

**LIGNES DIRECTRICES POUR L'AMÉNAGEMENT
DE L'HABITAT DU CARIBOU FORESTIER
(*Rangifer tarandus caribou*)**

Par

l'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec



Pour le compte du
ministère du Développement durable, de l'Environnement,
de la Faune et des Parcs

Mai 2013

Remerciements

Nous désirons remercier M^{me} Josée Boivin, agente de secrétariat à la Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêt-Mines-Territoire du Nord-du-Québec, pour la révision et la mise en pages.

Référence à citer

ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER DU QUÉBEC (2013). *Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier* (Rangifer tarandus caribou), produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 24 p. + 1 annexe.

Dépôt légal — Bibliothèque nationale du Québec, 2013
ISBN : 978-2-550-67854-0 (version imprimée)
ISBN : 978-2-550-67855-7 (version PDF)

Résumé

Les connaissances sur le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) ont considérablement évolué au cours des dernières années permettant ainsi à l'Équipe de rétablissement du caribou forestier d'élaborer un deuxième plan de rétablissement (2012-2022). Le maintien d'habitats favorables au caribou constitue l'élément central du Plan. Dans ce contexte, l'Équipe a procédé à une révision des Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier, parues en janvier 2010. La nouvelle approche proposée repose sur 14 éléments :

Élément 1 : Les notions de « taux » et de « seuil de perturbation » constituent l'une des pierres d'assise des lignes directrices.

Élément 2 : Une perturbation est définie par :

- une jeune forêt (moins de 50 ans d'âge réel) issue de perturbations anthropiques et une zone d'influence de 500 m;
- une jeune forêt (moins de 50 ans d'âge réel) issue de perturbations naturelles;
- les chemins et une zone d'influence de part et d'autre du chemin :
 - chemin de classe I avec une zone d'influence de 1,25 km de part et d'autre,
 - chemins de classe II, III, IV, avec une zone d'influence de 0,75 km de part et d'autre;
- les chalets et une zone d'influence de 1 km de rayon autour de ceux-ci;
- les autres infrastructures (lignes de transport d'énergie, camping, sentiers de véhicules hors route, etc.) et une zone d'influence d'une superficie de 1 km² autour de celles-ci.

Élément 3 : Les lignes directrices s'appliquent à l'ensemble de l'aire d'application désignée dans le plan de rétablissement.

Élément 4 : Les lignes directrices visent à maintenir une quantité, une configuration et une répartition spatiale d'habitat qui sont propices au caribou forestier dans l'aire d'application du plan de rétablissement.

Élément 5 : L'analyse des perturbations de l'habitat se fait à l'échelle du paysage et non à celle de l'aire d'occupation d'une harde.

Élément 6 : La superficie minimale des unités d'analyse est de 5 000 km², ces dernières devant couvrir la totalité de l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier au Québec 2012-2022.

Élément 7 : Les limites des unités d'analyse doivent s'harmoniser avec des unités du territoire qui sont homogènes en matière de structure d'âge des forêts et, si possible, avec les unités de gestion territoriale actuelles.

Élément 8 : Dans l'aire de répartition du caribou forestier, on doit viser une probabilité d'autosuffisance minimale de 0,6. Ceci correspond, pour chacune des unités d'analyse, à un taux de perturbation maximal de 35 %. Idéalement, le degré d'autosuffisance devrait être supérieur à 0,6.

Élément 9 : Dans les unités d'analyse où le taux de perturbation est inférieur ou égal à 35 %, on doit s'assurer qu'il est maintenu ou abaissé de façon à obtenir une probabilité d'autosuffisance des hardes supérieure à 0,6.

Élément 10 : Dans les unités d'analyse où le taux de perturbation est supérieur à 35 %, des plans de restauration de l'habitat doivent être préparés. Ceux-ci devront notamment comprendre des mesures pour réduire le taux de perturbation de l'unité d'analyse et pour conserver les massifs forestiers intacts :

- idéalement de plus de 100 km² pour les unités d'analyse dont les taux de perturbation sont de 35 à 50 %;
- des massifs résiduels névralgiques ou jugés importants pour les unités d'analyse dont les taux de perturbation excèdent 50 %.

Élément 11 : Dans chaque unité d'analyse, maintenir au moins 50 % de la proportion de vieilles forêts (100 ans d'âge réel dans la pessière et 80 ans d'âge réel dans la sapinière) dans la forêt naturelle de l'unité homogène correspondant à l'unité d'analyse.

Élément 12 : Dans chaque unité d'analyse, maintenir un écart de moins de 10 % par rapport à la composition des grands types de couverts forestiers du profil de la forêt naturelle.

Élément 13 : Dans chaque unité d'analyse, maintenir des massifs de 1 000 km² dont le taux de perturbation est déjà inférieur à 10-20 %. Ces massifs devraient se rapprocher d'une forme circulaire.

Élément 14 : Concentrer les éléments de perturbation plutôt que de les répartir sur l'ensemble du territoire.

Table des matières

Résumé	iii
Table des matières	v
Liste des tableaux.....	vi
Liste des figures.....	vi
Définitions	vii
Préambule	viii
1. INTRODUCTION	1
2. STRATÉGIE D'AMÉNAGEMENT	2
2.1. Les taux de perturbation	2
2.2. Définition d'une perturbation	2
2.3. Zone d'application des lignes directrices	3
2.4. Configuration et répartition spatiale des habitats.....	4
2.5. Échelle d'analyse des perturbations	4
2.6. Superficie des unités d'analyse	5
2.7. Harmonisation territoriale des unités d'analyse	6
2.8. Taux de perturbation maximal et autosuffisance du caribou	6
2.9. Taux de perturbation inférieur ou égal à 35 %.....	9
2.10. Taux de perturbation supérieur à 35 %.....	9
2.11. Maintien de vieilles forêts.....	10
2.12. Maintien de la composition forestière	14
2.13. Superficie des massifs forestiers	15
2.14. Répartition des perturbations.....	16
3. AUTRES CONSIDÉRATIONS DE LA STRATÉGIE	16
3.1. Calcul du taux de perturbation	16
3.2. Connectivité	17
3.3. Restauration de l'habitat	17
4. CONCLUSION	18
Références	19
Annexe 1.....	25

Liste des tableaux

Tableau 1.	Probabilité de persistance du caribou forestier en fonction de divers taux de perturbation de son habitat (Environnement Canada, 2011).	8
Tableau 2.	Paysage naturel estimé au sein de 12 unités homogènes de niveau 3 ¹ , des sous-domaines de la forêt sous aménagement dans l'aire de répartition du caribou forestier.....	12
Tableau 3.	Types de couvert au sein de 12 unités homogènes de niveau 3 ¹ , des sous-domaines bioclimatiques de la forêt sous aménagement dans l'aire de répartition du caribou forestier.	14

Liste des figures

Figure 1.	Seuils pour la gestion des risques liés à la planification du rétablissement de l'habitat essentiel du caribou boréal (tiré d'Environnement Canada, 2011).....	7
Figure 2.	Localisation des unités homogènes de végétation dans l'aire de répartition du caribou forestier (basé sur Grondin et coll., 2007).	13
Figure 3.	Relation entre la probabilité de présence du caribou en fonction de la superficie résiduelle de massifs (tiré de Lesmerises, 2011).	15

Définitions

Aire de répartition : Zone à l'intérieur de laquelle on trouve toutes les populations d'une espèce, ici le caribou. L'aire de répartition peut être discontinue, ce qui est le cas du caribou forestier, puisque l'on trouve des populations isolées comme dans Charlevoix et à Val-d'Or.

Harde : Individus d'une même espèce qui se déplacent en groupe relativement stable. Chez le caribou forestier, on utilise souvent ce terme pour désigner les individus qui fréquentent un même secteur au cours de la période hivernale.

Lignes directrices : Elles font partie de la Stratégie d'aménagement durable des forêts (SADF) et précisent les orientations que le ministère des Ressources naturelles (MRN) entend mettre de l'avant pour encadrer la réponse aux enjeux écologiques. Généralement, les lignes directrices regroupent plusieurs modalités visant plus d'un objectif. Leur application est obligatoire, mais les praticiens disposent d'une certaine marge de manœuvre pour adapter les modalités à la réalité locale.

Population : Groupe d'individus d'une même espèce qui se reproduisent ensemble la plupart du temps et qui occupent un même environnement à un moment donné. Des phénomènes d'émigration et d'immigration peuvent survenir entre des populations voisines, mais ces échanges doivent demeurer limités sinon la notion de « population » perd son sens biologique et démographique. Une population animale est, par définition, une unité relativement fermée. Chez le caribou forestier, on a souvent utilisé les termes « harde » et « population » comme des synonymes plus ou moins bien définis. Cependant, nous suggérons dorénavant de réserver le mot population à des unités démographiques distinctes et relativement fermées (p. ex., Gaspésie, Val-d'Or, Charlevoix, etc.), alors que le mot harde ne devrait servir qu'à désigner des groupes d'individus réunis ensemble à un moment de leur cycle vital (p. ex., harde de Pipmuacan, harde du lac des Cœurs, harde du mont Logan en Gaspésie, etc.). En ce qui a trait au caribou toundrique, dans le Nord-du-Québec, le mot « troupeau » est utilisé comme synonyme de population pour désigner les troupeaux de la rivière George et de la rivière aux Feuilles. En effet, ces deux populations sont des unités bien distinctes et relativement fermées.

Unité homogène : Portion de territoire aux caractéristiques semblables quant aux relations de la végétation (actuelle et potentielle) et de ses variables explicatives (climat, milieu physique, perturbations naturelles et humaines), les relations s'exprimant selon plusieurs niveaux de perception. Cette définition s'intègre aux préoccupations de l'écologie du paysage.

Préambule

L'Équipe de rétablissement considère que les lignes directrices proposées représentent l'effort minimal requis pour la conservation du caribou forestier. Les taux de perturbation de l'habitat essentiel au caribou forestier en fonction desquels ont été produites ces lignes directrices (définition d'une perturbation, zone d'influence des chemins forestiers, superficies perturbées dans les massifs forestiers et proportion ciblée de vieilles forêts) représentent les limites au-delà desquelles le risque d'extinction des populations locales (hardes) devient une possibilité réelle.

L'Équipe de rétablissement du caribou forestier est par ailleurs consciente que ces lignes directrices risquent d'avoir un impact socioéconomique non négligeable qui devra faire l'objet d'évaluations, tant en ce qui a trait à la possibilité forestière qu'aux opérations. Toutefois, il faut reconnaître que la marge de manœuvre permettant de concilier la conservation du caribou forestier et l'aménagement de son habitat est restreinte, premièrement, en raison des besoins de cette espèce qui couvrent des territoires beaucoup plus grands que ce qui prévaut pour la plupart des espèces menacées ou vulnérables et, deuxièmement, en raison du taux élevé de perturbation de son habitat essentiel.

1. INTRODUCTION

Au début des années 2000, les études portant sur le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) démontraient que celui-ci affectionnait, notamment, les grandes forêts résineuses non perturbées (Courtois, 2003; Courtois et coll., 2004, 2007, 2008; Hins et coll., 2009). Courtois et coll. (2004) suggéraient alors de maintenir dans le paysage de grands massifs forestiers de 100 à 250 km² (massifs de protection). Les lignes directrices sur l'aménagement de l'habitat du caribou forestier ont donc été élaborées sur la base de ce concept de massifs de protection, lesquels alternent dans le temps et dans l'espace avec des massifs de remplacement (Équipe de rétablissement du caribou forestier, 2010). En s'appuyant sur ce principe, des plans d'aménagement de l'habitat du caribou forestier ont donc été élaborés dans les différentes régions du Québec.

Des études montrent que le caribou se confine aux milieux homogènes qui conviennent mal aux autres cervidés, vraisemblablement afin de réduire les risques de prédation par le loup (*Canis lupus*) et l'ours noir (*Ursus americanus*) (Bergerud, 1985, 1988, 1996; Seip, 1998; Crête et Manseau, 1996; Racey et coll., 1997; Stuart-Smith et coll., 1997; Crête, 1999). Ainsi, ils utilisent principalement les forêts matures d'épinettes noires (*Picea mariana*) et, dans une moindre mesure, de sapin baumier (*Abies balsamea*), mais évitent les grandes superficies perturbées (Courtois et coll., 2003; Courtois et coll., 2008; Courbin et coll., 2009; Hins et coll., 2009; Lesmerises, 2011; Fortin et coll., 2011; Moreau et coll., 2012) telles que les coupes forestières et les brûlis récents. D'autre part, les perturbations anthropiques autres que la coupe entraînent également l'évitement de certaines portions de son habitat (Fortin et coll., 2008; Renaud et coll., 2010; Leclerc et St-Laurent, 2011; St-Laurent et coll., 2011).

L'hypothèse principale permettant d'expliquer l'évitement des aires perturbées par le caribou a trait à l'augmentation du risque de prédation. Le caribou forestier possède un potentiel d'accroissement démographique relativement faible comparativement aux autres cervidés du Québec. Cette combinaison de faible productivité et d'augmentation de la prédation dans les habitats perturbés fragilise la situation du caribou (Courtois et coll., 2008). On a ainsi pu établir la probabilité d'autosuffisance du caribou en fonction des taux de perturbation de l'habitat (Environnement Canada, 2011).

À la lumière de l'ensemble de ces connaissances, lesquelles font l'objet d'un consensus au sein des communautés scientifiques québécoise et canadienne, la révision des Lignes directrices sur l'aménagement de l'habitat du caribou s'imposait. La présente version révisée devrait servir à l'élaboration des plans d'aménagement forestier intégré tactiques (PAFI-T) par le MRN. Cette stratégie s'avère également essentielle dans le cadre de la certification des territoires forestiers délimités.

2. STRATÉGIE D'AMÉNAGEMENT

2.1. Les taux de perturbation

Les premières lignes directrices de l'aménagement de l'habitat du caribou forestier reposaient, entre autres, sur une alternance entre des massifs de protection et de remplacement de 100 à 250 km² (Équipe de rétablissement du caribou forestier, 2010). Les connaissances acquises au cours de la dernière décennie indiquent que la grandeur de ces massifs est insuffisante pour maintenir de façon satisfaisante le caribou forestier et que les perturbations les ceinturant (p. ex., coupes, routes, chalets) limitent leur utilisation (Courbin et coll., 2009; Lesmerises, 2011), particulièrement durant certaines périodes de l'année (Basille et coll., 2012). D'autre part, l'analyse pancanadienne réalisée par Environnement Canada (2008, 2011) détermine des probabilités d'autosuffisance des populations en fonction des taux de perturbation. Également, des seuils de perturbation au-dessus desquels le maintien des populations est compromis y sont proposés. Des études montrent que la modification de l'habitat entraîne une augmentation des taux de prédation sur le caribou forestier (Courtois et coll., 2007; Latham et coll., 2011; Pinard et coll., 2012). Ainsi, nous recommandons que :

Élément 1 : Les notions de « taux » et de « seuil de perturbation » constituent l'une des pierres d'assise des lignes directrices.

2.2. Définition d'une perturbation

L'approche des taux de perturbation découle de l'analyse effectuée par Environnement Canada (2011). De plus, diverses études ont permis d'établir l'influence des infrastructures, dont les routes et les chalets de villégiature, sur le caribou au Québec (Courbin et coll., 2009; Fauteux et coll., 2009; Lesmerises, 2011; St-Laurent et coll., 2012) comme ailleurs (Polfus et coll., 2011). Les seuils proposés suivent largement les recommandations d'Environnement Canada (2011) avec, toutefois, la considération d'une zone d'influence élargie. Il n'en demeure pas moins que l'application de ces seuils ne sera pas sans conséquence sur le caribou forestier. Par exemple, le caribou tend à fréquenter davantage les peuplements matures (> 90 ans) que ceux de 50-70 ans (Hins, 2009). De plus, certaines études ont rapporté des zones d'influences allant au-delà de 750 m, voire jusqu'à plus de 5 km (Nellemann et coll., 2001; Rudolph, 2011; Fortin et coll., soumis). De surcroît, le loup sélectionne particulièrement les milieux prisés par le caribou lorsque ceux-ci sont situés à moins de 7 km des coupes et des routes (Fortin et coll., non publié), ce qui fait que le risque de prédation devrait être réduit en deçà de cette dernière valeur. À défaut d'avoir pour l'instant accompli une analyse provinciale aussi extensive que celle figurant dans le rapport d'Environnement Canada (2011), nous proposons ces lignes directrices avec le souci de favoriser leur mise en œuvre, notamment en tentant de réduire, dans la mesure du possible, les impacts socioéconomiques de leur application. Dans un contexte de gestion adaptative, il pourrait donc être pertinent de revoir ces seuils si les populations tendent à décliner, malgré la mise en place de ces mesures.

Élément 2 : Une perturbation est définie par :

- une jeune forêt (moins de 50 ans d'âge réel) issue de perturbations anthropiques et une zone d'influence de 500 m;
- une jeune forêt (moins de 50 ans d'âge réel) issue de perturbations naturelles;
- les chemins et une zone d'influence de part et d'autre du chemin :
 - chemin de classe I avec une zone d'influence de 1,25 km de part et d'autre;
 - chemins de classe II, III, IV, avec une zone d'influence de 0,75 km de part et d'autre;
- les chalets et une zone d'influence de 1 km de rayon autour de ceux-ci;
- les autres infrastructures (lignes de transport d'énergie, camping, sentiers de véhicules hors route, etc.) et une zone d'influence d'une superficie de 1 km² autour de celles-ci.

2.3. Zone d'application des lignes directrices

L'approche préconisée par le présent document ne fait pas table rase des modalités énoncées dans le document qui l'a précédé (Équipe de rétablissement du caribou forestier, 2010). En effet, les massifs de protection désignés dans les plans d'aménagement, y compris les aires protégées, pourront être mis à contribution pour assurer un habitat adéquat au caribou. Ces massifs dans le paysage forestier contribuent d'ailleurs à limiter le taux de perturbation.

Le caribou forestier fréquente les milieux moins favorables à l'ours noir et aux proies alternatives du loup gris comme l'original (*Alces americanus*) (Fortin et coll., 2011; Bastille-Rousseau et coll., 2011; Basille et coll., 2012). C'est pourquoi on le trouve presque exclusivement dans les forêts associées aux domaines bioclimatiques de la pessière à mousses et à lichens ainsi que dans les forêts résineuses du domaine de la sapinière à bouleau blanc, dans la partie méridionale de son aire de répartition. Actuellement, le caribou est absent d'une vaste portion de l'aire d'application indiquée dans le plan de rétablissement (Équipe de rétablissement du caribou forestier, 2008). En fait, avant que ne débute l'exploitation industrielle de la forêt boréale, le caribou évoluait¹ dans l'ensemble de la pessière et de la sapinière. Les habitats, qui aujourd'hui ne sont pas fréquentés, peuvent tout de même représenter des habitats potentiels pour le caribou. En conséquence :

Élément 3 : Les lignes directrices s'appliquent à l'ensemble de l'aire d'application désignée dans le plan de rétablissement.

¹ Bien qu'aucune donnée d'inventaire aérien ne soit disponible pour cette époque, des documents d'archives viennent appuyer cette affirmation.

2.4. Configuration et répartition spatiale des habitats

La répartition spatiale des perturbations peut influencer la qualité de l'habitat au-delà du taux de perturbation. Le caribou étant sensible aux perturbations naturelles et anthropiques ainsi qu'au dérangement humain (Courtois et coll., 2008; Renaud et coll., 2010; Fortin et coll., 2011; Leclerc et St-Laurent, 2011; St-Laurent et coll., 2011; Moreau et coll., 2012), il apparaît essentiel que la forêt résiduelle soit agglomérée. En d'autres termes, il est préférable de concentrer les perturbations dans un secteur de façon à laisser de grands massifs forestiers qui favorisent, à la fois, la tranquillité requise et des habitats non propices aux prédateurs (Courbin et coll., 2009).

Élément 4 : Les lignes directrices visent à maintenir une quantité, une configuration et une répartition spatiale d'habitat qui sont propices au caribou forestier dans l'aire d'application du plan de rétablissement.

2.5. Échelle d'analyse des perturbations

Une population de caribous est constituée d'individus appartenant à différentes hardes. Les individus de la population assurent le maintien du flux génétique entre les hardes grâce à leurs déplacements (Boulet et coll., 2007). D'autre part, le domaine vital d'un caribou forestier, ou l'utilisation d'un territoire par une harde peut varier dans le temps et l'espace. Hormis les populations de Val-d'Or et de Charlevoix, qui sont isolées et bien circonscrites, les études réalisées au Québec (Courtois et coll., 2008; Fortin et coll., 2008; Courbin et coll., 2009; Hins et coll., 2009) montrent que les caribous se regroupent durant l'hiver et se dispersent sur le territoire le reste de l'année. Cela incite à penser qu'il existe un flux génétique entre les différentes hardes. Ainsi, à l'exception des deux populations isolées, les caribous évoluant au Québec pourraient être considérés comme faisant partie d'une seule et même population.

Les inventaires aériens réalisés en périodes hivernales au Québec (Équipe de rétablissement du caribou forestier, en préparation, tableaux 1 et 2) ont permis de répertorier plusieurs hardes de caribous. Comme ces inventaires ne couvrent pas la totalité du territoire fréquenté par le caribou forestier, certaines hardes n'ont vraisemblablement pas encore été identifiées. Quant à celles connues, des individus ont pu être suivis par télémétrie. Cela a permis de déterminer les principaux éléments de la dynamique des populations, dont les domaines vitaux (Courtois et coll., 2008). Ces derniers sont propres à chacun des individus. Comme tous les individus d'une même harde n'ont pas été suivis par télémétrie, et qu'il serait illusoire de le faire, on ne connaît pas l'aire d'utilisation du territoire par l'ensemble des individus constituant la harde.

D'autre part, l'aire utilisée par les caribous suivis par la télémétrie peut être biaisée. Comme le caribou favorise les habitats résiduels propices et évite les perturbations, on sous-estime le potentiel d'utilisation future de ces derniers habitats. En calculant le taux de perturbation dans l'aire utilisée par des caribous suivis par télémétrie, on pourrait en arriver à un faible taux de perturbation, car on aurait exclu des habitats perturbés qui autrefois faisaient partie de l'aire d'utilisation du caribou. Compte tenu de ces éléments :

Élément 5 : L'analyse des perturbations de l'habitat se fait à l'échelle du paysage et non à celle de l'aire d'occupation d'une harde.

2.6. Superficie des unités d'analyse

Le caribou forestier tend à se regrouper durant l'hiver, puis se disperse. Au printemps et à l'été, pendant la mise bas et l'élevage des faons, les femelles ont tendance à s'isoler les unes des autres. Ce comportement leur permet de ne pas être détectées par des prédateurs (Pinard et coll., 2012). Les individus se regroupent de nouveau à l'automne pour la période de reproduction (Jolicoeur et coll., 2005).

Bien qu'il n'effectue pas de grandes migrations annuelles comme le caribou toundrique (Schaefer et coll., 2000; Faille et coll., 2010), le caribou forestier effectue quand même de grands déplacements. Ces derniers varient considérablement d'une saison à l'autre, ce qui influence du même coup la taille des domaines vitaux (DV) saisonniers. Aussi, sur tout le territoire occupé par l'écotype forestier, on observe une grande variabilité dans la taille des domaines vitaux annuels des individus (de 32 à 1 470 km²) (Stuart-Smith et coll., 1997; Timmermann, 1998; Faille et coll., 2010). La taille des domaines vitaux est influencée par le cycle vital (DV plus faible en période de mise bas) (Faille et coll., 2010), mais aussi en fonction de l'intensité des perturbations (Faille et coll., 2010; Beauchesne, soumis).

Si la taille des domaines vitaux des individus est bien documentée, il en va autrement de la taille du territoire occupé par une harde. Les données actuelles ne permettent généralement pas de déterminer quelle est la superficie occupée par l'ensemble des individus d'une même harde. Les hardes suivies par Courtois (2003) occupaient une superficie de 11 000 à 17 000 km², selon les années et les hardes.

L'analyse des perturbations touchant le paysage doit se faire à une échelle appropriée pour considérer l'ensemble des besoins du caribou en habitat et pour établir un diagnostic à l'échelle des hardes. Bien qu'ayant peu de références quant aux superficies utilisées par les hardes, on sait qu'elles peuvent être très grandes dans certains cas (> 10 000 km²). L'échelle utilisée, et conséquemment la taille des unités d'analyse, doit non seulement permettre de répondre aux besoins de l'espèce, mais aussi considérer le découpage du territoire actuellement utilisé pour sa gestion. À titre d'exemple, une unité d'analyse à l'échelle du domaine vital d'un individu (\approx 1 000 km²) pourrait s'avérer trop contraignante pour l'aménagement forestier, considérant le taux maximal de perturbation visé. De plus, dans le cas où une unité d'analyse de 1 000 km² représentait un massif forestier continu, la possibilité de perturber ce massif sur 35 % de sa superficie viendrait y réduire la probabilité d'occurrence des caribous dans ce massif. Dans un tel cas, il faudrait agglomérer plusieurs unités d'analyse pour obtenir, à l'échelle du paysage, un plan d'aménagement qui permet à la fois le maintien du caribou et le maintien d'autres activités (p. ex., aménagement forestier).

À l'opposé, une très grande unité d'analyse pourrait avoir un effet indésirable. En effet, on pourrait atteindre l'objectif de perturbation recherché en maintenant une partie de l'unité d'analyse propice au caribou, tout en éliminant les conditions propices à ce dernier dans une autre portion de l'unité d'analyse. Ainsi, plus la superficie de l'unité d'analyse serait grande, plus cet effet pourrait se produire. Dans un tel contexte, le choix de la superficie de l'unité d'analyse repose sur un compromis entre le côté opérationnel de la planification forestière et la possibilité de maintenir des conditions propices au caribou sur l'ensemble de l'aire d'application du plan. L'unité d'analyse proposée repose donc non pas sur la superficie occupée par une harde, mais plutôt sur une portion du paysage dans laquelle peut vivre le caribou, et ce, dans l'ensemble de l'habitat du caribou.

Élément 6 : La superficie minimale des unités d'analyse est de 5 000 km², ces dernières devant couvrir la totalité de l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier au Québec 2012-2022.

2.7. Harmonisation territoriale des unités d'analyse

Compte tenu de l'historique des interventions anthropiques dans l'habitat du caribou, ce dernier se trouve essentiellement dans les massifs résiduels de grandes superficies et a pratiquement déserté d'autres portions du territoire. Dans les secteurs où la présence du caribou a été documentée, soit par les inventaires aériens ou par des travaux de télémétrie, les unités d'analyse seront établies à partir de cette présence confirmée. Les autres unités d'analyse seront définies de façon à les rendre adjacentes aux premières et à permettre une couverture complète de l'aire d'application du Plan.

Le contour des unités d'analyse devrait être défini de manière à s'harmoniser le plus possible avec la mise en œuvre d'une approche d'aménagement écosystémique. En ce sens, les contours devraient être basés sur des unités relativement homogènes sur le plan de la structure d'âge des forêts. Pour la pessière, les compartiments d'organisation spatiale (COS), c'est-à-dire des unités de paysage relativement homogènes utilisées pour la planification forestière dans le cadre de l'approche écosystémique, devraient être retenus. D'autre part, on cherchera aussi à s'harmoniser le plus possible avec des unités de gestion territoriale déjà formées, telles les unités territoriales d'analyse (UTA) ou pour le territoire couvert par la Paix des Braves, où il n'y a pas de COS, la délimitation des aires de trappe (unités d'aménagement reconnues au chapitre 3 de l'Entente Québec-Cris) ou, finalement, toute autre unité qui pourrait être définie à l'avenir.

Élément 7 : Les limites des unités d'analyse doivent s'harmoniser avec des unités du territoire qui sont homogènes en matière de structure d'âge des forêts et, si possible, avec les unités de gestion territoriale actuelles.

2.8. Taux de perturbation maximal et autosuffisance du caribou

L'examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (Environnement Canada, 2011) montre que le recrutement du caribou forestier passe sous le seuil de 29 faons/100 femelles lorsque le pourcentage de perturbation excède environ 38 %. En 2011, Environnement Canada a établi un lien entre la probabilité d'autosuffisance des populations de caribous et le taux de perturbation de l'habitat (figure 1). Pour une probabilité de 0,5 (seuil entre l'autosuffisance et la disparition d'une harde), le pourcentage de perturbation équivaut à environ 40 %. En deçà de ce seuil critique de 0,5, les hardes ne sont plus autosuffisantes, alors qu'elles le sont au-dessus. En somme, plus le pourcentage de perturbation est faible plus la valeur d'autosuffisance des populations est grande. Ainsi, pour un habitat perturbé à 20 %, la probabilité d'autosuffisance est de 80 %, alors qu'à 35 % de taux de perturbation la probabilité d'autosuffisance n'est plus que de 60 %. Dans son rapport, Environnement Canada (2011) présente des taux de perturbation dits de « précaution » et « critiques » de 35 et 45 %. Cet organisme propose également des catégories de perturbation qui sont associées respectivement à des taux de perturbation et à des probabilités d'autosuffisance (tableau 1).

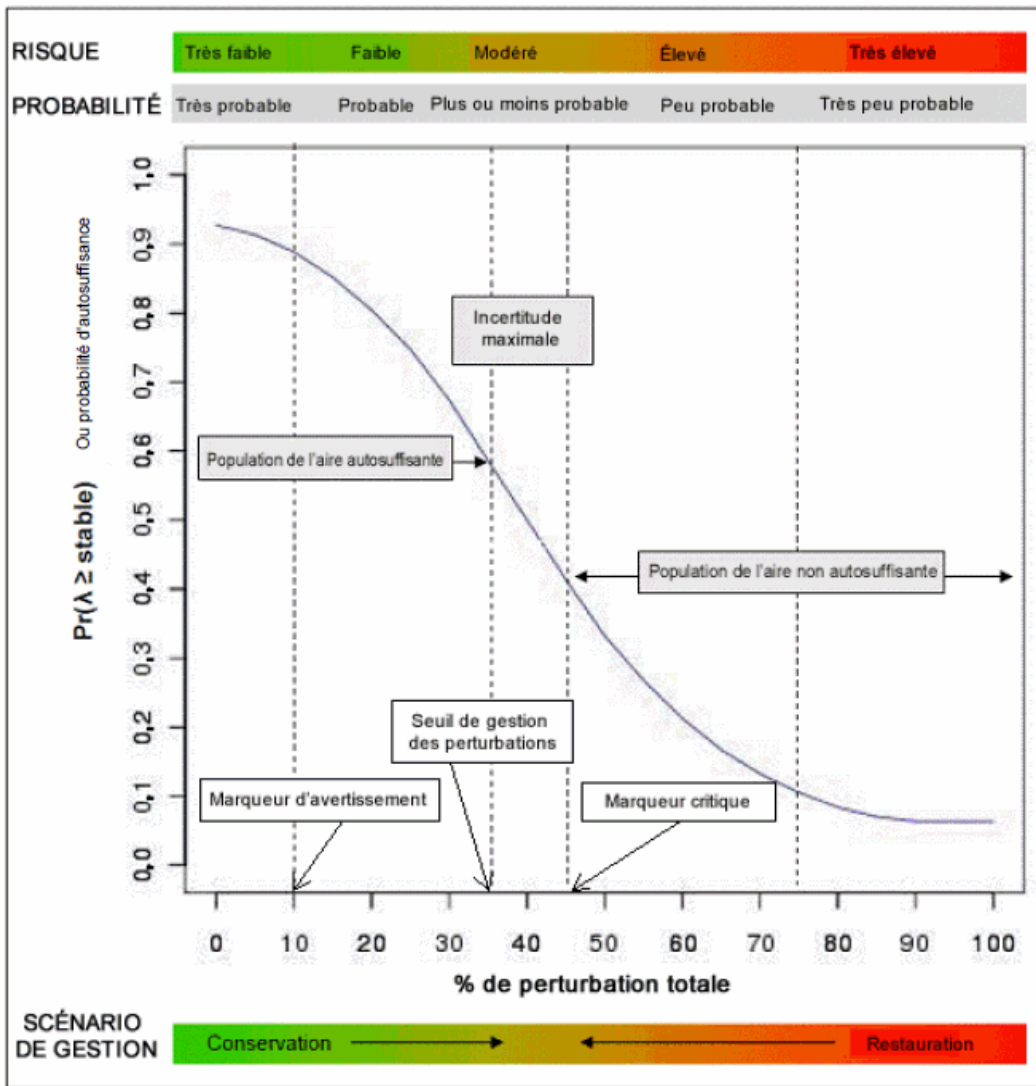


Figure 1. Seuils pour la gestion des risques liés à la planification du rétablissement de l'habitat essentiel du caribou boréal (tiré d'Environnement Canada, 2011).

Tableau 1. Probabilité de persistance du caribou forestier en fonction de divers taux de perturbation de son habitat (Environnement Canada, 2011).

Catégorie de perturbation	Perturbation totale	Probabilité d'autosuffisance
Très faible	≤ 10 %	≥ 0,9
Faible	10-35 %	< 0,9 à ≥ 0,6
Modérée	36-45 %	< 0,6 à ≥ 0,4*
Élevée	46-75 %	< 0,4 à ≥ 0,1
Très élevée	≥ 75 %	< 0,1

* Seuil entre l'autosuffisance et l'absence d'autosuffisance = 0,5.

Pour sa part, sur la base des données produites par Environnement Canada (2011), le panel scientifique du Forest Stewardship Council (FSC, 2011) sur le caribou propose trois niveaux de risque associés aux taux de perturbation, soit inférieur à 20 % (risque faible), de 20 à 40 % (risque modéré) et supérieur à 40 % (risque élevé).

L'objectif du plan de rétablissement est de maintenir et de rétablir les hardes actuelles dans l'ensemble de l'aire d'application du Plan. Le statut actuel du caribou requiert l'application de mesures qui freineront son déclin et qui permettront son rétablissement (Équipe de rétablissement du caribou forestier, 2008). Ainsi, les mesures prévues dans le plan de rétablissement doivent être mises de l'avant, non seulement en ce qui a trait à l'exploitation de la matière ligneuse, mais aussi à d'autres formes de développement comme la villégiature, les mines, etc. Chaque élément de perturbation pouvant être cumulatif par rapport aux autres, des taux acceptables doivent être fixés afin de statuer sur le taux de perturbation de chaque unité de paysage servant à l'analyse. Plus le taux de perturbation est faible, plus la probabilité d'autosuffisance sera grande. Rappelons que le seuil de rupture de la probabilité d'autosuffisance (autosuffisance/absence d'autosuffisance) se situe à 0,5 (sur une échelle de 0 à 1), soit un taux de perturbation de 40 %. Il faut donc minimalement viser une probabilité d'autosuffisance supérieure à 0,5. Plus cette valeur d'autosuffisance sera élevée, plus les probabilités de maintien et de rétablissement du caribou seront élevées.

Élément 8 : Dans l'aire de répartition du caribou forestier, on doit viser une probabilité d'autosuffisance minimale de 0,6. Ceci correspond, pour chacune des unités d'analyse, à un taux de perturbation maximal de 35 %. Idéalement, le degré d'autosuffisance devrait être supérieur à 0,6.

2.9. Taux de perturbation inférieur ou égal à 35 %

Le paysage forestier actuel est le résultat des interventions des dernières décennies. Dans la forêt sous aménagement, l'analyse des taux de perturbation, par unité de paysage, indique qu'ils excèdent largement, et dans plusieurs cas, 35 %, reflétant ainsi une faible probabilité d'autosuffisance des hardes de caribous. Là où le développement des activités anthropiques est moins accentué, le taux de perturbation peut être inférieur à 35 %, correspondant à une probabilité d'autosuffisance plus élevée.

Le taux de perturbation de 35 % de l'habitat essentiel doit être compris comme le taux à partir duquel s'accroît le risque d'absence d'autosuffisance pour une population de caribous forestiers. Toutes perturbations supplémentaires ne devraient donc pas contribuer à dépasser ce taux baromètre. Pour y arriver, on s'efforcera, premièrement, de concentrer les perturbations (chalets, chemins, etc.) dans les secteurs déjà perturbés afin de maintenir de grandes superficies non perturbées et, deuxièmement, d'adopter des stratégies permettant de limiter le caractère permanent des perturbations (p. ex., remise en production de chemins d'accès). D'autre part, il se peut que, dans une unité d'analyse, le taux de perturbation naturelle soit près de 35 % (p. ex., superficies brûlées non régénérées). Dans un tel cas, les possibilités d'atténuer à long terme le taux de perturbation devront être évaluées.

Élément 9 : Dans les unités d'analyse où le taux de perturbation est inférieur ou égal à 35 %, on doit s'assurer qu'il est maintenu ou abaissé de façon à obtenir une probabilité d'autosuffisance des hardes supérieure à 0,6.

2.10. Taux de perturbation supérieur à 35 %

Dans le cas où le taux de perturbation excède déjà 35 %, un plan de restauration doit être élaboré afin d'empêcher la détérioration de l'habitat du caribou et prévoir, à court, moyen ou long terme, un retour à des conditions plus propices. On peut distinguer deux cas qui, en fonction du taux de perturbation (35 à 50 % et > 50 %), mériteront une approche légèrement différente. Dans tous les cas, on doit éviter, dans la mesure du possible, d'amplifier le taux de perturbation. Les massifs forestiers intacts, notamment, sont laissés en place pour ne pas accroître davantage le taux de perturbation de l'unité d'analyse.

Dans les unités d'analyse où le taux de perturbation est de 35 à 50 %, des mesures de restauration des massifs forestiers résiduels doivent être planifiées et entreprises, y compris la conservation des massifs qui couvrent idéalement plus de 100 km².

Dans les unités d'analyse où le taux de perturbation est supérieur à 50 %, des mesures de conservation et de restauration des massifs résiduels doivent être planifiées et entreprises, y compris la conservation des massifs résiduels névralgiques ou jugés importants.

Des travaux sylvicoles peuvent tout de même se dérouler dans ces unités d'analyse en les orientant dans les secteurs où l'habitat n'est déjà plus propice au caribou et où il est opérationnellement possible d'effectuer des travaux de récolte de la forêt résiduelle. À cet égard, l'Équipe proposera des directives qui faciliteront la prise de décision au moment de la mise en œuvre des plans de restauration.

Enfin, différentes mesures de restauration doivent être entreprises pour diminuer le taux de perturbation à moyen et long terme (p. ex., fermeture et remise en production forestière de chemins, maîtrise de l'enfeuillement, etc.).

Élément 10 : Dans les unités d'analyse où le taux de perturbation est supérieur à 35 %, des plans de restauration de l'habitat doivent être préparés. Ceux-ci devront notamment comprendre des mesures pour réduire le taux de perturbation de l'unité d'analyse et pour conserver les massifs forestiers intacts :

- idéalement de plus de 100 km² pour les unités d'analyse dont les taux de perturbation sont de 35 à 50 %;
- des massifs résiduels névralgiques ou jugés importants pour les unités d'analyse dont les taux de perturbation excèdent 50 %.

2.11. Maintien de vieilles forêts

Étant donné :

- que toutes les hardes et leurs aires d'occupation ne sont pas connues;
- que la répartition actuelle des caribous est influencée par les perturbations survenues au cours des dernières décennies;
- que les superficies non fréquentées par le caribou pourraient constituer des habitats potentiels lorsqu'elles seront restaurées;

la stratégie proposée jusqu'à maintenant repose sur des considérations à l'échelle du paysage plutôt que sur les besoins spécifiques du caribou en matière d'habitat.

Historiquement, le caribou forestier utilisait l'ensemble des forêts à dominance résineuse d'Amérique du Nord. Bien que le caribou sélectionne son habitat de façon similaire dans l'ensemble de son aire de répartition, cette sélection peut varier régionalement (Fortin et coll., 2008), et ce, notamment en fonction de l'abondance des différents types de milieux à un endroit donné (Bastille-Rousseau et coll., 2012) ou en fonction des taux de perturbation locaux et régionaux (Moreau et coll., 2012). On note cependant des préférences pour :

- les tourbières ouvertes ou arborées (Bradshaw et coll., 1995; Stuart-Smith et coll., 1997; Rettie et Messier, 2000);
- les peuplements résineux matures (Rettie et coll., 1997; Darby et Duquette, 1986; Crête et coll., 2004; Hins et coll., 2009; Bastille-Rousseau et coll., 2012);
- les sites riches en lichens qu'ils trouvent dans des endroits secs, des dépôts de sable délavé, des eskers, des dunes ou des terres humides avec des crans rocheux exposés (Bastille-Rousseau et coll., 2012; Racey et coll., 1997);
- les affleurements rocheux où croissent des lichens dans des secteurs tourbeux (Ducruc et coll., 1988; Paré et Brassard, 1994);
- les peuplements comportant des lichens ainsi que les milieux ouverts (Sebbane et coll., 2002; Leblond et coll., 2011).

Par ailleurs, il évite fortement les milieux récemment perturbés (Moreau et coll., 2012; Bastille-Rousseau et coll., 2012).

Le caribou fréquente généralement les forêts résineuses de plus de 90 ans. Il s'accommode toutefois des peuplements en régénération issus de coupes de 6 à 40 ans, principalement au printemps en raison de l'abondance de jeunes pousses végétales, au

sortir d'un régime alimentaire hivernal centré sur le lichen (Hins et coll., 2009). En été, l'habitat sélectionné par le caribou consiste principalement en forêts résineuses de plus de 50 ans (Lantin et coll., 2003; Courbin et coll., 2009; Hins et coll., 2009), en tourbières et en dénudés secs (landes à lichens). Quant aux coupes, elles sont habituellement évitées par le caribou afin de se séparer spatialement des prédateurs, particulièrement en raison de la vulnérabilité des faons récemment nés (Hins et coll., 2009).

À la suite du cumul des perturbations d'origine anthropique, on observe des écarts, entre autres, dans la structure d'âge et la composition de la forêt actuelle par rapport à la forêt naturelle. Ces modifications ont par conséquent altéré l'habitat dans lequel le caribou a évolué pendant des milliers d'années. D'ailleurs, le caribou adapte sa sélection des divers peuplements forestiers en fonction de cette accumulation de perturbations dans son domaine vital (Moreau et coll., 2012). Bien que les considérations liées au taux de perturbation, à l'échelle du paysage, soient désignées comme des éléments vitaux pour la survie du caribou forestier, il apparaît essentiel que les lignes directrices sur l'aménagement abordent aussi les notions de structure d'âge et de composition afin de maintenir un d'habitat acceptable pour le caribou.

L'approche préconisée par les présentes lignes directrices suggère de s'inspirer de la matrice forestière, issue des régimes de perturbations naturelles, pour choisir des cibles de structure d'âge et de composition forestière. S'inscrivant dans une perspective d'aménagement écosystémique, le but recherché est de diminuer les écarts entre la forêt aménagée et la forêt jugée naturelle, permettant ainsi au caribou de retrouver un habitat caractéristique de celui dans lequel il évoluait auparavant. Le *Registre des états de référence*, produit par le MRN, présente un profil de la structure d'âge et de la composition des paysages forestiers naturels pour le Québec méridional (tableau 2, figure 2).

Sur le plan de la structure d'âge, l'approche suggérée par les présentes lignes directrices prévoit une cible de plus de 65 % de peuplements de plus de 50 ans par unité de paysage. Cette cible découle du taux maximal de 35 % de perturbation (peuplements de moins de 50 ans). Toutefois, afin de s'assurer une meilleure représentativité de l'habitat du caribou, il s'avère nécessaire de compléter cette cible par des considérations sur la quantité de vieilles forêts. L'ajout d'une cible de vieilles forêts s'avère d'ailleurs important considérant que le caribou forestier utilisera préférentiellement des peuplements forestiers de plus de 90 ans (Hins et coll., 2009; Bastille-Rousseau et coll., 2012). Le maintien d'une quantité minimale de vieilles forêts constitue aussi un enjeu qui est soulevé par l'aménagement écosystémique et pour lequel des actions sont prévues par la Stratégie d'aménagement durable des forêts. Dans un souci de cohérence, il est donc préconisé d'utiliser la même approche que celle utilisée en aménagement écosystémique. En ce sens, les vieilles forêts correspondent aux peuplements de plus de 100 ans pour la pessière et de plus de 80 ans pour la sapinière.

Tableau 2. Paysage naturel estimé au sein de 12 unités homogènes de niveau 3¹, des sous-domaines de la forêt sous aménagement dans l'aire de répartition du caribou forestier.

Classe d'âge	Domaines bioclimatiques											
	Sapinière à bouleau jaune	Sapinière à bouleau blanc						Pessière à mousses				
		MOjt	MObm	MObt	MObs	MESm	MESst	MESs	ROEm	ROEt	REEm	REEt
0-50	27 %	20 %	25 %	31 %	14 %	9 %	27 %	30 %	30 %	12 %	19 %	19 %
51-60	4 %	4 %	4 %	5 %	3 %	2 %	5 %	5 %	5 %	2 %	3 %	3 %
61-70	4 %	4 %	4 %	5 %	3 %	2 %	4 %	4 %	4 %	2 %	3 %	3 %
71-80	4 %	3 %	4 %	4 %	3 %	2 %	4 %	4 %	4 %	2 %	3 %	3 %
81-90 ²	4 %	3 %	4 %	4 %	2 %	2 %	4 %	4 %	4 %	2 %	3 %	3 %
91-100	3 %	3 %	3 %	4 %	2 %	2 %	4 %	4 %	4 %	2 %	3 %	3 %
101-200 ³	26 %	27 %	26 %	27 %	21 %	14 %	27 %	25 %	25 %	18 %	23 %	23 %
>200 ⁴	27 %	36 %	31 %	20 %	51 %	69 %	25 %	24 %	24 %	60 %	43 %	43 %
Total	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %

¹ Voir annexe 1.

² Les peuplements de 81 ans et plus correspondent à des vieilles forêts dans les unités homogènes de la sapinière à bouleau jaune et à bouleau blanc.

³ Les peuplements de 101 ans et plus correspondent à des vieilles forêts dans les unités homogènes de la pessière à mousses.

⁴ Les peuplements de plus de 200 ans correspondent à des vieilles forêts irrégulières.

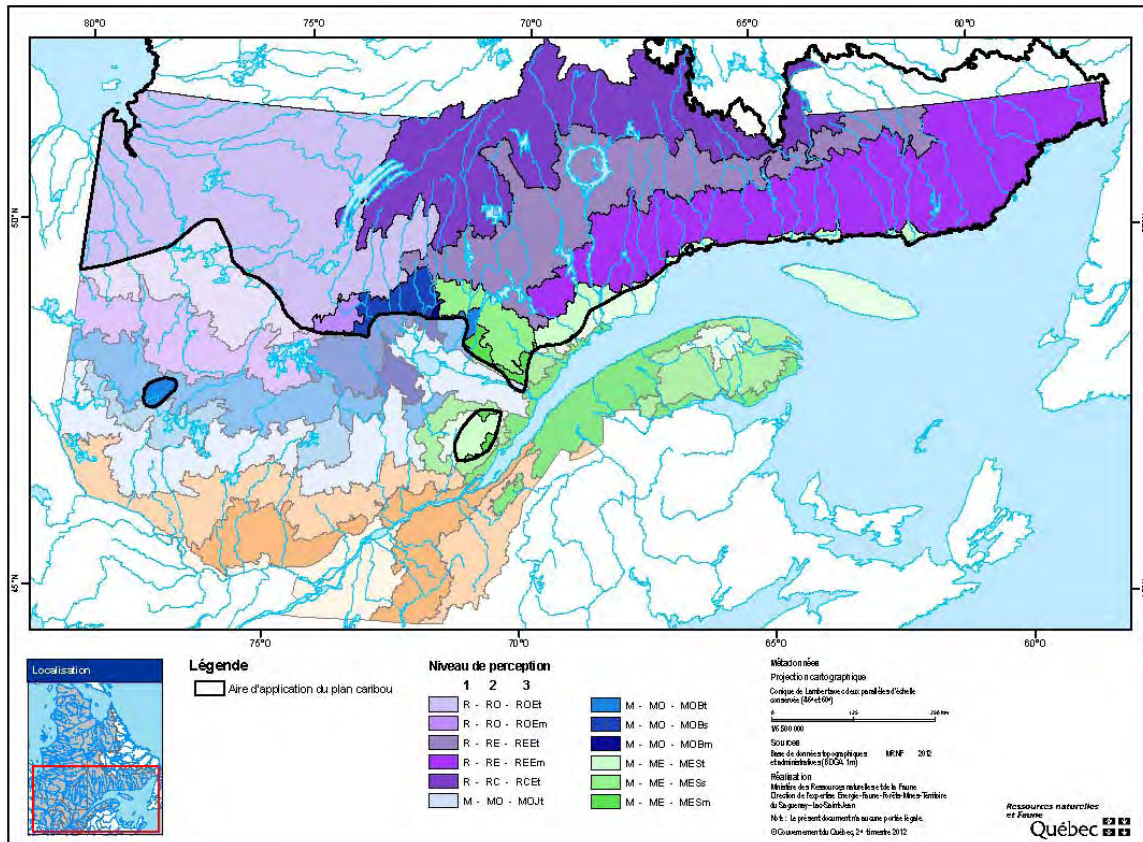


Figure 2. Localisation des unités homogènes de végétation dans l'aire de répartition du caribou forestier (basé sur Grondin et coll., 2007).

La littérature scientifique permet d'estimer qu'une diminution de la quantité d'habitats sous le seuil de 30 % pourrait devenir problématique pour plusieurs espèces animales (Andrén, 1994; Betts et coll., 2007; Villard et coll., 2009; Drapeau et coll., 2009; Rompré et coll., 2010). En ce sens, lorsque le nombre de vieilles forêts représente moins de 30 % de celle trouvée en milieu naturel, on considère qu'il s'agit d'un écart élevé par rapport à la moyenne historique qui pourrait compromettre le maintien des espèces associées à ce type d'habitat. D'autre part, l'écart par rapport au nombre trouvé en forêt naturelle peut être considéré comme faible lorsque le nombre de vieilles forêts est de 50 % et plus (Bouchard et coll., 2011). Le statut précaire de l'espèce porte actuellement à fixer et à maintenir la cible de vieilles forêts à un niveau supérieur à 50 % du nombre escompté en forêt naturelle. De plus, l'utilisation d'une cible de 50 % s'inscrit, entre autres, dans l'objectif poursuivi par le FSC (norme boréale, critère 6.3.5) concernant l'écart acceptable du nombre de vieilles forêts quant au profil de la forêt naturelle (tableau 2). La cible de vieilles forêts de chaque unité d'analyse pourra être définie à partir du profil de l'unité homogène dans laquelle elle se situe. Dans le cas où l'unité d'analyse chevauche deux ou plusieurs unités homogènes, on prendra l'information de l'unité homogène dont la superficie de recouvrement est la plus grande.

Élément 11 : Dans chaque unité d'analyse, maintenir au moins 50 % de la proportion de vieilles forêts (100 ans d'âge réel dans la pessière et 80 ans d'âge réel dans la sapinière) dans la forêt naturelle de l'unité homogène correspondant à l'unité d'analyse.

2.12. Maintien de la composition forestière

Quant à la composition, l'approche suggérée dans les présentes lignes directrices repose également sur le profil que l'on trouve dans les états de référence de la forêt naturelle (tableau 3). Afin d'éviter les changements d'habitat qui favoriseraient les populations d'autres cervidés, la composition de la forêt, par grand groupe d'essence (types de couvert : résineux, mélangé et feuillu), devrait épouser le plus possible le profil de la forêt naturelle. On vise particulièrement à réduire l'enfeuillage à la suite des perturbations anthropiques. Pour ce faire, la composition de chaque unité d'analyse pourra être définie à partir du profil de l'unité homogène dans laquelle elle se situe. Dans le cas où l'unité d'analyse chevauche deux ou plusieurs unités homogènes, on prendra l'information de l'unité homogène dont la superficie de recoupement est la plus grande.

Élément 12 : Dans chaque unité d'analyse, maintenir un écart de moins de 10 % par rapport à la composition des grands types de couverts forestiers du profil de la forêt naturelle.

Tableau 3. Types de couvert au sein de 12 unités homogènes de niveau 3¹, des sous-domaines bioclimatiques de la forêt sous aménagement dans l'aire de répartition du caribou forestier.

Domaine Unités homogènes	Types de couvert		
	Résineux	Mélangé	Feuillu
Sapinière à bouleau jaune MOJt	30 %	60 %	10 %
Sapinière à bouleau blanc			
MOBm	n. d.	n. d.	n. d.
MOBt	46 %	46 %	8 %
MOBs	n. d.	n. d.	n. d.
MESm	63 %	25 %	12 %
MEST	83 %	13 %	4 %
MESs	84 %	12 %	4 %
Pessière à mousses			
ROEm	73 %	17 %	10 %
ROEt	89 %	9 %	2 %
REEm	89 %	9 %	2 %
REEt	89 %	9 %	2 %
RCEt	95 %	5 %	1 %

¹ Voir annexe 1.

2.13. Superficie des massifs forestiers

Comme nous l'avons mentionné précédemment, la stratégie de survie du caribou consiste à éviter les prédateurs en s'isolant dans des habitats peu favorables aux proies alternatives (p. ex., orignal). Non seulement la composition végétale est importante sur le plan de l'habitat, mais la superficie des massifs forestiers joue également un rôle essentiel. On entend par massif forestier une aire forestière d'un seul tenant, mesurant plusieurs kilomètres carrés et représentative du territoire, tant dans sa portion productive que non productive. Ainsi, Lesmerises (2011) a mis en relation la probabilité de présence du caribou en fonction de la superficie des massifs (figure 3).

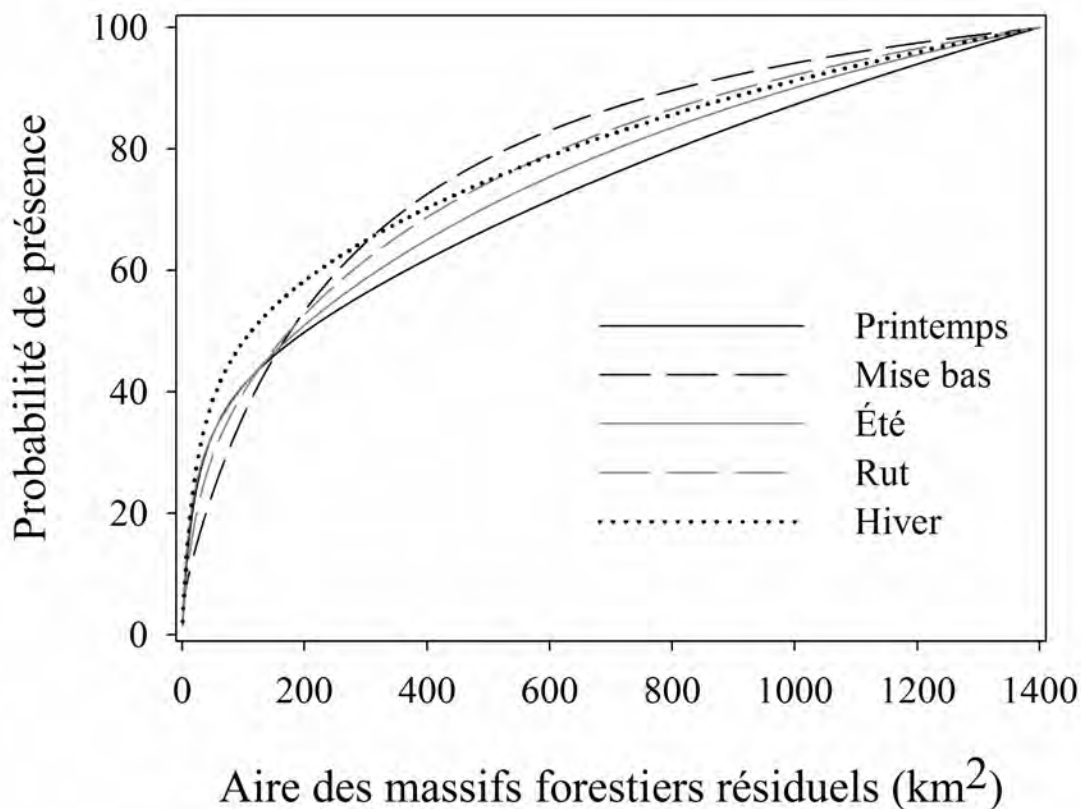


Figure 3. Relation entre la probabilité de présence du caribou en fonction de la superficie résiduelle de massifs (tiré de Lesmerises, 2011).

Selon cette relation, un massif d'environ 900 km² serait nécessaire pour atteindre une probabilité de présence de 80 %, tandis qu'il faudrait un massif de 1 200 km² pour atteindre une probabilité d'occurrence relative de 90 %. Les lignes directrices sur l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (Équipe de rétablissement du caribou forestier, 2010) actuellement en

vigueur visent la mise en place de massifs de protection et de remplacement de 100 à 250 km². Selon ces lignes directrices, la probabilité de présence du caribou est de 40 à 50 % dans de tels massifs (figure 3; Lesmerises, 2011). À l'instar de la relation qui existe entre le taux de perturbation et la probabilité d'autosuffisance des populations de caribous, plus grande sera la superficie des massifs, meilleure sera la probabilité de présence du caribou dans ces massifs. Ces massifs devraient être configurés de façon à réduire les effets de bordure, en favorisant un rapport superficie/périmètre élevé.

Élément 13 : Dans chaque unité d'analyse, maintenir des massifs de 1 000 km² dont le taux de perturbation est déjà inférieur à 10-20 %. Ces massifs devraient se rapprocher d'une forme circulaire.

2.14. Répartition des perturbations

Les connaissances acquises jusqu'à maintenant ont permis de préciser les éléments influençant la dynamique des populations du caribou, principalement ceux qui réfèrent à l'habitat (composition, superficie). Le dérangement humain est également désigné comme étant une cause ayant contribué au déclin du caribou forestier et qui compromet également son maintien dans l'habitat résiduel (Courtois et coll., 2007; Fortin et coll., 2008; Renaud et coll., 2010; Leclerc et St-Laurent, 2011; St-Laurent et coll., 2011; Moreau et coll., 2012). Afin d'atténuer non seulement les effets du dérangement humain, mais aussi pour éviter l'augmentation du risque de prédation associé aux effets de bordure (Courbin et coll., 2009h), il y aurait avantage à maintenir des massifs d'un seul tenant, sans perturbations, plutôt que de répartir les perturbations dans l'ensemble de l'unité de paysage. En d'autres termes, il est préférable de concentrer les perturbations humaines dans un même secteur, au risque de compromettre localement son utilisation par le caribou.

Élément 14 : Concentrer les éléments de perturbation plutôt que de les répartir sur l'ensemble du territoire.

3. AUTRES CONSIDÉRATIONS DE LA STRATÉGIE

3.1. Calcul du taux de perturbation

Les perturbations (Élément 2) doivent être spatialisées afin d'éviter qu'une même superficie perturbée par deux causes différentes soit calculée en double. Les superficies perturbées (chemins, chalets, lignes électriques et autres infrastructures) feront partie du calcul du pourcentage de perturbation pour chaque COS, unité territoriale de référence ou aire de trappe de l'unité d'analyse. Une valeur sera aussi calculée pour l'ensemble de l'unité d'analyse. La valeur calculée à l'échelle de l'unité d'analyse nous informe sur le taux de perturbation, alors que les valeurs des COS pourraient orienter certains travaux sylvicoles.

Outre leur intégration dans le calcul du taux de perturbation, les chemins, les lignes électriques ainsi que les autres infrastructures peuvent constituer des barrières aux déplacements des caribous (Stuart-Smith et coll., 1997; Dyer et coll., 2001), notamment au moment où les individus se déplacent entre les habitats d'hiver et les aires de mise bas (Dyer et coll., 2002;

Saher et Schmiegelow, 2004; Rudolph, 2011), un moment critique pour les femelles gravides. Conséquemment, l'évaluation des répercussions de l'implantation d'une infrastructure linéaire doit non seulement considérer l'effet sur le taux de perturbation de l'habitat, mais également sur les déplacements des caribous.

3.2. Connectivité

La conservation des populations de caribous au sein de territoires aménagés exige non seulement de maintenir des habitats favorables, mais de considérer également la connectivité entre ces habitats (Courtois et coll., 2004; O'Brien et coll., 2006). Le maintien de la connectivité permet aux individus d'une harde d'accéder de façon sécuritaire à toutes les ressources nécessaires à l'accomplissement de leur cycle vital. La connectivité permet également des échanges génétiques entre les hardes, ce qui assure au caribou la diversité génétique essentielle à sa capacité d'adaptation aux changements de son environnement et aux maladies. La notion de connectivité peut être physique et correspond alors à des habitats favorables, souvent des forêts de plus de 7 m, sous forme de corridors d'habitats matures reliant des blocs de protection d'habitats favorables au sein d'une matrice aménagée (Courtois et coll., 2004). Il peut aussi s'agir de zones de juxtaposition, de complexes hydriques ou de lisières boisées riveraines. La connectivité peut aussi être de type fonctionnel (ou matriciel) et repose alors sur l'organisation spatiale des habitats dans les paysages. Elle peut être influencée par les cibles relatives à la structure d'âge des forêts et à la répartition spatiale des interventions forestières à l'échelle du paysage, par la présence d'aires protégées et de massifs forestiers ainsi que par le type de traitements sylvicoles utilisés.

De manière générale, on convient que moins un territoire est perturbé plus grande y est la connectivité fonctionnelle. Ainsi, sur la base du taux de perturbation maximal qui est proposé dans les présentes lignes directrices (maximum de 35 %), la probabilité que la connectivité soit adéquate à l'échelle d'une unité de paysage est jugée suffisante, théoriquement. Avec plus de 65 % de forêt de 50 ans et plus, il ne serait donc pas nécessaire de prévoir de mesures particulières à cet effet.

Toutefois, dans le contexte où l'analyse du taux de perturbation donne un résultat qui est actuellement supérieur à ce taux, la situation doit être réévaluée pour s'assurer du maintien de la connectivité. Ainsi, il devient important au moment de la planification du PAFI-T, et particulièrement du PAFI-O (plan d'aménagement forestier intégré opérationnel), d'assurer la connectivité, en particulier entre les massifs forestiers. À cette fin, Bouchard et coll. (en préparation) proposent certains éléments qui pourront servir de base pour assurer la connectivité de l'habitat du caribou forestier. Afin d'améliorer la prise en compte de cet aspect important, il serait nécessaire de poursuivre la réflexion afin d'optimiser cette connectivité.

3.3. Restauration de l'habitat

Le dernier élément de la stratégie concerne la restauration de l'habitat. Comme la stratégie vise à limiter les taux de perturbation pour favoriser une autosuffisance des populations, des mesures doivent être mises de l'avant afin de réduire au maximum ces perturbations dans les secteurs fortement altérés. Les chemins forestiers étant un élément important en matière de perturbation, une planification judicieuse et une remise en production de ces infrastructures contribueraient de façon importante à réduire le taux de perturbation.

4. CONCLUSION

Depuis la mise en application des premières lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat, du caribou au début des années 2000, plusieurs études ont été réalisées afin de mieux comprendre la dynamique des populations de caribous forestiers. Ces connaissances nous ont amenés à proposer une nouvelle approche de l'aménagement de l'habitat. Les nouvelles lignes directrices s'inspirent donc de ces nouvelles connaissances qui suggèrent qu'une augmentation des taux de perturbation dans l'habitat réduit la productivité du caribou, en raison de l'accroissement de la prédation. Les massifs de protection prévus dans les précédentes lignes directrices joueront un rôle important comme base de la nouvelle orientation. L'application des nouvelles lignes directrices pourra certes s'avérer complexe à certains endroits, mais les efforts devront être investis de manière à se rapprocher des objectifs poursuivis par ces lignes directrices.

Références

- ANDRÉN, H. (1994). "Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review", *Oikos*, 71: 355-366.
- BASILLE, M., D. FORTIN, C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET et R. COURTOIS (2012). "Ecologically based definition of seasons clarifies predator-prey interactions", *Ecography*, 10.1111/j.1600-0587.2011.07367.
- BASTILLE-ROUSSEAU, G., D. FORTIN, C. DUSSAULT., J.-P. OUELLET et R. COURTOIS (2011). "Foraging strategies by omnivores: are black bears actively searching for ungulate neonates or are they simply opportunistic predators?", *Ecography*, 34: 588-596.
- BASTILLE-ROUSSEAU, G., C. DUSSAULT, S. COUTURIER, D. FORTIN, M.-H. ST-LAURENT, P. DRAPEAU, C. DUSSAULT et V. BRODEUR (2012). *Sélection d'habitat du caribou forestier en forêt boréale québécoise*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, 66 p.
- BEAUCHESNE, D., J. A. G. JAEGER et M.-H. ST-LAURENT (soumis). "Evidence of thresholds in the capacity of caribou to cope with cumulative anthropogenic disturbances", *Landscape Ecology*.
- BERGERUD, A. T. (1985). "Antipredator strategies of caribou: dispersion along shorelines", *Canadian Journal of Zoology*, 63: 1324-1329.
- BERGERUD, A. T. (1988). "Caribou, wolves and man", *Trends in Ecology and Evolution*, 3: 68-72.
- BERGERUD, A. T. (1996). "Evolving perspectives on caribou population dynamics", *Rangifer*, Special Issue, 9: 95-116.
- BETTS, M. H, G. J. FORBES et A. W. DIAMOND (2007). "Thresholds in songbird occurrence in relation to landscape structure", *Conservation Biology*, 21: 1046-1058.
- BOUCHARD, M., S. DÉRY, H. JACQMAIN, J.-P. JETTÉ, M. LEBLANC, N. VILLENEUVE, N. BERTRAND et J. PÂQUET (2011). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie II – Élaboration de solutions aux enjeux*, version préliminaire 1.1, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 124 p.
- BOUCHARD, M., S. DÉRY, C. PAQUET, J. PÂQUET, B. POULIOT et M. SETO (en préparation). *Préparation du volet opérationnel des plans d'aménagement forestier intégré — Répartition des interventions forestières dans la pessière à mousses*, Québec, version préliminaire, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 83 p.
- BOULET, M., S. COUTURIER, S. D. CÔTÉ, R. D. OTTO et L. BERNATCHEZ (2007). *Molecular Ecology*, 16: 4223-4240.

- BRADSHAW, C. J. A., D. M. HEBERT, A. B. RIPPIN et S. BOUTIN (1995). "Winter peatland habitat selection by woodland caribou in northeastern Alberta", *Canadian Journal of Zoology*, 73: 1567-1574.
- COURBIN, N., D. FORTIN, C. DUSSAULT et R. COURTOIS, R. (2009). "Habitat management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou interactions", *Landscape Ecology*, 24: 1375-1388.
- COURTOIS, R. (2003). *La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu*, thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 350 p.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, S. ST-ONGE, A. GINGRAS et C. DUSSAULT (2003). « Préférences d'habitat chez le caribou forestier dans des paysages fragmentés », Chapitre 7 dans : *La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu*, thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 350 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, L. BRETON, A. GINGRAS et C. DUSSAULT (2007). "Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou", *Ecoscience*, 14(4): 491-498.
- COURTOIS, R., A. GINGRAS, D. FORTIN, A. SEBBANE, B. ROCHETTE et L. BRETON (2008). "Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting", *Canadian Journal of Forestry Research*, 38: 2837-2849.
- CRÊTE, M. et M. MANSEAU (1996). "Natural regulation of cervidae along a 1,000 km latitudinal gradient: Change in trophic dominance", *Evolutionary Ecology*, 10: 51-62.
- CRETE, M. (1999). "The distribution of deer biomass in North America supports the hypothesis of exploitation ecosystems", *Ecology Letters*, 2: 223-227.
- CRÊTE, M., L. MARZELL et J. PELTIER (2004). *Indices de préférence d'habitat des caribous forestiers sur la Côte-Nord entre 1998 et 2004 d'après les cartes écoforestières 1:20 000 : examen sommaire pour aider l'aménagement forestier*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 21 p.
- DARBY, R. et L. S. DUQUETTE (1986). "Woodland caribou and forestry in northern Ontario, Canada", *Rangifer*, Special Issue, 1: 87-93.
- DRAPEAU, P., A. LEDUC, and Y. BERGERON (2009). "Bridging ecosystem and multiple species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes", in M.-A. Villard and B.-G. Jonsson (editors), *Setting conservation targets in managed forest landscapes*, p. 129-160, Cambridge University Press, Cambridge.

- DUCRUC, J.-P., P. DUBOIS et G. AUDET (1988). *Le troupeau de caribous de Val-d'Or : caractérisation écologique du territoire et évaluation des superficies improductives pour la forêt*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction du patrimoine écologique, 46 p.
- DYER, S. J., J. P. O'NEILL, S. M. WASEL et S. BOUTIN (2001). "Avoidance of industrial development by woodland caribou", *Journal of Wildlife Management*, 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", *Canadian Journal of Zoology*, 80: 839-845.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2011). *Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada*, mise à jour 2011, 116 p. et annexes.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2008). *Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada*, Ottawa, Environnement Canada, 80 p. + 192 p. annexes.
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER (2010). *Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 17 p. + annexes.
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER (2008). *Plan de rétablissement du caribou forestier (Rangifer tarandus) au Québec — 2005-2012*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 76 p. + 3 annexes.
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER (en préparation). *Plan de rétablissement du caribou forestier (Rangifer tarandus) au Québec — 2012-2019*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- FAILLE, G., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, D. FORTIN, R. COURTOIS, M.-H. ST-LAURENT, M.-H. et C. DUSSAULT (2010). "Range fidelity: The missing link between caribou decline and habitat alteration?", *Biological Conservation*, 143: 2840-2850.
- FAUTEUX, D., M.-H. ST-LAURENT, J.-P. OUELLET et C. DUSSAULT (2009). *Sélection d'habitat du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) de la métapopulation du lac des Coeurs*, mémoire (DESS), Rimouski, Université du Québec à Rimouski, 33 p.
- FORTIN, D., P.-L. BUONO, A. FORTIN, N. COURBIN, C. T. GINGRAS, P. R. MOORCORFT, R. COURTOIS et C. DUSSAULT (soumis). "Movement responses to habitat edges alter animal distribution around human-disturbed areas", *The American Naturalist*.
- FORTIN, D., R. COURTOIS, P. ETCHEVERRY, C. DUSSAULT, et A. GINGRAS (2008). "Winter selection of landscapes by woodland caribou: behavioural response to geographical gradients in habitat attributes", *Journal of Applied Ecology*, 45: 1392-1400.

- FORTIN, D., C. HÉBERT, J.-P. LÉGARÉ, N. COURBIN, K. SWISTON, J. HODSON, M.-L. LeBLANC, C. DUSSAULT, D. POTHIER, J.-C. RUEL et S. COUTURIER (2011). "Partial harvesting in old-growth boreal forests and the preservation of animal diversity from ants to woodland caribou", p. 115-136, in E. B. Wallace, editor, *Woodlands: Ecology, Management and Conservation*, Nova Science Publishers, Inc., New York, USA.
- FSC. (2011). *Guidance on caribou in the national boreal standard*, Draft for public comment until April 8, 2011, Forest Stewardship Council, FSC Canada, 29 p.
- GRONDIN, P., J. NOËL et D. HOTTE (2007). *L'intégration de la végétation et de ses variables cartographie d'unités homogènes du Québec méridional*, Mémoire de recherche forestière numéro 150, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 63 p.
- HINS, C., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT (2009). "Habitat selection by forest-dwelling caribou in a managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect", *Forest Ecology and Management*, 257: 636-643.
- JOLICOEUR, H., R. COURTOIS et S. LEFORT (2005). *Le caribou de Charlevoix, une décennie après sa réintroduction — 1978-1981*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction du développement de la faune et Direction de la recherche sur la faune, 168 p.
- LANTIN, É., P. DRAPEAU, M. PARÉ, Y. BERGERON (2003). "Preliminary assessment of habitat characteristics of woodland caribou calving areas in the Claybelt region of Québec and Ontario, Canada", *Rangifer*, Special Issue, No. 14: 247-254.
- LATHAM, A. D. M., M. C. LATHAM, N. A. McCUTCHEN et S. BOUTIN (2011). "Invading white-tailed deer change wolf-caribou dynamics in northeastern Alberta", *Journal of Wildlife Management*, 75: 204-212.
- LEBLOND, M., J. FRAIR, D. FORTIN, C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET et R. COURTOIS (2011). "Assessing the influence of resource covariates at multiple scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity", *Landscape Ecology*, 26: 1433-1446.
- LECLERC, M. et M.-H. ST-LAURENT (2011). *Synthèse des connaissances relatives aux impacts du développement pétrolier, minier, hydroélectrique et éolien sur l'écologie du caribou forestier*, Université du Québec à Rimouski pour le compte du Groupe de mise en œuvre sur le développement anthropique de l'Équipe de rétablissement du caribou forestier, 9 p.
- LESMERISES, R. (2011). *Évaluation de la valeur des massifs de forêt résiduelle pour la conservation du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou)*, mémoire de maîtrise. Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 94 p.
- MOREAU, G., D. FORTIN, S. COUTURIER, T. DUCHESNE (2012). "Multi-level functional responses for wildlife conservation: the case of threatened caribou in managed boreal forests", *Journal of Applied Ecology*, sous presse, DOI: 10.1111/j.1365-2664.2012.02134.x.

- NELLEMANN, C., I. VISTENES, P. JORDHOY et O. STRAND (2001). "Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts", *Biological Conservation*, 101: 351-360.
- O'BRIEN D., M. MANSEAU, A. FALL et M.-J. FORTIN (2006). "Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory", *Biological Conservation*, 130: 70-83.
- PARÉ, M. et C. BRASSARD (1994). *Écologie et plan de protection de la population de caribous de Val-d'Or*, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue, 56 p.
- PINARD, V., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, D. FORTIN et R. COURTOIS (2012). "Calving rate, calf survival rate and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape", *Journal of Wildlife Management*, 76: 189-199.
- POLFUS, J. L., M. HEBBLEWHITE et K. HEINEMEYER (2011). "Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou", *Biological Conservation*, 144: 2637-2646.
- RACEY, G. A., H. T. AMSTRONG, L. GERRISH, R. SCHOTT, J. McNICOL et R. GOLLAT (1997). *Landscape planning for the conservation of forest-dwelling woodland caribou*, Ontario Ministry of Natural Resources, Northwest Region, Ontario, 53 p.
- RENAUD, L.-A., M. LEBLOND, D. BEAUCHESNE et M.-H. ST-LAURENT (2010). *Synthèse des connaissances relatives aux impacts du réseau routier sur l'écologie du caribou forestier*, Université du Québec à Rimouski pour le compte du Groupe de mise en œuvre sur le développement anthropique de l'Équipe de rétablissement du caribou forestier, 21 p.
- RETTIE, W. J. et F. MESSIER (2000). "Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors", *Ecography*, 23: 466-478.
- ROMPRÉ, G., Y. BOUCHER, L. BÉLANGER, S. CÔTÉ et D. W. ROBINSON (2010). « Conservation de la biodiversité dans les paysages forestiers aménagés : utilisation des seuils critiques d'habitat », *Forestry Chronicle*, 86 : 572-579.
- RUDOLPH, T. (2011). *Mouvements et sélection d'habitat lors des déplacements printaniers du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) dans le Nord du Québec*, mémoire de maîtrise en biologie, Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, 166 p.
- SAHER, J. et F. K. A. SCHMIEGELOW (2004.) "Movement pathways and habitat selection by woodland caribou during spring migration", *Rangifer*, numéro spécial, 16: 143-154.
- ST-LAURENT, M.-H., K. BÉDARD et J.-P. MARCOUX (2011). *Synthèse des connaissances relatives aux impacts de l'occupation du territoire sur l'écologie du caribou forestier*, Université du Québec à Rimouski pour le compte du Groupe de mise en œuvre sur le développement anthropique de l'Équipe de rétablissement du caribou forestier, 15 p.
- ST-LAURENT, M.-H., L.-A. RENAUD, M. LEBLOND et D. BEAUCHESNE (2012). « Synthèse des connaissances relatives aux impacts des routes sur l'écologie du caribou », *Le Naturaliste canadien*, 136(2) (sous presse).

- SCHAEFER, J. A., C. M. BERGMAN et S. N. LUTTICH (2000). "Site fidelity of female caribou at multiple spatial scales", *Landscape Ecology*, 15: 731-739.
- 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 de Charlevoix entre l'automne 1998 et l'hiver 2001*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 60 p.
- SEIP, D. R. (1998). "Ecosystem management and the conservation of caribou habitat in British Columbia", *Rangifer*, numéro spécial, 10: 203-211.
- STUART-SMITH, A. K., C. J. A. BRADSHAW, S. BOUTIN, D. M. HEBERT et A. B. RIPPIN (1997). "Woodland caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta", *Journal of Wildlife Management*, 61: 622-633.
- TIMMERMANN, H. R. (1998). *Use of mixed wood sites and forest cover by woodland caribou*, Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay, Ontario, 15 p.
- VILLARD, M.-A. et B.-G. JONNISON (2009). *Setting conservation targets in managed forest landscapes*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Annexe 1

Nomenclature des unités homogènes du Québec méridional trouvées dans l'aire d'application du caribou forestier (Grondin et coll., 2007)

Niveau de perception			
1	2	3	
		Nom	Code
Forêt résineuse (R)	du Centre (RC)	à épinette noire typique	RCEt
		à épinette noire et sapin typique	REEt
	de l'Est (RE)	à épinette noire et sapin méridionale	REEm
		à épinette noire et pin gris typique	ROEt
	de l'Ouest (RO)	à épinette noire et pin gris méridionale	ROEm
Forêt mélangée (M)	de l'Est (ME)	à sapin et bouleau blanc septentrionale	MESs
		à sapin et bouleau blanc typique	MESt
		à sapin et bouleau blanc méridionale	MESm
	de l'Ouest (MO)	à bouleau blanc et sapin septentrionale	MOBs
		à bouleau blanc et sapin typique	MOBt
		à bouleau blanc et sapin méridionale	MOBm
		à bouleau blanc, sapin et bouleau jaune typique	MOJt