

Changement d'abondance
et adaptations du caribou
dans un paysage sous
aménagement

8150-06-01

Ressources naturelles
et Faune

Québec



Direction de la recherche sur la faune
Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord

CHANGEMENT D'ABONDANCE ET ADAPTATIONS DU CARIBOU
DANS UN PAYSAGE SOUS AMÉNAGEMENT

par

Réhaume Courtois¹

Aïssa Sebbane¹

André Gingras¹

Bruno Rochette¹

Laurier Breton¹

Daniel Fortin²

¹Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

²Université Laval

Décembre 2005

Dépôt légal : Bibliothèque nationale du Québec, 2006

ISBN : 2-550-46014-6

RÉSUMÉ

Nous avons étudié les réactions du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) durant la réalisation d'un plan d'aménagement forestier au sud-ouest du réservoir Manicouagan, sur la Côte-Nord du Québec. Le plan proposait un zonage du site d'étude (2772 km²) selon différentes vocations, essentiellement : 1) des blocs de protection totalisant 508 km² et répartis en quatre unités de 35 à 182 km² où la coupe était différée afin de conserver un habitat minimum pour le caribou; 2) des corridors de déplacement d'une superficie totale de 57 km² pour permettre les mouvements du caribou entre les blocs de protection et 3) des aires de coupes concentrées dans le reste du territoire afin de faciliter l'exploitation de la matière ligneuse et de régénérer des habitats propices au caribou à moyen terme. Un inventaire aérien annuel et le suivi télémétrique de 13-22 caribous femelles par année visaient à déterminer si les caribous se maintenaient dans le territoire aménagé, s'ils utilisaient les blocs de protection, les corridors de déplacement et les secteurs où la coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) était pratiquée. Nous avons aussi inventorié 10 parterres de coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS), 10 parterres de coupes avec protection de la haute régénération et des sols (CPHRS), 11 CPPTM et 16 peuplements non coupés pour évaluer la capacité des trois types de coupes à régénérer les caractéristiques forestières en absence de coupe.

Avant le début des opérations, le site d'étude était dominé par les résineux mûrs avec et sans lichen. Les coupes ont prélevé 2-3 % de la superficie du site d'étude par année. Elles occupaient 28 km² en mars 1999 contre 393 km² en 2005 faisant ainsi passer l'importance des milieux ouverts (coupes, brûlis) de 5 % en 1999 à 17 % six ans plus tard. Le nombre total de caribous a baissé de 59 % entre mars 1999 et mars 2001, l'effectif passant de 104 à 43 individus, principalement parce que certains groupes se sont déplacés à l'extérieur du territoire aménagé, probablement à cause du dérangement causé par les opérations forestières. Le nombre de caribous s'est toutefois accru par la suite si bien que 93 et 88 individus ont été dénombrés en mars 2004 et 2005 respectivement. Le recrutement était faible en 1999 (13 % de faons en mars) mais élevé (18-27 %) par la suite. Le taux de survie annuel des femelles suivies par télémétrie était faible entre mars 1998 et mars 2002 (73,3-84,7 %), mais il s'est accru (87,3-94,0 %) par la suite. Les caribous ont utilisé principalement les blocs de protection et la forêt continue du site d'étude mais, si l'on tient compte des superficies disponibles, les blocs de protection étaient

sélectionnés, les corridors de déplacement étaient utilisés proportionnellement à leur superficie alors que la forêt continue et les coupes, y compris les CPPTM, étaient évitées. L'indice de sélection des blocs de protection est demeuré plus bas à partir de l'année 2000 alors que des coupes étaient réalisées de chaque côté de certains blocs. On a remarqué un déplacement graduel des zones d'utilisation intensive vers l'ouest, en raison du dérangement et des pertes d'habitat dues à l'exploitation des résineux mûrs dans la partie est du site d'étude. La sélection d'habitat a peu changé durant l'étude, les caribous recherchant principalement les résineux mûrs fermés et les résineux mûrs ouverts avec ou sans lichens. Les milieux ouverts (coupes et brûlis) de même que les sites en régénération, les feuillus et les mélangés ainsi que les plans d'eau étaient évités alors que les tourbières étaient utilisées proportionnellement à leur disponibilité.

Le prélèvement des arbres a amené des différences importantes, au niveau de la strate arborescente et du couvert latéral et vertical, entre les sites coupés et les peuplements forestiers non perturbés. Cependant, les sites coupés avaient conservé les principaux attributs de la strate arbustive et du recouvrement au sol. On notait toutefois moins de jeunes résineux et de lichens arboricoles et plus de débris, de litière et de sol nu dans les coupes. Les trois types de coupes différaient peu. Les arbres commerciaux résiduels étaient rares même dans les CPPTM. Ces dernières comportaient toutefois moins de jeunes épinettes et plus de sapins que les CPRS et les CPHRS. Le recouvrement au sol des CPPTM comprenait aussi plus de mousses et moins de lichens terricoles et d'éricacées. Les différences entre les types de coupe étaient probablement moins dépendantes des pratiques sylvicoles que des conditions prévalant avant coupe.

Nous concluons que le plan d'aménagement a permis de maintenir le caribou dans le site d'étude et que les coupes pratiquées permettront de régénérer un habitat adéquat pour le caribou à long terme, au moins dans la partie est du site d'étude. Des coupes partielles sur une partie des sites exploités permettraient d'accélérer la reconstitution du couvert et de mieux imiter l'effet des feux de forêt. Selon le patron de coupe actuel, il faudrait attendre que les caribous recommencent à fréquenter les sites coupés avant de poursuivre les opérations forestières. Des recommandations sont proposées pour optimiser l'aménagement forestier dans une optique de préservation du caribou.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
RÉSUMÉ	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	v
LISTE DES TABLEAUX ET ANNEXE.....	vi
LISTE DES FIGURES.....	vii
1. INTRODUCTION.....	1
2. SITE D'ÉTUDE.....	4
3. MÉTHODES.....	6
3.1 Inventaire, marquages et télémétrie.....	6
3.2 Carte des habitats	7
3.3 Inventaire des habitats	7
3.4 Traitement des données	8
4. RÉSULTATS.....	10
4.1 Inventaires du caribou.....	10
4.2 Marquages et mortalités	12
4.3 Caractéristiques des habitats dans le site d'étude et changements temporels....	12
4.4 Utilisation de l'espace.....	13
4.5 Sélection d'habitat	19
4.6 Inventaire des habitats.....	20
5. DISCUSSION.....	26
5.1 Évolution de la population.....	29
5.2 Importance des blocs de protection, des corridors de déplacement et des CPPTM.....	31
5.3 Régénération des habitats du caribou.....	34
6. IMPLICATIONS POUR LA GESTION FORESTIÈRE.....	36
REMERCIEMENTS.....	39
LISTE DES RÉFÉRENCES.....	41
ANNEXE.....	47

LISTE DES TABLEAUX ET ANNEXE

	Page
Tableau 1. Caribous observés, densité corrigée pour le taux de visibilité et indice du recrutement lors des inventaires aériens réalisés dans le site d'étude entre mars 1999 et mars 2005.....	10
Tableau 2. Nombre de femelles sous suivi télémétrique dans le site d'étude entre mars 1998 et mars 2005, causes de mortalité et taux de survie de ces femelles.....	12
Tableau 3. Pourcentage de la superficie du site d'étude occupé par les divers habitats identifiés sur les images Landsat au début et à la fin du suiv.....	13
Tableau 4. Nombre et pourcentage des localisations de caribous réalisées dans le territoire de l'entente par année entre mars 1998 et mars 2005....	14
Tableau 5. Superficie (km ²) et nombre de localisations de caribous par km ² (N/km ²) selon l'affectation territoriale à l'intérieur du territoire de l'entente entre 1998 et 2005.....	14
Tableau 6. Nombre de localisations de caribous par km ² dans les huit classes d'habitat identifiées sur les images Landsat du territoire de l'entente entre 1998 et 2005.....	16
Tableau 7. Densité, surface terrière, diamètre moyen, hauteur et fermeture de la cime des arbres dans les parterres de coupe et la forêt non coupée du site d'étude d'après l'inventaire de juillet et août 2004.....	22
Tableau 8. Densité de la régénération et des gaulis dans les parterres de coupe et la forêt non coupée du site d'étude d'après l'inventaire de juillet et août 2004.....	23
Tableau 9. Caractéristiques de la strate rase et du couvert latéral dans les parterres de coupe et la forêt non coupée du site d'étude en juillet et août 2004.....	24
Annexe 1. Caractéristiques avant coupe des secteurs qui ont été coupés.....	43

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1. Localisation des blocs et corridors de protection à l'intérieur de l'aire d'étude.....	5
Figure 2. Localisation des ravages de caribous et des coupes forestières dans le site d'étude entre 1999 et 2005.....	11
Figure 3. Utilisation des blocs de protection, des corridors de déplacement, de la forêt continue et des coupes par rapport aux valeurs attendues selon leur superficie à l'intérieur du site d'étude. Une valeur >1,0 indique une utilisation plus élevée que ce qui serait attendu.....	15
Figure 4. Zone d'utilisation intensive (clusters) des caribous suivis par télémétrie dans le site d'étude entre mars 1999 et mars 2001.....	17
Figure 5. Zone d'utilisation intensive (clusters) des caribous suivis par télémétrie dans le site d'étude entre mars 2001 et mars 2005.....	18
Figure 6. Indices de sélection pour les diverses classes d'habitat identifiées sur les images satellitaires Landsat chez les caribous suivis par télémétrie entre mars 1998 et mars 2005 dans le site d'étude. La ligne horizontale représente les valeurs attendues (absence de sélection) (EA : plans d'eau ; TB : tourbières ; RS : résineux mûrs fermés sans lichen ; RO : résineux mûrs ouverts sans lichen ; RL_LL : résineux mûrs ouverts ou landes avec lichens ; OV_BR : milieux ouverts non régénérés [brûlis et coupes] ; RR_LS : régénération résineuse ou landes sans lichen ; RF_FM : feuillus ou mélangés en régénération ou mûrs).....	19
Figure 7. Distribution de fréquence du diamètre à hauteur de poitrine des arbres laissés en place dans les parterres de coupe.....	25

1. INTRODUCTION

L'abondance et l'aire de répartition du caribou forestier ont diminué de façon dramatique au cours des 150 dernières années et son déclin semble se poursuivre dans la majeure partie des populations nord-américaines, y compris le Québec (Bergerud 1974, Cumming *et al.* 1996; Mallory et Hillis 1998, Courtois *et al.* 2003a). Les causes exactes de sa précarité ne sont pas connues avec certitude mais il est généralement admis que la chasse et la prédation constituent les causes proximales les plus probables (Bergerud 1974, Cumming 1992, Cumming *et al.* 1996, Courtois *et al.* 2002a). Cependant, depuis le début des années 1990, de plus en plus de chercheurs considèrent que la compétition apparente (Holt et Kotler 1987) avec l'orignal pourrait être la cause distale la plus probable, le caribou ayant besoin de se séparer spatialement de cette espèce et des autres proies alternatives du loup pour diminuer leur propre risque de prédation (Bergerud *et al.* 1990; Seip 1991, 1992; Cumming *et al.* 1996; James *et al.* 2004). Si tel est le cas, les coupes forestières pourraient accentuer la prédation du caribou en favorisant le rajeunissement de la forêt et la succession forestière ce qui entraînerait l'implantation des proies alternatives et de leur prédateurs, principalement le loup et l'ours noir (Smith *et al.* 2000, Mahoney et Virgl 2003).

Les risques associés aux modifications d'habitat ont amené plusieurs auteurs à suggérer des mesures de mitigation pour protéger le caribou. Cependant, cette espèce effectue de grands déplacements et elle recherche, particulièrement durant l'hiver, des résineux mûrs et surannés également recherchés par l'industrie forestière (Armleder et Stevenson 1996). Les aménagistes doivent donc développer des approches de gestion intégrée qui permettent de protéger le caribou tout en restreignant les impacts sur l'industrie forestière puisque ni la protection intégrale de l'habitat ni le développement maximum de l'exploitation forestière sont des avenues socialement acceptables (Armleder et Stevenson 1996).

Pour l'écotype forestier, qui recherche principalement les lichens terricoles en hiver, Cumming (1992) suggère d'identifier et d'aménager uniquement les 5-10 % du territoire correspondant aux habitats d'hiver, de mise bas et de rut ainsi que les corridors reliant ces habitats saisonniers lorsque ceux-ci sont dictés par la topographie puisque, d'après cet auteur, la faible abondance du caribou et les impacts importants sur l'industrie forestière ne justifient pas toujours une protection

intégrale de son habitat. Quelques années plus tard, Cumming *et al.* (1996) ont proposé d'exclure l'exploitation forestière des aires d'hivernement en y ajoutant une bande de 3 km pour assurer l'espacement du caribou des proies alternatives et du loup et pour minimiser le dérangement. À l'extérieur des sites d'hivernement, ils ont suggéré d'aménager des sites de remplacement qui pourront être utilisés par le caribou lorsque les sites actuels deviendront inaccessibles.

Ces approches comportent toutefois des limites importantes reliées à la connaissance de la localisation exacte des sites de mise bas, de rut et des corridors de déplacement (Ferguson et Elkie 2004) et parce que les mortalités du caribou se produisent souvent à l'extérieur de ces habitats prioritaires (Sebbane et al 2002, Kojola *et al.* 2004). Compte tenu de ces limites, et parce que le caribou a su s'adapter aux perturbations naturelles de son environnement, la majeure partie des auteurs suggèrent maintenant d'utiliser une approche écosystémique pour aménager son habitat. Comme le feu est le principal agent perturbateur des forêts résineuses où l'on retrouve le caribou, des stratégies d'aménagement par grands blocs sont généralement proposées pour imiter les paysages issus des feux de forêts en terme de répartition, de superficie et de sévérité des perturbations. Les objectifs généraux de cette stratégie sont de fournir un apport soutenu d'habitats d'hiver à l'intérieur de grands blocs contigus de forêts matures irrégulières, de protéger les sites de mise bas connus, d'assurer l'espacement du caribou et des proies alternatives en diminuant la fragmentation de l'habitat, de minimiser le dérangement tout en assurant la viabilité de l'industrie forestière (Cichowski 1996, Hervieux *et al.* 1996, Racey et Armstrong 1996, Seip 1998).

Une approche similaire a été récemment proposée pour le Québec (Courtois *et al.* 2004). Cette stratégie suggère d'aménager l'habitat par blocs de 100-250 km², d'identifier les sites les plus fortement utilisés par le caribou à l'aide d'inventaires aériens, de la télémétrie et de cartes d'habitat (forêts matures, lichens terricoles), de protéger ces sites intégralement, de maintenir leur connectivité et de concentrer les coupes forestières dans des unités d'aménagement où l'on utilisera diverses techniques de coupes pour régénérer à moyen terme une forêt résineuse similaire à celle qui existait avant coupe (Courtois *et al.* 2004).

À l'hiver 2000, un comité tripartite formé de représentants de la compagnie Kruger et des secteurs Forêt Québec et Faune Québec du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune a été

mandaté pour mettre en place un plan d'aménagement forestier de la partie sud-ouest de l'aire commune 093-20 afin d'harmoniser les activités de récolte forestière et les besoins du caribou forestier (Anonyme 2000a). Le plan d'aménagement qui s'inspirait des lignes directrices précédentes a été entériné par les autorités des trois parties au printemps 2000. D'une durée de cinq ans, il proposait un zonage de l'aire visée par l'entente selon différentes vocations, essentiellement des blocs de protection où la coupe était différée afin de conserver un habitat minimum pour le caribou, des corridors de déplacement pour permettre les mouvements du caribou et, à l'extérieur de ces sites protégés, des aires de coupes concentrées qui facilitaient l'exploitation de la matière ligneuse. Dans ces dernières, les coupes totales avec protection de la régénération et des sols (CPRS) et les coupes avec protection de la haute régénération et des sols (CPHRS) étaient autorisées mais la coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) était favorisée dans les peuplements qui s'y prêtaient. Ce type d'intervention visait à diminuer les impacts sur le milieu en maintenant une partie de l'obstruction latérale et en limitant l'enfeuillage des sites coupés. Les activités forestières dans les pessières à lichens étaient autorisées, sauf dans les sites fragiles.

Dans une optique de gestion adaptative (Holling 1978), l'entente prévoyait un suivi faunique et forestier pour évaluer les impacts du plan d'aménagement et y apporter les correctifs qui s'avéreraient nécessaires (Anonyme 2000b). Les objectifs du programme de suivi étaient : 1) de déterminer si les caribous peuvent se maintenir et prospérer dans le territoire de l'entente; 2) de vérifier s'ils utilisent les blocs de protection et les corridors de déplacement ainsi que les secteurs où la CPPTM est pratiquée, et finalement 3) d'évaluer si les caractéristiques forestières (régénération résineuse, qualité et quantité suffisante de nourriture pour le caribou) se rétablissent à la suite des interventions forestières. Pour donner suite à ces recommandations, nous avons effectué un inventaire aérien annuel du territoire de l'entente, un suivi télémétrique des caribous fréquentant ce territoire et un inventaire de végétation dans les secteurs de coupe. Le présent rapport présente les résultats obtenus entre mars 1998 et mars 2005, soit depuis le début des opérations forestières dans le territoire de l'entente, c'est-à-dire, deux ans avant la mise en place du plan d'aménagement forestier et durant les cinq années du Plan.

2. SITE D'ÉTUDE

Le site d'étude est localisé sur la Côte-Nord du Québec ($-51^{\circ}22' \text{ N}$; $69^{\circ}30' \text{ O}$), au sud-ouest du réservoir Manicouagan et couvre une superficie de 2772 km^2 (figure 1). Au début de l'étude, le site était dominé par des peuplements matures d'épinette noire (*Picea mariana*) et de sapin baumier (*Abies balsamea*), auxquels s'associaient quelques peuplements de pin gris (*Pinus banksiana*) dans la partie nord du site d'étude. Les peuplements résineux (82 % du site d'étude) étaient plus denses dans la partie centrale du site d'étude qu'en périphérie où l'on retrouvait un important tapis de lichens terrestres. Le reste du site d'étude était occupé par les plans d'eau (7 %), les brûlis (3 %), les sites en régénération (5 %), les tourbières (3 %) et les peuplements feuillus ou mélangés matures (<1 %) qui étaient toutefois rares et dispersés dans l'ensemble du site d'étude. Le brûlis principal occupait environ $7,2 \text{ km}^2$ dans la section nord-est du site d'étude. La topographie est caractéristique du Bouclier canadien, avec un relief ondulé et des collines de 250 à 800 m d'altitude. Les températures moyennes oscillent généralement entre -23°C en janvier et 14°C en juillet (Crête et Courtois 1997) et la couverture de neige au sol est d'environ 100 cm en février et mars. En 1999, la densité du caribou était d'environ 1,6 individu par 100 km^2 (Courtois *et al.* 2003b). L'orignal (*Alces alces* : $-4,3$ par 100 km^2 ; Gingras *et al.* 1989), le loup (*Canis lupus* : $-0,36$ par 100 km^2 ; Larivière *et al.* 2000) et l'ours noir (*Ursus americanus* : densité inconnue) sont également présents.

Le plan d'aménagement a identifié 508 km^2 de territoire protégé, soit quatre blocs de protection de 35 à 182 km^2 reliés par des corridors de déplacements de 400-2000 m de large (57 km^2) dans l'aire principale auxquels ont été ajoutés deux autres blocs de protection correspondant à des îles de 35 et 40 km^2 situées à l'est de l'aire principale (figure 1). Ces territoires protégés ont été délimités en considérant les principaux sites utilisés par le caribou d'après la télémétrie VHF réalisée entre 1998 et 2001 (Courtois *et al.* 2002a). Le reste du territoire de l'entente, soit 2280 km^2 (80 %) pouvait faire l'objet de coupes forestières qui ont globalement progressé de l'est vers l'ouest. À l'hiver 2005, 17 % de la superficie du site d'étude avait été exploité. Les types de coupes dominantes étaient les CPHRS avec 45,2 % des aires coupées, suivies des CPRS (39,6 %), des CPPTM (12,9 %) et des coupes totales sans protection de la régénération préétablie (2,2 %). Les stratégies d'exploitation forestière sont présentées à l'annexe 1.

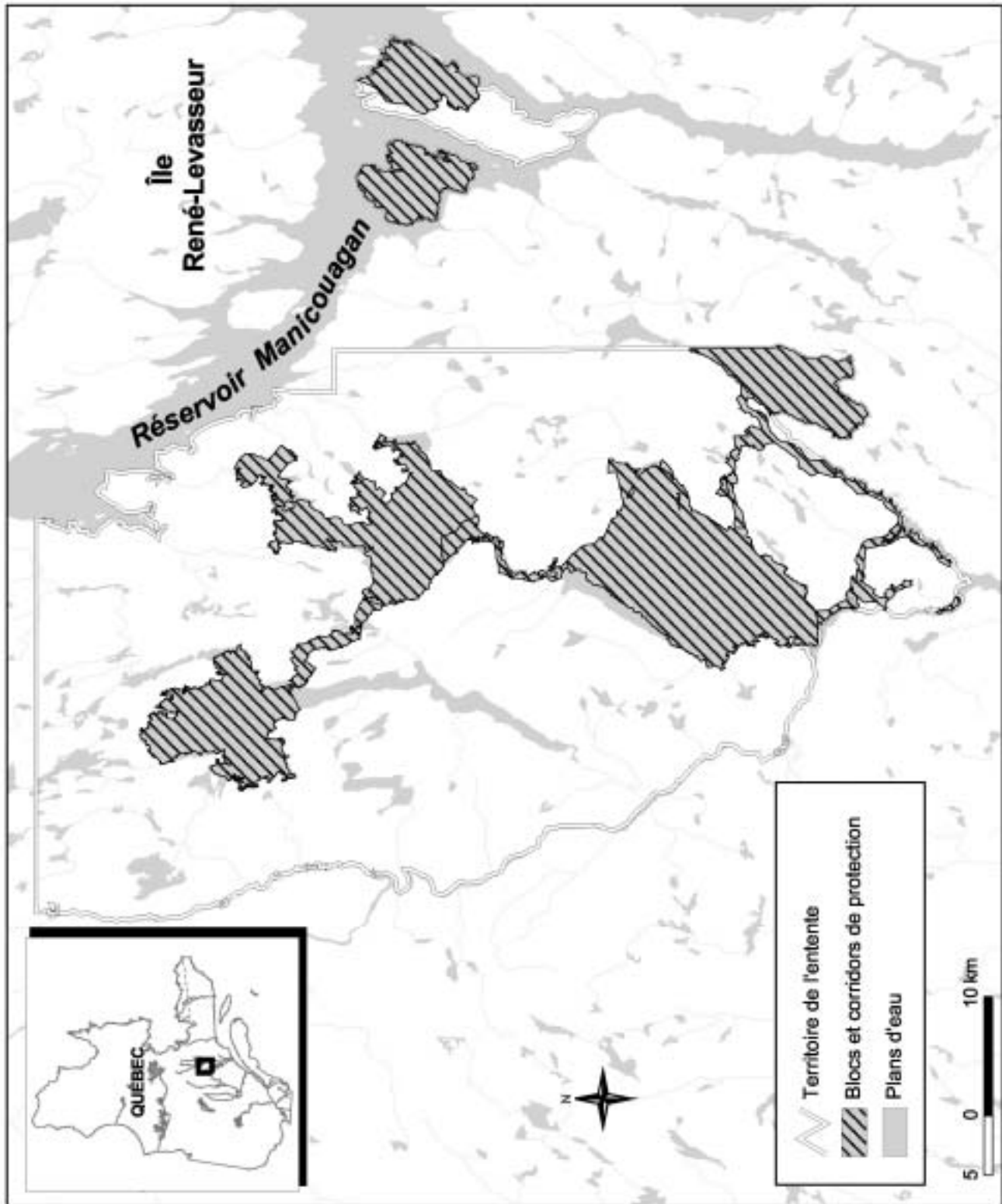


Figure 1. Localisation des blocs et corridors de protection à l'intérieur de l'aire d'étude.

3. MÉTHODES

Le programme de suivi prévoyait un inventaire annuel pour évaluer les changements de densité ainsi que le suivi télémétrique VHF de 10 à 15 caribous afin d'étudier leurs déplacements et de décrire les habitats qu'ils utilisent à l'échelle annuelle et multi-annuelle. L'inventaire de végétation visait à décrire les changements du couvert latéral et de l'importance des lichens arboricoles et terricoles engendrés par la CPRS, la CPHRS (coupes avec protection de la haute régénération et des sols) et la CPPTM.

3.1 Inventaire, marquages et télémétrie

Le site d'étude a été inventorié en 1999 (18-28 mars), avant la mise en application du plan d'aménagement forestier ainsi qu'entre 2002 et 2005 (12-18 mars 2002, 4-8 mars 2003, 14-16 mars 2004, 11-17 mars 2005) selon la technique décrite par Courtois *et al.* (2003b). À chaque occasion, le site a d'abord été survolé systématiquement en avion (Cessna 337) selon des lignes de vol nord-sud espacées à de 2,1 km à 200 m d'altitude et à 180 km/h pour localiser les pistes de caribous. L'équipe était composée du pilote, d'un navigateur-observateur assis à l'avant et de deux observateurs à l'arrière et la navigation s'effectuait à l'aide du GPS et de cartes topographiques 1 : 50 000 sur lesquelles le navigateur-observateur cartographiait les réseaux de pistes. Les ravages étaient par la suite (généralement le lendemain) survolés à basse altitude en hélicoptère (Astar 350BA) pour dénombrer et catégoriser (adultes, faons) les caribous d'après la taille des individus et leur comportement. Cette équipe comprenait le pilote, un navigateur-observateur et un observateur.

Entre cinq et neuf individus ont été équipés de collier VHF annuellement pour remplacer les animaux morts et maintenir un minimum de 15 à 20 individus convenablement répartis dans l'ensemble de l'aire d'étude (1998 : 7 femelles; 1999 : 6 femelles; 2000 : 4 femelles et 1 mâle; 2001 : 6 femelles et 2 mâles; 2002 : 7 femelles et 2 mâles; 2003 : aucun marquage; 2004 : 7 femelles et 1 mâle). Tous les caribous ont été capturés à l'aide d'un lance-filet manipulé à partir d'un hélicoptère de type Astar 350BA (Potvin et Breton 1988). Aucun tranquillisant n'a été utilisé. Lors des marquages, des étiquettes ont été apposées aux oreilles des individus, leur âge était estimé et on déterminait leur sexe.

Les caribous marqués étaient localisés aux trois semaines environ dans le but d’obtenir une quinzaine de localisations par animal et par année. Les repérages télémétriques ont été réalisés en avion (Navajo 350, Cessna 185, Cessna 310 et Cessna 337) munis de deux antennes unidirectionnelles. Au total, 1662 localisations ont été enregistrées entre le 18 mars 1998 et le 20 mars 2005 dont 913 réalisées dans le territoire de l’entente, les autres ayant été faites alors que les caribous se situaient dans une zone périphérique de 25 km autour du site d’étude. Pour diminuer les coûts du suivi, aucun effort n’était fait pour localiser les animaux lorsqu’ils s’éloignaient davantage. Les colliers des caribous morts à la chasse étaient récupérés aux stations d’enregistrement dans les jours qui suivaient l’abattage. Pour limiter les coûts d’hélicoptère, les colliers des individus morts d’autres causes étaient récupérés annuellement, après la chasse ou lors des marquages, sans tenter de déterminer la cause exacte de la mort. Les taux de survie annuels des femelles ont été estimés à l’aide du logiciel Micromort (Heisey et Fuller 1985).

3.2 Carte des habitats

Les caractéristiques du couvert végétal du site d’étude ont été déterminées à partir d’images satellitaires Landsat TM classifiées en huit catégories (plan d’eau [EA], tourbière [TB], résineux mûrs fermés sans lichen [RS], résineux mûrs ouverts sans lichen [RO], résineux mûrs ouverts ou lande avec lichens [RL_LL], milieux ouverts non régénérés [coupe ou brûlis, OV_BR], régénération résineuse ou landes sans lichen [RR_LS], feuillus ou mélangés en régénération ou mûrs [RF_FM]). Les images ont été prises en 1996, à 30 m de résolution. La classification des images satellitaires a été validée par des inventaires terrestres de peuplements tirés aléatoirement ce qui a révélé un taux de concordance de 84 % (Courtois *et al.* 2002b). Les cartes d’habitat ont été mises à jour en y incorporant les coupes forestières annuelles (1 avril – 31 mars) afin d’obtenir une image précise des habitats présents à chaque année.

3.3 Inventaire des habitats

Afin d’évaluer l’impact de la coupe forestière sur l’habitat du caribou, des inventaires de végétation ont été effectués à l’été 2004 dans 16 peuplements résineux matures non coupés ainsi que dans 31 sites coupés entre 1999 et 2004, soit 10 CPRS, 10 CPHRS et 11 CPPTM tirées au

hasard à partir des plans annuels d'intervention forestière (PAIF) de l'exploitant forestier. La composition forestière par essence (surface terrière [prisme de facteur 2] et DHP), le couvert vertical des arbres feuillus et résineux (mesure de 10 interceptions espacées de 1 m), le brout disponible pour l'orignal entre 0,5 et 3 m de hauteur (parcelle de 1 x 10 m), le couvert latéral (planche de NuDDS 1977) à 15 m du début de la station, la couverture au sol (parcelle de 1 m de rayon) et la hauteur du peuplement (1 arbre dominant ou co-dominant) ont été évalués à huit stations espacées de 20 m dans chaque site d'échantillonnage. La biomasse de lichens terrestres a été estimée en mesurant le pourcentage de recouvrement et l'épaisseur moyenne du tapis de lichens (5 mesures par station) et en appliquant les modèles de régression de Crête *et al.* (1990) sur les valeurs moyennes par site d'échantillonnage. L'abondance des lichens arboricoles a été évaluée en comptant le nombre de thalles présents entre 1 et 3 m de hauteur sur les deux arbres les plus près du centre de chaque station.

3.4 Traitement des données

Le logiciel Range VI a été employé pour délimiter les principales aires utilisées par l'ensemble des caribous sur une base annuelle en utilisant la méthode du cluster (Kenward 1987). La méthode de Neu *et al.* (1974) a été employée pour comparer la proportion des repérages télémétriques enregistrée annuellement dans les blocs de protection, les corridors de déplacement, la forêt continue (à l'extérieur des blocs et des corridors) et les coupes par rapport à leur occurrence attendue d'après leur superficie respective dans le site d'étude. La sélection d'habitat par les caribous fréquentant l'aire d'étude a été estimée en comparant l'importance relative des habitats présents dans une zone tampon de 275 m autour des sites de localisation par rapport à ceux disponibles dans le site d'étude. Le rayon de la zone tampon a été retenu en fonction de la précision des localisations (Sebbane *et al.* 2002). Les indices de préférence obtenus ont été standardisés de façon à sommer à l'unité, donnant ainsi la préférence qui serait notée si toutes les catégories d'habitat étaient disponibles en proportion équivalente (Manly *et al.* 1993). Pour tenir compte du fait que plusieurs caribous ont été suivis sur plusieurs années, des analyses de variance multivariées avec mesures répétées ont été utilisées. Dans un premier temps, les indices de préférence de chacun des huit habitats ont été comparés sans tenir compte de l'année. Dans un deuxième temps, l'effet des coupes (%) dans le site d'étude sur les indices de préférence des huit

habitats a été testé. Tel que suggéré par Aebischer *et al.* (1993), la transformation log-ratios (avec l'habitat RF-FM comme référence) a été utilisée afin d'améliorer la multinormalité des données et d'assurer l'indépendance des indices. Les modèles ont été ajustés à l'aide de la procédure mixed du logiciel SAS avec la structure de dépendance de la matrice de covariance qui permettait de minimiser le critère d'information Akaike.

Des analyses par contraste (Proc GLM, SAS Institute 1999) ont été employées pour comparer les caractéristiques de la végétation à l'intérieur des coupes par rapport à des peuplements résineux non perturbés ainsi que pour comparer les trois types de coupe (CPRS, CPHRS, CPPTM) entre elles. Les coupes et les peuplements résineux ont été tirés au hasard parmi ceux disponibles dans le site d'étude. Dans toutes les analyses, un seuil de signification de 0,05 a été retenu.

4. RÉSULTATS

4.1 Inventaires du caribou

On a dénombré 104 caribous dans le site d'étude en mars 1999, mais seulement 43, trois ans plus tard, en mars 2002, soit une baisse de 59 % (tableau 1). Par contre, le nombre de caribous observés s'est par la suite accru pour atteindre environ 90 individus au cours des deux dernières années. En considérant un taux de visibilité de 85 % (Courtois *et al.* 2003b), la densité serait passée de 4,4 à 1,8 caribou par 100 km² entre 1999 et 2002 pour augmenter aux environs de 3,7-4,0 caribous par 100 km² en mars 2004 et 2005. Le taux de recrutement était faible en 1999 avec 12,5 % de faons, pour atteindre un maximum de 26,7 % en 2004 et redescendre à 18,2 % l'année suivante.

Les coupes forestières ont progressé de façon importante durant l'étude, particulièrement entre 1999 et 2002 (figure 2). Lors des inventaires, la totalité des réseaux de pistes a été repérée en dehors des sites coupés, les caribous gardant annuellement une distance minimale de 0,7 à 3,4 km par rapport à la coupe la plus proche. La localisation précise des réseaux de pistes a varié d'une année à l'autre et l'on a noté un déplacement vers le sud et l'ouest entre 1999 et 2002. Les principales aires utilisées sont toutefois demeurées un peu plus stables par la suite, particulièrement pour les caribous qui fréquentaient les deux îles au sud de l'île René-Levasseur.

Tableau 1. Caribous observés, densité corrigée pour le taux de visibilité et indice du recrutement lors des inventaires aériens réalisés dans le site d'étude entre mars 1999 et mars 2005. Moyenne $\pm$ intervalle de confiance à $\check{U}=0,10$

Année	Caribous observés	Densité corrigée /100 km ²	% faons
1999	104	4,4 $\pm$ 0,7	12,5 $\pm$ 5,3
2002	43	1,8 $\pm$ 0,3	20,9 $\pm$ 10,2
2003	65	2,8 $\pm$ 0,4	23,1 $\pm$ 8,6
2004	93	4,0 $\pm$ 0,6	26,7 $\pm$ 7,2
2005	88	3,7 $\pm$ 0,6	18,2 $\pm$ 6,7

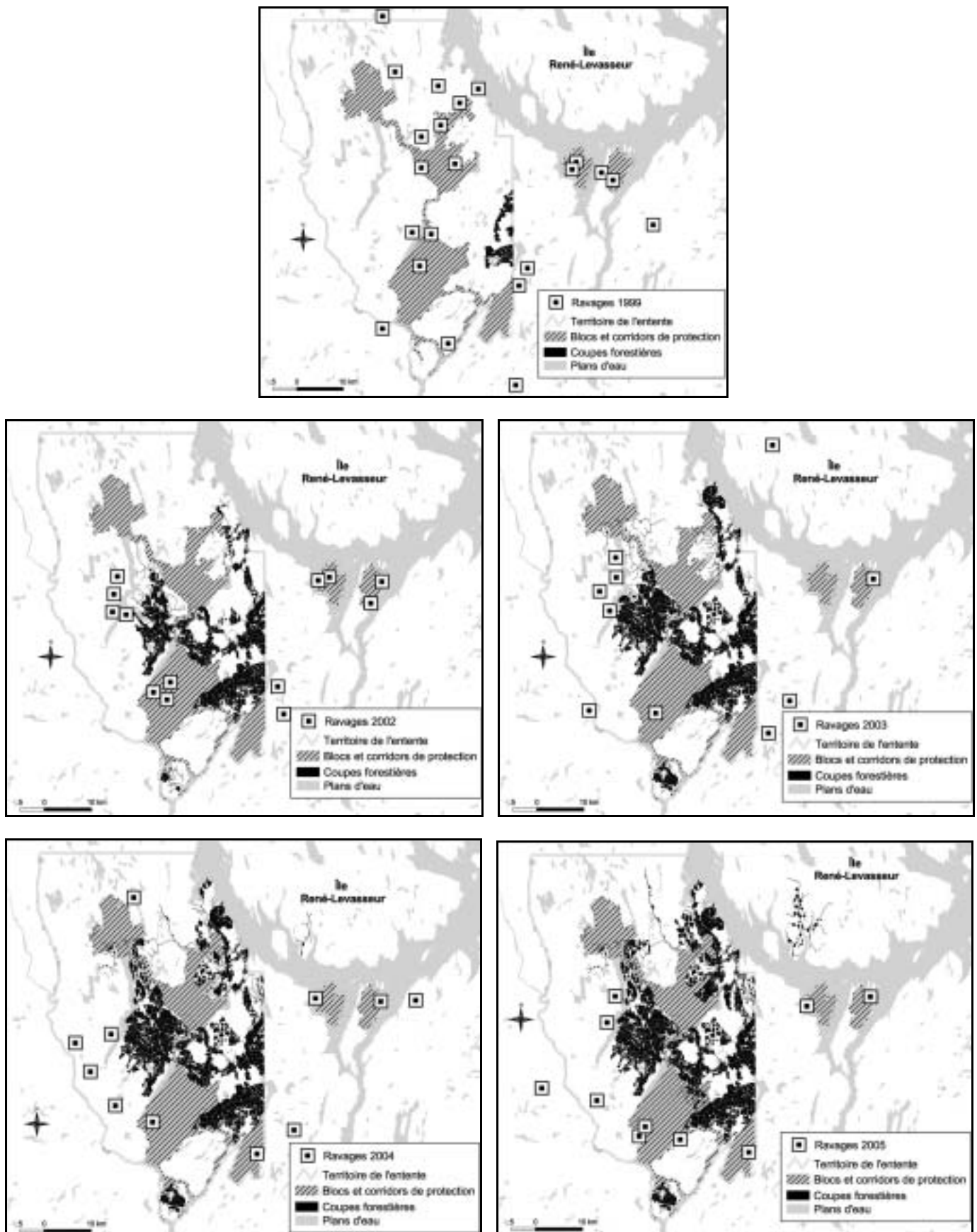


Figure 2. Localisation des ravages de caribous et des coupes forestières dans le site d'étude entre 1999 et 2005.

4.2 Marquages et mortalités

Treize femelles sont mortes entre mars 1998 et mars 2005, deux à la chasse et 11 de causes diverses (tableau 2). Le taux de survie annuel des femelles était faible entre 1998-1999 et 2001-2002 (73,3-84,7 %) mais il semble s'être accru par la suite (87,3-94,0 %). Les estimations sont toutefois très variables à cause des effectifs plutôt faibles.

Tableau 2. Nombre de femelles sous suivi télémétrique dans le site d'étude entre mars 1998 et mars 2005, causes de mortalité et taux de survie de ces femelles

Année	Nombre de femelles	Jours-colliers	Mortalités		Survie annuelle (%) $\pm$ SE
			Chasse	Autres	
1998-99	13	2348	2	0	73,3 $\pm$ 16,1
1999-00	15	3588	0	2	81,6 $\pm$ 11,7
2000-01	19	4392	0	2	84,7 $\pm$ 10,0
2001-02	20	4711	0	3	79,3 $\pm$ 11,5
2002-03	17	5857	0	1	94,0 $\pm$ 5,9
2003-04	22	5375	0	2	87,3 $\pm$ 8,4
2004-05	19	5330	0	1	93,4 $\pm$ 6,4

4.3 Caractéristiques des habitats dans le site d'étude et changements temporels

Au début du projet, les habitats étaient dominés par les résineux mûrs fermés sans lichen et les résineux mûrs ouverts avec et sans lichen qui occupaient ensemble 78,7 % du site d'étude. Les milieux ouverts et les brûlis occupaient 4,6 % du site. La composition en habitat différait quelque peu selon l'affectation retenue. Les blocs de protection comportaient respectivement 21,4 % et 6,8 % plus de résineux mûrs fermés que les corridors de déplacement et les sites où des coupes étaient autorisées. Les corridors de déplacement comprenaient environ 18-21 % plus de résineux mûrs à lichens que les autres affectations. Bien que comportant une forte proportion de résineux mûrs fermés sans lichen, les sites où la coupe était autorisée contenaient un peu plus de plans d'eau, de

milieux ouverts et de sites en régénération résineuse. Ces informations montrent que les résineux mûrs fermés ont été retenus comme habitat pour le caribou ou pour leur exploitation par l'industrie forestière alors que les résineux ouverts ont été utilisés pour délimiter les corridors de protection.

Au cours de l'étude, les coupes ont progressé d'est en ouest, puis vers le nord (figure 2) à raison de 1 à 3 % de la superficie du site par année (superficies coupées annuellement : 27,1; 82,1; 79,4; 40,8; 79,6; 47,7; 35,5 km²) si bien qu'en mars 2005 les milieux ouverts occupaient 16,8 % du site d'étude, principalement à cause de l'exploitation des résineux mûrs fermés, ces milieux ayant été exploités sur 22,6 % de leur superficie. Les résineux mûrs ouverts avec et sans lichens ont été exploités sur environ de 8,1 % et 6,4 % de leur superficie respective. Les autres habitats n'ont pas changé substantiellement.

Tableau 3. Pourcentage de la superficie du site d'étude occupé par les divers habitats identifiés sur les images Landsat au début et à la fin du suivi

	Pourcentage								Superficie (ha)
	EA ^a	TB	RS	RO	RL_LL	OV_BR	RR_LS	RF_FM	
Mars 1999									
Blocs de protection	4,5	3,3	52,9	11,2	22,4	1,7	3,3	0,7	50791
Corridors de déplacement	4,5	3,6	31,5	14,0	40,6	1,6	3,3	0,9	5678
Aires de coupe autorisée	7,5	3,1	44,8	12,7	19,5	4,6	6,8	1,0	220721
Total	6,8	3,1	46,4	12,2	20,1	4,6	5,9	0,9	277191
Mars 2005									
Blocs de protection	4,5	3,3	51,8	11,0	22,1	3,3	3,3	0,7	50791
Corridors de déplacement	4,5	3,5	31,0	13,8	40,4	2,6	3,3	0,9	5678
Aires de coupe autorisée	7,5	2,9	32,2	11,4	17,9	20,6	6,5	1,0	220721
Total	6,8	3,0	36,9	11,2	18,7	16,8	5,7	0,9	277191

^a EA : plans d'eau ; TB : tourbières ; RS : résineux mûrs fermés sans lichen ; RO : résineux mûrs ouverts sans lichen ; RL_LL : résineux mûrs ouverts ou landes avec lichens ; OV_BR : milieux ouverts non régénérés [brûlis et coupes] ; RR_LS : régénération résineuse ou landes sans lichen ; RF_FM : feuillus ou mélangés en régénération ou mûrs.

4.4 Utilisation de l'espace

Près de 97 % des localisations télémétriques se situaient dans les blocs de protection et la forêt continue (tableaux 4 et 5). L'importance relative des blocs de protection a eu tendance à diminuer durant l'étude au profit de la forêt continue. Entre mars 1998 et mars

2000, environ 70 % des localisations se retrouvaient dans les blocs de protection contre 40-50 % par la suite alors que l'importance de la forêt continue est passée de 25 % à 45-50 %, peut-être pour éviter les activités humaines.

Tableau 4. Nombre et pourcentage des localisations de caribous réalisées dans le territoire de l'entente par année entre mars 1998 et mars 2005

Période annuelle	Blocs de protection		Corridors de déplacement		Forêt		Coupes		Total
	N	%	N	%	N	%	N	%	N
1998-1999	65	69,1	5	5,3	24	25,5	0	0	94
1999-2000	120	71,0	5	3,0	43	25,4	1	0,6	169
2000-2001	83	41,9	3	1,5	106	53,5	6	3,0	198
2001-2002	58	52,3	0	0,0	53	47,7	0	0	111
2002-2003	61	42,1	3	2,1	81	55,9	0	0	145
2003-2004	58	52,7	0	0,0	51	46,4	1	0,9	110
2004-2005	34	39,5	3	3,5	47	54,7	2	2,3	86
Moyenne	68,4	52,7	2,7	2,2	57,9	44,2	1,4	1,0	130,4

Tableau 5. Superficie (km²) et nombre de localisations de caribous par km² (N/km²) selon l'affectation territoriale à l'intérieur du territoire de l'entente entre 1998 et 2005

Année	Blocs de protection		Corridors de déplacement		Forêt		Coupes	
	km ²	N/km ²	km ²	N/km ²	km ²	N/km ²	km ²	N/km ²
1998-1999	507,9	0,128	56,8	0,088	2179,4	0,011	27,8	0,000
1999-2000	507,9	0,236	56,5	0,088	2097,9	0,020	109,6	0,009
2000-2001	507,8	0,163	56,5	0,053	2018,7	0,053	188,9	0,032
2001-2002	507,8	0,114	56,5	0,000	1978,1	0,027	229,6	0,000
2002-2003	507,3	0,120	56,4	0,053	1899,5	0,043	308,7	0,000
2003-2004	505,9	0,115	56,3	0,000	1855,0	0,027	354,8	0,003
2004-2005	500,2	0,068	56,2	0,053	1830,9	0,026	384,6	0,005
Moyenne	506,4	0,135	56,4	0,048	1979,9	0,030	229,1	0,007

Si l'on tient compte des valeurs attendues selon la superficie des diverses structures, on a noté des différences significatives à chaque année entre les taux d'utilisation des blocs de protection, des corridors de déplacement, de la forêt continue (à l'extérieur des blocs et des corridors) et des coupes forestières (θ^2 annuels = 183,26; 320,82; 74,35; 65,36; 91,14; 33,34; $p < 0,001$). À chaque année, les blocs de protection ont été utilisés significativement plus souvent qu'on aurait pu s'attendre en raison de leur superficie (ratio moyen = 2,87) avec toutefois une tendance temporelle à la baisse (figure 3). Les corridors de protection ont globalement été utilisés proportionnellement à leur superficie (ratio moyen = 1,02). Ils semblaient sélectionnés au début et à la fin du suivi mais, compte tenu des faibles effectifs en cause, les différences annuelles n'étaient pas significatives sauf en 2001 et 2003 où les valeurs observées étaient plus petites que prévues. La forêt et particulièrement les coupes (ratio moyen = 0,62 et 0,14 respectivement) ont été significativement sous-utilisées à chaque année avec toutefois un accroissement de l'importance de la forêt continue à partir de l'année 2000.

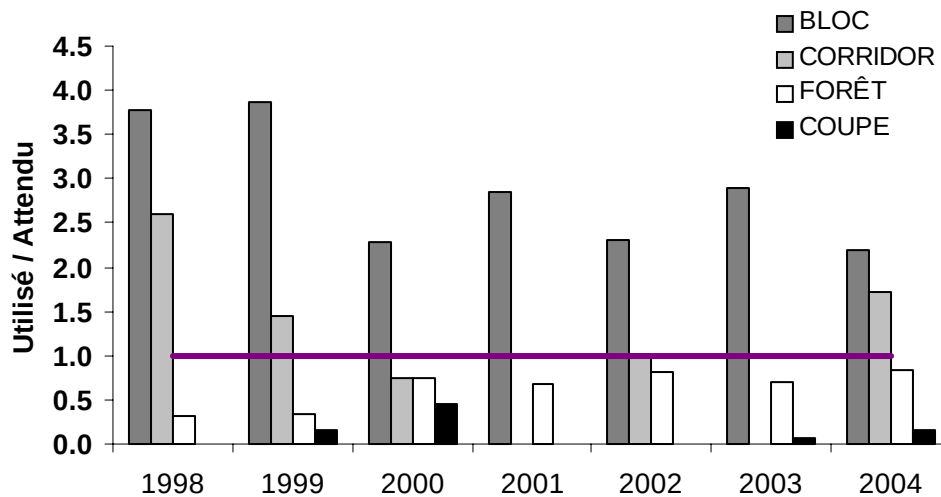


Figure 3. Utilisation des blocs de protection, des corridors de déplacement, de la forêt continue et des coupes par rapport aux valeurs attendues selon leur superficie à l'intérieur du site d'étude. Une valeur >1,0 indique une utilisation plus élevée que ce qui serait attendu.

En terme d'habitat, les taux de fréquentation les plus élevés ont été enregistrés dans les résineux mûrs fermés, dans les résineux mûrs ouverts avec et sans lichens et dans les tourbières (0,044-0,065/km²; tableau 6).

Les clusters montrent que les aires d'utilisation intensive ont changé de façon importante durant la période d'étude. Elles étaient moins vastes, plus nombreuses et plus dispersées dans le site d'étude entre mars 1998 et mars 2001, alors que les coupes étaient moins abondantes et moins concentrées (figure 4). Entre mars 2001 et mars 2005, les caribous ont abandonné la partie est du site d'étude pour utiliser intensément la section ouest dépourvue de coupes forestières (figure 5). Bien que toujours utilisés (tableau 5), les blocs de protection ne comportaient plus de zones d'utilisation intensive, sauf dans les parties adjacentes à la forêt continue et sur les îles au sud du réservoir Manicouagan. Les deux blocs situés les plus au nord étaient peu utilisés par les caribous peut-être parce qu'on y retrouvait des routes importantes, que les opérations forestières se concentraient principalement autour de ces blocs ou parce qu'ils étaient entourés de coupes.

Tableau 6. Nombre de localisations de caribous par km² dans les huit classes d'habitat identifiées sur les images Landsat du territoire de l'entente entre 1998 et 2005

Année	EA	TB	RS	RO	RL_LL	OV_BR	RR_LS	RF_FM
1998-1999	0,005	0,058	0,049	0,036	0,025	0,008	0,000	0,000
1999-2000	0,032	0,035	0,094	0,042	0,041	0,032	0,037	0,000
2000-2001	0,037	0,035	0,105	0,085	0,070	0,008	0,019	0,000
2001-2002	0,016	0,036	0,066	0,031	0,030	0,000	0,019	0,077
2002-2003	0,037	0,012	0,077	0,060	0,043	0,018	0,056	0,000
2003-2004	0,053	0,097	0,040	0,019	0,048	0,021	0,069	0,039
2004-2005	0,069	0,037	0,027	0,036	0,050	0,006	0,019	0,039
Moyenne	0,036	0,044	0,065	0,044	0,044	0,013	0,031	0,022

^a EA : plans d'eau ; TB : tourbières ; RS : résineux mûrs fermés sans lichen ; RO : résineux mûrs ouverts sans lichen ; RL_LL : résineux mûrs ouverts ou landes avec lichens ; OV_BR : milieux ouverts non régénérés [brûlis et coupes] ; RR_LS : régénération résineuse ou landes sans lichen ; RF_FM : feuillus ou mélangés en régénération ou mûrs.

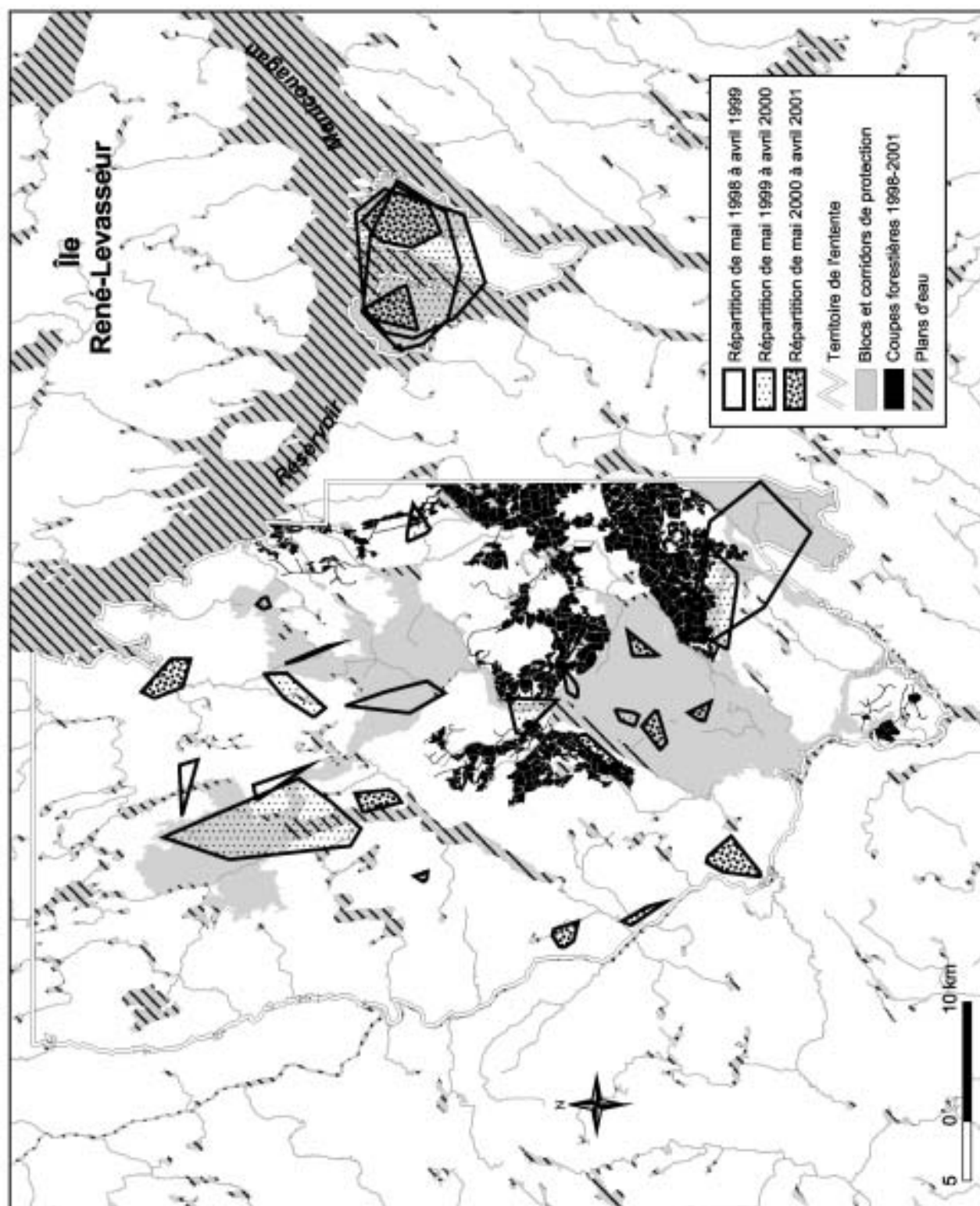


Figure 4. Zone d'utilisation intensives (clusters) des caribous suivis par télémétrie dans le site d'étude entre mars 1999 et mars 2001.

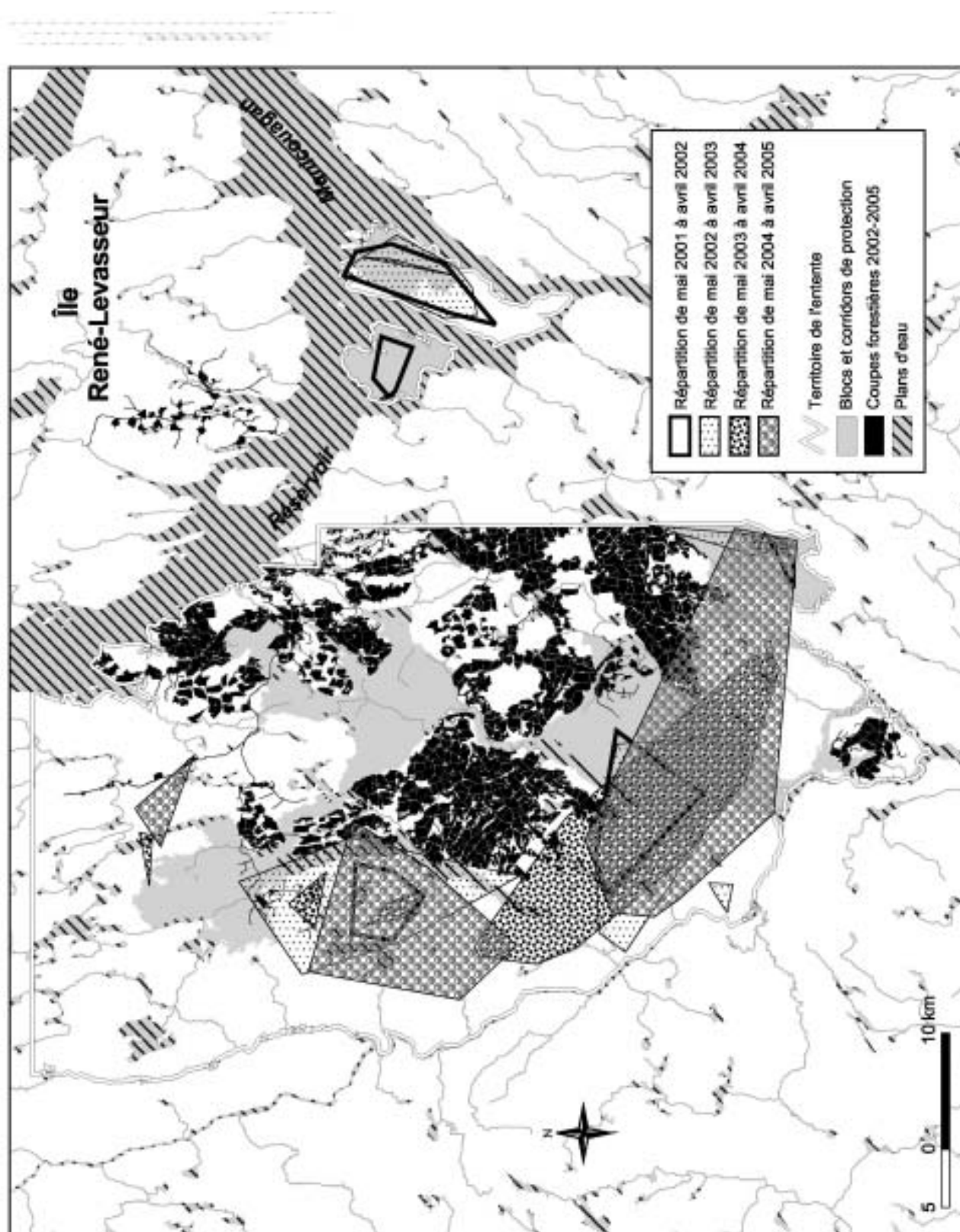


Figure 5. Zones d'utilisation intensives (clusters) des caribous suivis par télémétrie dans le site d'étude entre mars 2001 et mars 2005.

4.5 Sélection d'habitat

Dans la première analyse, le test multivarié indique qu'il existe des différences significatives entre les habitats au niveau de leur indice de préférence, toutes les années confondues ($F_{6,264} = 25,25$, $P < 0,0001$; figure 6). Les comparaisons deux à deux suggèrent l'ordre de préférence suivant : $RS = RO > TB = RL_LL > RF_FM > EA = RR_LS > OV_BR$.

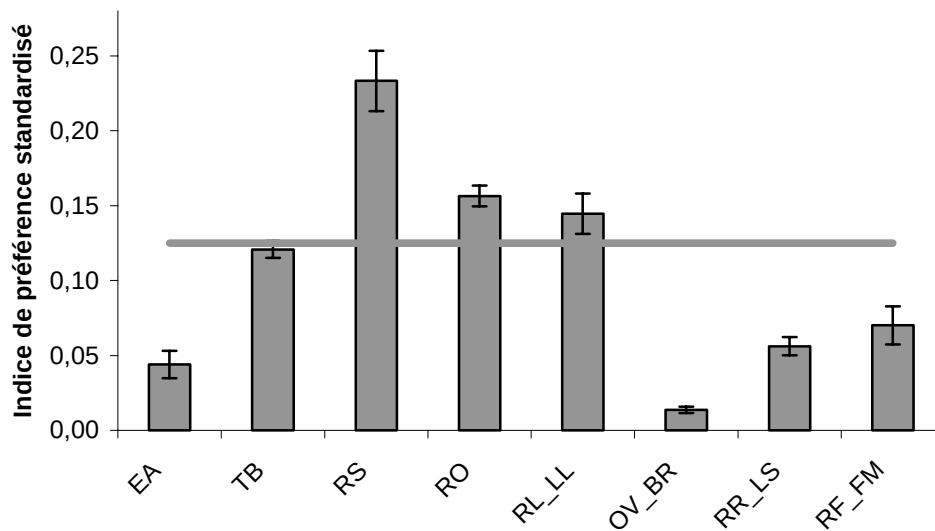


Figure 6. Indices de sélection (moyenne $\pm$ erreur-type) pour les diverses classes d'habitat identifiées sur les images satellitaires Landsat chez les caribous suivis par télémétrie entre mars 1998 et mars 2005 dans le site d'étude. La ligne horizontale représente les valeurs attendues (absence de sélection). (EA : plans d'eau ; TB : tourbières ; RS : résineux mûrs fermés sans lichen ; RO : résineux mûrs ouverts sans lichen ; RL_LL : résineux mûrs ouverts ou landes avec lichens ; OV_BR : milieux ouverts non régénérés [brûlis et coupes] ; RR_LS : régénération résineuse ou landes sans lichen ; RF_FM : feuillus ou mélangés en régénération ou mûrs).

Dans la deuxième analyse on a obtenu une interaction significative entre l'indice de sélection et le pourcentage de coupes dans le site d'étude ($F_{6,768} = 2,33$, $P = 0,0307$). La pente de la régression de la première variable sur la seconde était négative et significativement différente de zéro pour les habitats OV_BR, EA et RR_LS indiquant une diminution de l'indice de sélection de ces habitats lorsqu'il y a augmentation du pourcentage de coupe. Pour les autres habitats on n'a noté aucun changement c'est-à-dire que les résineux mûrs fermés sans lichen et les résineux mûrs

ouverts avec et sans lichens sont demeurés sélectionnés durant l'ensemble du suivi alors que les tourbières ont été utilisées proportionnellement à leur disponibilité.

4.6 Inventaire des habitats

Les peuplements forestiers échantillonnés étaient de bonne qualité pour l'exploitation forestière. Les arbres résineux commerciaux étaient relativement denses (1310 tiges/ha), de bon diamètre (DHP > 17 cm) et hauts (16,7 m) (tableau 7). La surface terrière des résineux était élevée (28,3 m²/ha), et majoritairement constituée d'épinette noire. Le sapin était malgré tout relativement abondant atteignant environ la moitié de la densité et de la surface terrière de l'épinette. Les feuillus, essentiellement constituée de bouleaux blancs, étaient rares (18 tiges/ha; 0,5 m²/ha) mais de fort diamètre (~20 cm) et de grande taille (tableau 8). De façon générale, la canopée des sites forestiers était moyennement ouverte (< 60 %).

La strate arborescente des sites coupés différait fortement de celle des peuplements forestiers. Dans les parterres de coupe, on retrouvait une densité d'arbres résineux 12 à 20 fois plus faible que dans la forêt alors que leur surface terrière était de 25 à 47 fois inférieure, généralement constituée de petites épinettes et de petits sapins de 9 à 14 cm au DHP (figure 6). La fermeture de la couronne des arbres était de 8 à 13 % dans les coupes contre 59 % en forêt. Les changements étaient surtout notables pour les résineux. Les feuillus ne différaient que pour la densité moyenne des arbres.

La strate arborescente des trois types de traitement sylvicoles était très similaire, ne différaient que pour la hauteur moyenne du peuplement qui était un peu plus faible dans les CPHRS (tableau 7). On notait aussi un étalement beaucoup plus grand du DHP des sapins résiduels (9-21 cm) dans les CPPTM que dans les deux autres traitements (figure 7). Bien que les différences n'étaient pas significatives, l'épinette semblait dominer les CPRS alors que l'on notait une densité équivalente d'épinette et de sapin dans les CPHRS et une plus grande abondance du sapin dans les CPPTM (tableau 7).

La régénération préétablie et les gaulis différaient peu entre les sites forestiers et les sites coupés (tableau 8). La densité de la régénération d'épinette et des résineux totaux était cependant plus abondante et on retrouvait moins de jeunes saules en forêt que dans les CPRS et les CPHRS. La densité totale des gaulis résineux et celle du sapin étaient plus élevées en forêt que dans les coupes. Les différences entre les trois types de coupe se limitaient à une moins grande abondance de la régénération d'épinette et de saule et à une plus grande densité des gaulis de sapin dans les CPPTM. D'autre part, l'amélanchier était plus abondant dans les CPHRS.

La strate rase des sites coupés et non coupés était dominée par les mousses mais on retrouvait moins de sol dénudé, de débris et de litière dans la forêt (tableau 9). Il y avait aussi moins de *vaccinium spp* mais beaucoup plus de lichens arboricoles et le couvert latéral y était plus dense. Les CPPTM différaient sensiblement des deux autres traitements sylvicoles. On y retrouvait plus de mousses et moins de lichens terricoles en terme de recouvrement, d'épaisseur et de biomasse. On y notait aussi moins d'éricacées, notamment moins de lédon et de *vaccinium spp*.

Tableau 7. Densité, surface terrière, diamètre moyen, hauteur et fermeture de la cime des arbres dans les parterres de coupe et la forêt non coupée du site d'étude d'après l'inventaire de juillet et août 2004

	CPRS ^a (n = 10)	CPHRS ^b (n = 10)	CPPTM ^c (n = 11)	Forêt (n = 16)
Densité des arbres ^d (/ ha)				
Épinette	77 ∂ 36	33 ∂ 20	29 ∂ 14	833 ∂ 168 ^{**}
Sapin	30 ∂ 12	32 ∂ 15	79 ∂ 17	430 ∂ 77 ^{**}
Bouleau	1 ∂ 1	11 ∂ 7	8 ∂ 5	14 ∂ 5
Total résineux	106 ∂ 37	66 ∂ 25	108 ∂ 24	1310 ∂ 147 ^{**}
Total feuillus	1 ∂ 1	11 ∂ 7	8 ∂ 5	18 ∂ 6 [*]
Surface terrière des arbres (m ² /ha)				
Épinette	0,6 ∂ 0,3	0,3 ∂ 0,2	0,2 ∂ 0,1	18,9 ∂ 2,2 ^{**}
Sapin	0,3 ∂ 0,1	0,3 ∂ 0,1	0,8 ∂ 0,2	8,8 ∂ 1,6 ^{**}
Bouleau	0,1 ∂ <0,1	0,3 ∂ 0,1	0,3 ∂ 0,2	0,5 ∂ 0,2
Total résineux	0,9 ∂ 0,3	0,6 ∂ 0,2	1,1 ∂ 0,2	28,3 ∂ 2,3 ^{**}
Total feuillus	0,1 ∂ <0,1	0,3 ∂ 0,1	0,3 ∂ 0,2	0,5 ∂ 0,2
Diamètre des arbres (cm)				
Épinette	10,8 ∂ 0,4	9,8 ∂ 0,5	11,1 ∂ 0,7	19,6 ∂ 1,0 ^{**}
Sapin	10,6 ∂ 0,5	11,2 ∂ 0,7	11,8 ∂ 0,7	17,2 ∂ 1,5
Bouleau	28,0 ∂ 1	23,1 ∂ 5,7	23,4 ∂ 1,8	20,9 ∂ 1,6
Hauteur des arbres (m)	5,6 ∂ 0,7	3,8 ∂ 0,3 ^Φ	6,0 ∂ 0,4	16,7 ∂ 0,7 ^{**}
Fermeture de la canopée (%)				
Résineux	6 ∂ 1	10 ∂ 4	8 ∂ 2	54 ∂ 4 ^{**}
Feuillus	2 ∂ 1	3 ∂ 2	2 ∂ 1	6 ∂ 2
Total	8 ∂ 1	13 ∂ 5	10 ∂ 2	59 ∂ 3 ^{**}

^a Coupes avec protection de la régénération et des sols.

^b Coupes avec protection de la haute régénération et des sols.

^c Coupes avec protection des petites tiges marchandes.

^d Tiges commerciales de 9 cm et plus.

* et ** Différence significative entre les sites coupés et non coupés à $P < 0,05$ ou $P < 0,01$.

^Φ Différence significative entre les types de coupes à $P < 0,05$.

Tableau 8. Densité de la régénération et des gaulis dans les parterres de coupe et la forêt non coupée du site d'étude d'après l'inventaire de juillet et août 2004

	CPRS ^a (n = 10)	CPHRS ^b (n = 10)	CPPTM ^c (n = 11)	Forêt (n = 16)
Densité de la régénération ^d (/ha)				
Épinette	3800 ∂ 404	2863 ∂ 365	1165 ∂ 206 ^Φ	4328 ∂ 697 ^{**}
Sapin	3325 ∂ 1463	2125 ∂ 1032	5147 ∂ 687	4648 ∂ 1046
Bouleau	538 ∂ 275	325 ∂ 136	247 ∂ 135	359 ∂ 168
Amélanchier	138 ∂ 47	700 ∂ 417 ^Φ	72 ∂ 52	94 ∂ 43
Saule	625 ∂ 257	838 ∂ 329	11 ∂ 11 ^Φ	23 ∂ 23 [*]
Aulne	950 ∂ 552	1963 ∂ 954	1481 ∂ 604	1203 ∂ 414
Total résineux	7175 ∂ 1452	4988 ∂ 1025	6312 ∂ 660	8992 ∂ 970 [*]
Total feuillus	2438 ∂ 920	4238 ∂ 1154	2037 ∂ 617	2109 ∂ 699
Densité des gaulis ^e (/ ha)				
Épinette	650 ∂ 203	775 ∂ 180	464 ∂ 119	1063 ∂ 246
Sapin	688 ∂ 289	675 ∂ 304	1665 ∂ 226 ^Φ	1953 ∂ 439 [*]
Bouleau	13 ∂ 13	38 ∂ 27	23 ∂ 15	55 ∂ 25
Aulne	138 ∂ 103	188 ∂ 125	145 ∂ 61	359 ∂ 193
Total résineux	1338 ∂ 268	1450 ∂ 441	2129 ∂ 198	3023 ∂ 317 ^{**}
Total feuillus	189 ∂ 115	287 ∂ 168	195 ∂ 59	414 ∂ 190

^a Coupes avec protection de la régénération et des sols.

^b Coupes avec protection de la haute régénération et des sols.

^c Coupes avec protection des petites tiges marchandes.

^d Tiges de 50 cm et plus de hauteur et de moins de 2 cm au DHP.

^e Tiges de 2-8 cm au DHP.

* et ** Différence significative entre les sites coupés et non coupés à $P < 0,05$ ou $P < 0,01$.

^Φ Différence significative entre les types de coupes à $P < 0,05$.

Tableau 9. Caractéristiques de la strate rase et du couvert latéral dans les parterres de coupe et la forêt non coupée du site d'étude en juillet et août 2004

	CPRS ^a (n = 10)	CPHRS ^b (n = 10)	CPPTM ^c (n = 11)	Forêt (n = 16)
Recouvrement au sol (%)				
Graminées	2 ∂ 1	1 ∂ 1	1 ∂ 1	0 ∂ 0
Herbacées	10 ∂ 2	6 ∂ 3	8 ∂ 2	4 ∂ 2
Sol nu / roches	7 ∂ 3	5 ∂ 2	6 ∂ 2	<1 ∂ <1 ^{**}
Débris	26 ∂ 4	30 ∂ 3	25 ∂ 2	6 ∂ 1 ^{**}
Litière	14 ∂ 3	20 ∂ 3	12 ∂ 2	9 ∂ 2 ^{**}
Mousses / sphaignes	35 ∂ 6	35 ∂ 6	53 ∂ 4 ^Φ	79 ∂ 4
Lichens	13 ∂ 8	15 ∂ 7	<1 ∂ <1 ^Φ	9,5 ∂ 3,9
Épaisseur du tapis de lichens (cm)	1,5 ∂ 0,9	1,8 ∂ 0,9	0,1 ∂ 0,1 ^Φ	1,4 ∂ 0,6
Biomasse, lichens terricoles (kg/ha)	784 ∂ 524	873 ∂ 436	10 ∂ 7 ^Φ	589 ∂ 244
Recouvrement en éricacées (%)				
Ledon	16 ∂ 4	15 ∂ 4	6 ∂ 2 ^Φ	14 ∂ 3
Kalmia	3 ∂ 2	1 ∂ 1	0 ∂ 0	4 ∂ 1
Vaccinium	10 ∂ 2	13 ∂ 2	5 ∂ 1 ^Φ	3 ∂ 1 ^{**}
Total	29 ∂ 6	29 ∂ 5	11 ∂ 2 ^Φ	21 ∂ 5
Lichens arboricoles				
Nombre par arbre	4 ∂ 3	12 ∂ 5	5 ∂ 3	39 ∂ 7 ^{**}
Nombre par ha	1495 ∂ 846	2281 ∂ 1806	2185 ∂ 1676	50729 ∂ 9261 ^{**}
Couvert latéral (%)				
0-50 cm	93 ∂ 2	91 ∂ 2	89 ∂ 2	97 ∂ 1 ^{**}
50-100 cm	69 ∂ 6	61 ∂ 7	72 ∂ 3	89 ∂ 2 ^{**}
100-150 cm	55 ∂ 6	50 ∂ 8	54 ∂ 5	86 ∂ 3 ^{**}
150-200 cm	49 ∂ 6	39 ∂ 9	41 ∂ 5	83 ∂ 2 ^{**}
Moyenne	66 ∂ 5	60 ∂ 6	64 ∂ 3	89 ∂ 2 ^{**}

^a Coupes avec protection de la régénération et des sols.

^b Coupes avec protection de la haute régénération et des sols.

^c Coupes avec protection des petites tiges marchandes.

* et ** Différence significative entre les sites coupés et non coupés à $P < 0,05$ ou $P < 0,01$.

^Φ Différence significative entre les types de coupes à $P < 0,05$.

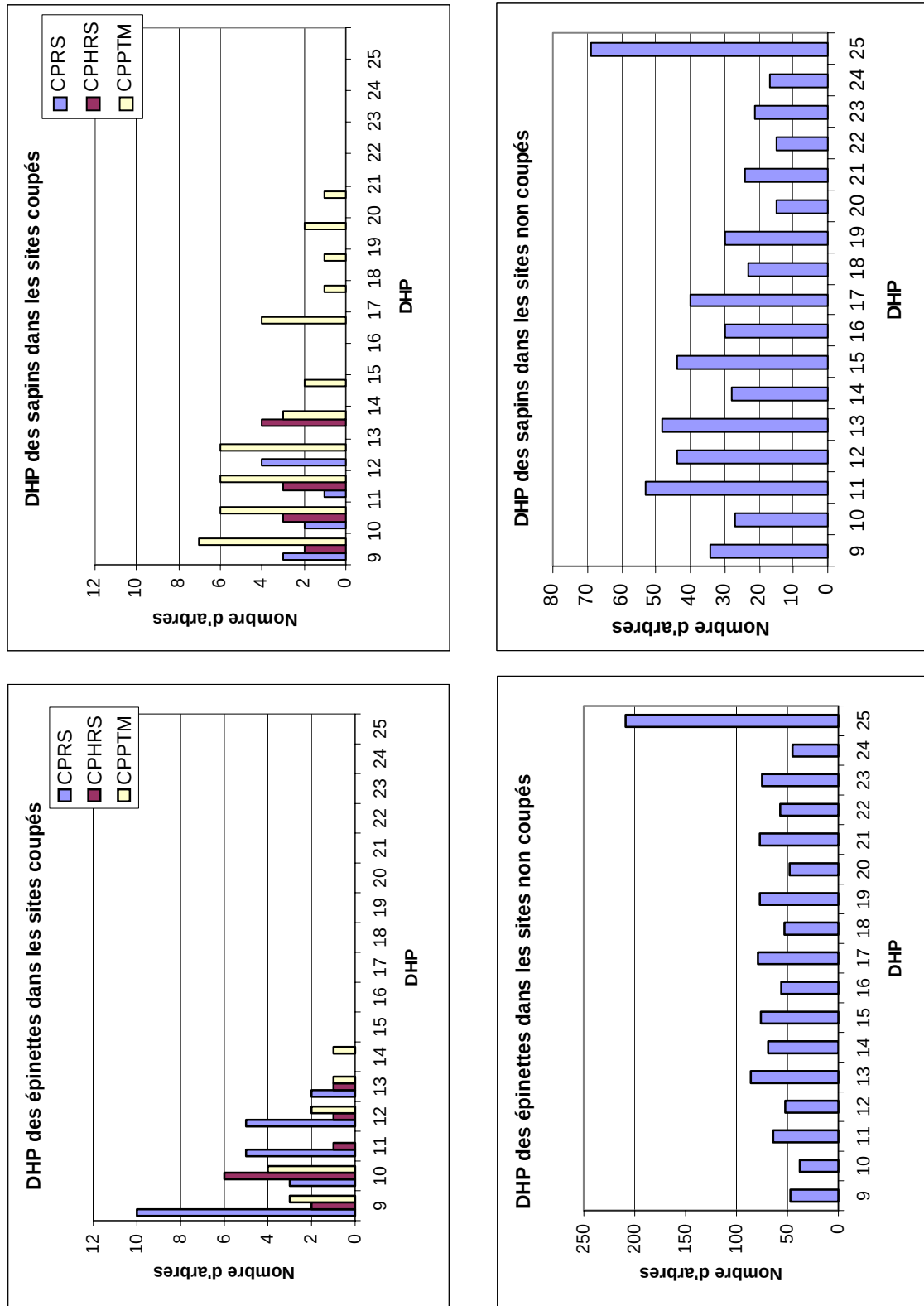


Figure 7. Distribution de fréquence du diamètre à hauteur de poitrine des arbres présents dans les parterres de coupe.

5. DISCUSSION

Le caribou change son comportement d'utilisation de l'espace et des habitats en présence de modifications de son habitat. Il peut diminuer ou agrandir la superficie de son domaine vital selon l'importance des modifications (Smith *et al.* 2000; Courtois *et al.* 2002a), il évite les sites perturbés, de même que les routes et les corridors linéaires où des activités industrielles (coupes forestières, transport routier, activités minières, pipelines, etc.) ou sportives ont lieu (motoneige et autres véhicules récréatifs) (Chubbs *et al.* 1993; Cumming et Beange 1993; Cumming et Hyer 1998; Dyer *et al.* 2001, 2002, Courtois *et al.* 2002b). L'évitement est particulièrement important à la fin de l'hiver et durant la mise bas et il est fonction du niveau d'activité et de l'importance des modifications d'habitat. Il est généralement de l'ordre de 250 à 1000 m mais il peut atteindre 1 à 5 km lorsque les modifications d'habitat se produisent dans ses aires d'hivernement (Cumming et Hyer 1998, Smith *et al.* 2000, Dyer *et al.* 2001, Smith *et al.* 2000). Le caribou peut même quitter ses aires d'hivernement traditionnelles pour regagner hâtivement ses habitats d'été, parfois situés jusqu'à 80 km de distance (Cumming et Hyer 1998). Les modifications d'habitat et l'évitement des structures linéaires entraînent des pertes importantes d'habitat potentiel à court ou à long terme (coupes : 40-50 %, Smith *et al.* 2000; structures linéaires : 22-48 % en Alberta; Dyer *et al.* 2001) et peuvent accentuer les mortalités par prédation, accidents routiers ou braconnage (Cumming et Hyer 1998, James et Stuart-Smith 2000, Courtois *et al.* 2002a, Wolfe *et al.* 2000). Les femelles semblent plus affectées que les mâles (Chubbs *et al.* 1993).

Plusieurs auteurs ont mentionné que le caribou doit s'isoler de l'orignal afin de limiter les risques de prédation par le loup (Bergerud 1985, 1988; Seip 1991, 1992; Cumming *et al.* 1996) ce qui les a amené à penser que les modifications d'habitat, et particulièrement la coupe forestière, augmentent la vulnérabilité du caribou en modifiant l'abondance et la répartition de l'orignal et du loup (Seip 1991, Seip et Cichowski 1996, Cumming *et al.* 1996, Rettie et Messier 1998). Les impacts négatifs des coupes sur le caribou ont amené les chercheurs à suggérer diverses techniques d'aménagement forestier adaptées au contexte régional dans lequel évoluaient les populations étudiées. Pour l'écotype montagnard dont le régime alimentaire comprend principalement des lichens arboricoles, on préconise habituellement des coupes partielles par trouées < 1 ha ou par pied d'arbre ou encore des coupes mosaïques de petites superficie afin de

maintenir la structure inéquienne de la forêt et favoriser le maintien des lichens arboricoles (Armleder et Stevenson 1996, Simpson *et al.* 1997, Seip 1998, Stevenson *et al.* 2001). Pour l'écotype forestier, on suggère plutôt des paysages aménagés par grandes unités coupées ou non coupées permettant la préservation intégrale ou la régénération des habitats prioritaires, principalement ceux d'hiver (lichens terricoles) et de mise bas (Cumming 1992, 1996; Racey et Armstrong 1996, Seip 1998). Compte tenu des mouvements extensifs du caribou, les stratégies d'aménagement forestier préconisent une planification des interventions à l'échelle du paysage, inspirée de l'approche écosystémique, qui vise à imiter la répartition spatiale et temporelle des perturbations naturelles (Cichowski 1996, Racey et Armstrong 1996, Hervieux *et al.* 1996, Seip 1998, Racey *et al.* 1999, Boreal Caribou Committee 2001, Stevenson *et al.* 2001). Pour l'écotype forestier, l'aménagement par grands blocs est justifié par l'ampleur des perturbations naturelles dans les environnements où évolue le caribou et par la nécessité d'assurer l'espacement entre le caribou et les proies alternatives du loup (Racey *et al.* 1999, Seip 1998, Courtois *et al.* 2004).

Si les stratégies d'aménagement sont maintenant relativement bien structurées, leur mise en application pose des difficultés majeures en raison des impacts sur la possibilité forestière et l'économie régionale et à cause des perceptions souvent divergentes des divers groupes d'intérêts (Racey et Armstrong 1996). Les expérimentations sont donc relativement rares et, plus souvent qu'autrement, les suivis effectués traitent principalement des effets sur l'habitat du caribou. Par exemple, Armleder et Stevenson (1996) ont montré que les coupes partielles permettaient de maintenir l'abondance des lichens arboricoles mais entraînaient un changement dans la composition spécifique, le genre *Bryori* profitant des éclaircies pour s'implanter au détriment du genre *Alectoria*, ce changement étant plutôt favorable au caribou qui semble préférer le premier type de lichens. Rominger *et al.* 1994, Stevenson et Coxon (2003) et Coxon *et al.* (2003) ont montré que les coupes partielles n'augmentaient que légèrement la pluie de lichens arboricoles et ne changeaient pas substantiellement leur abondance totale, peut-être parce que les pertes dues aux arbres enlevés sont compensées par un accroissement des lichens résiduels. Dans les pinèdes de Colombie-Britannique, les coupes partielles permettraient également de prolonger le maintien des lichens terricoles au-delà de 150 ans en ralentissant la fermeture du couvert forestier (Sulyma et Coxon 2001). Cichowski (1996) a évalué les impacts sur la possibilité forestière de divers scénarios d'intervention dans les habitats d'hiver du caribou, allant de leur protection intégrale

jusqu'à la récolte de tous les sites à moins fort potentiel. D'après l'examen des cartes forestières, l'impact sur la possibilité forestière croissait en fonction du niveau de protection accordé à l'habitat du caribou. L'impact sur le caribou lui-même n'a pas été mesuré mais pourrait diminuer en fonction de la protection accordée à son habitat. Finalement, plusieurs simulations ont été effectuées pour tenter de prédire les effets de divers scénarios d'aménagement forestier sur les objectifs d'habitat pour différentes espèces. Weclaw *et al.* (2004) suggèrent que les pertes d'habitat potentiel dues à l'évitement des structures linéaires constituaient la principale menace pour la survie du caribou à long terme en Alberta. Rempel et Kauffmann (2003) estiment que la qualité des habitats augmente en espaçant les aires de coupe, en diminuant leur superficie et en augmentant la période de rotation. Par contre, des aires de coupe de superficie variable espacées de 250 m offriraient un compromis acceptable pour le maintien de la possibilité forestière et la préservation de l'habitat de l'orignal, de la martre et du caribou. Pour mieux protéger l'habitat du caribou, Schneider *et al.* (2003) suggèrent d'exclure de la récolte une portion des forêts post-matures, d'accroître la variabilité de la taille des aires coupées et de réduire les pertes d'aires productives à l'intérieur des aires de coupe.

L'influence négative de la coupe forestière sur l'utilisation de l'espace et des habitats (Cumming et Hyer 1998, Chubbs *et al.* 1993, Smith *et al.* 2000, Courtois *et al.* 2002a) et les stratégies d'alimentation du caribou (Rominger *et al.* 2000) sont relativement bien connues mais seulement quelques études permettent d'évaluer directement les réactions du caribou à la suite d'aménagements visant son maintien. Cumming et Beange (1996) ont montré que le caribou désertait les aires d'hivernement où l'on avait effectué des grandes coupes allant jusqu'à 2 km² même si l'on conservait des blocs équivalents constitués de forêts non commerciales ou si l'on maintenait les pins gris sur les crêtes des collines ainsi que des bandes riveraines de 120 m. Les sites exploités par petites trouées de 5 ha espacées de 200 m étaient aussi désertés. L'évitement des sites coupés pourrait durer entre 12 et 40 ans. De leur côté, Hervieux *et al.* (1996) rapportent que des coupes en damier (Ω60 ha avec récolte des blocs non coupés en deux ou trois passes lorsque la régénération atteint 2-3 m de hauteur) sur 60 % d'une aire d'hivernement ne permet pas de maintenir le caribou même si le reste de l'aire est préservée (rotation de 80 ans), une telle stratégie favorisant l'accroissement des proies alternatives et du loup.

Notre étude semble la seule expérience contrôlée décrivant les réactions du caribou dans un site aménagé selon une approche écosystémique. Malgré des effets marqués sur l'abondance et la répartition du caribou, nos résultats montrent qu'il est possible de maintenir une population viable de caribous forestiers à court terme dans des secteurs aménagés si l'on planifie les opérations forestières à l'échelle du paysage de façon à conserver de grands blocs forestiers interconnectés ou adjacents à des forêts non perturbées, en évitant les corridors linéaires (routes) dans ces blocs ou en périphérie de ceux-ci et en réalisant les coupes forestières dans des aires concentrées.

5.1 Évolution de la population

À la fin du plan d'aménagement, les coupes forestières occupaient 17 % du site d'étude. Par contre, si l'on considère les sites forestiers entourés de coupes, c'est pratiquement 50 % du site d'étude qui était fragmenté par la coupe. La concentration des coupes avait pour but de réaliser de grandes perturbations assez caractéristiques de celles créées par des feux de forêts. Malgré une diminution importante de la superficie des forêts matures, le caribou a semblé s'adapter puisqu'on a noté un rétablissement des effectifs quatre ans après la mise en place du plan d'aménagement forestier. Par contre, on a noté une baisse importante entre le premier inventaire aérien, en mars 1999, et le deuxième qui a eu lieu trois ans plus tard, en mars 2002, alors que les principales coupes étaient réalisées. Cette baisse initiale est probablement attribuable à deux causes. D'abord, la position des réseaux de pistes montre que les caribous se retrouvaient généralement à plus d'un kilomètre des coupes et qu'ils ont eu tendance à se déplacer vers l'ouest durant la période hivernale. Comme le caribou est très sensible au dérangement causé par les activités humaines (Dyer *et al.* 2001, 2002), la baisse d'effectifs pourrait être partiellement attribuable au déplacement d'une partie des caribous à l'extérieur du site d'étude en raison du dérangement causé par les opérations forestières (exploitation, transport routier, etc.) et la fréquentation du territoire pour diverses activités (chasse, motoneige, villégiature, etc.) suite à l'accroissement de l'accès.

On doit toutefois noter que, entre le premier et le second inventaire, le taux de survie des femelles suivies par télémétrie (73,3-84,7 %) était à la limite inférieure des valeurs enregistrées chez le

caribou forestier (75,8-90,1 %, Bergerud et Elliot 1986). Il n'est donc pas exclu qu'un accroissement des mortalités explique en partie la baisse des effectifs. Il est probable que la relocalisation des caribous suite au dérangement ait accru leur vulnérabilité à diverses causes de mortalité tel que suggéré en Ontario (Cumming et Hyer 1996). Suite à la relocalisation initiale, la position des ravages est demeurée un peu plus stable et la population s'est accrue suggérant une acclimatation du caribou. Cependant, l'arrêt de la chasse sportive, à l'automne 2001, a probablement aidé au redressement de la population. D'après le Système d'information sur la grande faune (Sebbane et Courtois 2000), il se prélevait au préalable entre 3 et 9 caribous par année dans le site d'étude et entre 9 et 15 si l'on inclut la zone périphérique de 20 km où se dispersent les caribous durant l'été et l'automne. D'après la récolte sportive de l'automne 1998 et la population estimée à l'hiver 1999, le taux d'exploitation aurait été de 7 à 11 % à la fin des années 1990, un taux élevé si l'on considère qu'il s'ajoute aux mortalités naturelles, à un moment où le taux de recrutement était bas, et qu'un taux de mortalité total de 12 % est généralement la limite supérieure qu'une population de caribous peut supporter (Bergerud et Elliot 1986).

L'évolution à long terme des effectifs est difficile à prévoir. D'une part, la densité actuelle (3,7-4,0 caribous/100 km²) s'approche de la limite supérieure généralement notée chez le caribou forestier (4-5/100 km² dans l'aire annuelle, 20/100 km² dans les aires d'hivernage, Seip et Cichowski 1996) et le recrutement annuel semble très variable. Par contre, les lichens terricoles du site d'étude seraient suffisants pour supporter une densité d'environ 5,1 caribous/100 km² (Courtois *et al.* 2002a). À date, la prédation ne semble pas s'être accrue suite aux opérations forestières mais il se peut que la succession forestière favorise l'implantation de l'orignal, du loup et de l'ours noir à moyen terme, ce qui serait préjudiciable au caribou. Si l'environnement biologique change peu, il est probable que la population se stabilisera à moyen terme. L'exploitation forestière a diminué dans le site d'étude à la fin du plan d'aménagement, une partie des opérations étant orientée sur l'île René-Levasseur dans le cadre du plan spécial de récupération des feux de l'été 2005. Le Plan quinquennal d'aménagement forestier prévoit cependant des activités d'exploitation forestière au cours des prochaines années dans la partie méridionale du territoire ayant fait l'objet de la présente étude. Seul un suivi à long terme permettra de déterminer si le caribou se maintiendra, particulièrement si l'exploitation forestière continue son avancée vers l'ouest et le nord du territoire de l'entente. Cependant, les résultats

obtenus suggèrent que le caribou sera très affecté puisque ce secteur est fortement utilisé et que le caribou a déserté les sites coupés. Pour préserver le caribou, il serait prioritaire de conserver des massifs de protection dans la partie méridionale du territoire à l'étude et de protéger au maximum les secteurs à l'ouest du lac Tétépisca. Tel que suggéré dans les lignes directrices d'aménagement forestier (Courtois *et al.* 2004), il faudrait attendre que les secteurs coupés soient de nouveau utilisés par le caribou avant d'exploiter les blocs de protection.

5.2 Importance des blocs de protection, des corridors de déplacement et des CPPTM

Le maintien d'habitats potentiels a semblé favorable au caribou. Les blocs de protection ont été localisés dans des secteurs connus pour être fréquentés par le caribou et ceux-ci ont continué de les utiliser intensément. Cependant, même s'ils ont été fréquentés durant toute l'étude, leur taux d'utilisation a diminué à partir de l'année 2000 lorsque les coupes ont commencé à entourer le bloc central et celui situé au nord-ouest. Seules les parties des blocs adjacentes à la forêt non perturbée, particulièrement au sud-ouest du site d'étude, sont demeurées fréquentées de façon très intensive.

Le caribou se retrouvait parfois dans les corridors de déplacement. Si l'on tient compte du nombre de localisations par unité de surface, ces structures semblaient même utilisées plus intensément que la forêt continue ou les coupes, probablement parce qu'ils comprenaient beaucoup de résineux à lichens. Toutefois, même s'ils étaient relativement larges (400-800 m en moyenne), leur superficie totale (56,8 km²) était faible par rapport à l'aire d'étude (2,0 %) si bien que le nombre total de repérages enregistrés dans les corridors était marginal (19 localisations; 2,1 % du total). Il faut dire toutefois que les repérages télémétriques étaient enregistrés majoritairement en dehors de la période de dispersion printanière. Des repérages d'avril à mai seraient plus adéquats pour déterminer l'importance réelle des corridors de déplacement. Cependant, leur superficie réduite, la faible utilisation des blocs entourés de coupes et la concentration des aires d'utilisation intensives dans la forêt non perturbée, à l'ouest du site d'étude, portent à croire que les caribous se dispersaient principalement en utilisant la forêt contiguë aux blocs de protection. Dans le but de favoriser la dispersion du caribou, il y aurait probablement avantage à agrandir les blocs de protection ou, préférablement, à s'assurer qu'ils

demeurent juxtaposés à la forêt continue pour former de très grands massifs forestiers au lieu de chercher à identifier des sites propices à l'installation de corridors de déplacement.

Plusieurs études montrent que le caribou évite généralement les milieux récemment perturbés (Cumming et Hyer 1998, Chubbs *et al.* 1993, Smith *et al.* 2000, Courtois *et al.* 2002a, cette étude) et que ceux-ci peuvent constituer une barrière à ses déplacements (Smith *et al.* 2000, Courtois *et al.* 2002a). Il se peut, toutefois, que le taux d'utilisation des blocs de protection entourés de coupes et des corridors de déplacement augmente à moyen terme lorsque la régénération forestière aura atteint quelques mètres de hauteur et offrira un bon couvert latéral, tel que suggéré par les résultats de Cumming et Beange (1996). Sans constituer des habitats de choix, les sites coupés pourraient alors ne plus constituer des barrières importantes puisque le caribou ne semble pas très sélectif dans ses choix d'habitat au printemps, lors de sa dispersion, et en début d'hiver, lorsqu'il réintègre ses quartiers d'hiver (Ferguson et Elkie 2004). Un suivi à long terme serait toutefois nécessaire pour préciser cette hypothèse.

Dans notre étude, les préférences d'habitat du caribou n'ont pas changé lorsque les coupes forestières ont progressé. Les milieux préférés sont demeurés les résineux mûrs fermés de même que les résineux mûrs ouverts avec et sans lichens. Ces préférences d'habitat sont similaires à celles notées ailleurs pour le caribou (Rettie et Messier 2000, Terry *et al.* 2000, Mahoney et Virgl 2003). Nos données ne nous permettent pas de décrire les changements saisonniers mais d'autres études montrent que les résineux mûrs sont importants durant toute l'année (Rettie et Messier 2000, Courtois *et al.* 2002b, Mahoney et Virgl 2003). Ils doivent donc constituer la matrice de base des blocs de protection et des corridors de déplacement (Racey *et al.* 1999, Courtois *et al.* 2004).

Tel qu'observé antérieurement, le caribou déserte à court terme les secteurs coupés (Cumming et Hyer 1998, Chubbs *et al.* 1993, Smith *et al.* 2000, Courtois *et al.* 2002a, cette étude). Dans notre cas, il n'y a eu que 10 repérages faits à l'intérieur des coupes si bien que nous n'avons pas pu vérifier si les CPPTM étaient plus aptes à retenir le caribou que les CPRS ou les CPHRS. Cependant, nous avons noté peu de différences entre les divers types de coupe. Dans tous les cas, la strate arborescente était presque inexistante et les quelques arbres résiduels comportaient très

peu de lichens arboricoles, probablement parce que ceux-ci résistent mal au vent (Esseen et Renhorn 1998), et le couvert latéral ne semblait pas assez dense pour protéger adéquatement le caribou. Les CPPTM montraient un plus grand étalement du diamètre des arbres résiduels mais les principales différences avaient trait aux gaulis, où le sapin était mieux représenté, et à la strate rase où l'on notait plus de mousses et moins de lichens et d'éricacées que dans les CPRS et les CPHRS. Ces dernières caractéristiques font des CPPTM des sites moins intéressants pour le caribou, du moins à court terme.

Les différences entre les types de coupes sont très probablement davantage liées à la nature des sites et à la situation avant coupe qu'aux pratiques sylvicoles. Les exploitants forestiers recherchent des peuplements étagés pour effectuer des CPPTM. Cette pratique oriente ce traitement vers des sites où la proportion de sapin est plus importante et où la régénération préétablie est dominée par cette essence. La prépondérance des mousses et des sphaignes sur les lichens dans les CPPTM suggère qu'il s'agissait, au départ, de peuplements plus fermés et plus aptes à maintenir l'humidité du sol. Le sapin baumier est nettement plus tolérant à l'ombre que l'épinette noire et les lichens qui sont des plantes adaptées aux sites xériques, ne peuvent supporter la compétition des mousses en milieu fermé et humide. C'est pourquoi on en retrouvait peu après coupe dans les CPPTM.

Contrairement à ce qui était espéré lors de l'élaboration du plan d'aménagement, la CPPTM, telle que pratiquée actuellement, offre peu d'avantage au caribou. Le nombre de tiges commerciales résiduelles après coupe était trop restreint pour offrir un couvert adéquat et les CPPTM ont été pratiquées principalement dans des peuplements comportant une importante proportion de sapin parce que ces peuplements, plus inéquiennes, s'y prêtaient mieux. Cette stratégie pourrait favoriser le développement du sapin pendant 20-30 ans (Doucet 2000) et ainsi faciliter l'implantation de l'orignal et du loup, ce qui risquerait d'avoir des effets négatifs sur le caribou. Afin de maintenir un couvert arborescent immédiatement après coupe et de conserver la composition forestière des paysages soumis à la coupe, il paraîtrait avantageux d'expérimenter divers types de coupes partielles applicables dans les peuplements purs d'épinette noire. Ces traitements sembleraient plus avantageux pour le caribou qui, contrairement à l'orignal, utilise intensivement les peuplements d'épinette où il peut exploiter les lichens arboricoles. Dans une

optique de gestion écosystémique et de diminution de l'attrait pour l'orignal, le recours aux coupes partielles aiderait à conserver la composition et la structure des peuplements tout en diminuant les risques d'enfeuillement du territoire.

5.3 Régénération des habitats du caribou

Les trois types de coupe ont permis de préserver la majeure partie de la régénération résineuse et une partie non négligeable des gaulis. Ceux-ci devraient produire une jeune strate arborescente résineuse étagée peu propice au développement des essences feuillues intolérantes à l'ombre. De plus, les coupes ont permis de maintenir une partie des lichens terricoles lorsque ceux-ci étaient présents avant coupe. Leur présence après coupe n'était pas soupçonnée à priori. D'une part, les lichens sont très vulnérables aux bris mécaniques (Cichowski 1996) et d'autre part, les pessières à lichens de 4 ha et plus sont protégées en vertu de la réglementation et l'industrie forestière oriente le prélèvement de la matière ligneuse vers les peuplements mûrs fermés (annexe 1). D'après des inventaires antérieurs (Courtois *et al.* 2002b) et ceux que nous avons réalisés durant la présente étude, les pessières matures où sont pratiquées des CPRS et des CPHRS sont généralement assez ouvertes (fermeture de la couronne 50-60 %) et l'on y retrouve de nombreuses petites ouvertures où croissent les lichens terricoles. Les CPRS et les CPHRS perturbent relativement peu les sols ce qui permet de conserver une bonne partie des lichens présents avant coupe. Cependant, compte tenu de la densité de la régénération après coupe, il est probable que les lichens, des plantes de lumière, disparaîtront lorsque le couvert forestier se refermera à moyen terme suite à la croissance des gaulis et de la régénération préétablie (Sulyma et Coxon 2001). Il apparaît donc nécessaire de maintenir une partie des pessières à lichens naturelles pour assurer un approvisionnement à long terme pour le caribou d'autant plus que l'industrie forestière en utilise une partie pour la construction des chemins en raison de la qualité du matériel granulaire sur lequel croissent les lichens (annexe 1).

Le caribou est demeuré dans le site d'étude grâce au maintien d'un paysage dominé par les résineux mûrs dans les blocs de protection et dans la forêt non perturbée adjacente. Même si les secteurs coupés étaient peu fréquentés à court terme, la protection de la régénération résineuse, le maintien d'une partie des lichens terricoles et la diversité des coupes pratiquées dans l'aire

d'étude paraissent malgré tout avantageux pour régénérer à long terme des peuplements propices au caribou. Une protection plus efficace d'une partie de la strate arborescente à l'aide de coupes partielles permettrait sûrement d'accélérer considérablement le temps requis pour régénérer des paysages dominés par des forêts inéquiennes, très favorables au caribou.

6. IMPLICATIONS POUR LA GESTION FORESTIÈRE

Le plan d'aménagement a permis de maintenir le caribou dans le site d'étude mais les coupes forestières ont des effets très importants sur cette espèce. Le caribou montrait un évitement très marqué des sites coupés et des sites enclavés et il s'est retranché dans les parties de l'aire d'étude où l'on retrouvait d'importantes superficies de forêts non perturbées. À très court terme, il a fréquenté assidûment les grands blocs de protection mais l'importance de leur utilisation a diminué au fur et à mesure que les coupes ont progressé. À la fin du suivi, deux blocs de protection entourés de coupes n'étaient que faiblement utilisés, le caribou déplaçant ses principales aires d'utilisation intensive vers la forêt non perturbée et continue du bloc d'étude. De plus, aucun individu ne fréquentait exclusivement l'aire d'étude. On les retrouvait fréquemment dans la zone périphérique de 20 km autour du site d'étude et même au-delà. Les blocs de protection (35 à 182 km²) étaient donc trop petits pour retenir le caribou durant tout son cycle vital annuel, ce qui milite en faveur de stratégies d'aménagement portant sur de très vastes territoires.

Selon le principe de l'aménagement écosystémique, la superficie des aires d'aménagement devrait être déterminée par l'examen des aires utilisées par les populations de caribous étudiées et par l'étendue spatiale des perturbations naturelles dans les sites sous aménagement. Sur la Côte-Nord du Québec, la superficie moyenne du domaine vital du caribou est d'environ 200-800 km² (Courtois *et al.* 2002a). Cependant, en période estivale, les individus d'une population donnée se dispersent sur des aires de 10 000 à 15 000 km² et ils se répartissent en sous-populations occupant chacune entre 500-10 000 km². Les feux de forêts dans la région peuvent atteindre 2 000 km² mais des feux de 9,5 à 200 km² sont caractéristiques de la forêt boréale (Bergeron *et al.* 2002). Les blocs de protection que nous avons retenus sont de superficie équivalente à des feux typiques mais les aires de coupe concentrées sont plutôt de l'ordre de 200-500 km² et ces aires comprennent très peu de peuplements non perturbés alors que des feux typiques laissent généralement en place environ 5 % de sites non perturbés et 30-50 % de forêts légèrement affectées (Bergeron *et al.* 2002). Les coupes de la partie est du site d'étude semblent propices à régénérer à moyen terme un paysage semblable à celui issu de feux de forêts. Les séparateurs de coupes correspondent à peu de chose près aux seuils de forêts non perturbées laissées après feu

(figure 5). D'autre part, plusieurs sites issus de feux de forêt récents n'ont pas été exploités, les peuplements y étant trop jeunes, trop ouverts ou trop enclavés. Ces sites non coupés imitent les forêts partiellement brûlées présentes après feu. Par contre, les coupes de la partie ouest du site d'étude ne comprennent que des bandes riveraines et des séparateurs intercoupes. Des coupes partielles avec rétention variable seraient requises pour imiter les forêts partiellement brûlées.

Dans une optique de maintien de la biodiversité, en Colombie-Britannique, on suggère des unités d'aménagement de 500-1000 km² à l'intérieur desquels on maintiendra entre 25 et 75 % des niveaux historiques de forêts matures (Seip 1998). Comme alternative à la coupe mosaïque et pour permettre au caribou de fréquenter les sites coupés le plus rapidement possible, on expérimente actuellement, sur la Côte-Nord du Québec, des coupes agglomérées de 20 à 50 km² où l'on conserve environ 50 % de forêts résiduelles, composées d'environ 30 % de peuplements intacts de 7 m et plus (bandes riveraines : 7-8 %; îlots résiduels : 10-12 %; péninsules forestières : 10-12 %) et 20 % de coupes à rétention variable (CPPTM, rétention de bouquets, coupes multi-traitements, etc.; MRNF 2004). Par ailleurs, Gurd *et al.* (2001) suggèrent qu'il est nécessaire de conserver des blocs de forêt de 2700-13 296 km² pour maintenir à long terme l'intégrité de la forêt boréale et de sa faune. Compte tenu des mouvements extensifs du caribou, de son évitement des sites perturbés ou enclavés et afin de diminuer la fragmentation du milieu et le dérangement du caribou, nous suggérons aux aménagistes d'effectuer la planification forestière dans des unités d'aménagement d'environ 3 000-7 000 km². Chaque unité d'aménagement devra comprendre en tout temps une matrice forestière non perturbée totalisant environ 50 % de l'unité d'aménagement et constituée de grands massifs forestiers matures d'environ 250 km², largement interconnectés ou contigus à la forêt non perturbée, et comprenant des habitats d'hiver actuels et potentiels. Les coupes devraient être concentrées dans des aires d'intervention (regroupement d'assiettes de coupes incluant des bandes riveraines, des forêts inexploitées et partiellement exploitées, etc.) de superficie variable, allant de 10 à 250 km², à l'intérieur desquelles une diversité de coupes totales et partielles permettra de maintenir au minimum 5-10 % de peuplements non perturbés et 30-50 % de peuplements exploités à l'aide de coupes à rétention variable (Seip 1998, Racey *et al.* 1999, Bergeron *et al.* 2002, Courtois *et al.* 2004).

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Lisette Roberge, Julie Bouliane et Marc St-Onge de la compagnie Kruger ainsi que Jacqueline Peltier, Langis Beaulieu, Michel Harvey, Jacques Duval, Jean-Pierre Otis et Pierre Clouâtre du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) pour leur implication lors de l'élaboration et de la mise en application du plan d'aménagement. Nous sommes également redevables à Jacqueline Peltier pour ses commentaires sur la version préliminaire du rapport, à Hélène Crépeau pour son assistance lors des analyses statistiques et aux collaborateurs qui ont participé aux divers travaux de terrain. Nous adressons un merci particulier à l'équipe de techniciens de la faune du MRNF soit : François Barnard, Marc Talbot, Christian Beaudoin, Richard Audy, Daniel Dorais, Alain Lapointe qui ont participé aux inventaires aériens, à Alain Chenel et Denis Guay qui, en plus d'être impliqués dans la réalisation de ces survols aériens, ont collaboré aux inventaires de végétation. Les travaux ont été financés par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec et par la compagnie Kruger (Scierie-Manic).

LISTE DES RÉFÉRENCES

- AEBISCHER, N.J., P.A. ROBERTSON, et R.E. KENWARD. 1993. Ecology 74: 1313-1325.
- ANONYME. 2000a. Plan d'aménagement de l'habitat du caribou de l'aire commune 093-20. Scierie Manic inc. (Kruger), Société de la faune et des parcs du Québec, Ministère des Ressources naturelles. 10 p. + carte.
- ANONYME. 2000b. Plan d'aménagement de l'habitat du caribou de l'aire commune 093-20 : programme de suivi 2000-2005. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord. 6 p.
- ARMLEDER, H.M., et S.K. STEVENSON. 1996. Using alternative silvicultural systems to integrate mountain caribou and timber management in British Columbia. Rangifer, Spec. issue 9: 141-148.
- BERGERON, Y., A. LEDUC, B.D. HARVEY et S. GAUTHIER. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the canadian boreal forest. Silva Fennica 36: 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. 63: 1324-1329.
- BERGERUD, A.T. 1988. Caribou, wolves and man. Trends Ecol. Evol.: 68-72.
- BERGERUD, A.T. et J.P. ELLIOT. 1986. Dynamics of caribou and wolves in Northern British Columbia. Can. J. Zool. 64: 1515-1529.
- BERGERUD, A.T., R. FERGUSON et H.E. BUTLER. 1990. Spring migration and dispersion of woodland caribou at calving. Anim. Behav. 39: 360-369.
- BOREAL CARIBOU COMMITTEE. 2001. Strategic plan and industrial guidelines for boreal caribou ranges in Northern Alberta. 35p.
- CHUBBS, T.E., L.B. KEITH, S.P. MAHONEY et M.J. McGRATH. 1993. Response of woodland caribou (*Rangifer tarandus*) to clear-cutting in east-central Newfoundland. Can. J. Zool. 71: 487-493.
- CICHOWSKI, D.B. 1996. Managing woodland caribou in west-central British Columbia. Rangifer, Special Issue 9: 119-126.
- COURTOIS, R., A. GINGRAS, C. DUSSAULT, L. BRETON, J.-P. OUELLET. 2003b. An aerial survey technique for the forest-dwelling ecotype of woodland caribou, *Rangifer tarandus caribou*. Can. Field-Naturalist. 117: 546-554.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, L. BRETON et A. GINGRAS et C. DUSSAULT. 2002a. Effet de la fragmentation du milieu sur l'utilisation de l'espace et la dynamique de population chez le caribou forestier. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec. 44 p.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, S. ST-ONGE, A. GINGRAS et C. DUSSAULT. 2002b. Préférences d'habitat chez le caribou forestier dans des paysages fragmentés. Société de la faune et des parcs du Québec, Université du Québec à Rimouski. 46 p.

- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT et A. GINGRAS. 2004. Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Québec. *Forestry Chronicle* 80: 598-607.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, A. GINGRAS, C. DUSSAULT, L. BRETON et J. MALTAIS. 2003. Historical changes and current distribution of caribou, *Rangifer tarandus*, in Québec. *Can. Field-Naturalist* 117: 399-414.
- COXON, D., S. STEVENSON et J. CAMPBELL. 2003. Short-term impacts of partial cutting on lichen retention and canopy microclimate in an Engelmann spruce – subalpine fir forest in north-central British Columbia. *Can. J. For. Res.* 33: 830-841.
- CRÊTE, M. et R. COURTOIS. 1997. Limiting factors might obscure population regulation of moose (*Cervidae: Alces alces*) in unproductive boreal forests. *J. Zool. Lond.* 242: 765-781.
- CRÊTE, M., C. MORNEAU et R. NAULT. 1990. Biomasse et espèces de lichens terrestres pour le caribou dans le nord du Québec. *Can. J. Bot.* 68: 2047-2053.
- CUMMING, H.G. 1992. Woodland caribou: facts for forest managers. *Forestry Chronicle* 68: 481-491.
- CUMMING, H.G. 1996. Managing for caribou survival in a partitioned habitat. *Rangifer*, Special Issue 9: 171-180.
- CUMMING, H.G. et D.B. BEANGE. 1993. Survival of woodland caribou in commercial forests of northern Ontario. *Forestry Chronicle* 69: p.579-588.
- CUMMING, H.G., D.B. BeANGE et G. LAVOIE. 1996. Habitat partitioning between woodland caribou and moose in Ontario: the potential role of shared predation risk *Rangifer*, Spec. Issue 9: 81-94.
- CUMMING, H.G. et B.T. HYER. 1998. Experimental log hauling through a traditional caribou wintering area. *Rangifer*, Spec. Issue 10: 241-258.
- DOUCET, R. 2000. L'envahissement des parterres de coupe par le sapin est-il inévitable? L'Aubelle, janvier, février, mars 2000 : 11-13.
- DYER, S.J., J.P. O'NEILL, S.M. Wasel et S. BOUTIN. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *J. Wildl. Manage* 65: 531-542.
- DYER, S.J., J.P. O'NEILL, S.M. WASEL et S. BOUTIN. 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Can. J. Zool.* 80: 839-845.
- ESSEEN, P.-A., et K.-E. RENHORN. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forest. *Conserv. Biol.* 12: 1307-1317.
- FERGUSON, S.H. et P.C. ELKIE. 2004. Habitat requirements of boreal forest caribou during the travel seasons. *Basic and Applied Ecol.* 5: 465-474.
- GINGRAS, A., R. AUDY, et R. COURTOIS. 1989. Inventaire aérien de l'orignal dans la zone de chasse 19 à l'hiver 1987-88. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats. 58 p.
- GURD, D.B., T. NUDDS et D.H. RIVARD. 2001. Conservation of mammals in Eastern North American wildlife reserves: how small is too small? *Conserv. Biol.* 15: 1355-1363.

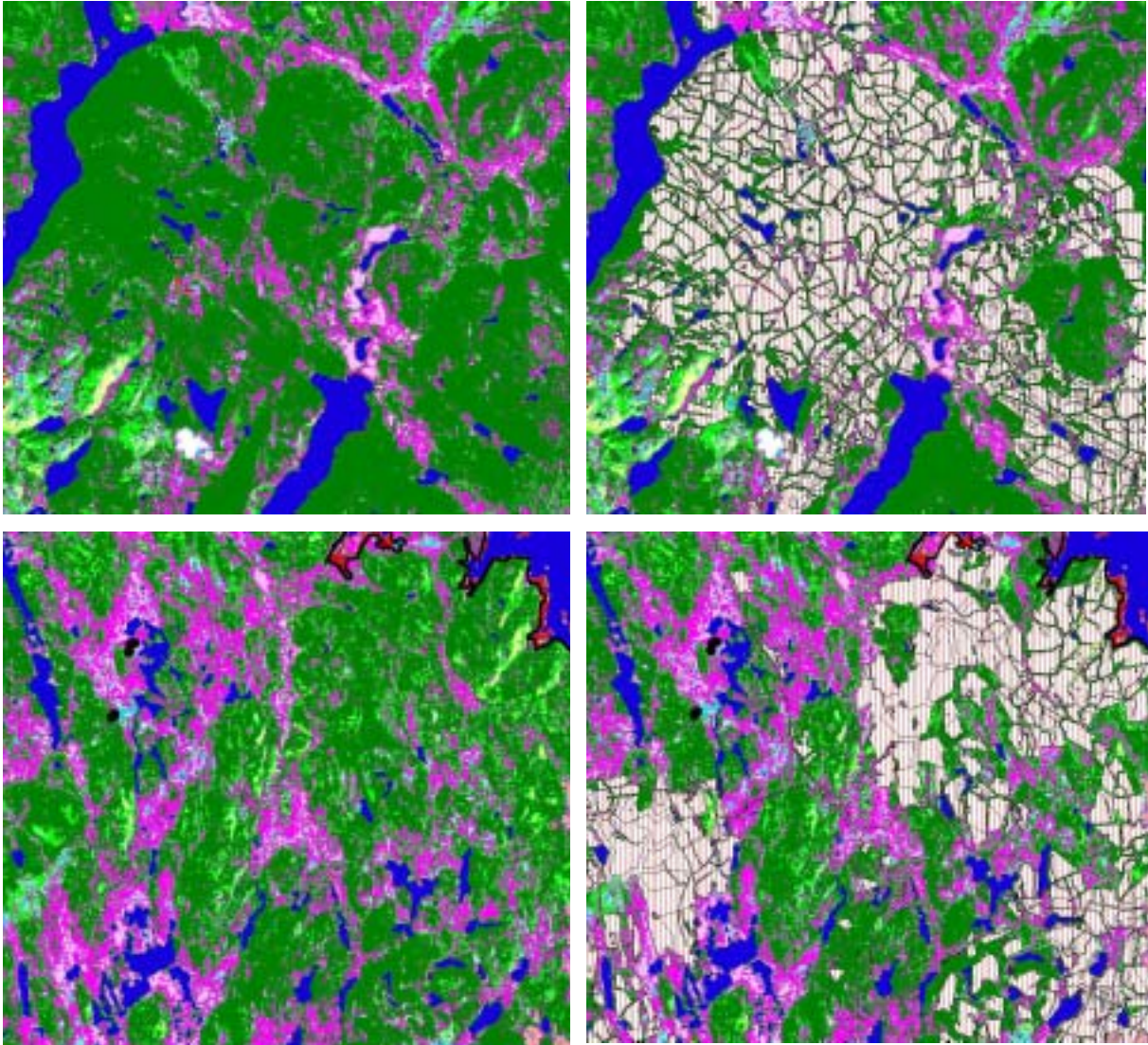
- HEISEY, D.M. et T.K. FULLER. 1985. Evaluation of survival and cause-specific mortality rates using telemetry data. *J. Wildl. Manage.* 49: 668-674.
- HERVIEUX, D., J. EDMONDS, R. BONAR et J. McCAMMON. 1996. Successful and unsuccessful attempts to resolve caribou management and timber harvesting issues in west central Alberta. *Rangifer*, Spec. Issue 9: 185-190.
- HOLLING, C.S (ed.). 1978. Adaptive environmental assessment and management. John Wiley and Sons, NewYork.
- HOLT, R.D. et B.P. KOTLER. 1987. Short-term apparent competition. *American Naturalist* 130: 412-430.
- JAMES, A. R. C., S. BOUTIN, D.M. HEBERT et A.B. RIPPIN. 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *J. Wild. Manage.* 68: 799-809.
- JAMES, A.C., A.K. STUART-SMITH. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *J. Wildl. Manage.* 64: 154-159.
- KENWARD, R.E. 1987. Wildlife radio tagging: equipment, field techniques and data analysis. Academic Press, London, United Kingdom.
- KOJOLA, I., O. HUITU, K. TOPPINEN, K. HEIKURA, S. HEIKKINEN et S. RONKAINEN. 2004. Predation on European wild forest reindeer (*Rangifer tarandus*) by wolves (*Canis lupus*) in Finland. *J. Zool.* 263: 229-235.
- LARIVIÈRE, S., H. JOLICOEUR et M. CRÊTE. 2000. Status and conservation of the gray wolf (*Canis lupus*) in wildlife reserves of Québec. *Biol. Conserv.* 94: 143-151.
- MAHONEY, S. et J.A. VIRGL. 2003. Habitat selection and demography of a nonmigratory woodland caribou population in Newfoundland. *Can. J. Zool.* 81: 321-334.
- MALLORY, F.F. et T.L. HILLIS. 1998. Demographic characteristics of circumpolar caribou populations: ecotypes, ecological constraints, releases, and population dynamics. *Rangifer*, Spec. Issue 10: 49-60.
- MANLY, B.F.J, L.L. McDONALD et D.L. THOMAS. 1993. Resource selection by animals. Statistical design and data analysis for field studies. Chapman & Hall, London, UK.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE. 2004. Quelques lignes directrices concernant l'élaboration de demandes de dérogation au RNI en vertu de l'article 25,3 de la Loi sur les forêts. Alternatives à la coupe mosaïque dans la pessière boréale. Direction de l'environnement forestier. 3 p.
- NEU, C.W, C.R. BYERS et J.M. PEEK. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *J. Wildl. Manage.* 38: 541-545.
- POTVIN, F. et L. BRETON. 1988. Use of net gun for capturing white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, on Anticosti Island, Québec. *Can. Field-Naturalist* 102: 697-700.
- RACEY, G.D. et E.R. ARMSTRONG. 1996. Towards a caribou habitat management strategy for Northwestern Ontario: running the gauntlet. *Rangifer Spec. Issue* 9: 159-170.
- RACEY, G.D., A. HARRIS, L. GERRISH, T. ARMSTRONG, J. McNICOL et J. BAKER. 1999. Forest management guidelines for the conservation of woodland caribou: a landscape approach. MS Draft. Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay, Ontario: 69 p.

- RETTIE, W.J. et F. MESSIER. 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan. *Can. J. Zool.* 76: 251-259.
- RETTIE, W.J. et F. MESSIER. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou : its relationship to limiting factors. *Ecography* 23: 466-478.
- REMPEL, R.S. et C.K. KAUFMANN. 2003. Spatial modeling of harvest constraints on wood supply versus wildlife habitat objectives. *Env. Manage.* 32: 646-659.
- ROMINGER, E.M., L. ALLENJOHNSON et I.L. OLDEMEYER. 1994. Arboreal lichen in uncut and partially cut sub-alpine fir stands in woodland caribou habitat, northern Idaho and southeastern British-Columbia. *Forest Ecol. Manage.* 70: 195-202.
- ROMINGER, EM; ROBBINS, CT; EVANS, MA; PIERCE, DJ. 2000. Autumn foraging dynamics of woodland caribou in experimentally manipulated habitats, northeastern Washington, USA. *J. Wildl. Manage.* 64: 160-167.
- SAS INSTITUTE Inc. 1999. The SAS system for Windows, release 8.00. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- SCHNEIDER, R.R., J.B. STELFOX, S. BOUTIN et S. WASEL. 2003. Managing the cumulative impacts of land uses in the Western Canadian Sedimentary Basin: A modeling approach. Source: *Cons. Ecol.* 7 (8). <http://www.consecol/vol7/art8>.
- SEBBANE, A. et R. COURTOIS. 2000. Restructuration du Système d'Information de la Grande Faune. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune. 21 p. + annexes.
- SEBBANE, A., R. COURTOIS, S. St-ONGE, L. BRETON et P.-É. LAFLEUR. 2002. Utilisation de l'espace et caractéristiques de l'habitat du caribou forestier de Charlevoix, entre l'automne 1998 et l'hiver 2001. Société de la faune et des parcs du Québec. 59 p.
- SEIP, D.R. 1991. Predation and caribou populations. *Rangifer* 7: 46-52.
- SEIP, D.R. 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *Can. J. Zool.* 70: 1494-1503.
- SEIP, D. 1998. Ecosystem management and the conservation of caribou habitat in British Columbia. *Rangifer*, Spec. Issue 10: 203-211.
- SEIP, D.R. et D.B. CICHOWSKI. 1996. Population ecology of caribou in British Columbia. *Rangifer*, Special Issue 9: 73-80.
- SIMPSON, K. E. TERRY et D. HAMILTON. 1997. Toward a mountain caribou management strategy for British Columbia - habitat requirements and sub-population status. Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch. 29 p.
- SMITH, K.G., E.J. FICHT, D. HOBSON, T.C. SORENSON et D. HERVIEUX. 2000. Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta. *Can. J. Zool.* 78: 1433-1440.
- STEVENSON, S.K., H.M. ARMLEDER, M.J. JULL, D.G. KING, B.N. McLELLAN et D.S. COXSON. 2001. Mountain caribou in managed forests: recommandations for managers. Ministry of Environment, Lands and parks, Wildlife Branch, Victoria, B.C. Wildlife Report No. R-26. 56 p.

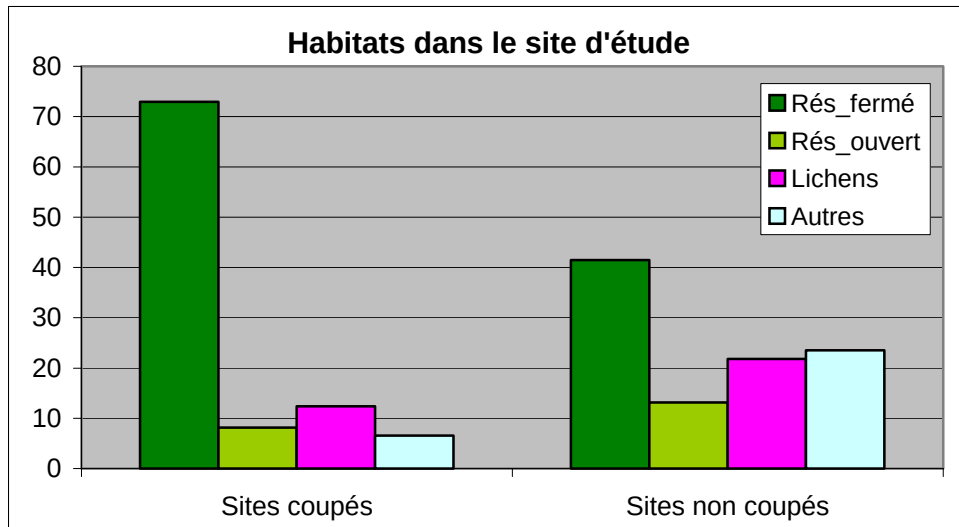
- STEVENSON, S.K. et D.S. COXSON. 2003. Litterfall, growth, and turnover of arboreal lichens after partial cutting in an Engelmann spruce - subalpine fir forest in north-central British Columbia. *Can. J. For. Res.* 33: 2306-2320.
- SULYMA, R. et D.S. COXON 2001. Microsite displacement of terrestrial lichens by feather moss mats in late seral pine-lichen woodlands of north-central British Columbia. *Bryologist* 104: 505-516.
- TERRY, E.L., B.N. McLELLAN et G.S. WATTS. 2000. Winter habitat ecology of mountain caribou in relation to forest management. *J. Appl. Ecol.* 37: 589-602.
- WECLAW, P. et R.J. HUDSON. 2004. Simulation of conservation and management of woodland caribou. *Ecological Modelling* 177: 75-94.
- WOLFE, S.A., B. GRIFFITH et C.A.G. WOLFE. 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. *Polar Research* 19: 63-73.

Annexe 1. Caractéristiques avant coupe des secteurs qui ont été coupés.

Les images satellitaires montrent que les coupes ont été orientées vers les sites dominés par les résineux matures (vert foncé). Les résineux ouverts sans lichen (vert pâle) étaient peu recherchés et les résineux ouverts à lichens (fuchsia) étaient évités sauf pour la construction de chemins.



D'après les données de l'exploitant forestier, les coupes réalisées entre 1998 et 2004 occupaient 402 km², soit 17 % des 2771 km² du territoire de l'entente. Avant coupe, on retrouvait environ 73 % de résineux fermés dans les sites qui ont été coupés comparativement à 42 % dans ceux qui ont été laissés en place. Les sites non coupés comprenaient environ deux fois plus de résineux ouverts (13 % contre 8 %), de sites à lichens (22 % contre 12 %) et de milieux divers (plans d'eau, brûlis, tourbières, landes sans lichen, etc.; 24 % contre 7 %).



Les types de coupes dominantes étaient les CPHRS avec 45,2 % des aires coupées, suivies des CPRS (39,6 %), des CPPTM (12,9 %) et des coupes totales (2,2 %). À noter que les CT ne sont effectuées que dans les sites prévus pour les chemins. Les habitats avant coupe différaient selon le type de traitement sylvicole. Les aires destinées à la CPPTM étaient largement dominées par les résineux fermés (83 % des superficies). Les CPRS, les CPHRS se ressemblaient avant coupe et comprenaient surtout des résineux fermés (72 %); les résineux ouverts avec lichens (12-14 %) et sans lichen (7-9 %) y étaient faiblement représentés. Les coupes totales ont été pratiquées dans les sites comprenant une plus grande proportion de résineux à lichens (25 %); on y retrouvait une proportion moyenne de résineux ouverts sans lichen (11 %) mais les habitats dominants étaient toujours les résineux fermés (51 %).

