems, or landscapes. *Ecol. Appl.* **3**(2): 202-205.

Gauthier, S., A. Leduc, Y. Bergeron, and Goff, H.L. 2008. La fréquence des feux et l'aménagement forestier inspiré des perturbations naturelles. *In* Aménagement écosystémique en forêt boréale. *Edited by* S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, and Y. Bergeron. Presses de l'Université du Québec, Québec. pp. 60-77.

Hins, C., Ouellet, J.P., Dussault, C., and St-Laurent, M.H. 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect. *For. Ecol. Manage.* **257**(2): 636-643.

Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H., and Roberts, C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol. Lett.* **8**(1): 23-29.

Howard, R.A. 1971. *Dynamic probabilistic Systems. Volume II: Semi-Markov and decision processes*, Wiley, New York, NY.

Imbeau, L., and Desrochers, A. 2002. Area sensitivity and edge avoidance: the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. *For. Ecol. Manage.* **164**(1-3): 249-256.

Imbeau, L., Monkkonen, M., and Desrochers, A. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandia. *Conserv. Biol.* **15**(4): 1151-1162.

Imbeau, L., Savard, J.P.L., and Gagnon, R. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **77**(12): 1850-1860.

James, A.R.C. 1999. *Effects of industrial development on the predator-prey relationship between wolves and caribou in northeastern Alberta*. University of Alberta, Edmonton. p. 80.

James, A.R.C., Boutin, S., Hebert, D.M., and Rippin, A.B. 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *J. Wildl. Manage.* **68**(4): 799-809.

Jetté, J.-P. 2007. Répartition spatiale des interventions dans la pessière à mousses : orientations concernant les dérogations à la coupe en mosaïque. *Edited by* Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune Direction de l'Environnement Forestier. Gouvernement du Québec, Québec (Qc). p. 13 p.

Johnson, C.J. 2000. *A multi-scale behavioural approach to understand the movements of woodland caribou*. University of Northern British Columbia, Prince George, British Columbia. p. 210.

Johnson, C.J., Parker, K.L., and Heard, D.C. 2001. Foraging across a variable landscape: behavioral decisions made by woodland caribou at multiple spatial scales. *Oecologia* **127**(4): 590-602.

- Jolicoeur, H. 1993. Des caribous et des hommes. L'histoire de la réintroduction du caribou dans les Grands-Jardins. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Québec, Québec. p. 76.
- Kafka, V., Gauthier, S., and Bergeron, Y. 2001. Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Quebec. *Int. J. Wildland Fire* **10**(2): 119-127.
- Kneeshaw, D., Leduc, A., Messier, C., Drapeau, P., Pare, D., Gauthier, S., Carignan, R., Doucet, R., and Bouthillier, L. 2000. Developing biophysical indicators of sustainable forest management at an operational scale. *The Forestry Chronicle* **76**: 482-493.
- Landres, P.B., Morgan, P., and Swanson, F.J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *In*. *Ecological Soc Amer.* pp. 1179-1188.
- Lantin, É. 2003. Évaluation de la qualité des habitats d'alimentation pour le caribou forestier en forêt boréale du Nord-Ouest du Québec. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec. p. 112.
- Leduc, A., Bergeron, Y., Drapeau, P., Harvey, B., and Gauthier, S. 2000. Le régime naturel des incendies forestiers : un guide pour l'aménagement durable de la forêt boréale. *L'Aubelle* **134**: 13-16, 22.
- Mahoney, S.P., and Virgl, J.A. 2003. Habitat selection and demography of a nonmigratory woodland caribou population in Newfoundland. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **81**(2): 321-334.
- Manseau, M., Fall, A., O'Brien, D., and Fortin, M.J. 2002. National parks and the protection of the woodland caribou: a multi-scale landscape analysis. *Research Links* **10**(2): 24-28.
- Mazerolle, M.J. 2006. Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphib. Reptil.* **27**(2): 169-180.
- Minor, E.S., and Urban, D.L. 2007. Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. *Ecol. Appl.* **17**(6): 1771-1782.
- Minor, E.S., and Urban, D.L. 2008. A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conserv. Biol.* **22**(2): 297-307.
- Mladenoff, D.J., White, M.A., Pastor, J., and Crow, T.R. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. *Ecol. Appl.* **3**(2): 294-306.
- Morris, D.W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia* **136**(1): 1-13.

MRNF. 2005. Espèces menacées et vulnérables au Québec. Available from <http://www.fapaq.gouv.qc.ca>

MRNF. 2009. Données numériques écoforestières du Québec à l'échelle de 1:20 000] [ressource électronique] : [produit par la] Direction des inventaires forestiers, Ministère des ressources naturelles et de la faune.

Nappi, A., and Drapeau, P. 2009. Reproductive success of the black-backed woodpecker (*Picoides arcticus*) in burned boreal forests: Are burns source habitats? *Biol. Conserv.* **142**(7): 1381-1391.

Nappi, A., Drapeau, P., and Savard, J.P.L. 2004. Salvage logging after wildfire in the boreal forest: Is it becoming a hot issue for wildlife? *For. Chron.* **80**(1): 67-74.

Noss, R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *For. Ecol. Manage.* **115**(2-3): 135-146.

O'Brien, D., Manseau, M., Fall, A., and Fortin, M.J. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biol. Conserv.* **130**(1): 70-83.

Paré, M., É. Cyr, S. Légaré, M. Morin, and Thibodeau, S. 2007. Plan d'aménagement pour l'habitat du caribou au nord de La Sarre. MRNF, Tembec, LaSarre, Québec. p. 73.

Pascual-Hortal, L., and Saura, S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landsc. Ecol.* **21**(7): 959-967.

Pascual-Hortal, L., and Saura, S. 2008. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *Eur. J. For. Res.* **127**(1): 23-31.

Pelletier, G., Dumont, Y., Bédard, M., and Bergeron, J. 1996. SIFORT. *Arpenteur Géomètre* **23**: 8-9.

Perron, N., L. Bélanger, and Vaillancourt, M.-A. 2008. Organisation spatiale des peuplements et de la forêt résiduelle sous régimes de feu et de coupes. *In* Aménagement écosystémique en forêt boréale. *Edited by* S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, and Y. Bergeron. Presses de l'Université du Québec, Québec. pp. 137-163.

Potvin, F., Lowell, K., Fortin, M.J., and Belanger, L. 2001. How to test habitat selection at the home range scale: A resampling random windows technique. *Ecoscience* **8**(3): 399-406.

R Development Core Team. 2008. R: A Language and Environment for Statistical Computing. *Edited by* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Racey, G.A., Harris, A., Gerrish, L., Armstrong, E., McNicol, J., and Baker, J. 1999. Forest management guidelines for the conservation of woodland caribou: a landscape approach. Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay, Ontario. p. 69.

Rayfield, B., James, P.M.A., Fall, A., and Fortin, M.J. 2008. Comparing static versus dynamic protected areas in the Quebec boreal forest. *Biol. Conserv.* **141**(2): 438-449.

Rettie, W.J., and Messier, F. 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **76**(2): 251-259.

Rettie, W.J., and Messier, F. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* **23**(4): 466-478.

Rettie, W.J., and Messier, F. 2001. Range use and movement rates of woodland caribou in Saskatchewan. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **79**(11): 1933-1940.

Robitaille, A., and Saucier, J.-P. 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional.*, Sainte-Foy, Quebec, Canada.

Rominger, E.M., and Oldemeyer, J.L. 1989. Early-winter habitat of woodland caribou, Selkirk mountains, British-Columbia. *J. Wildl. Manage.* **53**(1): 238-243.

Rothley, K.D., and Rae, C. 2005. Working backwards to move forwards: Graph-based connectivity metrics for reserve network selection. *Environ. Model. Assess.* **10**(2): 107-113.

Saura, S., and Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landsc. Urban Plan.* **83**(2-3): 91-103.

Schaefer, J.A. 2003. Long-term range recession and the persistence of caribou in the taiga. *Conserv. Biol.* **17**(5): 1435-1439.

Seip, D.R. 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in Southeastern British-Columbia. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **70**(8): 1494-1503.

Seymour, R., and Hunter, M.L.J. 1999. Principles of ecological forestry. *In* Maintaining biodiversity in forest ecosystems. *Edited by* M. L. Jr. Hunter. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 22-61.

- Simard, M., Lecomte, N., Bergeron, Y., Bernier, P.Y., and Pare, D. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecol. Appl.* **17**(6): 1619-1637.
- Smith, K.G., Ficht, E.J., Hobson, D., Sorensen, T.C., and Hervieux, D. 2000. Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **78**(8): 1433-1440.
- StuartSmith, A.K., Bradshaw, C.J.A., Boutin, S., Hebert, D.M., and Rippin, A.B. 1997. Woodland Caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta. *J. Wildl. Manage.* **61**(3): 622-633.
- Sutherland, G.D., O'Brien, D.T., Fall, A.L., Waterhouse, F.L., Harestad, A.S., and Buchanan, J.B. 2007. A framework to support landscape analyses of habitat supply and effects on populations of forest-dwelling species: a case study based on the Northern Spotted Owl. British Columbia Ministry of Forests and Range, Research branch, Tech. Rep. 038., Victoria.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., and Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* **68**(3): 571-573.
- Tischendorf, L., and Fahring, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* **90**(1): 7-19.
- Urban, D., and Keitt, T. 2001. Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. *Ecology* **82**(5): 1205-1218.
- Van Wagner, C.E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **8**: 220-227.
- Veillette, J.J. 1994. Evolution and paleohydrology of glacial lakes Barlow and Ojibway. *Quat. Sci. Rev.* **13**(9-10): 945-971.
- Wagner, H.H., and Fortin, M.J. 2005. Spatial analysis of landscapes: Concepts and statistics. *Ecology* **86**(8): 1975-1987.
- Wilson, J.E. 2000. Habitat characteristics of late wintering areas used by woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in northeastern Ontario. Laurentian University, Sudbury, Ontario. p. 103.
- With, K.A., Gardner, R.H., and Turner, M.G. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* **78**(1): 151-169.
- Wittmer, H.U., Sinclair, A.R.E., and McLellan, B.N. 2005. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. *Oecologia* **144**(2): 257-267.