



# Analyse de productivité et coûts de démantèlement des chemins dans l'habitat du caribou forestier de la Côte-Nord

12 Avril, 2018

53-54

FPInnovations est un chef de file mondial sans but lucratif qui se spécialise dans la création de solutions scientifiques pour soutenir la compétitivité du secteur forestier canadien à l'échelle internationale et qui répond aux besoins prioritaires de ses membres industriels et de ses partenaires gouvernementaux. Il bénéficie d'un positionnement idéal pour faire de la recherche, innover et livrer des solutions d'avant-garde qui touchent à tous les éléments de la chaîne de valeur forestière, des opérations forestières aux produits de consommation et industriels. Les laboratoires de recherche sont situés à Québec, à Montréal et à Vancouver ainsi que des bureaux de transfert de technologie à travers le pays. Pour plus d'information sur FPInnovations, visitez le [www.fpinnovations.ca](http://www.fpinnovations.ca).

Suivez-nous sur :   

301002625: QC Caribou

Rapport préliminaire de contrat sous mandat du MFFPQ

## Remerciements

Les auteurs remercient également Jérôme Rioux du MFFPQ à Québec et Benoit Gaudreau du MFFPQ à Sept-Îles pour leurs efforts à organiser cette étude et la visite en forêt.

## Réviseurs

53-54

## Contact

53-54

Téléphone 53-54

53-54 @fpinnovations.ca

## Table des matières

1. Introduction.....	5
2. Description des activités de démantèlement.....	5
3. Récolte des données.....	11
4. Comparaison des heures enregistré (Journal vs Bavard) .....	11
5. Coûts indirects.....	13
6. Taux horaires des équipements et coûts directs.....	14
7. Calcul des coûts de démantèlements de structures de traverses de cours d'eau. ....	15
8. Préparation de terrain par secteur .....	20
9. Recommandations pour améliorer les prestations et la logistique.....	21
10. Mise en œuvre .....	24
11. Conclusion.....	26
12. Annexe.....	28

## Liste des figures

Figure 1. Côté stabilisé avec mousse et suffisamment de matériau pour permettre aux machines de traverser. ....	6
Figure 2. L'eau circule autour du ponceau une fois que le matériau en amont est enlevé (gauche). Le ponceau s'est détaché sous l'effet de l'écoulement dessous et au pourtour (droite). ....	7
Figure 3. Enlever le tuyau avec le « doigt » de l'excavatrice. ....	7
Figure 4. De grosses roches placées pour retenir le géotextile et pour créer la fondation de l'empilement rocheux.....	8
Figure 5. Les roches de remplissage plus petites sont plus susceptibles de tomber dans des trous plutôt que de rouler dans des cours d'eau. ....	8
Figure 6. Excavatrice créant la pente conforme nécessaire pour le géotextile tout en maintenant une surface de travail plate pour lui-même. La portée maximale de la flèche est requise. ....	9
Figure 7. Préparation de chemin en poquets (gauche), attache griffe (centre), et motif « Y » utilisé avec la griffe (droite).....	10
Figure 8. Dépôt des plants avant la préparation du chemin. ....	10
Figure 9. Coûts de désactivation pour les ponceaux rond pour la Côte-Nord versus observations historique par FPInnovations. ....	15
Figure 10. L'épaisseur de la couche de roche est supérieure .....	21
Figure 11. Excavatrice primaire (Komatsu) chargé de mousse en attente d'une excavatrice secondaire (Volvo) pour se déplacer.....	22
Figure 12. L'angle du godet affecte la capacité de ramasser le matériau en bordure du ponceau avant l'enlever. ....	23

## Liste des tableaux

Tableau 1. Temps productifs calculés à partir de l'analyse des enregistreurs de service. ....	11
Tableau 2. Heures notées dans les journaux de travail par voyage. ....	12
Tableau 3. Facteur de correction par machine. ....	12
Tableau 4. Compilation des heures de machine productives estimées (HMP) par séjour. ....	13
Tableau 5. Coûts d'hébergement et repas par nuit .....	13
Tableau 6. Coûts de supervision par heures de machine productives (HMP) .....	14
Tableau 7. Coûts de fardier par heures de machine productives (HMP) .....	14
Tableau 8. Taux horaire des équipements utilisés (HMP). ....	14
Tableau 9. Description des coûts directs et indirects pour les traverses de ruisseaux intermittents. ....	16
Tableau 10. Conditions spécifiques au site qui affectent la productivité. ....	17
Tableau 11. Résultats du chronométrage détaillé fait sur la traverse ET-11.....	18
Tableau 12. Comparaison des méthodes de calcul des coûts pour la traverse ET-11.....	18
Tableau 13. Productivité et coûts (directs et indirects) pour les drainages. ....	19
Tableau 14. Coûts directs (\$/km) pour les activités de préparation de terrain avant reboisement .....	20
Tableau 15. Sommaire des coûts directs et indirects selon traitement. ....	20
Tableau 16. Calcul des coûts directs (\$/km) pour la préparation de chemin avec griffe pour le secteur E selon les observations de FPInnovations. ....	21
Tableau 17. Heures-machine productives moyen par activité. ....	24
Tableau 18. Intrants des coûts par heure de machine productive direct et indirect. ....	24
Tableau 19. Exemple des coûts calculés pour la Côte-Nord. ....	25
Annexe 1. Facture finale fournie par RexForêt pour la Côte-Nord.....	28

## 1. Introduction

Les hardes de caribou forestier sont en déclin dans plusieurs juridictions où il y a de la forêt boréale au Canada. Au Québec, le plan d'action provincial prévoit établir de nouveaux plans d'aménagement de l'habitat du caribou forestier et FPInnovations fournit, dans le cadre de projets pilotes, de l'expertise en génie forestier. Les enjeux sont liés aux perturbations de l'habitat par les opérations forestières et en particulier les perturbations linéaires causées par la voirie. Les risques de prédation excessive du caribou par loups et les ours sont en relation avec la présence envahissante des proies primaires (original surtout) de ces prédateurs dans l'habitat du caribou. Les déplacements des prédateurs sont facilités par les chemins forestiers qui relient les parterres de coupes et les massifs forestiers favorables au caribou. Les aménagements proposés dans le cadre des projets pilotes visent à réduire l'impact en supprimant les chemins forestiers une fois que l'ensemble de la récolte est complétée dans les chantiers. Il convient alors d'enlever les traverses de cours d'eau, de scarifier et de reboiser les chemins en synchronisant avec les activités de remise en production des parterres. Les simulations de ces déploiements développées par le MFFP et FPInnovations utilisent des données de toutes provenances. Les écarts peuvent être importants entre les conditions de réalisations et l'environnement des observations d'origine. Dans le contexte du projet pilote du MFFP sur la Côte-Nord, il a été convenu de documenter les coûts associés aux travaux de démantèlement des infrastructures et de reboisement des chemins. FPInnovations a préparé le présent rapport en utilisant le journal de chantier tenu à l'été 2017 par Rexforêt. Le but de cette compilation est de faciliter la préparation d'un éventuel projet de démantèlement en fournissant de meilleurs estimés de coûts. De plus les superviseurs pourront mieux estimer et ajuster les séquences logistiques qui demeurent cruciales dans ce type de projet.

## 2. Description des activités de démantèlement

Les activités de démantèlement sont de 3 classes différentes: retrait des traverses de cours d'eau, la préparation de microsites en vue du reboisement des chemins et la mise en terre des plants. La coordination de ces trois activités constitue la séquence logistique déterminante, car le démantèlement des chemins implique une coupure de l'accès aux sites dès le retrait de la traverse de cours d'eau. Le niveau de supervision est intense pour guider adéquatement les équipes de travailleurs, la livraison des plants, l'assignation des machines, etc.

## Retrait des traverses de cours d'eau (ponceau)

La séquence de travail typique pour l'enlèvement d'un ponceau avec une excavatrice de 35 tonnes est décrite et elle débute lorsque tous les travaux, notamment de préparation de terrain et de mise en terre, sont complétés au-delà du cours d'eau. Il convient aussi d'avoir préparé et accumulé la matière organique de stabilisation (mousse et débris ligneux) en l'empruntant au-delà de la zone de respect du sol (20 m pour les cours d'eau permanents, 6 m pour les cours d'eau intermittents). Les amoncellements de matière organique doivent permettre de couvrir au moins la moitié de la surface à traiter. L'excavatrice débute par le traitement de la portion de chemin qui est au-delà du ruisseau en enlevant du matériau de remplissage à côté du ponceau de façon à créer une pente conforme (1 :1.5). Le matériau excavé est évacué au loin à l'aide d'un camion au besoin, car il ne peut être laissé sans couverture dans la zone de respect du sol. Il importe de bien régler la pente, car l'excavatrice va étendre au maximum la matière organique avant de traverser sur la rive en deçà du cours d'eau. En laissant une certaine épaisseur de matière minérale sur le ponceau, l'excavatrice pourra traverser le tuyau avant de finir travail d'excavation et de stabilisation avant le ponceau. (Figure 1).



Figure 1. Côté stabilisé avec mousse et suffisamment de matériau pour permettre aux machines de traverser.

Depuis la nouvelle position située en deçà du ponceau, l'excavatrice doit compléter l'enlèvement du matériau au-delà du ponceau, régler la forme de la pente et épandre la matière organique pour éviter une érosion spontanée ou accidentelle. L'excavatrice peut maintenant enlever le matériau recouvrant le ponceau et celui sur le côté en deçà du ponceau. À tout moment, l'opérateur doit d'abord retirer le matériau en aval afin de maintenir une barrière pour forcer l'eau à s'écouler vers le ponceau. Si le matériau autour de l'entrée est enlevé prématurément, l'eau s'écoulera autour de la conduite causant une érosion et une sédimentation non désirées et pouvant causer le détachement du tuyau (Figure 2).



Figure 2. L'eau circule autour du ponceau une fois que le matériau en amont est enlevé (gauche). Le ponceau s'est détaché sous l'effet de l'écoulement dessous et au pourtour (droite).

Le matériau de remplissage en deçà doit être laissé en place afin que l'opérateur dispose d'une surface relativement plane et qu'un camion puisse déposer les roches sans les faire rouler sur la pente (Figure 4). En utilisant l'accessoire de préhension de la pelle, l'opérateur saisie le tuyau et dégage les zones de travail près du cours d'eau. (Figure 3).



Figure 3. Enlever le tuyau avec le « doigt » de l'excavatrice.

L'excavatrice va compléter le travail au-delà du ruisseau dans les limites de la portée. Le lit du cours d'eau doit maintenir un débit naturel ; il ne pourrait y avoir de restriction de la largeur du cours d'eau. Une toile géotextile est placée manuellement sur la rive au-delà et elle est maintenue temporairement en place avec de petites roches.

Avec la toile en place, l'opérateur peut poser des roches en commençant par l'installation d'un premier rang de grosses roches au bord du cours d'eau pour servir de fondation au reste de l'empilement (Figure 4).



Figure 4. De grosses roches placées pour retenir le géotextile et pour créer la fondation de l'empilement rocheux.

Il peut être difficile de placer les roches de l'empierrement au-delà du ruisseau en raison de l'orientation du godet. Le déversement de roches est difficile sans qu'elles ne roulent dans le cours d'eau. C'est pourquoi l'opérateur doit prioriser les plus grosses roches pour former un premier rang de fondation et ajouter ensuite les plus petites pour qu'elles puissent rouler dans les interstices plutôt que de rouler dans le cours d'eau (Figure 5).



Figure 5. Les roches de remplissage plus petites sont plus susceptibles de tomber dans des trous plutôt que de rouler dans des cours d'eau.

Une fois que le côté éloigné au-delà du ruisseau est terminé, l'opérateur commence à retirer le matériau du côté proche pour le préparer pour le géotextile en créant la pente désirée tout en essayant toujours de maintenir une surface de travail plate pour lui-même (Figure 6).



Figure 6. Excavatrice créant la pente conforme nécessaire pour le géotextile tout en maintenant une surface de travail plate pour lui-même. La portée maximale de la flèche est requise.

Une toile géotextile est à nouveau placée à la main et maintenu en place par de plus petites roches. Les grandes roches sont placées d'abord en utilisant le pouce, et de plus petites roches sont encore utilisées pour combler les vides. Le positionnement des roches sur le côté en deçà est plus facile puisque l'opérateur a une meilleure visibilité et l'orientation du godet permet de déverser facilement les roches en évitant qu'elles chutent dans le cours d'eau. Une fois que les enrochements sont correctement placés, l'excavatrice recule et commence à enlever le matériau restant à l'aide du camion pour atteindre la pente ciblée. Enfin, l'excavatrice couvre le sol minéral à l'aide de la mousse empilée.

### **Préparation du chemin**

Pour permettre la mise en terre de plants sur la surface du chemin, des activités de préparation de microsites ont été faites par l'excavatrice. Des poquets ont été faits à l'aide du godet de l'excavatrice (Figure 7, gauche). Ailleurs, le sol de la route a été ameubli à l'aide d'une griffe attachée à l'excavatrice (Figure 7, centre) en préparant la surface en appliquant un motif de forme « Y » (Figure 7, droite). Le dernier motif servait à couvrir complètement le chemin sur sa largeur. Selon les observations de FPInnovations lors de la visite du mois d'août, la méthode avec la griffe était très agile et produisait des microsites sur la largeur du chemin au complet afin d'éviter de planter des semis en ligne droite. Cette méthode permet certainement un travail de meilleure qualité que le travail d'un buteur muni d'une seule dent défonceuse. Le buteur n'as pas la capacité de traiter complètement le chemin sur toute la largeur de la surface de roulement.



Figure 7. Préparation de chemin en poquets (gauche), attache griffe (centre), et motif « Y » utilisé avec la griffe (droite).

### Reboisement

La mise en terre des plants se fait de manière traditionnelle aux endroits où la préparation des microsites est complétée. En général, cette préparation est toujours faite avant l'enlèvement du dernier ponceau. La machine de préparation a traversé une dernière fois le ponceau et les plants ont été distribués avant la préparation (Figure 8).



Figure 8. Dépôt des plants avant la préparation du chemin.

### 3. Récolte des données

Les 3 excavatrices chargées des activités de démantèlement de traverse de cours d'eau et de la préparation de microsites sur chemin ont été munies des enregistreurs de service (bavards) pour connaître les heures productives fournies chaque jour. Un journal d'activités pour chaque machine a été compilé par le superviseur chaque semaine avec des estimations de temps pour chaque activité. Les périodes de temps inscrites aux journaux ont été comparées avec les temps de bavard pour calculer un rapport des heures de travail productives pour les activités décrites aux journaux. Les coûts indirects qui comprennent la supervision, les repas, l'hébergement et le transport de la machinerie ont été calculés en fonction du nombre total d'heures productives.

### 4. Comparaison des heures enregistré (Journal vs Bavard)

Tous les relevés des enregistreurs de service (bavards) installés pendant les travaux ont été analysés par FPInnovations. Ils ont servi à compiler les heures productives par machine, par jour et par période. Les délais de 15 minutes et plus ont été exclus pour les calculs du temps-machines productifs. Ainsi les résultats extraits de l'information des journaux de bord peuvent être comparés aux résultats des observations de FPInnovations de l'été 2017. La comparaison peut aussi se faire avec les modèles de productivité développés par FPInnovations qui ont été utilisés pour des simulations antérieures. Les délais opérationnels de moins de 15 minutes sont inclus au temps productif, conformément aux pratiques courantes d'analyse de chantier. Un sommaire des résultats est compilé dans le tableau 1 par machine, par période pour comparaison avec les journaux de chantier fournis par Rexforêt.

Tableau 1. Temps productifs calculés à partir de l'analyse des enregistreurs de service.

<b>BAVARD</b>	<b>JD 200</b>	<b>Komatsu 350</b>	<b>Volvo 235</b>	<b>Camion</b>	<b>TOTAL</b>
1- 02 et 13 juillet	-	-	8,6	-	<b>8,6</b>
2- 17 au 20 juillet	30,8	-	36,9	-	<b>67,7</b>
3- 24 juillet au 2 août	78,6	71,2	83,7	-	<b>233,5</b>
4- 07 août au 16 août	76,9	106,1	87,1	-	<b>270,0</b>
5- 22 août au 30 août	77,3	92,5	85,9	-	<b>255,6</b>
6- 05 au 15 septembre	7,9	79,6	90,9	-	<b>178,5</b>
<b>TOTAL</b>	<b>271,5</b>	<b>349,5</b>	<b>393,0</b>	-	<b>1,013,9</b>

Les heures notées par Rexforêt aux journaux sont présentées (Tableau 2) pour comparer les résultats avec celles des enregistreur de service pour chaque machine, par période pour atteindre un facteur de correction de temps productif. Ces taux généraux serviront aux calculs de coûts appliqués sans distinction particulière pour chaque pièce d'infrastructure à démanteler. Malheureusement, les inconsistances entre les relevés des journaux et ceux des enregistreurs ne permettent pas de faire une analyse précise pour chacune des pièces d'infrastructure. Ainsi, les facteurs de correction (Tableau 3) ont été calculés en comparant les relevés des tableaux 1 et 2. Le camion à benne (10 roues) n'avait pas d'enregistreur de service alors les heures notées aux journaux ont été pris comme des heures productives.

Tableau 2. Heures notées dans les journaux de travail par voyage.

JOURNAL	JD 200	Komatsu 350	Volvo 235	Camion	TOTALE
1- 02 et 13 juillet	48				
2- 17 au 20 juillet					
3- 24 juillet au 2 août					
4- 07 août au 16 août					
5- 22 août au 30 août					
6- 05 au 15 septembre					
<b>TOTALE</b>					

Tableau 3. Facteur de correction par machine.

	JD 200	Komatsu 350	Volvo 235
<b>Facteur de Correction</b>	94%	101%	84%

Les heures de machine productives (HMP) (Tableau 4) ont été calculées en multipliant les heures enregistrées dans les journaux (Tableau 2) par les facteurs de correction (Tableau 3). Le facteur de correction de 101% pour le Komatsu 350 est dû au fait que les heures rapportées dans le journal sont inférieures à celles mesurées sur les bavards. Il est possible que certaines activités aient été exclues par accident ou que les heures aient été trop arrondies dans le compte des heures opérationnelles.

Tableau 4. Compilation des heures de machine productives estimées (HMP) par séjour.

HMP	JD 200	Komatsu 350	Volvo 235	Camion	Total
1- 02 et 13 juillet	48				
2- 17 au 20 juillet					
3- 24 juillet au 2 août					
4- 07 août au 16 août					
5- 22 août au 30 août					
6- 05 au 15 septembre					
<b>Total</b>					

## 5. Coûts indirects

Pour comparer les résultats des observations avec les données de simulation, un calcul de coûts directs a été retenu. Bien entendu, les coûts indirects ne sont pas inclus dans les calculs de productivité mais les données relatives aux coûts indirects ont été compilées pour permettre de refléter les dépenses du projet. Il n'est pas clair que ces données doivent être considérées typiques pour le moment compte tenu de la nature exploratoire du projet. Les coûts indirects observés sur la Côte-Nord (Tableaux 5, 6 et 7) incluent l'hébergement et repas des travailleurs, la supervision et les frais de fardier. Les coûts indirects ont été calculés en utilisant les tarifs facturés en les appliquant sur le total des heures productives des 4 machines.

Tableau 5. Coûts d'hébergement et repas par nuit

	\$/unité	# unités	Sous-totale	Taxes	TOTAL
Hébergement	48				
Repas					
\$/nuit					
\$/HMP					

Tableau 6. Coûts de supervision par heures de machine productives (HMP)

Supervision	
Heures maximale d'une seule machine (A)	48
Heures productives totale (B)	
Tarif de supervision (\$/heure) (C)	
Coût de supervision (A*C)	
Taux de supervision ajusté (\$/HMP) ((A*C)/B)	

Tableau 7. Coûts de fardier par heures de machine productives (HMP)

Fardier	
Heures de Fardier	48
Taux Horaire (\$/HMP)	
Coût total	
Taux de Fardier indirect (\$/HMP)	

## 6. Taux horaires des équipements et coûts directs

Les calculs de coûts directs d'une pièce d'infrastructure ont été basés en divisant le taux horaire de l'équipement par la productivité estimée lors du travail des machines impliquées. Le taux horaire retenu pour chaque machine est illustré au tableau 8 à la colonne de droite. Pour comparaison, les taux facturés pendant le projet sont présentés ainsi que les taux proposés par le guide publié par le Centre de services partagés (Taux de location de machinerie lourde avec opérateur, 2017). Habituellement, FPInnovations utilise les taux du guide à titre de référence. Les taux facturés pour le camion à benne et le fardier ont été retenus car il n'y a aucune proposition de taux au guide. En retenant les taux suggérés par le guide, on évite que le taux facturé inclue des frais indirects et légitimes de l'entrepreneur au projet.

Tableau 8. Taux horaire des équipements utilisés (HMP).

Machine	Tarif facturé	Taux de location MTQ	Taux direct (\$/HMP)
JD200	48	\$ 130,65	\$ 130,65
Volvo 235		\$ 131,45	\$ 131,45
Komatsu 350		\$ 159,95	\$ 159,95
Camion à benne		n.d.	48
Fardier		n.d.	

## 7. Calcul des coûts de démantèlements de structures de traverses de cours d'eau.

Un calcul de productivité par pièce d'infrastructure en démantèlement a été fait en multipliant le facteur de correction (Tableau 3) par les heures enregistrées aux journaux<sup>1</sup>. La figure 9, présentant les coûts observés au projet, a été préparée en utilisant la description des ponceaux, les taux horaires directs et les temps inscrits aux journaux. Seules les infrastructures de traverse pour les ruisseaux intermittents et permanents ont été retenues.

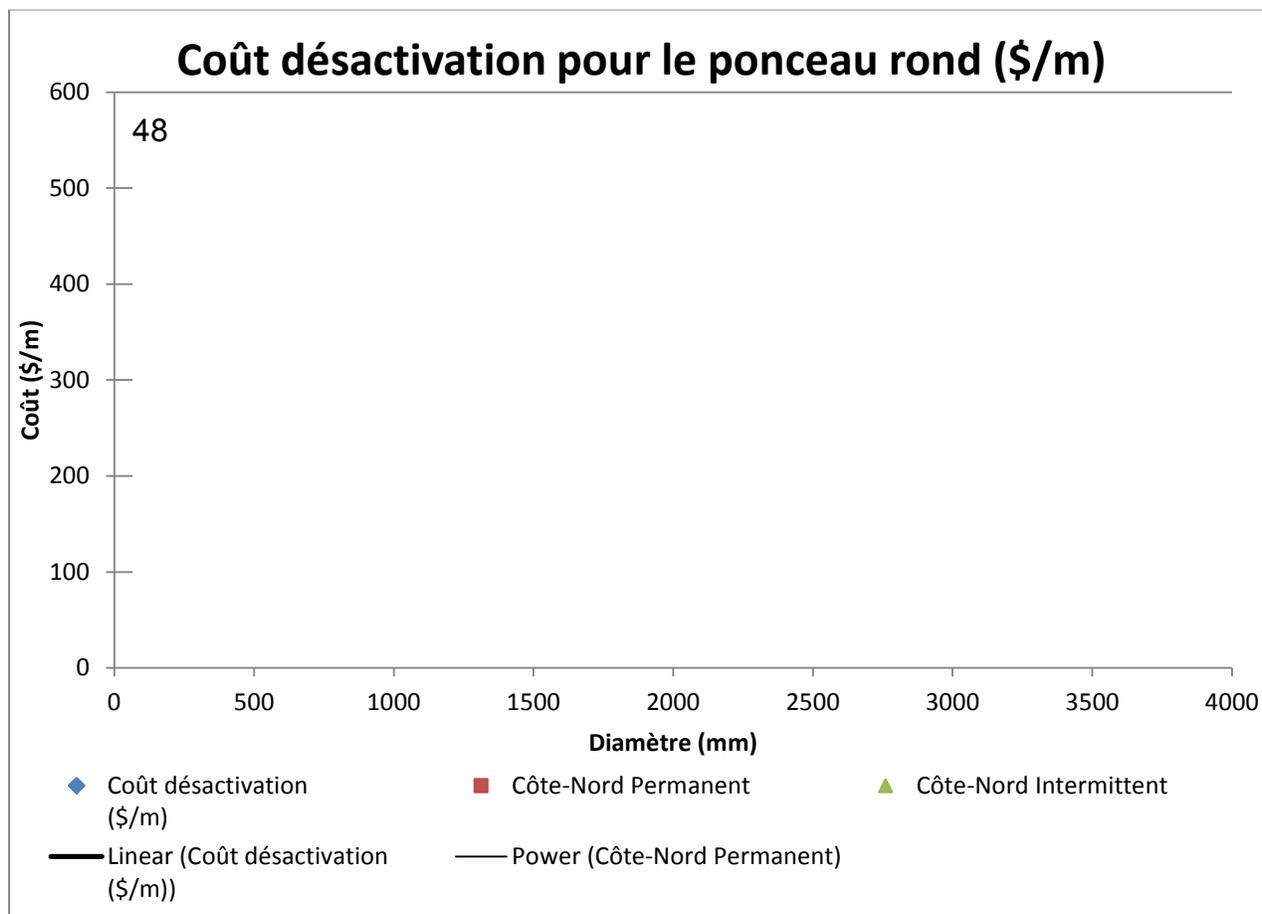


Figure 9. Coûts de désactivation pour les ponceaux rond pour la Côte-Nord versus observations historique par FPIinnovations.

Les résultats montrent des différences de productivité importantes entre les observations et la courbe de coûts de référence basée sur les expériences documentées par FPIinnovations. Presque toutes les données ont été retenues pour la préparation de la figure 9. Une courbe de régression linéaire décrit la tendance du comportement entre les deux variables. Une régression de puissance est présentée pour les observations des traverses permanentes sur la Côte-Nord. Le Tableau 9 décrit les coûts directs et indirects pour les traverses de ruisseaux intermittents. Ces installations avaient un coût moyen de

<sup>1</sup> Les ponceaux BT-3 et BT-4 ont été exclues des analyses à cause de données manquantes

démantèlement de 48

Selon la régression des permanents du Côte-Nord, un permanent de la même grosseur (497mm) aurait pratiquement le même coût à 48

On comprend que les ponceaux de plus petits diamètres sont plus dispendieux que ce que le modèle de FPInnovations suggère. On ne peut distinguer clairement quels facteurs peuvent expliquer les écarts pour le moment. Il est plausible que les courts déplacements entre les infrastructures ou que les activités d'entretien quotidien (carburant, graissage, etc.) sont souvent inclus dans les heures rapportées dans les journaux et aux enregistreurs de service. Il est aussi possible que la courbe de référence de FPInnovations ne considère pas certaines activités difficilement identifiables avec l'information disponible. Les tâches accessoires qui ne sont pas typiques du travail de démantèlement d'une infrastructure particulière pourraient expliquer une partie des différences de coûts entre le modèle et la tendance des observations.

Tableau 9. Description des coûts directs et indirects pour les traverses de ruisseaux intermittents.

	Diamètre	Coûts Directs	Coûts Indirects	Totale (\$/m) (Coûts directs seulement)
Moyen	48			
<b>Moyen Pondéré</b>				
<b>Traverse Permanent Équivalent</b>				

Selon les observations faites sur la Côte-Nord et les discussions avec le superviseur, une analyse des observations aberrantes a été faite pour considérer la courbe d'apprentissage d'un nouvel type de travail pour les opérateurs. Ni l'effet de la période de travail (date), ni l'opérateur (machine) n'avaient montré une influence assez forte pour exclure quelques observations. Aussi, il n'est pas clair si quelques détails du journal ont été mal enregistrés ou si les opérateurs ont rencontré des conditions difficiles qui ralentissaient leur travail (manque de roches/mousse, volume de matériau à enlever, etc.). Le tableau 10 identifie quelques conditions qui pourraient affecter la productivité du démantèlement aussi que l'effet prévu.

Tableau 10. Conditions spécifiques au site qui affectent la productivité.

<b>Facteurs affectant la productivité</b>
Abondance de la mousse proche près des sites
Solidité de la mousse (facilité de transport)
Abondance de roches près des sites
Qualité des roches (roches pointues se tiennent mieux que pierres rondes)
Expérience de l'opérateur
Portée de la machine
Largeur du godet
Préparation de géotextiles à l'avance pour réduire les délais
Volume de matériau à déplacer
Planification des petits maintenances hors des heures enregistré (carburant, graissage, etc.)

Les chercheurs de FPInnovations étaient sur place pour observer les différentes activités de démantèlement sur la Côte-Nord du 23 au 25 août. Durant leur visite, ils ont fait des observations par chronométrage détaillé de l'excavatrice principale Komatsu 350 pendant tout le démantèlement de la traverse ET-11. Les observations ont permis de connaître la répartition du temps pour les différentes tâches et les résultats sont présentés dans Tableau 11. L'opérateur était expérimenté mais des délais notables ont été notés durant le processus. En particulier, le transport de la mousse était difficile. Les deux excavatrices assignées devaient chercher la mousse et de la matière organique à plus de 20 m du cours d'eau à l'aide du godet. Le chemin était étroit une seule des deux excavatrices pouvait circuler tandis l'autre attendait. Un meilleur agencement des tâches aurait pu permettre de réduire les délais observés de 0.7 HMP, ou 8% du temps total. Par exemple, le temps de transport des roches pourrait être réduit si un camion livrait la quantité requise dans la zone de travail efficace. La pause du géotextile pourrait être faite plus rapidement en taillant aux longueurs requises et en le posant sans l'emploi de l'excavatrice.

Tableau 11. Résultats du chronométrage détaillé fait sur la traverse ET-11

Activités	HMP	%
Creuser et sortir le matériau	2.9	35%
Enlever le tuyau	0.1	1%
Poser le géotextile	0.2	3%
Roches		
Placer	1.9	23%
Déplacer pour transport	0.8	10%
Mousse		
Placer	0.9	11%
Déplacer pour transport	0.7	9%
Délais Opérationnels	0.7	8%
<b>Total</b>	<b>8.1</b>	<b>100%</b>

Le résultat du travail sur la structure ET-11 offre une comparaison des coûts calculés en utilisant les données des journaux et des enregistreurs fournis par Rexforêt. Le Tableau 12 montre les heures rapportées dans les journaux ainsi que le calcul de temps productif basé sur le facteur de correction pour chaque machine (Tableau 3). Les temps observés par FPIinnovations et le calcul des coûts sont présentés et montrent une différence importante avec les heures rapportées. La différence de 48 entre les deux coûts montre que les résultats présentés dans la figure 9 pourraient faire l'objet de plusieurs validations.

Tableau 12. Comparaison des méthodes de calcul des coûts pour la traverse ET-11.

	Journal	Journal ajusté selon facteur de correction	Chronométrage détaillé FPIinnovations
Komatsu 350	48		
Volvo 235			
Camion			
Coût Total (direct seulement)			
Courbe de référence			
Différence (%)			

\*Heures corrigées

Les coûts de démantèlement des drainages ont été calculés à partir des journaux et facteurs de correction. Les résultats (Tableau 13) montrent une différence notable entre les temps d'excavatrice requis pour enlever le tuyau selon la machine. Une partie du temps pourrait être attribuée à des différences de sites, mais la majorité des différences de productivité est expliquée par l'expérience des opérateurs. L'effet de l'expérience de l'opérateur du JD200 est minimal a cause qu'un seul drainage a été fait par cette machine. La moyenne pondérée par le nombre de ponceaux de drainage retirés par chaque machine donne un coût direct de 48 (indirect) pour un total de 48 par ponceau de drainage retiré.

Tableau 13. Productivité et coûts (directs et indirects) pour les drainages.

	HMP moyen par drainage	Coûts directs (moyenne)	Coûts indirects (moyenne)	TOTAL (directs+indirects)
JD200	48			
Komatsu 350				
Volvo 235				
Camion Benne				
<b>Moyenne pondérée</b>				

\*Les coûts directs incluent les heures productives des machines seulement. Les coûts indirects incluent la supervision, fardier, hébergement, et repas.

## 8. Préparation de terrain par secteur

Les productivités calculées selon les journaux en appliquant les facteurs de correction par machine (Tableau 3) sont présentées en fonction de la distance linéaire traitée (Tableau 14). Le traitement à la griffe avait un coût moyen de 48 sur les 4 secteurs traités, et le traitement aux poquets avait un coût moyen de 48 (Tableau 15).

Tableau 14. Coûts directs (\$/km) pour les activités de préparation de terrain avant reboisement

Secteur	Traitement*	m linéaires traités	\$ (Coûts directs)	\$/km (Coûts directs seulement)	\$/km (Coûts totaux)
A	48				
B					
C					
D					
E					
F					
G					

\* Les traitements listés sont basés sur le traitement principal appliqué. Dans certains cas, d'autres traitements ont été appliqués pendant de courtes périodes en fonction de la disponibilité de la machine ou de l'erreur humaine.

Tableau 15. Sommaire des coûts directs et indirects selon traitement.

Traitement	Coûts directs seulement (\$/km)	Coûts totaux (Directs+Indirects) (\$/km)
Griffe	48	
Poquets		

Les observations sur terrain ont été faites par FPInnovations durant leur visite dans le secteur E. Les observations ont été faites durant 1 heure productive et les résultats (Tableau 16) montrent les coûts très proches de celles calculées selon les journaux. La différence de seulement 48 entre les observations de FPInnovations et celles des journaux est 48. La simplicité de l'exécution du travail et l'absence d'enjeux logistiques (pas de mousse ou roche à transporter) ont probablement permis un travail soutenu avec un minimum de délais opérationnels.

Tableau 16. Calcul des coûts directs (\$/km) pour la préparation de chemin avec griffe pour le secteur E selon les observations de FPInnovations.

Préparation des chemins	Secteur E
Surface traité/HMP (m <sup>2</sup> )	1,456
m linéaires/HMP (chemin de 6 m)	243
\$/HMP (Volvo 235)	\$ 131
\$/km	\$ 542

## 9. Recommandations pour améliorer les prestations et la logistique

- L'amélioration des considérations logistiques pour ces opérations permettra un meilleur contrôle des coûts avec des réductions de temps de mobilisation des machines et des déplacements inutiles (sur traction ou par fardier). Pour y arriver, les superviseurs ont besoin de meilleurs estimés des durées de retrait des ponceaux et de la productivité de préparation des sites. Ils pourront prévoir que les machines soient au bon endroit au bon moment.
- L'excavatrice principale a passé 33% de son temps à transporter ou à placer des roches dans le cadre de la stabilisation des berges (tableau 11). Les exigences sont que les roches doivent couvrir le géotextile, être placées à la ligne des hautes eaux, etc. Dans certains cas, la quantité de roches semblait excessive en termes d'épaisseur (figure 10). Les pierres sont généralement recueillies par l'excavatrice secondaire (pas de temps capturé dans le tableau 11), de sorte que la réduction de l'épaisseur permettra d'améliorer la productivité des deux machines. Alternativement, le tri des roches en les ramassant permettra à l'opérateur de l'excavatrice primaire de placer les grosses roches en premier, puis de déverser des roches de remplissage plus petites qui devraient s'appuyer sur les premières.



Figure 10. L'épaisseur de la couche de roche est supérieure

- Selon notre chronométrage détaillé (Tableau 11), la collecte et la mise en place de la mousse ont nécessité 20% du temps de l'excavatrice principale. La pelle secondaire a travaillé un temps similaire (1,6 HMP total par machine). Bien que cela ne soit pas inclus dans cette période, un certain nombre de délais opérationnels ont été enregistrés pendant que chaque excavatrice attendait que l'autre dépose la mousse et se déplace pour que la seconde puisse s'approcher (Figure 11). Ces retards pourraient être minimisés en faisant travailler la seconde excavatrice du côté opposé (en traversant le ponceau). De plus, lorsque la densité de la mousse dans les zones adjacentes est faible, il serait logique d'utiliser le camion pour le transporter de plus loin puisqu'il est de toute façon inactif pendant cette période.



Figure 11. Excavatrice primaire (Komatsu) chargée de mousse en attente d'une excavatrice secondaire (Volvo) pour se déplacer.

- La capacité de la pelle à enlever le matériau autour du ponceau avant l'enlèvement est limitée par l'angle que le godet creuse lorsqu'il ne travaille pas perpendiculairement au ponceau. Ceci crée un risque important de sédimentation excessive ou d'augmentation des temps d'excavation puisque très peu de matière peut être collectée avec chaque manœuvre (Figure 12). Une solution possible consiste à équiper l'une des pelles d'une tête rotative qui permettrait à l'opérateur d'ajuster l'angle du godet lorsque l'on travaille en angle.

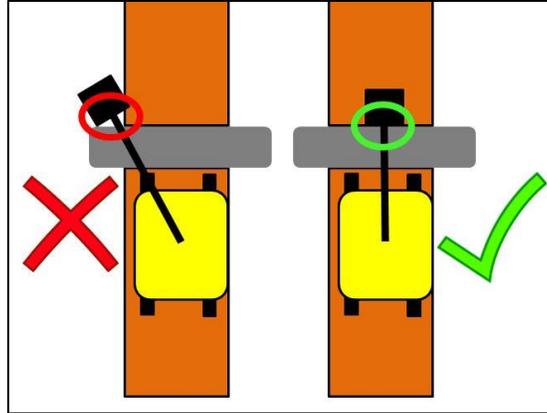


Figure 12. L'angle du godet affecte la capacité de ramasser le matériau en bordure du ponceau avant l'enlever.

## 10. Mise en œuvre

Pour appliquer les techniques de démantèlement décrites ci-haut dans un contexte opérationnel, il est nécessaire pour estimer autant les coûts ainsi que les exigences de la logistique pour un secteur donné. Ceci est particulièrement important pour ne pas isoler d'opérations de l'accès routier. C'est le cas des activités de mise en terre, ou lorsqu'une activité doit être terminée avant l'autre, par exemple, la préparation du site avant l'enlèvement du ponceau. La bonne mise en œuvre des activités de démantèlement qui minimise les coûts doit éviter les délais opérationnels en assurant une mobilisation synchronisée des équipes de travail.

Le tableau 17 montre les heures de machines productives (HMP) par activité pour une excavatrice et un camion. Ces résultats sont intrinsèquement moins précis que les calculs ci-dessus et ne tiennent pas compte de l'expérience de l'opérateur ou des conditions spécifiques du site. Ils constituent toutefois une bonne estimation des besoins en temps et, par conséquent, du coût. Les coûts directs du tableau 18 sont ceux de la facturation pour les activités réalisées sur la Côte-Nord et ils permettent de comparer le résultat calculé et ceux de la facture présentée. Les coûts indirects se limitent à la supervision, au fardier, à l'hébergement et aux repas. Avec un taux de 48 ils sont cohérent avec ceux présentés au rapport. FPIInnovations a constaté après l'analyse que d'autres coûts indirects sont inclus dans la facture finale (annexe 1) Ces coûts indirects peuvent être inclus dans les calculs ultérieurs en divisant le coût total par le nombre total d'heures de machine dans le contrat pour calculer le tarif indirect / HMP.

Tableau 17. Heures-machine productives moyen par activité.

Activité	HMP moyen par drainage ou km (excavatrice)	HMP moyen par drainage (camion)
Drainages	48	
Intermittents		
Permanents (< 1000 mm)		
Permanents (> 1000 mm)		
Préparation du site - Griffes		
Préparation du site - Poquets		

Tableau 18. Intrants des coûts par heure de machine productive direct et indirect.

Machine	\$/HMP (direct)	\$/HMP (indirect)	\$/HMP (total)
Excavatrice	48		
Camion			

Le tableau 19 montre les coûts calculés pour la Côte-Nord en utilisant les coûts du tableau 18 et les résultats de productivité du tableau 17. Le taux d'utilisation de 48 a été calculé en fonction de la différence entre les heures facturées sur la facture finale et heures mesurées à partir des bavards. Le coût calculé de 48 est presque identique au coût réel encouru pour les articles considérés (annexe 1). Le même processus peut être utilisé pour calculer le temps de travail pour certaines sections de la route à démanteler afin d'allouer correctement les ressources et minimiser le temps d'attente. Par exemple, une section de route de 10 km qui doit être préparée à l'aide de la griffe prendrait 48 productives (48 ou 48 heures programmées lorsqu'un taux d'utilisation de 48 est pris en compte. En modélisant le temps requis pour chaque section de route, les coûts peuvent être estimés et les mouvements de la machine dans le bloc peuvent être optimisés. Il devient possible de réduire les déplacements inutiles, ou d'assigner les planteurs aux endroits appropriés dans un temps acceptable.

Tableau 19. Exemple des coûts calculés pour la Côte-Nord.

Activité	#	HMP		Taux d'utilisation (%)	\$ (direct+indirect)		Grand Total
		Excavatrice	Camion		Excavatrice	Camion	
Drainages	48						
Intermittents							
Permanents (< 1000 mm)							
Permanents (≥ 1000 mm)							
Préparation du site (Griffe)							
Préparation du site (Poquets)							
<b>GRAND TOTAL</b>							

## 11. Conclusion

Les coûts calculés pour les activités de démantèlement sur la Côte-Nord étaient 48 % plus élevés que ceux estimés par FPIInnovations qui réfèrent habituellement à des opérations matures. Les ponceaux à retirer étaient généralement d'un calibre plus petit comparativement à ceux qui ont contribué au modèle de FPIInnovations. Le coût (temps) fixe associé à la stabilisation des berges (même exigence pour un tuyau de 500 mm ou de 2 500 mm) ne semble pas bien tenu en compte dans le modèle de FPIInnovations.

Malgré cela, les coûts élevés observés sur la Côte-Nord soulignent l'importance de développer des modèles locaux lorsque les conditions du site telles que la disponibilité de roches et de mousses peuvent jouer un rôle important dans la détermination de la productivité. Le chronométrage détaillé a révélé qu'environ 33% du temps de la pelle principale était consacré au transport ou à la pose de pierres pour stabiliser les berges malgré le fait que le travail soit appuyé par une deuxième excavatrice et un camion. Les dimensions des enrochements appliqués aux berges était plus qu'adéquates et pourraient vraisemblablement être ajustées aux besoins permettant d'économiser beaucoup de temps à chaque traversée. De plus, le temps passé à ramasser et à placer la couche organique de mousse représentait 20% de la durée totale d'un travail à chaque ponceau. Le travail de deux excavatrices travaillant simultanément sur la mise en place de la mousse doit être révisé. Par exemple, il convient d'examiner la possibilité de préparer des dépôts de matières organiques à l'avance.

L'étude permet également de souligner l'importance d'une résolution plus fine des informations entrées aux journaux pour déterminer les productivités de chaque activité. À titre d'exemple, le chronométrage détaillé effectué par FPIInnovations a montré un temps productif de 8,1 HMP pour un ponceau de 1000 mm alors que le temps déclaré était égal à 48 heures après l'application du facteur de correction. La différence de 4 heures signifie que le coût de ce ponceau a été surestimé alors que le coût des autres activités a été sous-estimé. Ceci est encore souligné lorsque l'on compare le coût calculé pour un passage intermittent qui avait un coût moyen de 48 \$ / mètre linéaire alors qu'un ponceau permanent de taille équivalente coûterait 48 \$ / mètre linéaire pour la démantèlement malgré une stabilisation supplémentaire de 48 \$. Les conditions du site et l'expérience de l'opérateur jouent probablement un rôle dans les différences observées, mais les données n'ont pas permis une évaluation plus détaillée des raisons et ont donc limité la capacité à faire des estimations de coûts plus précises.

Les productivités mesurées pour la préparation de micro-sites observées étaient très proches semblables à celles estimées par FPIInnovations sur le terrain et s'élevaient en moyenne à 48 \$ / km pour le traitement par griffe et à 48 \$ / km pour le traitement des poquets. Le résultat fournit une bonne estimation de la productivité ainsi que du coût par kilomètre.

Enfin, les productivités moyennes pour chaque activité (tableau 17) ont été appliquées au taux horaire et au taux d'utilisation calculés à partir de la facture fournie par RexForêt. Les résultats sont 48 % plus élevés que ceux de la facture en tenant compte du fait que les coûts indirects n'ont pas tous été pris en compte dans l'exercice. Cela signifie que les productivités sont précises et que les résultats pourraient être exportés vers d'autres chantiers de démantèlement sur la Côte-Nord en appliquant le taux horaire de la machine, le taux d'utilisation estimé et les coûts indirects engagés. Ce résultat peut ultimement être utilisé pour estimer les coûts totaux, mais plus important encore, le temps requis par

bloc ou sous-section d'un bloc afin de s'assurer que les ressources sont correctement réparties pour minimiser les délais opérationnels et s'assurer que les activités de reboisement qui exigent un accès routier ne retardent pas les activités de démantèlement.





## Siège social

### Pointe-Claire

570, Boul. Saint-Jean  
Pointe-Claire, QC  
Canada H9R 3J9  
T 514 630-4100

### Vancouver

2665, East Mall  
Vancouver, C.-B.  
Canada V6T 1Z4  
T 604 224-3221

### Québec

319, rue Franquet  
Québec, QC  
Canada G1P 4R4  
T 418 659-2647



NOTRE NOM EST INNOVATION



Pour le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Mars 2020

# Évaluation des essais de démantèlement et de reboisement de chemins forestiers pour l'amélioration de l'habitat du caribou sur la Côte-Nord

Par

Clémentine Pernot<sup>1</sup>, ██████████<sup>2</sup>, Julie Barrette<sup>3</sup>, Michael Cosgrove<sup>2</sup> et Alison D. Munson<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Université Laval, Département des sciences du bois et de la forêt  
2405 rue de la Terrasse, Québec (Québec) G1V 0A6

<sup>2</sup> Centre d'expérimentation et de développement en forêt boréale (CEDFOB)  
537 boulevard Blanche, Baie-Comeau (Québec) G5C 2B2

<sup>3</sup> Ministère des forêts, de la faune et des parcs (MFFP), Direction de la recherche forestière (DRF)  
2700 rue Einstein, Québec (Québec) G1P 3W8

## Contributions

Ce projet a été porté par deux équipes : l'Université Laval / la DRF (MFFP) dont le mandat portait principalement sur l'évaluation du reboisement, et le CEDFOB qui avait pour mandat d'évaluer la régénération naturelle et de vérifier l'état des aménagements assurant le démantèlement des chemins.

Clémentine Pernot, Julie Barrette, Alison D. Munson et Michael Cosgrove ont conçu le plan d'inventaire et de suivi pour le reboisement et la régénération naturelle. Michael Cosgrove et [53-54] ont conçu le plan d'évaluation de l'état des aménagements de démantèlement. Clémentine Pernot, [53-54] (CEDFOB), [53-54] (CEDFOB) et Gabrielle Filteau (MFFP) ont réalisé l'inventaire et la prise de données sur le terrain. Clémentine Pernot a réalisé les analyses et l'interprétation des données concernant le reboisement. [53-54] a réalisé les analyses des données concernant la régénération naturelle et l'état des aménagements de démantèlement, puis leurs interprétations. Le premier brouillon du manuscrit a été rédigé par Clémentine Pernot. Tous les auteurs ont contribué, révisé et édité la version finale de ce rapport.

Ce document devrait être cité comme suit :

Pernot C., [53-54], Barrette J., Cosgrove M. & Munson A.D. 2020. Évaluation des essais de démantèlement et de reboisement de chemins forestiers pour l'amélioration de l'habitat du caribou sur la Côte-Nord. Rapport scientifique présenté au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec. 45 p.

## Faits saillants

- Bon établissement de l'aulne crispé reboisé (98,8 % de taux de survie et bonne croissance).
- Bonne croissance annuelle du pin gris par rapport à l'épinette noire et au mélèze laricin pour les plants reboisés.
- Plantation directe sur chemins d'hiver, c'est-à-dire des conditions initialement plus propices à l'établissement de la végétation, difficilement comparables aux plantations avec préparations mécaniques.
- Peu de différences entre les préparations mécaniques à 'Dent' et à 'Godet' concernant la croissance des plants reboisés et la régénération naturelle.
- Plus de plants reboisés déchaussés ou décolorés sur les chemins à préparation à godet par rapport à ceux sur chemins préparés à dent.
- Faible régénération naturelle à court terme (1 à 5 % de recouvrement par strate végétale).
- Bon état général des aménagements assurant le démantèlement.

## Résumé

Le caribou forestier est une espèce désignée vulnérable au Québec depuis 2005. Plusieurs populations sont en décroissances : en cause principale, la perturbation de son habitat. La présence de chemins multiusages au sein de son habitat est l'une des perturbations les plus importantes. Ces chemins construits par l'industrie forestière facilitent la circulation des prédateurs, tels que le loup gris ou l'ours noir, et leur permettent une meilleure efficacité de chasse. Lorsque l'accès à ces chemins est fermé à l'Homme, la régénération naturelle peine à se réinstaller et cela peut prendre plusieurs dizaines d'années pour que certaines espèces se rétablissent jusqu'au centre des chemins.

Ainsi, un projet pilote de démantèlement et de reboisement de chemins forestiers a été initié en 2017 sur la Côte-Nord afin de tester différentes pratiques qui pourraient réduire l'impact des chemins forestiers sur l'habitat du caribou. Deux ans après la fin des travaux, un état des lieux a été réalisé pour observer l'évolution du reboisement et inspecter les aménagements assurant le démantèlement. Pour le reboisement, l'aulne crispé est l'espèce qui s'est le mieux établi avec 98,8 % de plants vivants, moins de 10 % des plants déchaussés ou inclinés, et une bonne croissance qui lui a permis, sur chemins préparés mécaniquement, de surpasser en hauteur et en diamètre les conifères reboisés. Parmi ces derniers, le taux de survie deux ans après leur mise en terre a été bon, en particulier pour l'épinette noire avec 96,9 % de plants vivants; le pin gris affichant un taux de survie de 85,8 % et le mélèze laricin 87,5 %. Concernant la croissance des conifères, le pin gris a eu meilleure croissance annuelle en hauteur durant la deuxième année sur site; le mélèze a eu une hauteur totale moyenne équivalente à celle du pin gris mais cela provient probablement du fait que les plants de mélèze étaient initialement plus hauts lors de la mise en terre. Le pin gris a également été l'espèce la plus vigoureuse par rapport aux deux autres conifères reboisés; le mélèze a été principalement sujet à l'inclinaison de la tige principale et à un problème de défoliation (plus de 25 % des plants défoliés à plus de 50 %), alors que l'épinette noire a surtout été affectée par la décoloration du feuillage, avec près d'un plant sur deux décoloré. Pour la régénération naturelle, celle-ci était généralement faiblement présente, représentant la plupart du temps 1 à 5 % de recouvrement par strates (herbacée, arbustive et arborée). Sur les chemins en plantation directe, il y a toutefois eu des observations où la régénération herbacée et arbustive a dépassé un taux de recouvrement de 15 %. Ceci est probablement dû au fait que les plantations directes ont été effectuées préférentiellement sur des chemins d'hiver; il est donc difficile de séparer l'effet de préparation du sol ou non, de celles des conditions initiales. Pour les préparations mécaniques à 'Dent' et à 'Godet', peu de différences significative ont été observée en matière de reboisement comme de régénération naturelle; la préparation n'a pas eu d'impact sur la croissance des plants reboisés mais les plus faibles pourcentages de plants déchaussés et décolorés favoriseraient la préparation à dent plutôt qu'à godet, toutefois un suivi serait nécessaire pour vérifier si ces facteurs auront ou non un impact sur leur succès d'établissement. Concernant le démantèlement, les aménagements ont globalement assuré leur fonction, avec 85 % des sites ayant subi un retrait de ponceau présentant une bonne stabilisation des berges et un respect de 80 % des interdictions de circulation.

Sur la base de ces résultats préliminaires, il serait important d'effectuer des suivis à plus long terme pour estimer au mieux la faisabilité de la fermeture des chemins forestiers aux prédateurs. De plus, il pourrait ainsi être intéressant de tester une restauration par plantation mixte, comprenant l'aulne pour fermer rapidement l'accès aux chemins et le pin gris pour limiter l'enfeuilletement propice aux proies alternatives.

## Table des matières

<b>1. Introduction.....</b>	<b>8</b>
<b>2. Matériel et méthodes .....</b>	<b>10</b>
2.1. Zone d'étude et banc d'essai de démantèlement de chemins forestiers.....	10
2.2. Inventaire mis en place pour le reboisement et la régénération naturelle .....	12
2.2.1. Placettes permanentes.....	12
2.2.2. Reboisement .....	15
2.2.3. Régénération naturelle.....	15
2.3. Technique d'évaluation de l'état des sites ayant subi ou non un retrait de ponceau.....	16
2.4. Méthode d'estimation de l'efficacité des aménagements dissuadant la circulation anthropique et leur respect.....	17
2.5. Analyses statistiques .....	17
<b>3. Résultats.....</b>	<b>18</b>
3.1. Survie et croissance des plants reboisés .....	18
3.2. Établissement de la régénération naturelle .....	24
3.3. Stabilité des sites ayant subi ou non un retrait des ponceaux.....	27
3.4. Démantèlement des chemins : État de la signalisation et efficacité des aménagements réalisés pour empêcher la circulation des utilisateurs de la forêt .....	28
<b>4. Discussion.....</b>	<b>29</b>
<b>5. Conclusion.....</b>	<b>33</b>
<b>6. Remerciements.....</b>	<b>33</b>
<b>7. Annexes.....</b>	<b>34</b>
<b>8. Références.....</b>	<b>42</b>

## Liste des figures

<b>Figure 1 :</b> Situation géographique de la zone d'étude. ....	<b>10</b>
<b>Figure 2 :</b> Exemple de chemin forestier par type de préparation de terrain.....	<b>11</b>
<b>Figure 3 :</b> Schéma d'une placette de 100 m <sup>2</sup> sur un chemin forestier reboisé. ....	<b>13</b>
<b>Figure 4 :</b> Distribution des placettes au sein du dispositif expérimental. ....	<b>14</b>
<b>Figure 5 :</b> Exemples des classes d'érosion des sites qui ont subi un retrait de ponceau.....	<b>16</b>
<b>Figure 6 :</b> Nombre moyen de plants dénombrés par placette en fonction de l'espèce et de la préparation de sol (plantation <i>directe</i> , préparation mécanique à <i>dent</i> et à <i>godet</i> ). ....	<b>19</b>
<b>Figure 7 :</b> Taux de plants déchaussés en fonction (A) de l'espèce reboisée et (B) de type de plantation (plantation <i>directe</i> , préparation mécanique à <i>dent</i> et à <i>godet</i> ). ....	<b>22</b>
<b>Figure 8 :</b> Taux de plants dont la tige principale est inclinée à plus de 30° par rapport à la verticale. ....	<b>23</b>
<b>Figure 9 :</b> Taux de plants avec un feuillage décoloré en fonction (A) de l'espèce reboisée et (B) de type de plantation (plantation <i>directe</i> , préparation mécanique à <i>dent</i> et à <i>godet</i> ). ....	<b>23</b>
<b>Figure 10 :</b> Taux de plants défoliés à plus de 50 % en fonction de l'espèce reboisée. ....	<b>24</b>
<b>Figure 11 :</b> Nombre de tiges par hectare par classe de hauteur pour chaque type de préparation de terrain (n = 135 placettes). ....	<b>25</b>
<b>Figure 12 :</b> Occurrence (%) de chaque classe de recouvrement de la régénération naturelle par strate et par type de préparation de terrain (n = 146 placettes). ....	<b>26</b>
<b>Figure 13 :</b> Niveau d'érosion des berges pour les sites ayant subi un retrait de ponceau.....	<b>27</b>
<b>Figure 14 :</b> État de la signalisation liée au démantèlement des chemins et son respect. ....	<b>28</b>

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1 :</b> Longueurs de chemins forestiers présents sur le dispositif en fonction des traitements. ....	<b>11</b>
<b>Tableau 2 :</b> Estimation de la hauteur et du diamètre moyens des plants de conifères au moment de la plantation (été 2017). ....	<b>12</b>
<b>Tableau 3 :</b> Nombre de placettes d’inventaire par traitement. ....	<b>13</b>
<b>Tableau 4 :</b> Taux de survie (%) des plants d’aulne crispé, deux ans après leur plantation (moyenne). ....	<b>18</b>
<b>Tableau 5 :</b> Taux de survie (%) des conifères en fonction de l’espèce mise en terre et du type de préparation de sol, deux ans après leur plantation (moyenne ± erreur type). ....	<b>18</b>
<b>Tableau 6 :</b> Influence de l’espèce reboisée et du type de préparation de sol sur les paramètres de croissance. ....	<b>19</b>
<b>Tableau 7 :</b> Accroissement annuel en hauteur des plants (cm), lors de leur deuxième année post plantation (moyenne ± erreur type). ....	<b>20</b>
<b>Tableau 8 :</b> Hauteur totale des plants (cm), deux ans après leur plantation (moyenne ± erreur type). ....	<b>21</b>
<b>Tableau 9 :</b> Diamètre au sol des plants (mm), deux ans après leur plantation (moyenne ± erreur type). ....	<b>21</b>
<b>Tableau 10 :</b> Influence du type d’espèces régénérées et de préparation de sol sur la classe d’ hauteur de la régénération naturelle. ....	<b>26</b>

## Liste des annexes

<b>Annexe 1 :</b> Paramètres de vigueur des plants reboisés – résultats préliminaires détaillés .....	<b>34</b>
<b>Annexe 2 :</b> Ravageur et maladie observés .....	<b>36</b>
<b>Annexe 3 :</b> Formulaire des retraits des ponceaux pour les cours d’eau intermittents et permanents. ....	<b>37</b>
<b>Annexe 4 :</b> Photos d’érosion pour les sites qui ont subi un retrait de ponceau dans un écoulement intermittent et dans un écoulement permanent .....	<b>39</b>
<b>Annexe 5 :</b> État des panneaux et des aménagements pour interdire toute circulation anthropique ...	<b>41</b>

## 1. Introduction

La population boréale de caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) est répertoriée comme « menacée » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) depuis 2003. Au Québec, l'écotype forestier, communément appelé caribou forestier, est désigné « vulnérable » depuis 2005 en vertu de la loi sur les espèces menacées ou vulnérables. Ces statuts sont la conséquence d'un déclin important des effectifs de caribous, ainsi que d'une modification de leur aire de répartition qui remonte progressivement toujours plus vers le nord. À l'est du pays, il est estimé que la limite sud de l'aire de répartition du caribou forestier est remontée d'environ 34 km par décennie vers le nord entre 1880 et 1990 (Schaefer, 2003). En effet, le caribou est une espèce sensible aux perturbations anthropiques dans son habitat, notamment aux coupes forestières qui entraînent entre autres une diminution des forêts matures et une perte de connectivité entre les peuplements forestiers qui lui sont favorables (Vors *et al.*, 2007; Hins *et al.*, 2009; Vors et Boyce, 2009; Festa-Bianchet *et al.*, 2011).

Afin de réaliser des coupes forestières, l'industrie construit de nombreux chemins multiusages à travers les peuplements forestiers. Ces chemins sont une perturbation majeure de l'environnement, en particulier pour la faune. L'impact des routes principales goudronnées peut sembler plus évident, par exemple avec le risque de collision avec des véhicules (Clevenger *et al.*, 2003; Dussault *et al.*, 2006) ou la fragmentation de l'habitat (Curatolo et Murphy, 1986; Jaeger et Fahrig, 2004), mais les chemins de plus petits calibres ont un effet tout aussi négatif. En effet, la présence de chemins forestiers induit un phénomène d'évitement chez le caribou, et ce indépendamment de la classe du chemin (dimensions, matériaux de construction, etc.) (St-Laurent *et al.*, 2014). Ceci est dû à une augmentation de la pression de prédation par le loup gris (*Canis lupus*) et l'ours noir (*Ursus americanus*) aux abords des chemins. En effet, les chemins forestiers favorisent la circulation des prédateurs et améliorent leur efficacité de chasse (James et Stuart-Smith, 2000; Whittington *et al.*, 2011; Gaudry, 2013; St-Laurent *et al.*, 2014). De plus, les modifications de composition végétale induites par les coupes forestières, avec un rajeunissement de la forêt mais aussi un enfeuillement (c'est-à-dire une régénération majoritairement composée d'espèces feuillues) en bordure de chemins, sont propices à quelques prédateurs comme l'ours noir mais aussi à certaines espèces compétitrices comme l'orignal (*Alces americanus*); l'augmentation de l'abondance de ces proies alternatives engendrent une plus forte pression de prédation sur le caribou (James et Stuart-Smith, 2000; Switalski et Nelson, 2011). Les chemins forestiers facilitent également l'accès au territoire pour les villégiateurs et le développement d'infrastructures comme les chalets ce qui présente un dérangement pour le caribou. Ces conditions sont d'autant plus néfastes qu'elles perdurent durant de nombreuses années; les caribous continuent d'éviter les abords des chemins forestiers même si ceux-ci ont été construits il y a plus de 50 ans (St-Laurent *et al.*, 2014). Une des raisons de cet impact à long terme pourrait venir du fait que, même en cas d'arrêt de l'utilisation par l'Homme, la végétation a du mal à se réinstaller naturellement sur les chemins forestiers (Rioux, 2018). Ainsi les chemins forestiers mettraient plusieurs dizaines d'années pour se refermer naturellement, et continueraient pendant ce temps à être des voies de circulations privilégiées pour les prédateurs.

Afin de tenter d'améliorer l'habitat du caribou, un projet d'essai de démantèlement et de reboisement a été mené sur la Côte-Nord par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). Le but est de tester différentes approches qui permettraient de recréer rapidement un couvert arboré et donc de limiter les déplacements des prédateurs via la voie de circulation privilégiée que constitue les chemins forestiers. Les études de restauration de chemins et autres petites voies d'accès sont de plus en plus

populaires pour tenter d'atténuer l'impact du réseau routier sur l'écosystème (Switalski *et al.*, 2004). Plusieurs recherches ont démontré les bénéfices, pour les propriétés mécaniques du sol, au démantèlement de chemins avec préparation du sol comme une diminution de la densité apparente du sol (McNabb, 1994), une meilleure infiltration de l'eau (Luce, 1997) ou une réduction de l'érosion (Madej, 2001). Bien que reporté à quelques reprises comme favorable à certaines espèces animales, l'impact de la restauration des chemins reste encore peu connu tant pour la faune que pour la flore, et en particulier à moyen et long termes (Switalski *et al.*, 2004). En Colombie-Britannique, de nombreux travaux de restauration de routes sont effectués depuis plusieurs années afin d'assurer la stabilisation de fortes pentes contre l'érosion. Des espèces à croissance rapide sont alors priorisées, principalement des espèces herbacées, mais si le besoin de stabilisation est plus important des espèces pionnières arbustives comme l'aulne (*Alnus rubra*, *A. crispa* et *A. tenuifolia*) ou le saule (*Salix ssp.*) sont recommandées; la plantation de conifères est conseillée uniquement lorsque de bonnes conditions de croissance sont réunies (pente faible, site fertile avec un couvert végétal déjà établi) (Atkins *et al.*, 2001). Toujours à l'ouest du Canada, des travaux sont effectués afin de restaurer le couvert arboré sur de nombreuses lignes sismiques après l'exploration de gaz naturel et de pétrole, qui créent également de longs corridors de circulation (Pyper *et al.*, 2014; Dabros *et al.*, 2018). Différentes techniques sont expérimentées comme l'abattage ou le rabattement d'arbres présents en bordure de lignes pour les placer au centre de celles-ci afin de créer des microsites propices à l'établissement de la végétation mais aussi d'entraver la circulation des prédateurs (Dabros *et al.*, 2018); cette approche est toutefois difficilement envisageable pour des chemins forestiers situés dans des peuplements ayant déjà été coupés. Une autre approche est le reboisement, combiné ou non avec une préparation mécanique des sols. La plantation de différentes espèces d'arbres a été testée sur plusieurs sites, principalement en Alberta; la majorité de ces essais datent seulement de quelques années donc peu de résultats sont à ce jour disponibles (Pyper *et al.*, 2014). Parmi les observations préliminaires réalisées 3 à 7 ans après certains travaux de reboisement, les plants de *Pinus contorta* semblent avoir eu une bonne croissance sur les sites avec préparation mécanique du sol (accroissement en hauteur de 14 cm par an, contre moins de 4 cm par an en plantation directe); pour les plantations d'épinettes noires et blanches (*Picea mariana*, *P. glauca*), la croissance en hauteur est considérée comme faible à marginale (entre 2 et 6 cm par an) et la vigueur des plants, c'est-à-dire leur état général reflétant leur aptitude à bien se développer à long terme, est faible malgré un bon taux de survie à court terme (> 75 %) (Vinge et Lieffers, 2013; Pyper *et al.*, 2014). À ce jour, aucun article scientifique n'a été publié concernant la revégétalisation de chemins ou voies d'accès au Québec.

La restauration de chemins forestiers est ainsi une problématique importante, mais relativement récente; davantage de connaissances sur le sujet sont donc essentielles. De plus, chaque type de restauration fait face à ses propres contraintes environnementales qu'il est important d'identifier afin d'ajuster les mesures à entreprendre. Dans ce contexte, nous avons effectué l'état des lieux du banc d'essai de démantèlement et reboisement de chemins forestiers situé sur la Côte-Nord, deux ans après la fin des travaux. Deux aspects principaux ont été explorés : (1) la revégétalisation et (2) la durabilité du démantèlement. Pour évaluer la revégétalisation des chemins (1), nous avons comparé la croissance des plants reboisés en fonction du type de plantation (plantation directe, avec préparation mécanique à dent [créant des sillons] ou à godet [créant des poquets]) et de l'espèce mise en terre (pin gris - *Pinus banksiana*, épinette noire - *Picea mariana*, mélèze laricin - *Larix laricina*, aulne crispé - *Alnus viridis ssp. crispa*). Nous avons également estimé l'établissement de la régénération naturelle en fonction des trois types de préparation de terrain cités plus haut, mais aussi sur des chemins sans préparation ni reboisement afin de pouvoir comparer les différentes actions entreprises à la fermeture

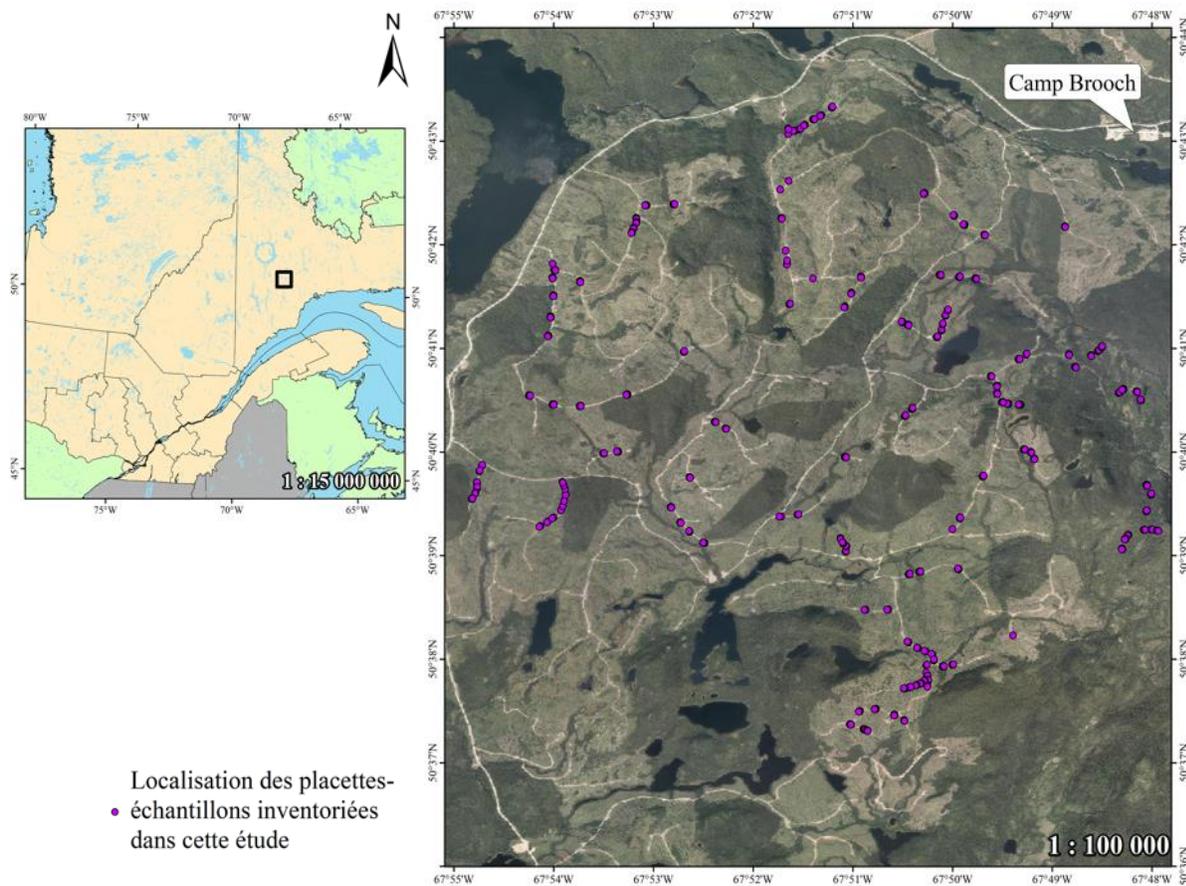
naturelle du chemin. Afin de s'assurer de l'efficacité et de la durabilité du démantèlement (2), nous avons également inspecté les différents aménagements mis en place : tout d'abord en ce qui concerne le retrait de traverses de cours d'eau, l'état des berges a été évalué afin d'estimer l'efficacité des installations assurant la stabilisation des berges; puis à l'entrée des différents chemins, l'état de la signalisation et des buttes et fossés ont été contrôlés pour vérifier le respect de l'interdiction de circulation humaine dont la présence pourrait perturber la quiétude du caribou et, en cas de circulation en véhicule, détériorer les travaux de démantèlement et de reboisement. Ce suivi à court terme, nous permettra ainsi d'estimer si les essais réalisés pourraient effectivement permettre la fermeture du couvert arboré sur ces chemins forestiers et également de mettre en lumière les traitements les plus prometteurs.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Zone d'étude et banc d'essai de démantèlement de chemins forestiers

Le dispositif expérimental est situé sur le territoire de la Côte-Nord (50°44'11.0"N, 67°48'25.1"W) dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses (Figure 1). La station météorologique la plus proche est celle de Sept-Îles, située à environ 145 km au sud-est du dispositif; elle indique une température annuelle moyenne de 1,0°C ( $\pm 1,0^\circ\text{C}$ ) et des précipitations annuelles moyennes de 1119,9 mm (normales climatiques de 1981 à 2010 (Environment Canada, 2010)).

**Figure 1 :** Situation géographique de la zone d'étude.



Les travaux de démantèlement (retrait des traverses de cours d'eau et préparation du sol) et de reboisement ont été menés durant l'été 2017. Trois types de plantation ont été réalisés : plantation directe, préparation mécanique grâce à une griffe/dent (créant des sillons en « Y » sur la largeur du chemin, espacés de 2,5 m + un sillon central) ou à un godet (créant des poquets placés en quinconce, espacés de 2,5 m, du centre qu'un poquet à un autre) (Figure 2). Quatre espèces ont été plantées : pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] BSP), mélèze laricin (*Larix laricina* [Du Roi] K.Koch), aulne crispé (*Alnus viridis* ssp. *crispa* [Ait.] Turrit). Certains tronçons de chemins ont été laissés tels quels, c'est-à-dire sans préparation du sol ni reboisement, afin de servir de témoins; les accès ont tout de même été fermés par la mise en place d'aménagements (butte suivie d'un fossé à l'entrée du chemin) afin d'assurer l'absence de circulation par l'Homme. Des tests d'ensemencement ont également été menés sur deux tronçons de chemins avec des semences de pin gris et d'épinette noire. L'un des tronçons a subi une préparation mécanique à godet et l'autre à dent. L'ensemencement a été réalisé manuellement à raison d'un jet de semoir (environ 5 à 7 graines par jet) par poquet ou par bourrelet. L'essence semée changeait à chaque 200 m. Au total, 76,5 km de chemins ont été démantelés (longueurs de chemins par type de traitement en Tableau 1).

**Figure 2 :** Exemple de chemin forestier par type de préparation de terrain.



Plantation



Préparation mécanique à dent



Préparation mécanique à godet

**Tableau 1 :** Longueurs de chemins forestiers présents sur le dispositif en fonction des traitements.

	Longueur de chemins forestiers (m)		
	Plantation directe	Préparation 'Dent'	Préparation 'Godet'
Pin gris	2 157	6 424	6 361
Épinette noire	4 013	11 938	6 972
Mélèze laricin	3 322	9 299	4 128
Aulne crispé	637	6 989	1 267
Témoin	5 001		
Ensemencement	4 387		

Lors du reboisement, les plants mis en terre étaient âgés de 2 ans, produits dans des récipients composés de cavités de 110 cm<sup>3</sup>. Ils ont été plantés à une densité moyenne de 1600 tiges par hectare, c'est-à-dire espacés de 2,5 m de distance les uns des autres de façon systématique; en cas de préparation mécanique, la plantation a été effectuée au milieu de la pente du poquet ou du bourrelet créé par le sillon. À la sortie de la pépinière, un échantillonnage de plants destinés au reboisement a été réalisé afin d'estimer la hauteur et le diamètre moyen de plants utilisés (120 plants mesurés pour le pin gris et l'épinette, 240 plants pour le mélèze car ceux-ci ont été livrés en deux lots; Tableau 2). Contrairement aux plants de conifères qui provenaient de pépinières gouvernementales, les plants d'aulne crispé ont été fournis par une entreprise privée; ces données ne sont pas disponibles car aucun inventaire de livraison n'a été réalisé.

**Tableau 2 :** Estimation de la hauteur et du diamètre moyens des plants de conifères au moment de la plantation (été 2017).

	Hauteur (cm)		Diamètre (mm)	
	Moyenne	Intervalle de confiance	Moyenne	Intervalle de confiance
Pin gris	22,3	0,41	3,1	0,06
Épinette noire	26,2	0,62	3,4	0,10
Mélèze laricin	32,5	1,41	4,1	0,11

## 2.2. Inventaire mis en place pour le reboisement et la régénération naturelle

### 2.2.1. Placettes permanentes

En septembre 2019 (du 4 au 11 et du 18 au 25 septembre), soit deux ans après la fin des travaux de démantèlement et de la mise en terre des plants, un inventaire a été réalisé afin de comparer la croissance des plants en fonction de l'espèce et du type de plantation, et pour estimer l'établissement de la régénération naturelle, également en fonction du type de préparation de terrain. Pour cela, un réseau de placettes permanentes a été établi au sein du dispositif. Pour les chemins reboisés, dix placettes ont été implantées pour chaque combinaison « espèce × préparation de sol », sauf pour l'aulne crispé en plantation directe où seules cinq placettes ont pu être réalisées car un seul court tronçon de chemin présentait cette combinaison (Tableaux 1 et 3) et pour l'épinette noire en plantation directe et préparation à godet où une placette de plus a pu être réalisée afin de tenter d'appréhender au mieux la diversité de conditions de plantation rencontrée le long des chemins (Tableau 3). Également, dix placettes ont été réalisées pour l'inventaire de régénération sur les chemins témoins et sur les deux tests d'ensemencement (pin gris et épinette noire sur chemins avec préparation à dent ou à godet). Au total, 147 placettes ont été réalisées (Tableau 3).

**Tableau 3 :** Nombre de placettes d'inventaire par traitement.

	Plantation directe	Préparation 'Dent'	Préparation 'Godet'
Pin gris	10	10	10
Épinette noire	11	10	11
Mélèze laricin	10	10	10
Aulne crispé	5	10	10
Témoin		10	
Ensemencement 'Dent'		10	
Ensemencement 'Godet'		10	

Chaque placette d'inventaire a une superficie de 100 m<sup>2</sup> et, du fait de la configuration des chemins faisant en moyenne 6,3 m de large, est de forme rectangulaire soit de 6 m de largeur sur 16,7 m de longueur (Figure 3). Les placettes ont été placées sur les tronçons de chemins qui présentaient les combinaisons recherchées, et qui avaient une pente qui n'excédait pas 30 % (Figure 4). Les placettes ont été espacées d'au moins 60 m les unes des autres, et placées à au moins 60 m d'une fin de chemin ou d'un retrait de ponceau. Dans un premier temps, l'emplacement de chaque placette a été choisi aléatoirement le long des chemins présentant la combinaison de traitements recherchée à partir des données cartographiques, puis durant la phase terrain, l'implantation de la placette a été ajustée de quelques mètres si besoin, en fonction des conditions rencontrées. Pour les chemins plantés, chaque placette a été établie à partir d'un plant reboisé. Les tronçons présentant un élargissement ont également été évités. Quelques placettes ont également dû être décalées car théoriquement placées sur d'anciens chemins d'hiver détrempés au moment de l'inventaire. Nous avons pris les coordonnées GPS de chaque placette (un point au centre de chacune des deux largeurs qui délimitent le début et la fin de la placette) et de chaque plant vivant au sein des placettes.

**Figure 3 :** Schéma d'une placette de 100 m<sup>2</sup> sur un chemin forestier reboisé.

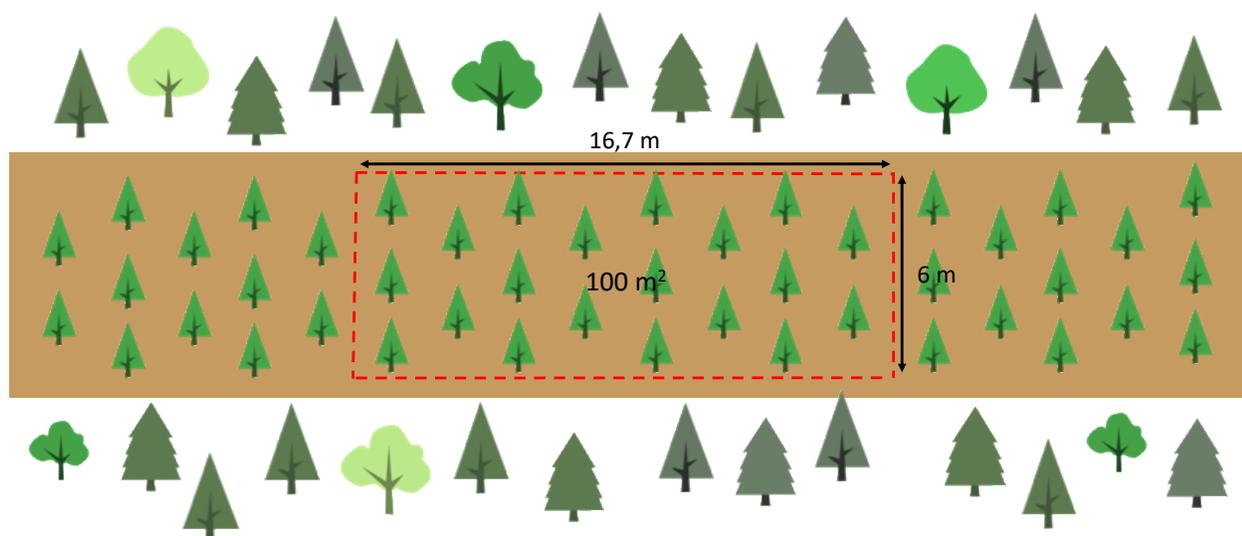
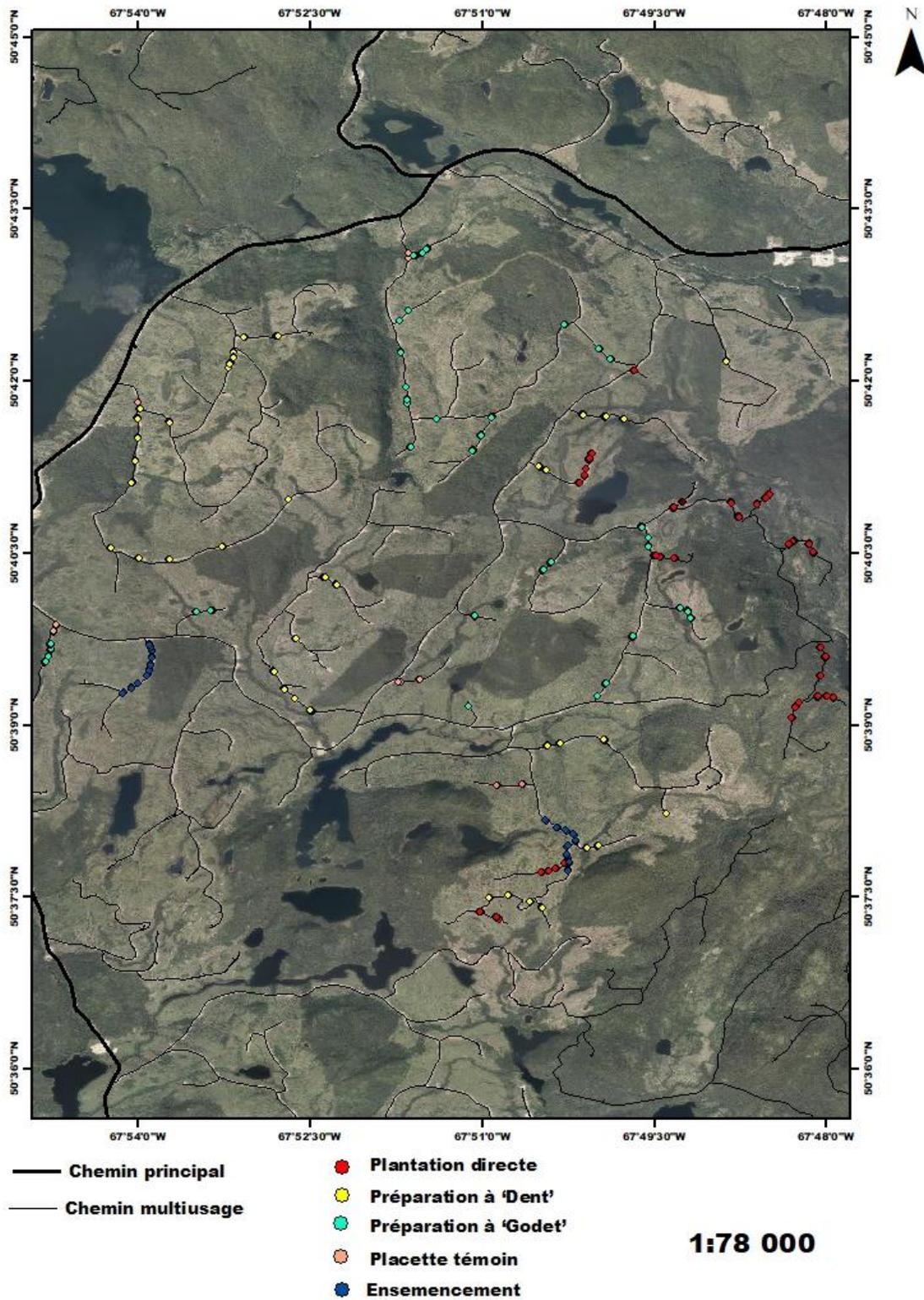


Figure 4 : Distribution des placettes au sein du dispositif expérimental.



### 2.2.2. *Reboisement*

Au sein de chacune des placettes reboisées, la survie des plants a été évaluée. Un plant a été considéré mort lorsqu'il ne possédait plus aucune aiguille (ou feuille) verte; s'il possédait quelques aiguilles vertes malgré une forte défoliation, celui-ci a été considéré comme vivant et son taux de défoliation a été indiqué dans la section appropriée. Chaque plant vivant a ensuite été identifié avec un numéro unique puis mesuré et évalué selon les critères suivants:

- Hauteur totale (cm),
- Longueur de la pousse annuelle (cm),
- Diamètre au sol, ou au collet lorsque le plant était déchaussé (mm),
- Pourcentage de défoliation (0 %, 1 à 25 %, 26 à 50 %, 51 à 75 %, 76 à 99 %; 100 % = plant mort),
- Inclinaison de la tige (supérieure à 30° par rapport à la verticale ou non),
- Profondeur de plantation (haut de la carotte de plantation déchaussé, au niveau du sol ou enfoncé sous le niveau du sol),
- Décoloration du feuillage (estimation visuelle, décoloré ou non).

Pour les plants d'aulne, les mesures de hauteur, pousse annuelle et diamètre ont été effectuées sur la plus grande tige.

### 2.2.3. *Régénération naturelle*

La régénération naturelle a été évaluée par estimation du taux de recouvrement par placette de 100 m<sup>2</sup> en fonction de chaque strate : muscinale, herbacée, arbustive et arborée. La régénération étant faible, six classes de recouvrement ont été établies :

- 0 %,
- 1 à 2 %,
- 3 à 5 %,
- 6 à 10 %,
- 11 à 15 %,
- 16 % et plus.

Pour les strates muscinale, herbacée et arbustive, les principales espèces présentes ont été identifiées. Pour la régénération arborée, chaque pousse a été dénombrée et classée en fonction de son espèce et de six classes de hauteurs (0,1 à 5 cm, 6 à 15 cm, 16 à 30 cm, 31 à 60 cm, 61 cm à 1 m et > à 1 m [taille exacte précisée en commentaire]). De plus, la position des pousses par rapport au chemin a été relevée, c'est-à-dire si celles-ci se trouvaient en bordure de chemin (du bord de l'ancienne surface de roulement jusqu'à 1 m de large de chaque côté du chemin) ou au centre (environ les 4 m centraux à partir du centre ligne du chemin). En effet, la caractérisation de vieux chemins forestiers par le MFFP a montré que la régénération naturelle avait du mal à s'installer jusqu'au centre des chemins (Rioux, 2018); il pourrait donc être pertinent de vérifier et quantifier ce phénomène.

Dans les analyses effectuées pour le recouvrement, et pour simplifier la lecture des résultats les six classes ont été combinées en quatre classes : 0 %, 1 à 5 %, 6 à 15 % et > à 15 %. Pour la classe de hauteur, trois classes d'espèces ont été identifiées :

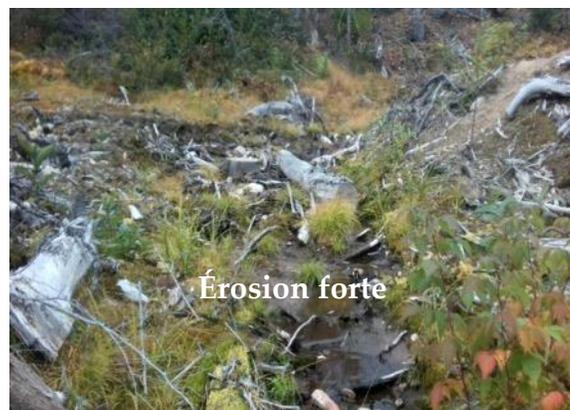
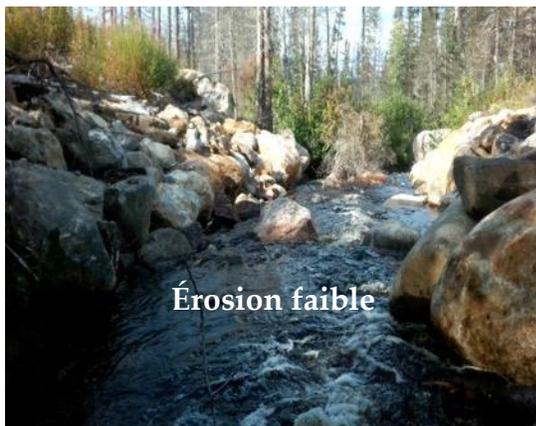
- SEPM (sapins, épinettes, pin gris et mélèzes),

- Feuillus (peupliers, bouleaux),
- Arbustes (amélanchiers, aulnes, sorbiers et saules).

### *2.3. Technique d'évaluation de l'état des sites ayant subi ou non un retrait de ponceau*

Les sites ayant subi un retrait de ponceau (94 ponceaux) ont été géolocalisés, évalués pour déterminer le niveau d'érosion selon le type d'écoulement (drainage, intermittent, permanent) et des photos ont été prises pour inventorier l'état des lieux. Le niveau d'érosion a été mesuré par type d'écoulement selon trois classes (faible, moyenne et forte). Une classe faible présente une érosion entre 0 et 3 mètres au niveau des berges, une classe moyenne présente une érosion entre > 3 et 6 mètres au niveau des berges et une classe forte présente une érosion > 6 mètres (Figure 5). Concernant les drainages, le niveau d'érosion a été estimé au niveau des fossés.

**Figure 5 :** Exemples des classes d'érosion des sites qui ont subi un retrait de ponceau.



## 2.4. Méthode d'estimation de l'efficacité des aménagements dissuadant la circulation anthropique et leur respect

L'efficacité de la signalisation pour empêcher la circulation a été notée dans des formulaires. Cette évaluation comporte l'état de 24 panneaux, l'état des aménagements dissuadant la circulation et la détection des traces de pneus et le passage de véhicule pour déterminer le respect ou le non-respect de l'interdiction de la circulation anthropique. De plus, des photos ont été prises pour inventorier l'efficacité de ces travaux.

## 2.5. Analyses statistiques

Les analyses des données de reboisement ont été effectuées avec le logiciel R (R Core Team, 2015). Les effets de l'espèce plantée et du type de préparation de sol ont été testés sur les variables réponses que sont l'accroissement annuel en hauteur de l'année 2019, la hauteur et le diamètre au sol des plants reboisés deux ans après leur mise en terre, grâce à la fonction *lme* du package *nlme* qui prend en compte l'effet aléatoire des placettes (Pinheiro *et al.*, 2015). Pour la pousse annuelle et la hauteur totale, les données ont dû être transformées, respectivement en  $\log(x+1)$  (car certains plants ont eu un accroissement annuel nul) et en  $\log$ , pour répondre aux suppositions de normalité. Pour le taux de survie, l'aulne a été extrait de l'analyse car la mortalité était anecdotique chez cette espèce (4 morts sur 520 plants dénombrés); pour les conifères, le statut 'mort' ou 'vivant' a été comparé en fonction de l'espèce et de la préparation du sol, en prenant en compte l'effet aléatoire des placettes, via la fonction *glmmPQL* du package *MASS* (Venables et Ripley, 2002). Ensuite, le niveau de significativité des facteurs (espèce, préparation de sol ou leur interaction) a été estimé via une approximation par ANOVA. Une approche similaire à celle du taux de survie a été appliquée pour l'analyse préliminaire des facteurs de vigueur des plants reboisés, en comparant deux statuts : pour l'inclinaison de la tige, 'incliné' ou 'non incliné'; pour la profondeur de plantation, 'déchaussé' ou 'non déchaussé' (comprenant les plants dont le collet était au niveau du sol et ceux enfouis en dessous du niveau du sol); pour la décoloration du feuillage, 'décoloré' ou 'non décoloré'; et pour l'estimation de la défoliation, 'pas à peu défolié' comprenant les plants présentant une défoliation de 0 à 50 % ou 'défolié' pour les plants ayant un taux de défoliation de 51 à 99 %. Les analyses de l'inclinaison de la tige et de la profondeur de plantation ont été effectuées à partir des données des plants vivants et morts des quatre espèces reboisées. Les analyses sur l'état du feuillage (décoloration, défoliation) ont été réalisées pour les plants vivants des trois espèces conifériennes, l'observation de plants d'aulne avec un feuillage affecté ayant été anecdotique. Le nombre de plants (vivant + morts) recensés par placette a également comparé en fonction de l'espèce reboisée et du type de préparation de sol par la fonction *lm*. Pour chacun des tests réalisés (taux de survie, mesures de croissances, paramètres de vigueur, nombre de plants par placette), lorsque l'effet de l'espèce, de la préparation du sol ou de leur interaction a été statistiquement significatif, un test de Tukey a été réalisé en utilisant la fonction *lsmeans* du package *lsmeans* afin de comparer les différents niveaux des traitements (Lenth, 2016). Concernant la régénération naturelle, une analyse préliminaire a été effectuée grâce à une ANOVA afin d'estimer le niveau de significativité des facteurs (type d'espèces et préparation de sol) sur la classe d'hauteur de la régénération.

### 3. Résultats

#### 3.1. Survie et croissance des plants reboisés

##### Survie

Les plants d'aulne ont eu un très bon taux de survie avec une moyenne de 98,8 % de plants vivants (Tableau 4). Il n'y a pas eu de différence significative entre les préparations de sol puisque seulement quatre plants morts ont été dénombrés, tous situés dans la même placette; il s'agit donc vraisemblablement plutôt de l'effet d'une seule placette que du type de préparation de sol.

**Tableau 4 :** Taux de survie (%) des plants d'aulne crispé, deux ans après leur plantation (moyenne).

	Plantation directe	Préparation 'Dent'	Préparation 'Godet'	Moyenne
Aulne	100	100	96,7	98,8

Les conifères ont également eu un bon taux de survie (Tableau 5). L'épinette noire est l'espèce coniférienne qui a eu le meilleur taux de survie avec 96,9 % de plants vivants en moyenne, suivi par le pin gris et le mélèze qui ont présenté un taux de survie équivalent, de 85,8 % et 87,5 % respectivement. Le type de préparation de terrain n'a pas influencé significativement leur taux de survie.

**Tableau 5 :** Taux de survie (%) des conifères en fonction de l'espèce mise en terre et du type de préparation de sol, deux ans après leur plantation (moyenne  $\pm$  erreur type).

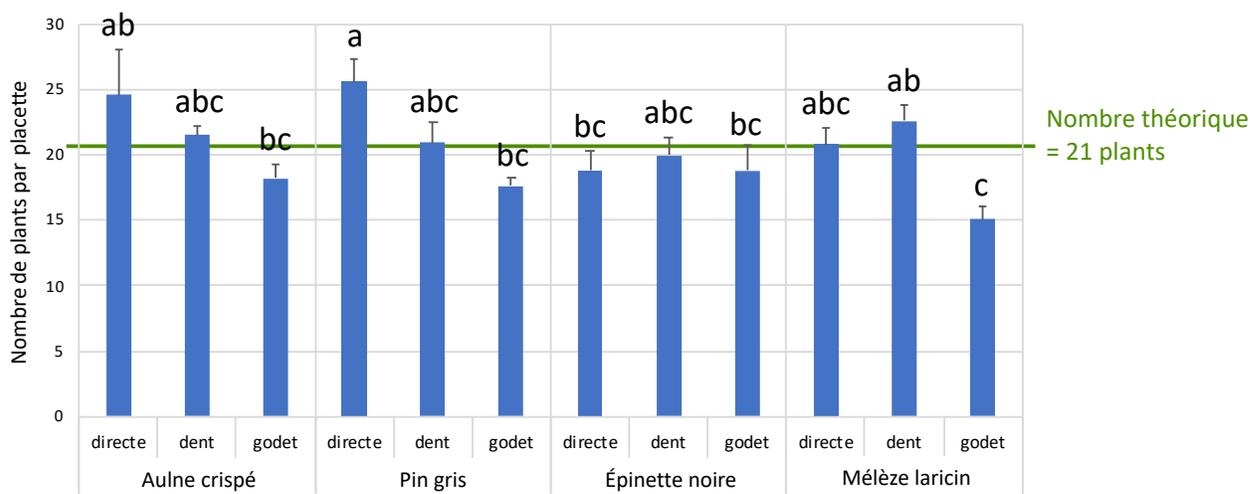
	Pin gris	Épinette noire	Mélèze laricin
Plantation directe	82,2 $\pm$ 2,4	97,6 $\pm$ 1,1	88,0 $\pm$ 2,3
Préparation 'Dent'	87,4 $\pm$ 2,3	95,5 $\pm$ 1,5	92,0 $\pm$ 1,8
Préparation 'Godet'	88,6 $\pm$ 2,4	97,6 $\pm$ 1,1	80,1 $\pm$ 3,3
Moyenne	85,8 $\pm$ 1,4 <b>b</b>	96,9 $\pm$ 0,7 <b>a</b>	87,5 $\pm$ 1,4 <b>b</b>

Des lettres différentes (**a**, **b**) indiquent les différences significatives (test de Tukey à  $P \leq 0,05$ ).

Il est important de noter que lors de l'inventaire seuls les plants morts mais visibles (tige morte ou carotte de plantation encore en place) ont été recensés. Sachant que chaque placette d'inventaire a été débutée au niveau d'un plant reboisé, et en considérant que les plants ont été espacés de 2 m et plantés en quinconce, une placette devrait en moyenne recouvrir 21 plants. On peut ainsi remarquer que pour l'aulne, le pin gris et le mélèze, la préparation mécanique à godet a tendance à induire un nombre plus faible de plants par placette que les deux autres conditions de plantation; un nombre moyen inférieur aux 21 plants théoriques (Figure 6). Pour le pin gris et le mélèze, cela pourrait suggérer que la survie des plants sur chemin préparé avec godet a pu être légèrement surévaluée car certains plants morts n'ont pas été retrouvés; ou, vu que la tendance a été semblable pour l'aulne qui a un taux de

survie proche de 100 %, que la préparation à godet induit moins de microsites favorables à la plantation, et qu'ainsi moins de plants seraient initialement mis en terre dans ces conditions.

**Figure 6 :** Nombre moyen de plants dénombrés par placette en fonction de l'espèce et de la préparation de sol (plantation *directe*, préparation mécanique à *dent* et à *godet*).



Des lettres différentes indiquent des différences significatives à  $P \leq 0.05$ .

### Croissance

Tous les paramètres de croissance mesurés ont été influencés par l'espèce reboisée et par le type de préparation de sol (Tableau 6).

**Tableau 6 :** Influence de l'espèce reboisée et du type de préparation de sol sur les paramètres de croissance.

	Espèce reboisée		Préparation de sol		Espèce reboisée × Préparation de sol	
	<i>F value</i>	<i>P value</i>	<i>F value</i>	<i>P value</i>	<i>F value</i>	<i>P value</i>
Accroissement annuel <i>(log x + 1)</i>	324,87	< 0,001	4,64	0,012	3,07	0,008
Hauteur ( <i>log</i> )	97,92	< 0,001	1,07	0,347	6,16	< 0,001
Diamètre	96,50	< 0,001	0,67	0,512	2,61	0,021

Les transformations sont indiquées en italique. Les valeurs en vert sont significatives à  $P \leq 0.05$ .

En ce qui concerne l'accroissement annuel en hauteur, les aulnes ont largement surpassé les plants de conifères, avec un gain en hauteur compris entre environ 32 et 40 cm (Tableau 7). Ensuite, le pin gris est le conifère qui a eu le meilleur accroissement en hauteur; c'est seulement en cas de plantation directe que le mélèze a pu avoir un gain en hauteur équivalent à celui du pin gris. La plantation directe a d'ailleurs été la condition la plus favorable au mélèze, en particulier par rapport à la préparation mécanique par godet; les plants mis en terre sur chemin préparé à dent ont eu un accroissement intermédiaire. Pour l'aulne, le pin gris et l'épinette, l'accroissement annuel des plants a été semblable pour les trois types de préparation de sol au sein de chaque espèce.

**Tableau 7 :** Accroissement annuel en hauteur des plants (cm), lors de leur deuxième année post plantation (moyenne  $\pm$  erreur type).

	Aulne crispé	Pin gris	Épinette noire	Mélèze laricin
Plantation directe	31,71 $\pm$ 1,21 <b>a</b> $\alpha$	4,60 $\pm$ 0,26 <b>a</b> $\beta$	2,39 $\pm$ 0,30 <b>a</b> $\gamma$	3,14 $\pm$ 0,25 <b>a</b> $\beta\gamma$
Préparation 'Dent'	39,60 $\pm$ 1,62 <b>a</b> $\alpha$	4,55 $\pm$ 0,25 <b>a</b> $\beta$	2,33 $\pm$ 0,19 <b>a</b> $\gamma$	2,23 $\pm$ 0,15 <b>ab</b> $\gamma$
Préparation 'Godet'	33,16 $\pm$ 1,36 <b>a</b> $\alpha$	5,61 $\pm$ 0,36 <b>a</b> $\beta$	0,90 $\pm$ 0,11 <b>a</b> $\gamma$	1,28 $\pm$ 0,19 <b>b</b> $\gamma$

Les lettres suivant les valeurs : les lettres latines (**a, b**) indiquent les comparaisons entre les préparations de sol au sein de chaque espèce (d'une même colonne); les lettres grecques ( $\alpha, \beta, \gamma$ ) indiquent les comparaisons entre les espèces au sein d'une même préparation de sol (d'une même ligne). Des lettres différentes indiquent des différences significatives à  $P \leq 0.05$ .

Pour la hauteur totale atteinte par les plants deux ans après leur mise en terre, là aussi les aulnes ont atteint une taille plus importante que celle des conifères lorsqu'il y a eu préparation mécanique du sol; lors de plantation directe, les aulnes ont eu une taille inférieure, en particulier par rapport aux plants sur chemins préparés à dent, arrivant à une hauteur statistiquement équivalente à celles du pin gris et du mélèze (Tableau 8).

En cas de préparation mécanique, le mélèze a atteint une hauteur supérieure à celle de l'épinette (de 10 à 18 cm en moyenne) et le pin gris est parvenu à une hauteur intermédiaire. Toutefois, au moment de la plantation un sous-échantillonnage des plants destinés au reboisement avait présenté le mélèze comme plus grand, avec une hauteur moyenne de 32,5 cm contre 22,3 cm pour le pin gris et 26,2 cm pour l'épinette noire (Tableau 2). Cela pourrait expliquer la taille plus importante des mélèzes par rapport aux épinettes malgré un accroissement annuel semblable, et la taille équivalente entre le mélèze et pin gris malgré un accroissement plus important de ce dernier (Tableau 7).

**Tableau 8 :** Hauteur totale des plants (cm), deux ans après leur plantation (moyenne  $\pm$  erreur type).

	Aulne crispé	Pin gris	Épinette noire	Mélèze laricin
Plantation directe	51,81 $\pm$ 1,98 <b>b</b> $\alpha$	38,06 $\pm$ 0,46 <b>a</b> $\alpha\beta$	33,75 $\pm$ 0,50 <b>a</b> $\beta$	44,63 $\pm$ 0,81 <b>a</b> $\alpha$
Préparation 'Dent'	69,73 $\pm$ 1,72 <b>a</b> $\alpha$	33,57 $\pm$ 0,59 <b>a</b> $\beta\gamma$	29,83 $\pm$ 0,50 <b>a</b> $\gamma$	39,73 $\pm$ 0,70 <b>a</b> $\beta$
Préparation 'Godet'	61,75 $\pm$ 1,78 <b>ab</b> $\alpha$	37,77 $\pm$ 0,64 <b>a</b> $\beta\gamma$	28,97 $\pm$ 0,41 <b>a</b> $\gamma$	46,96 $\pm$ 0,93 <b>a</b> $\beta$

Les lettres suivant les valeurs : les lettres latines (**a**, **b**) indiquent les comparaisons entre les préparations de sol au sein de chaque espèce (d'une même colonne); les lettres grecques ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ ) indiquent les comparaisons entre les espèces au sein d'une même préparation de sol (d'une même ligne). Des lettres différentes indiquent des différences significatives à  $P \leq 0.05$ .

L'aulne a eu un meilleur diamètre au sol que les conifères, excepté en cas de plantation directe où, comme pour la hauteur totale, les plants ont eu un plus faible diamètre, particulièrement comparés à ceux plantés sur chemins préparés à dent, et qui ont ainsi un diamètre équivalent à celui des pins gris dans les mêmes conditions (Tableau 9). Au sein des conifères, les trois espèces ont présenté un diamètre équivalent lors de la plantation directe. Lors de préparation mécanique, le pin gris a atteint un diamètre plus important que le mélèze, et que l'épinette noire en cas de préparation à godet. Comme pour la hauteur, le diamètre moyen des mélèzes devait être plus important que celui des pins gris et des épinettes noires au moment de la plantation (sous échantillonnage post-production : 4,1 mm, 3,1mm et 3,4 mm respectivement; Tableau 2). Les plants de pin gris ont donc vraisemblablement eu un bon taux de croissance aussi en termes de diamètre.

**Tableau 9 :** Diamètre au sol des plants (mm), deux ans après leur plantation (moyenne  $\pm$  erreur type).

	Aulne crispé	Pin gris	Épinette noire	Mélèze laricin
Plantation directe	9,42 $\pm$ 0,33 <b>b</b> $\alpha$	7,34 $\pm$ 0,13 <b>a</b> $\alpha\beta$	6,04 $\pm$ 0,09 <b>a</b> $\beta$	5,44 $\pm$ 0,10 <b>a</b> $\beta$
Préparation 'Dent'	11,48 $\pm$ 0,24 <b>a</b> $\alpha$	6,86 $\pm$ 0,13 <b>a</b> $\beta$	5,83 $\pm$ 0,12 <b>a</b> $\beta\gamma$	5,03 $\pm$ 0,08 <b>a</b> $\gamma$
Préparation 'Godet'	10,99 $\pm$ 0,26 <b>ab</b> $\alpha$	8,06 $\pm$ 0,19 <b>a</b> $\beta$	5,28 $\pm$ 0,07 <b>a</b> $\gamma$	5,41 $\pm$ 0,13 <b>a</b> $\gamma$

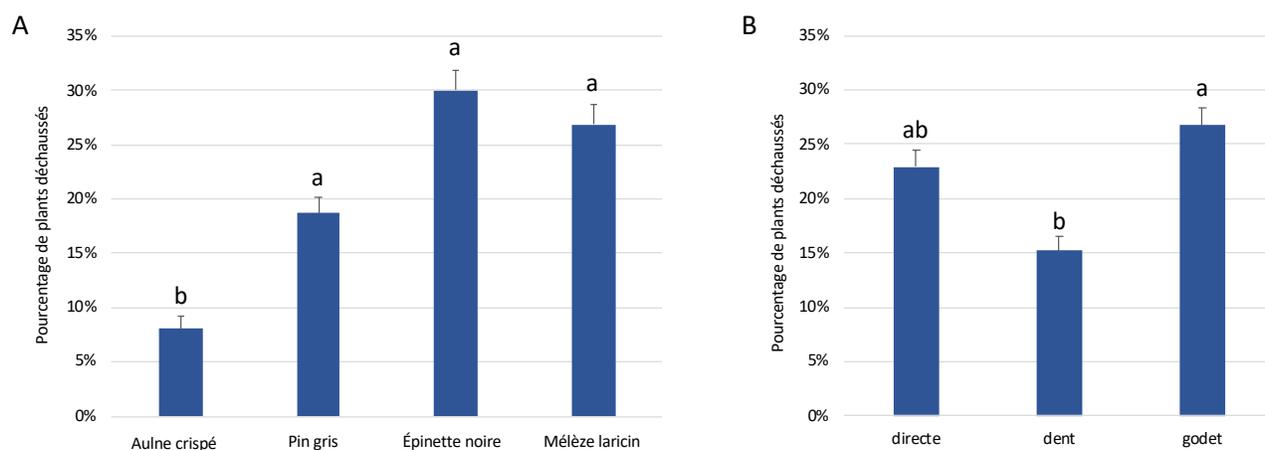
Les lettres suivant les valeurs : les lettres latines (**a**, **b**) indiquent les comparaisons entre les préparations de sol au sein de chaque espèce (d'une même colonne); les lettres grecques ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ ) indiquent les comparaisons entre les espèces au sein d'une même préparation de sol (d'une même ligne). Des lettres différentes indiquent des différences significatives à  $P \leq 0.05$ .

### *Vigueur : Résultats préliminaires*

Lors de l'inventaire, certains critères pouvant affecter la vigueur actuelle et future des plants reboisés ont été estimés visuellement. Le déchaussement des plants reboisés, c'est-à-dire le fait que le haut de la carotte de plantation, donc le collet du plant, soit au-dessus du niveau du sol, a été influencé par

l'espèce mise en terre et par le type de plantation. Les conifères ont eu un taux de déchaussement statistiquement équivalent, compris en moyenne entre 19 et 30 %, supérieur à l'aulne crispé dont seul 8 % des plants ont été observés déchaussés (Figure 7-A). Les plants reboisés sur les chemins à préparation à godet se sont généralement déchaussés davantage que ceux sur chemins à préparation à dent, avec 27 % de plants déchaussés pour la préparation à godet contre 15 % pour celle à dent; les plants mis en terre sans préparation mécanique ont eu un taux de déchaussement intermédiaire (Figure 7-B).

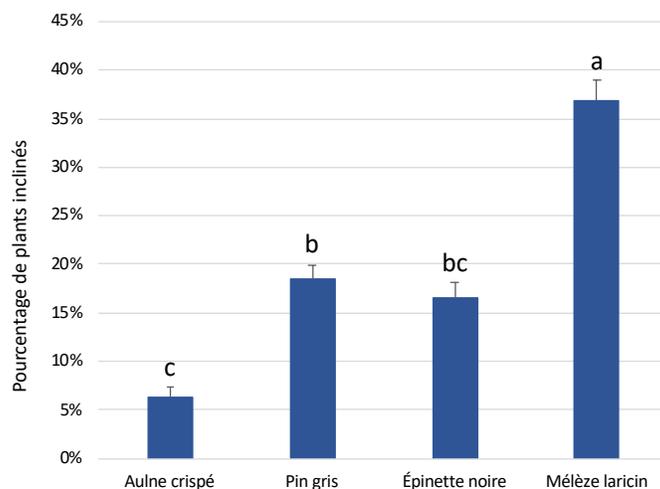
**Figure 7 :** Taux de plants déchaussés en fonction (A) de l'espèce reboisée et (B) de type de plantation (plantation *directe*, préparation mécanique à *dent* et à *godet*).



Des lettres différentes indiquent des différences significatives à  $P \leq 0.05$ .

Bien qu'il n'y ait pas eu de différences statistiquement significatives entre les conifères concernant le déchaussement, le mélèze laricin est l'espèce qui a eu le plus fort taux de plants inclinés, avec en moyenne 37 % des plants dont la tige principale était inclinée à plus de 30° par rapport à la verticale (Figure 8); parmi les mélèzes inclinés, il n'était pas rare d'en voir certains complètement couchés au sol. Le pin gris et l'épinette noire ont eu un taux de plants inclinés statistiquement équivalent, compris entre 17 et 18 % en moyenne. Tout comme pour le déchaussement, l'aulne crispé a été peu affecté par le problème d'inclinaison de la tige principale avec seulement 6 % de plants inclinés (Figure 8).

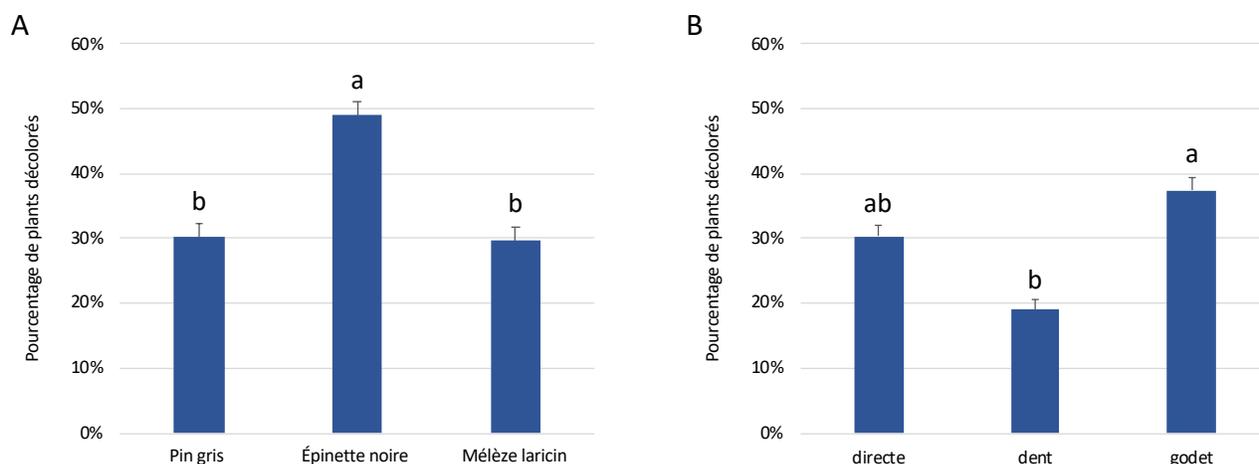
**Figure 8 :** Taux de plants dont la tige principale est inclinée à plus de 30° par rapport à la verticale.



Des lettres différentes indiquent des différences significatives à  $P \leq 0.05$ .

Des observations ont également été relevées au niveau du feuillage pour les conifères uniquement; l'aulne crispé a été très peu affecté au niveau foliaire avec moins de 1 % de plants observés décolorés ou défoliés à plus de 50 %. L'aspect décoloré du feuillage a varié en fonction de l'espèce reboisée, avec l'épinette noire qui présentait un feuillage décoloré sur environ 49 % des plants observés, un taux supérieur à celui du pin et du mélèze où en moyenne 30 % des plants étaient décolorés (Figure 9-A). Le type de plantation a également influencé le pourcentage de plants décolorés : sur les chemins préparés par godet, les plants présentaient davantage de décoloration que ceux sur chemins à préparation à dent; en plantation directe le pourcentage de plants décolorés était intermédiaire (Figure 9-B).

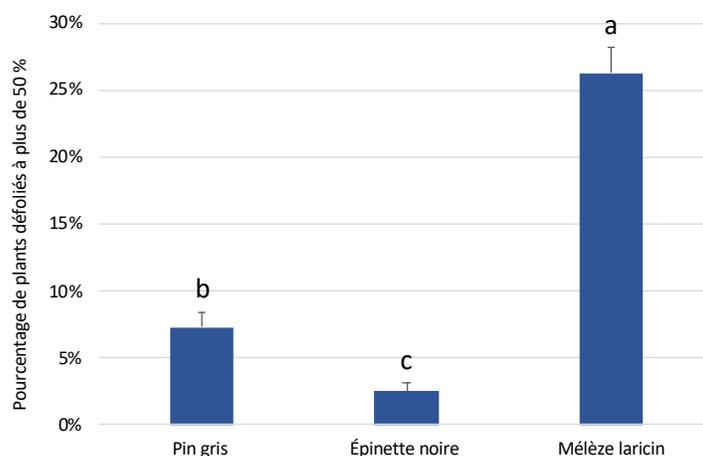
**Figure 9 :** Taux de plants avec un feuillage décoloré en fonction (A) de l'espèce reboisée et (B) de type de plantation (plantation *directe*, préparation mécanique à *dent* et à *godet*).



Des lettres différentes indiquent des différences significatives à  $P \leq 0.05$ .

Concernant le taux de plants présentant une défoliation importante, soit supérieure à 50 % du feuillage total, le mélèze laricin est l'espèce la plus affectée avec plus de 25 % des plants reboisés fortement défoliés. Le pin gris a été plus légèrement impacté avec 7 % des plants présentant une défoliation supérieure à 50 %, suivi de l'épinette noire avec seulement 3 % de plants défoliés (Figure 10).

**Figure 10 :** Taux de plants défoliés à plus de 50 % en fonction de l'espèce reboisée.

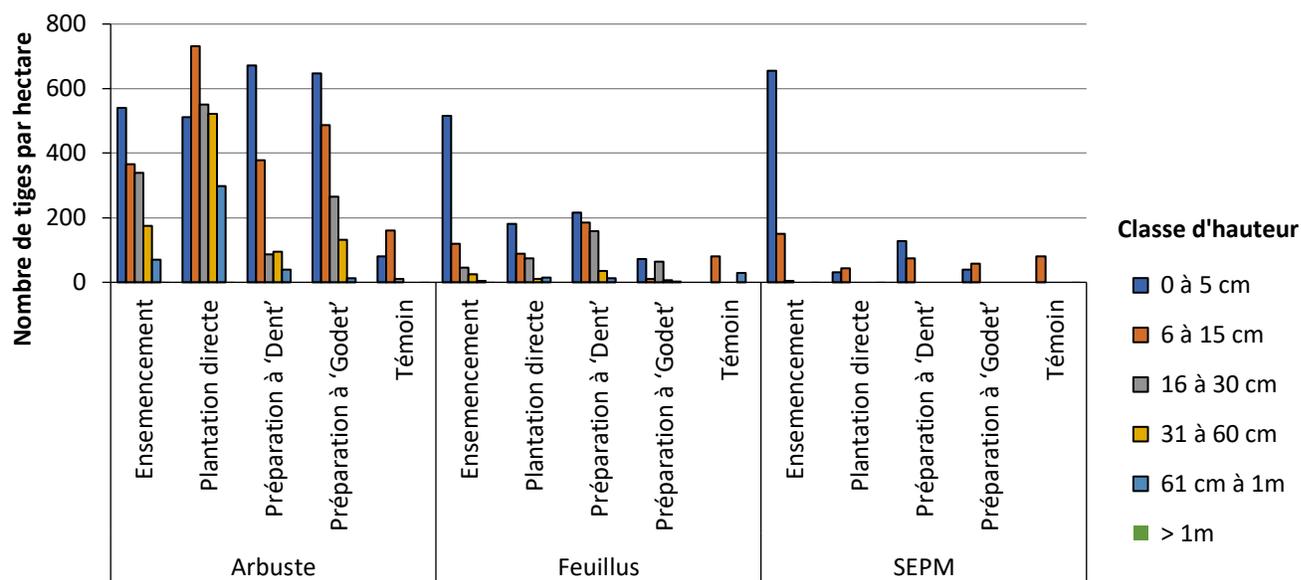


Des lettres différentes indiquent des différences significatives à  $P \leq 0.05$ .

### 3.2. *Établissement de la régénération naturelle*

La régénération naturelle la plus abondante consistait en des arbustes, affichant un nombre de tiges à l'hectare plus important que les feuillus et les SEPM, indépendamment du type de préparation de terrain (Figure 11). Pour les SEPM et pour les feuillus, l'ensemencement est le type de traitement où le nombre de tiges à l'hectare régénérées est plus important, particulièrement pour les plants de classe de hauteur 0 à 5 cm. Pour les feuillus on remarque que dans la préparation à 'Dent', la classe de hauteur de 16 à 30 cm est celle qui se démarque le plus, présentant un nombre de tiges à l'hectare double par rapport aux autres types de préparation de terrain.

**Figure 11 :** Nombre de tiges par hectare par classe de hauteur pour chaque type de préparation de terrain (n = 135 placettes).



La classe de hauteur est corrélée significativement au type d'espèces, où les arbustes sont davantage présents que les feuillus et les SEPM, pour les classes de hauteur 0,1 à 5 cm, 6 à 15 cm, 16 à 30 cm et 31 à 60 cm (Tableau 10). Par exemple, pour la classe de hauteur 0,1 à 5 cm, les arbustes présentent 2450 tiges par hectare par rapport à 984 pour les feuillus et 852 pour les SEPM (Figure 11). Pour les autres classes de hauteur (61 cm à 1 m et plus de 1 m), les différences entre les espèces ne sont pas significatives.

La préparation de sol a beaucoup moins d'impact sur la classe de hauteur des plants naturellement régénérés, où la classe de hauteur 0,1 à 5 cm est la seule pour laquelle on mesure une corrélation significative avec les préparations de sol (Tableau 10). L'ensemencement est le traitement où le plus de plants de 0 à 5 cm est retrouvé, avec 1710 tiges à l'hectare, suivi de la préparation à Dent avec 1015 tiges à l'hectare, la préparation à Godet avec 759 tiges à l'hectare, la plantation directe avec 722 tiges à l'hectare et les parcelles témoins avec 80 tiges à l'hectare (Figure 11).

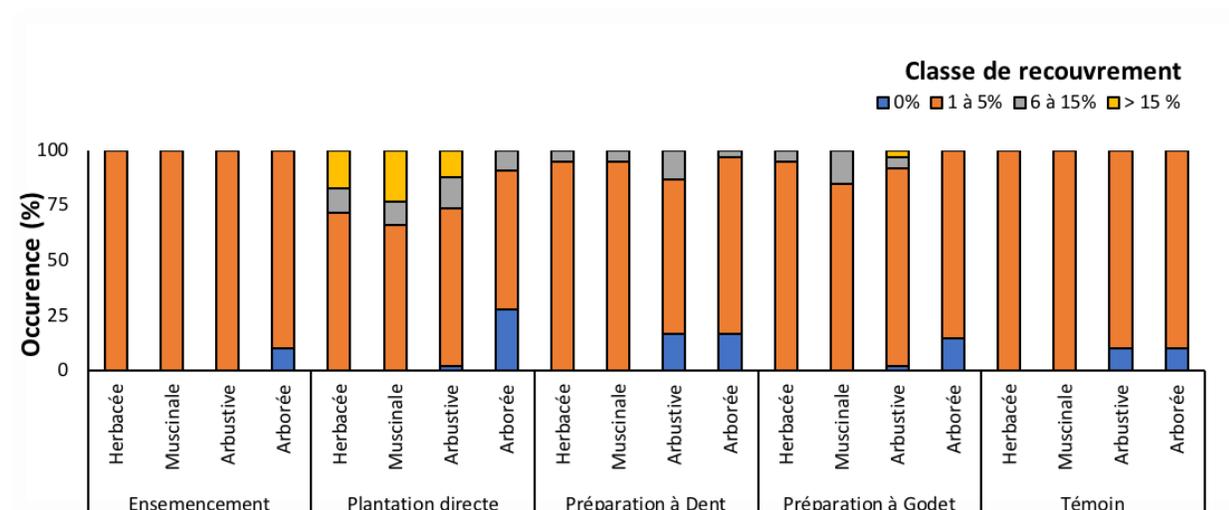
**Tableau 10 :** Influence du type d'espèces régénérées et de préparation de sol sur la classe d'hauteur de la régénération naturelle.

Classe de hauteur	Espèce régénérée	Préparation de sol
	P value	P value
0,1 à 5 cm	0.0304 *	0.0429 *
6 à 15 cm	0.00613 **	
16 à 30 cm	0.0363 *	
31 à 60 cm	0.0645 .	
61 cm à 1 m		
> à 1 m		

Codes de significativité 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 '.' 1 ''

La classe de recouvrement 1 à 5 % est la classe la plus dominante après deux ans de préparation de terrain et dans tous types de strates confondues, c'est-à-dire que dans la vaste majorité des placettes, chaque strate de végétation recouvrait de 1 à 5 % du sol (Figure 12). La classe de recouvrement 6 à 15 % est présente dans la plantation directe, la préparation à 'Dent' et la préparation à 'Godet'. La classe de recouvrement supérieure à 15 % est présente que dans la plantation directe et dans les différentes strates herbacées, muscinales et arbustives et affiche une faible valeur dans la préparation à 'Godet' dans la strate arbustive.

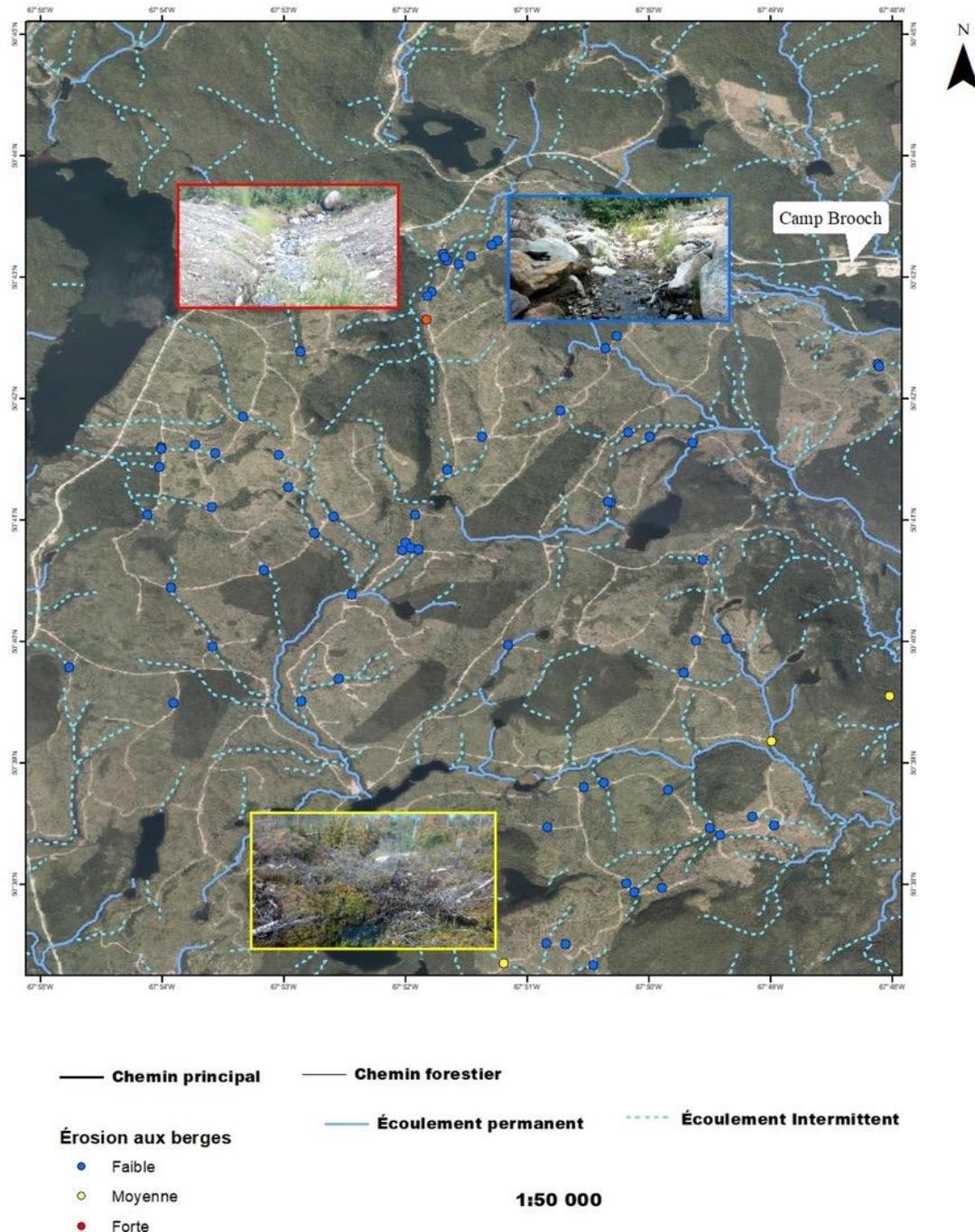
**Figure 12 :** Occurrence (%) de chaque classe de recouvrement de la régénération naturelle par strate et par type de préparation de terrain (n = 146 placettes).



### 3.3. Stabilité des sites ayant subi ou non un retrait des ponceaux

La zone d'étude présente les sites qui ont subi un retrait de ponceau : 45 ponceaux avec un cours d'eau à type d'écoulement intermittent et 24 ponceaux avec un cours d'eau à écoulement permanent (Annexe 3). Le type d'écoulement intermittent et permanent présente majoritairement une érosion faible au niveau des berges (entre 0-3 mètres) (Figure 13).

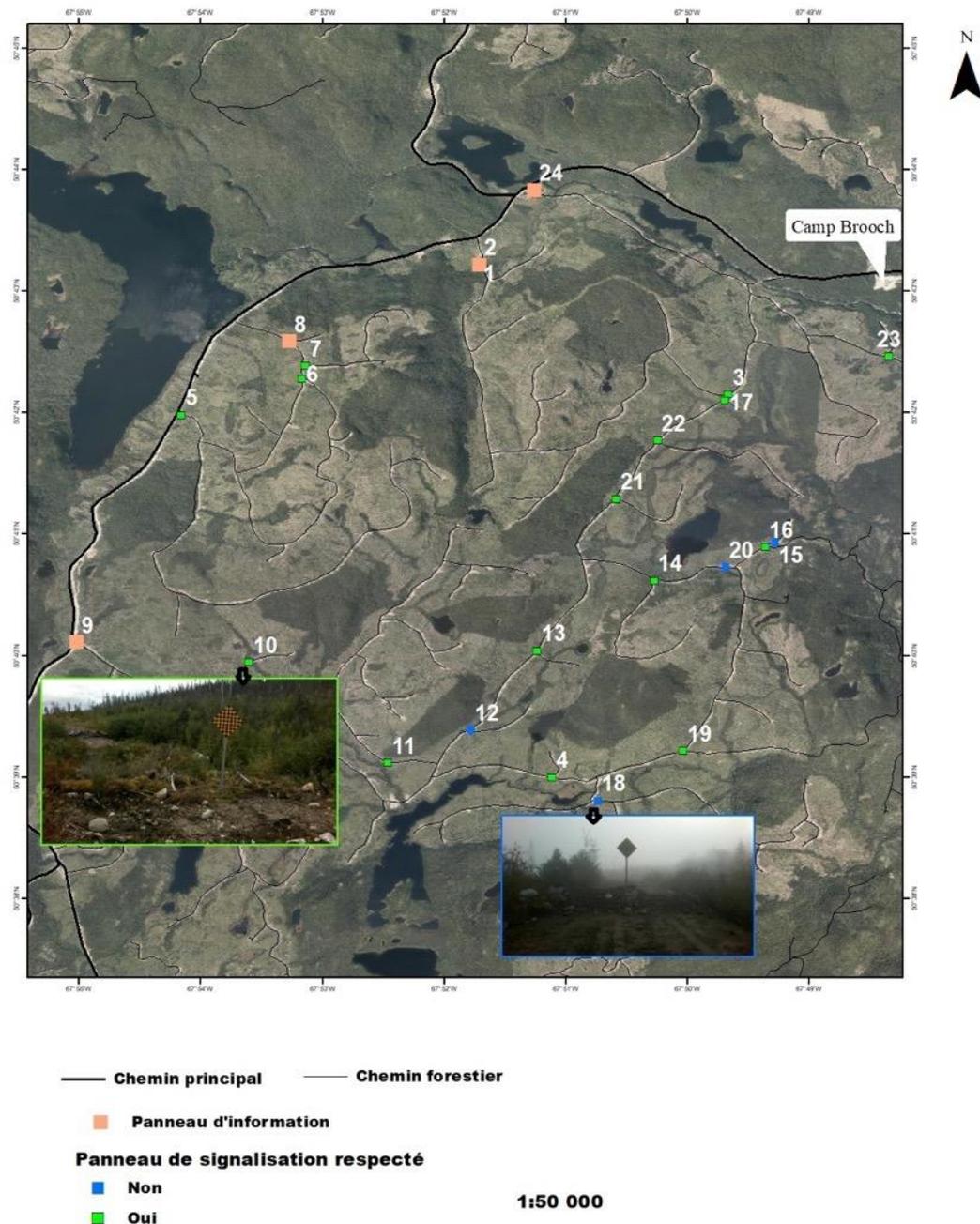
**Figure 13 :** Niveau d'érosion des berges pour les sites ayant subi un retrait de ponceau.



### 3.4. Démantèlement des chemins : État de la signalisation et efficacité des aménagements réalisés pour empêcher la circulation des utilisateurs de la forêt

Sur un ensemble de 24 panneaux, quatre panneaux d'information et 20 panneaux de signalisations pour empêcher toute circulation anthropique. Quatre des panneaux d'interdiction n'ont pas été respectés (Figure 14, Annexe 5). Les panneaux non respectés sont localisés généralement au niveau des branchements. Plus précisément, des traces de pneus de VTT ont été localisées sur le coté droit ou sur le coté gauche du chemin.

**Figure 14 :** État de la signalisation liée au démantèlement des chemins et son respect.



## 4. Discussion

Deux ans après la fin des travaux de démantèlement et de reboisement, les plants reboisés ont présenté un bon taux de survie, supérieur à 85 %, en particulier l'aulne crispé et l'épinette noire avec en moyenne 99 % et 97 % de plants vivants respectivement (Tableau 5). C'est au niveau de la croissance que les différences entre les quatre espèces testées ont principalement été observées. Comme attendu, l'aulne crispé s'est établi rapidement avec une hauteur totale qui a doublé durant la seconde année de croissance sur site. En effet, le genre *Alnus* regroupe des espèces pionnières, capables de symbiose racinaire qui leur permet d'augmenter leur capacité à capter l'azote des sols (Monzón et Azcón, 2001). La disponibilité en nutriments est souvent considérée comme un des facteurs plus limitants en forêt boréale (Lupi *et al.*, 2013; Maynard *et al.*, 2014); c'est probablement le cas sur ce dispositif où les chemins forestiers sont constitués en surface de substrats sablonneux et rocaillieux, généralement très pauvres en nutriments (cet aspect sera abordé lors d'un rapport ultérieur). Les aptitudes d'espèce pionnière de l'aulne *Alnus sp.* en font une espèce souvent conseillée en restauration de milieux difficiles, comme les sites miniers (Haigh *et al.*, 2015), pour la stabilisation contre l'érosion de fortes pentes (Atkins *et al.*, 2001) ou encore en phytoremédiation (Escobar et Dussán, 2016). Sur chemins forestiers démantelés, l'aulne crispé a donc également été capable de bien s'établir à court terme.

Parmi les conifères, le pin gris s'est démarqué de l'épinette noire et du mélèze laricin, en présentant une meilleure croissance en hauteur et probablement en diamètre (Tableaux 7 et 9). Ceci est cohérent avec le fait que le pin gris est une espèce qui a généralement une bonne croissance juvénile comparativement à d'autres espèces de conifères en forêt boréale (Burns, 1990; Krause et Plourde, 2008) et qui se développe bien dans des substrats sablonneux (Rudolph et Laidly, 1990). Dans le cadre de cet essai, cela semble donc appuyer le fait que le pin gris a maintenu une croissance plus rapide malgré les conditions environnementales difficiles que représentent ces chemins forestiers démantelés. Bien que cet aspect sera davantage approfondi dans un rapport ultérieur, les plants de pin gris ont également paru présenter une meilleure vigueur que les plants d'épinette et de mélèze (Annexe 1, Figures 8-9-10).

En effet, bien que présentant un bon taux de survie à court terme, le mélèze laricin et l'épinette noire ont eu une croissance faible, avec un gain moyen en hauteur durant la deuxième année de croissance sur site de 1,28 à 3,14 cm et 0,90 à 2,90 cm respectivement (Tableau 7), et une vigueur moindre que le pin gris. Parmi ces facteurs de vigueur qui pourraient impactés négativement le succès d'établissement à moyen et long terme, les plus préoccupants pour le mélèze sont le fait que les plants étaient plus instables, avec plus de 35 % des plants inclinés (Figure 8), et qu'ils avaient plus de difficulté à développer et conserver un feuillage important par rapport au pin gris; plus d'un quart des plants étaient défoliés à plus de 50 % (Figure 10). Pour l'épinette noire, presque 50 % des plants présentaient un feuillage décoloré (Figure 9), ce qui pourraient être relié à la faible croissance annuelle des plants et pourraient également influencer leur future croissance pour les prochaines années. C'est également le constat qu'avaient fait Vinge et Lieffers (2013) lors de leur étude préliminaire portant sur le reboisement de lignes sismiques, en observant des plants d'épinettes noires et blanches qui avaient une croissance en hauteur plus faible que les *P. contorta*, et surtout une vigueur inférieure; les auteurs estimaient que cette faible vigueur des plants entraînerait une augmentation du taux de mortalité dans les années à venir, celui-ci étant à court terme inférieur à 25 %.

Pour cette étude, en plus des conditions environnementales difficiles, la croissance et la vigueur des plants reboisés ont également été affectées par une importante épidémie de tordeuses des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* [Clemens]) qui a sévi durant les deux années des plants sur site (MFFP, 2018, 2019). Lors de l'inventaire, toutes les espèces de conifères ont présenté des traces d'attaque de tordeuse mais l'épinette noire est celle qui en a été le plus affectée avec 33 % des plants recensés qui présentaient des dommages sévères et/ou qui portaient des traces de présence de tordeuse (reste de chrysalide ou de fèces), contre 13 % pour le pin gris et 12 % pour le mélèze laricin (Annexe 2). Les forts dommages causés par les tordeuses des bourgeons de l'épinette ont souvent été observés par la consommation de la totalité des pousses annuelles des épinettes, aiguilles et tiges incluses. La défoliation a été estimée sur l'ensemble d'un plant, uniquement à partir des tiges visibles. Ainsi, les tiges 2018 et / ou 2019 qui étaient absentes après le passage de la tordeuse n'ont pas pu être caractérisées pour leur état de défoliation, et donc n'ont pas pu être prises en compte dans l'estimation de la défoliation du plant. Ceci a probablement induit une sous-estimation du taux de défoliation de certains plants, en particulier ceux d'épinette noire, l'espèce la plus affectée par la tordeuse. De plus, 21 % des plants d'épinette noire étaient atteints de la rouille des aiguilles (*Chrysomyxa* sp.), maladie fongique qui a également pu affecter la vigueur des plants, entre autres en induisant une décoloration puis une défoliation des plus jeunes pousses (Annexe 2). Il sera donc important de faire un suivi dans le temps, pour observer l'évolution des plants à plus long terme et pour bien prendre en compte les différents facteurs pouvant impacter l'établissement de la végétation.

Au sein de ce dispositif, trois types de préparation de sol ont été testées en vue du reboisement : sans préparation c'est-à-dire en plantation directe, préparation mécanique à dent et à godet. Toutefois, la plantation directe a été privilégiée sur des chemins présentant les conditions les moins difficiles c'est-à-dire majoritairement des chemins d'hiver et des chemins abandonnés. Ainsi sur les 36 placettes d'inventaire réalisées sur les chemins reboisés par plantation directe 27 étaient sur chemins d'hiver, 5 sur chemins peu utilisés (comme plus de 50 % des chemins du dispositif), 1 sur chemin abandonné et 3 sur chemins non caractérisés (la caractérisation des chemins a été effectuée par le MFFP juste avant le début des travaux de démantèlement; communication Benoît Gaudreau). Les chemins d'hiver sont généralement moins aménagés, avec une surface de roulement moins compacte, et plus riche en matière organique (des prélèvements de sols ont été réalisés afin de vérifier ces suppositions dans le cadre de ce dispositif; cet aspect sera abordé dans un rapport ultérieur). Le long de ces chemins en plantation directe, une grande variabilité de condition a ainsi été observée durant l'inventaire, autant en matière de sol (chemin complètement détrempe, sec et sablonneux, etc.) que d'abondance de régénération naturelle. Globalement, les chemins en plantation directe présentaient toutefois une régénération plus importante que les chemins témoins, ensemencés ou préparés mécaniquement, avec des taux de recouvrement des strates muscinale, herbacée et arbustive pouvant dépasser 15 %, ce qui est quasiment inexistant lors des autres conditions (Figure 12). Cette régénération plus importante a particulièrement été observée pour ce qui est des arbustes, dont le nombre par hectare était plus important par rapport aux autres types de chemins, et également de plus grande taille (Figure 11). Ainsi, le fait que les plantations directes aient été effectuées principalement sur des chemins d'hiver, donc initialement différents des autres chemins, pourrait expliquer le peu de différences de croissance et de survie entre les plants reboisés sur chemins avec ou sans préparation mécanique. La grande variabilité de conditions au sein de ce type de chemins pourrait également expliquer pourquoi la plantation directe a favorisé l'accroissement annuel du mélèze par rapport à la préparation à godet (Tableau 7), mais a été défavorable à l'aulne. Pour ce dernier, toutes les placettes de suivi d'aulnes en plantation directe ont été établies sur un même tronçon de chemin présentant une régénération

herbacée et arbustive plus importante que la moyenne observée, ce qui pourrait avoir engendré une pression de compétition et donc induit des plants de plus faible hauteur et diamètre par rapport à la préparation à dent (Tableaux 8 et 9).

Les plants reboisés ont eu une survie et une croissance semblables sur les chemins avec préparation mécanique à dent ou à godet après deux ans sur site (Tableaux 7, 8 et 9). Une tendance à induire un plus grand nombre de plants pour une même surface, pour trois des quatre espèces reboisées, pourrait inciter à privilégier une préparation mécanique à dent plutôt qu'à godet (Figure 6); un plus faible nombre de plants (pour une même intensité de travail de reboisement) pourrait augmenter le temps nécessaire à la fermeture du couvert arboré des chemins. Il serait toutefois nécessaire de tester si ces observations sont dues à une meilleure installation des plants en cas de préparation à dent, ou à un plus faible nombre de plants mis en terre au moment du reboisement sur chemins préparés par godet, les poquets ayant peut-être été espacés de plus de 2,5 m lors de leur réalisation (un plant a été reboisé par poquet). Également, le taux de plants déchaussés a été plus important sur les chemins à préparation à godet par rapport à ceux préparés à dent (Figure 7). Lors de l'inventaire, plusieurs tronçons de chemins présentaient une érosion importante des sillons ou des poquets issus de la préparation de sol dû à la nature sablonneuse du substrat; il n'était pas rare de voir des plants déchaussés et / ou inclinés en bas de la pente du poquet ou dans le creux du sillon. Bien que non mesuré, l'érosion des poquets semblait plus importante que celle des sillons, et plus fréquente. Une plus forte érosion du substrat pourrait ainsi expliquer le déchaussement d'un plus grand nombre de plants sur chemins préparés par godet. La préparation mécanique à dent a également été favorable à un feuillage moins décoloré pour les conifères reboisés que la préparation à godet (Figure 9). Ceci pourrait être dû à une meilleure décompaction du sol et / ou stabilité des plants qui permettraient aux plants un développement racinaire plus rapide et donc augmenterait leur capacité d'exploration du sol. La préparation à dent pourrait aussi permettre un meilleur brassage de sol et potentiellement une plus forte disponibilité en nutriments. Ces aspects restent préliminaires et seront couplés à des analyses de densité du sol et de contenu en nutriment dans un futur rapport afin de pouvoir expliquer au mieux les différences de vigueur entre les plants mis en terre sur chemins préparés par dent ou godet. Quant à la régénération naturelle, la préparation à dent et la préparation à godet génèrent majoritairement des résultats semblables avec une légère différence pour les feuillus qui affichent des résultats plus favorables lors d'une préparation à dent. À court terme, peu de différence ont donc été observées en termes de revégétalisation entre la préparation mécanique à dent et à godet. Quelques tendances concernant la vigueur des plants reboisés semblent favoriser la préparation mécanique à dent mais nécessiteront davantage de suivi pour vérifier si ceux-ci impacteront leur croissance à moyen ou long terme.

Pour les aménagements réalisés afin d'assurer le démantèlement des chemins, cela semble globalement avoir bien résisté au bout de deux ans. Au niveau des sites ayant subi un retrait de traverses de cours d'eau, les aménagements ont permis dans 85 % des cas une bonne stabilisation des berges (Figure 13). Les quelques sites ayant présenté une érosion forte des berges sont principalement regroupés sur un même chemin qui s'avère être un ancien chemin d'hiver. Le fait que les chemins d'hiver soient initialement moins structurés que les chemins empruntés en toutes saisons, pourrait expliquer pourquoi les aménagements sont moins bien restés en place. Une autre explication pourrait être un évènement ponctuel ayant modifié l'environnement proche des chemins concernés, tel qu'un chablis ou encore un changement de débit d'un des cours d'eau. Pour les panneaux de signalisation, tous étaient encore en place et en bon état (Figure 14). Toutefois, quatre des 20 panneaux d'interdiction

de circulation n'ont pas été respectés puisque les aménagements suivant les panneaux, c'est-à-dire une butte suivie d'un fossé, étaient dans un état médiocre. Deux de ces quatre panneaux non respectés étaient au début d'un chemin témoin, un chemin où le sol n'a donc pas été travaillé et où la circulation en véhicule est donc facilement possible. Pour les deux autres aménagements détériorés, il s'agissait de l'entrée d'un chemin préparé à dent et d'un chemin préparé à godet. Cependant, aux vues des observations réalisées durant l'inventaire, ces chemins préparés mécaniquement présentent un obstacle supplémentaire pour la circulation en véhicule car la surface est alors bosselée, composée de roches et de débris ligneux; il est peu probable que les véhicules aient circulé sur toute la longueur des chemins en question. La circulation de véhicule semble donc davantage praticable sur les chemins dont le sol n'a pas été travaillé, c'est pourquoi une attention particulière devrait être apportée aux aménagements à l'entrée des chemins témoins ou en plantation directe.

### *À envisager pour la suite*

Après leur mise en terre, les plants reboisés font face à un choc de plantation, période durant laquelle le plant s'adapte à son nouvel environnement et qui entraîne une faible croissance aérienne. Cette stagnation de croissance dure en moyenne un à trois ans, mais peut être plus importante en fonction des conditions environnementales (Rietveld, 1989; Grossnickle, 2000). C'est pourquoi l'influence des traitements sylvicoles, comme la préparation mécanique des sols, demande souvent plusieurs années avant de pouvoir influencer la croissance des plants reboisés (Thiffault *et al.*, 2004). Ainsi, d'autres suivis devront être réalisés dans les années à venir afin de vraiment estimer l'efficacité du reboisement à fermer ces chemins forestiers et d'évaluer le temps nécessaire pour cela.

Le bon établissement des plants d'aulne semble prometteur pour une fermeture rapide du couvert arboré et donc limiter la circulation des prédateurs, l'objectif premier du démantèlement des chemins forestiers. Toutefois afin de limiter un enfeuillement important des chemins, il pourrait être intéressant de tester une plantation mixte aulne et résineux. En effet, bien qu'il n'y ait pas de consensus sur le sujet, l'aulne en tant qu'espèce fixatrice d'azote peut améliorer la disponibilité en nutriments des sols et ainsi faciliter l'établissement et la croissance d'autres espèces (Callaway et Walker, 1997; Binkley, 2003). En Colombie Britannique lors de la restauration de chemins, il est par exemple recommandé de planter des aulnes quelques années avant le reboisement de conifères sur les sites les plus pauvres en nutriments ou encore de réaliser des plantations mixtes aulne et conifères lorsque les conditions de plantation sont intermédiaires (condition de plantation bonne à modérée et mise en terre à même l'horizon C du sol mais présence d'un couvert végétal à plus de 50 %, ou condition de plantation modérée mais horizon B du sol comme substrat de surface) (Atkins *et al.*, 2001). Ainsi il pourrait être intéressant de tester une plantation mixte aulne et pin gris, l'espèce coniférienne qui à court terme c'est pour l'instant le mieux adaptée, en respectant une certaine distance de plantation entre les deux espèces afin d'assurer un effet bénéfique de la présence de l'aulne tout en limitant son effet compétiteur, principalement pour l'accès à la lumière.

## 5. Conclusion

À court terme, le démantèlement des chemins forestiers du dispositif basé sur la Côte-Nord a été efficace avec une bonne stabilité des berges de la majorité des sites ayant subi un retrait de ponceau, la totalité des panneaux de signalisation en bon état et le respect de 80 % des interdictions de circulation. Pour le reboisement, l'aulne crispé est l'espèce qui s'est le mieux établi avec 98,8 % de taux de survie et un accroissement annuel en hauteur compris entre 31,71 cm et 39,60 cm en moyenne. Les conifères reboisés ont également présenté un bon taux de survie supérieur à 85 %. Le pin gris a eu une bonne croissance annuelle comprise en moyenne entre 4,55 et 5,61 cm durant la deuxième année sur site. L'épinette noire et le mélèze laricin ont eu une croissance globalement plus faible et une vigueur plus préoccupante que le pin gris. En ce qui concerne le type de plantation, il est difficile de comparer les chemins avec et sans préparation mécanique des sols car les plantations directes ont majoritairement été effectuées sur des chemins d'hiver donc présentant des conditions initialement plus favorable à l'établissement de la végétation. Ainsi, probablement dû au fait qu'il s'agissait de chemins d'hiver, la régénération naturelle semble s'être installée plus rapidement sur les chemins en plantation directe. Peu de différences ont été observées entre les plants reboisés sur chemins avec préparation à dent ou à godet; la préparation à godet a engendré un déchaussement et une décoloration du feuillage des plants plus importants que la préparation à dent, mais cela n'a pas affecté la croissance des plants reboisés à court terme. Sur les chemins avec préparation mécanique ou sur les chemins témoins, la régénération naturelle a été très peu observée; en moyenne, elle représentait 1 à 5 % de la surface observée par strate végétale (muscinale et herbacée, arbustive, arborée). Cet état des lieux deux ans après la fin des travaux de démantèlement et de reboisement devra être suivi à plus long terme pour estimer au mieux l'efficacité des différents traitements testés et d'évaluer le temps nécessaire à la fermeture du couvert arboré sur ces chemins. Un deuxième suivi cinq ans après la fin des travaux serait pertinent.

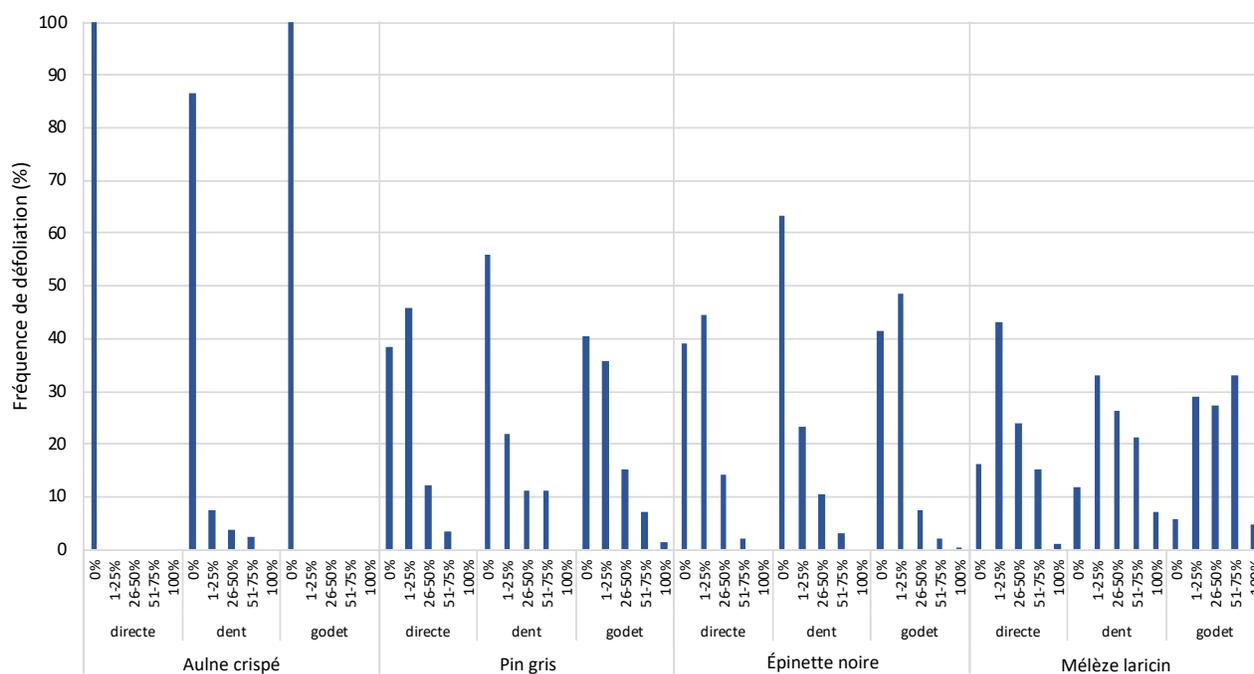
## 6. Remerciements

Nous tenons à remercier le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs pour avoir financé cette étude mais également pour avoir participé à la logistique de la phase de terrain. En particulier, nous remercions Jérôme Rioux (Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, MFFP) pour avoir organisé cette étude, ainsi que Benoît Gaudreau puis Éric Fleury (Unité de gestion de Sept-Îles, Havre-Saint-Pierre et Anticosti, MFFP) d'avoir assuré le transfert d'informations concernant le dispositif de démantèlement et son suivi. Nous souhaitons également remercier Gabrielle Filteau (Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, MFFP), [53-54] et [53-54] (CEDFOB) pour la récolte de données sur le terrain, ainsi que les personnes qui ont aidé à la réalisation de ce rapport : Lise Charrette (Direction de la recherche forestière, MFFP) pour ses conseils en statistiques, [53-54] et [53-54] (CEDFOB) pour leur relecture.

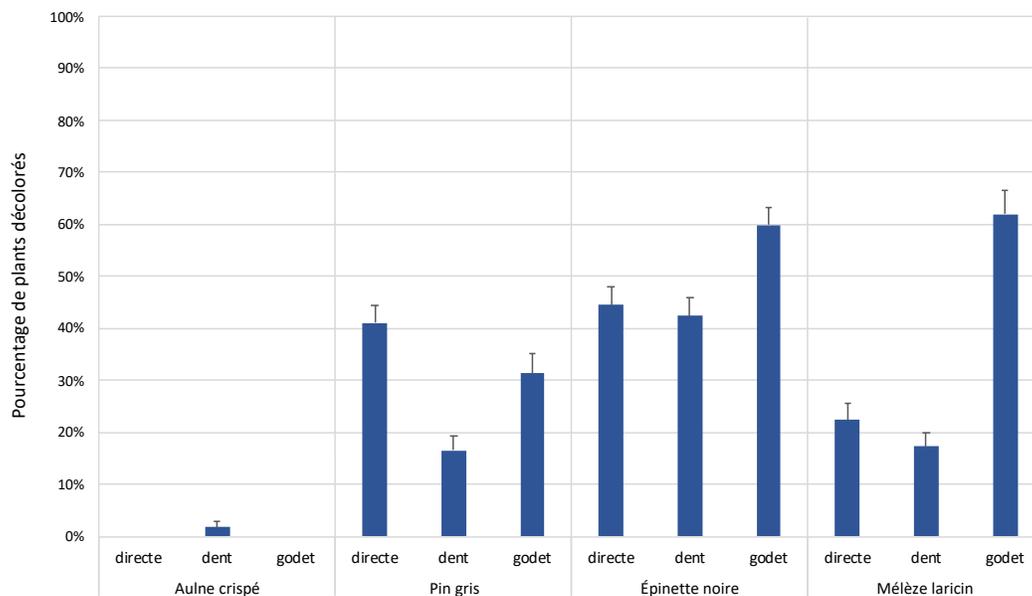
## 7. Annexes

### Annexe 1 : Paramètres de vigueur des plants reboisés – résultats préliminaires détaillés

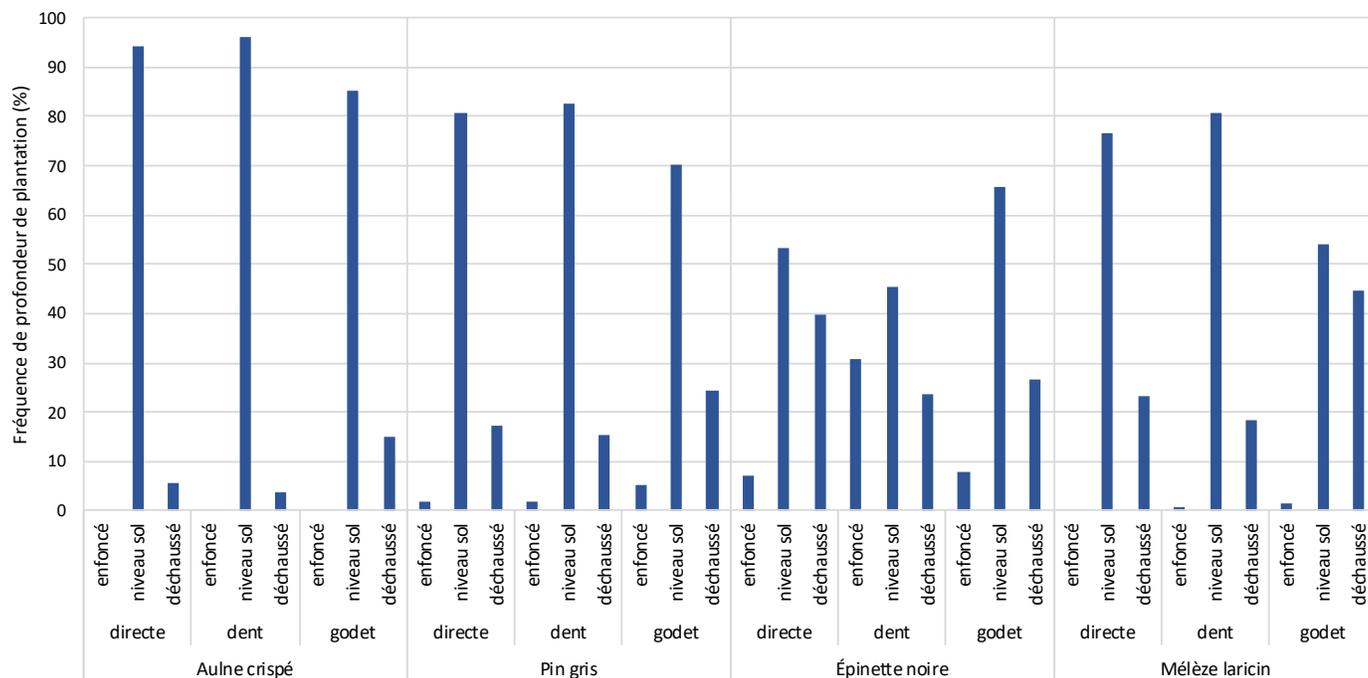
**Figure A1-1 :** Fréquence de défoliation chez chacune des espèces reboisées par rapport aux types de préparation de sol (plantation *directe*, préparation mécanique à *dent* et à *godet*) et en fonction des cinq classes de défoliation estimées (0 %, 1 à 25 %, 26 à 50 %, 51 à 75 % et 76 à 100 %).



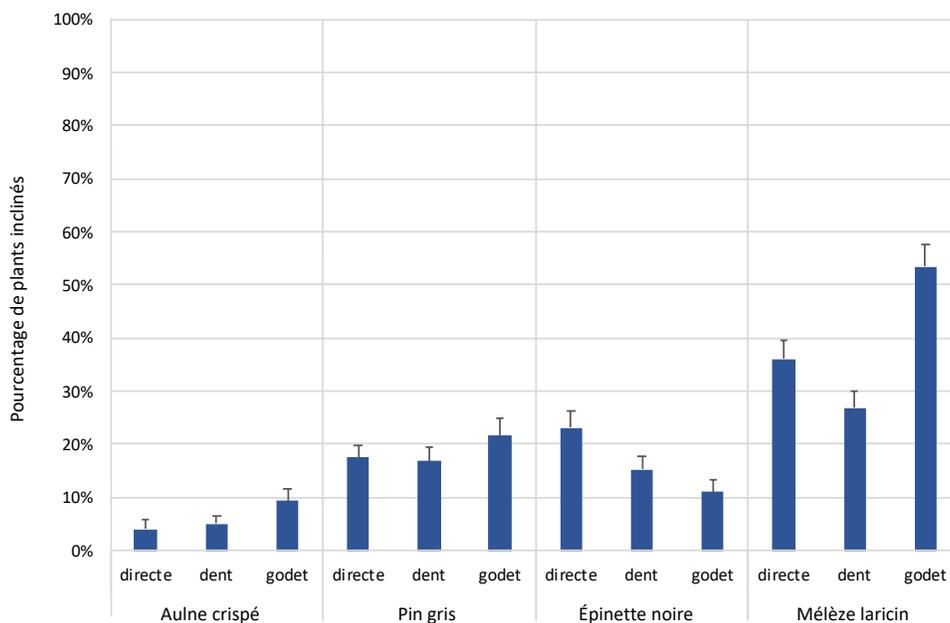
**Figure A1-2 :** Pourcentage de plants estimés visuellement comme décolorés en fonction de l'espèce reboisée et du type de préparation de sol (plantation *directe*, préparation mécanique à *dent* et à *godet*).



**Figure A1-3 :** Fréquence de la profondeur de plantation, où le haut de la carotte de production du plant a été observé *enfoncé* profondément dans le sol, au *niveau du sol* ou *déchaussé*, en fonction de l'espèce reboisée et du type de préparation de sol (plantation *directe*, préparation mécanique à *dent* et à *godet*).



**Figure A1-4 :** Pourcentage de plants dont la tige principale était inclinée (à plus de 30° par rapport à la verticale) en fonction de l'espèce reboisée et du type de préparation de sol (plantation *directe*, préparation mécanique à *dent* et à *godet*).



## Annexe 2 : Ravageur et maladie observés

**Tableau A2-1 :** Plants présentant des dommages sévères et/ou des traces de *tordeuses* des bourgeons de l'épinette (reste de chrysalide ou de fèces) pour les trois espèces conifériennes reboisées

	Pin gris	Épinette noire	Mélèze laricin
Nombre de plants présentant des traces de tordeuses	69	195	61
Nombre de plants vivants inventoriés	548	597	512
Pourcentage de plants présentant des traces de tordeuses	13 %	33 %	12 %

**Tableau A2-2 :** Plants d'épinette noire présentant de la rouille des aiguilles

	Épinette noire
Nombre de plants présentant de la rouille des aiguilles	128
Nombre de plants vivants inventoriés	597
Pourcentage de plants présentant de la rouille des aiguilles	21 %

### Annexe 3 : Formulaire des retraits des ponceaux pour les cours d'eau intermittents et permanents

L'identifiant (ID) présente un numéro de ponceau qui correspond au numéro de l'image de l'annexe 4.

Date	ID	Écoulement cours d'eau		Érosion aux berges (m)	
07-09-2019	0	Permanent	Intermittent	1	
07-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
07-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
07-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
07-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
07-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
07-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
07-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
07-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
23-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
23-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
23-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
07-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
08-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
08-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
07-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
08-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
08-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
05-09-2019		24	Permanent	Intermittent	2,4
05-09-2019		25	Permanent	Intermittent	2
5-09-2019		26	Permanent	Intermittent	1,5
05-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
05-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
06-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
05-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
05-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
05-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
04-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
04-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
06-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
05-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
09-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
09-09-2019		Permanent	Intermittent	-	
07-09-2019		Permanent	Intermittent	-	

09-09-2019		Permanent	Intermittent	-
09-09-2019		Permanent	Intermittent	-
09-09-2019		Permanent	Intermittent	-
09-09-2019		Permanent	Intermittent	-
09-09-2019		Permanent	Intermittent	-
22-09-2019		Permanent	Intermittent	-
05-09-2019		Permanent	Intermittent	-
05-09-2019		Permanent	Intermittent	-
05-09-2019		Permanent	Intermittent	-
22-09-2019		Permanent	Intermittent	-
22-09-2019		Permanent	Intermittent	-
22-09-2019		Permanent	Intermittent	-
21-09-2019		Permanent	Intermittent	-
21-09-2019	55	Permanent	Intermittent	1
22-09-2019		Permanent	Intermittent	-
09-09-2019		Permanent	Intermittent	-
06-09-2019		Permanent	Intermittent	-
05-09-2019	62	Permanent	Intermittent	10
21-09-2019	63	Permanent	Intermittent	1
21-09-2019		Permanent	Intermittent	-
21-09-2019		Permanent	Intermittent	-
21-09-2019		Permanent	Intermittent	-
21-09-2019		Permanent	Intermittent	-
21-09-2019		Permanent	Intermittent	-
21-09-2019		Permanent	Intermittent	-
18-09-2019		Permanent	Intermittent	-
18-09-2019		Permanent	Intermittent	-
18-09-2019		Permanent	Intermittent	-
18-09-2019		Permanent	Intermittent	-
18-09-2019		Permanent	Intermittent	-
18-09-2019	75	Permanent	Intermittent	4
18-09-2019		Permanent	Intermittent	-
19-09-2019		Permanent	Intermittent	-
20-09-2019	82	Permanent	Intermittent	4
20-09-2019	91	Permanent	Intermittent	6
21-09-2019	92	Permanent	Intermittent	2

**Annexe 4 : Photos d'érosion pour les sites qui ont subi un retrait de ponceau dans un écoulement intermittent et dans un écoulement permanent**



**ID 0**



**ID 24**



**ID 25**



**ID 26**



**ID 55**



**ID 62**



**ID 63**



**ID 75**



**ID 82**



**ID 91**



**ID 92**

**Annexe 5 : État des panneaux et des aménagements pour interdire toute circulation anthropique**

Id	État des aménagements	État du panneau	Signalisation respectée
1		Excellent	Oui
2	Excellent	Excellent	Oui
3	Excellent	Excellent	Oui
4	Excellent	Excellent	Oui
5	Excellent	Excellent	Oui
6	Excellent	Excellent	Oui
7	Excellent	Excellent	Oui
8	Excellent	Excellent	Oui
9		Excellent	Oui
10	Excellent	Excellent	Oui
11	Excellent	Excellent	Oui
12	Médiocre	Excellent	Non
13	Excellent	Excellent	Oui
14	Excellent	Excellent	Oui
15	Moyen	Excellent	Non
16	Excellent	Excellent	Oui
17	Médiocre	Excellent	Oui
18	Moyen	Excellent	Non
19	Excellent	Excellent	Oui
20	Moyen	Excellent	Non
21	Excellent	Excellent	Oui
22	Moyen	Excellent	Oui
23	Excellent	Excellent	Oui
24		Excellent	Oui

## 8. Références

- Atkins, R.J., Leslie, M., Polster, D., Wise, M., Wong, R., 2001. Best management practices handbook: hillslope restoration in British Columbia. Government of British Columbia, Publications Centre.
- Binkley, D., 2003. Seven decades of stand development in mixed and pure stands of conifers and nitrogen-fixing red alder. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 2274-2279.
- Burns, R.M., 1990. *Silvics of North America: Conifers*. US Department of Agriculture, Forest Service.
- Callaway, R.M., Walker, L.R., 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78, 1958-1965.
- Clevenger, A.P., Chruszcz, B., Gunson, K.E., 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109, 15-26.
- Curatolo, J.A., Murphy, S.M., 1986. The effects of pipelines, roads, and traffic on the movements of caribou, *Rangifer tarandus*. *The Canadian Field-Naturalist* 100, 218-224.
- Dabros, A., Pyper, M., Castilla, G., 2018. Seismic lines in the boreal and arctic ecosystems of North America: environmental impacts, challenges, and opportunities. *Environmental Reviews* 26, 214-229.
- Dussault, C., Poulin, M., Courtois, R., Ouellet, J.-P., 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology* 12, 415-425.
- Environment Canada, 2010. Canadian Climate Normals 1981–2010 Station Data. In, [http://climate.weather.gc.ca/climate\\_normals/index\\_e.html](http://climate.weather.gc.ca/climate_normals/index_e.html).
- Escobar, M.P., Dussán, J., 2016. Phytoremediation potential of chromium and lead by *Alnus acuminata* subsp. *acuminata*. *Environmental progress & sustainable energy* 35, 942-948.
- Festa-Bianchet, M., Ray, J., Boutin, S., Côté, S., Gunn, A., 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Canadian Journal of Zoology* 89, 419-434.
- Gaudry, W., 2013. Impact des structures anthropiques linéaires sur la sélection d'habitat du caribou, de l'ours noir et du coyote en Gaspésie. Université du Québec à Rimouski.
- Grossnickle, S.C., 2000. *Ecophysiology of northern spruce species: the performance of planted seedlings*. NRC Research Press, Ottawa, ON, Canada.
- Haigh, M., Reed, H., Flege, A., D'Aucourt, M., Plamping, K., Cullis, M., Woodruffe, P., Sawyer, S., Panhuis, W., Wilding, G., 2015. Effect of planting method on the growth of *Alnus glutinosa* and *Quercus petraea* in compacted opencast coal-mine spoils, South Wales. *Land Degradation & Development* 26, 227-236.

- Hins, C., Ouellet, J.-P., Dussault, C., St-Laurent, M.-H., 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: evidence of a landscape configuration effect. *Forest Ecology and Management* 257, 636-643.
- Jaeger, J.A., Fahrig, L., 2004. Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology* 18, 1651-1657.
- James, A.R., Stuart-Smith, A.K., 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *The Journal of Wildlife Management*, 154-159.
- Krause, C., Plourde, P.-Y., 2008. Stem deformation in young plantations of black spruce (*Picea mariana* (Mill.) BSP) and jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.) in the boreal forest of Quebec, Canada. *Forest Ecology and Management* 255, 2213-2224.
- Lenth, R.V., 2016. Least-squares means: the R package lsmeans. *Journal of Statistical Software* 69, 1-33.
- Luce, C.H., 1997. Effectiveness of road ripping in restoring infiltration capacity of forest roads. *Restoration Ecology* 5, 265-270.
- Lupi, C., Morin, H., Deslauriers, A., Rossi, S., Houle, D., 2013. Role of Soil Nitrogen for the Conifers of the Boreal Forest: A Critical Review. *International Journal of Plant & Soil Science* 2 (2), 155-189.
- Madej, M.A., 2001. Erosion and sediment delivery following removal of forest roads. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group* 26, 175-190.
- Maynard, D., Paré, D., Thiffault, E., Lafleur, B., Hogg, K., Kishchuk, B., 2014. How do natural disturbances and human activities affect soils and tree nutrition and growth in the Canadian boreal forest? *Environmental Reviews* 22, 161-178.
- McNabb, D., 1994. Tillage of compacted haul roads and landings in the boreal forests of Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management* 66, 179-194.
- MFFP, 2018. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Aires infestées par la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec en 2018 - Version 1.0, Québec, Gouvernement du Québec, Direction de la protection des forêts, 20 p.
- MFFP, 2019. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Aires infestées par la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec en 2019, Québec, Gouvernement du Québec, Direction de la protection des forêts, 32 p.
- Monzón, A., Azcón, R., 2001. Growth responses and N and P use efficiency of three *Alnus* species as affected by arbuscular-mycorrhizal colonisation. *Plant Growth Regulation* 35, 97-104.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., Team R Core, 2015. nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>

- Pyper, M., Nishi, J., McNeil, L., 2014. Linear feature restoration in caribou habitat: a summary of current practices and a roadmap for future programs. Fuse Consulting: Calgary, AB, Canada.
- R Core Team, 2015. R: A language and environment for statistical computing. <http://www.R-project.org/>.
- Rietveld, W., 1989. Transplanting stress in bareroot conifer seedlings: its development and progression to establishment. Northern Journal of Applied Forestry 6, 99-107.
- Rioux, J., 2018. Nouvelle approche opérationnelle de récolte forestière et de déploiement du réseau routier à l'essai dans l'habitat du caribou forestier. In, Congrès de l'Ordre Des Ingénieurs Forestiers Du Québec (OIFQ), Québec.
- Rudolph, T.D., Laidly, P.R. 1990. *Pinus banksiana* Lamb. Jack Pine. In, Burns, R.H., Honkala, B.H. (Eds.), Silvics of North America: Conifers. US Department of Agriculture, Forest Service, 280-293.
- Schaefer, J.A., 2003. Long-term range recession and the persistence of caribou in the taiga. Conservation Biology 17, 1435-1439.
- St-Laurent, M.-H., Beauchesne, D., Lesmerises, F., 2014. Évaluation des impacts des vieux chemins forestiers et des modalités de fermeture dans un contexte de restauration de l'habitat du caribou forestier au Québec. In. Rapport scientifique présenté au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.
- Switalski, T.A., Bissonette, J.A., DeLuca, T., Luce, C., Madej, M.A., 2004. Benefits and impacts of road removal. Frontiers in Ecology and the Environment 2, 21-28.
- Switalski, T.A., Nelson, C.R., 2011. Efficacy of road removal for restoring wildlife habitat: Black bear in the Northern Rocky Mountains, USA. Biological Conservation 144, 2666-2673.
- Thiffault, N., Cyr, G., Prigent, G., Jobidon, R., Charette, L., 2004. Régénération artificielle des pessières noires à éricacées: effets du scarifiage, de la fertilisation et du type de plants après 10 ans. The Forestry Chronicle 80, 141-149.
- Venables, W., Ripley, B., 2002. Modern Applied Statistics with S, Fourth edition. Springer, New York. <http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4> ISBN 0-387-95457-0.
- Vinge, T., Lieffers, V., 2013. Evaluation of forest reclamation efforts on linear corridors of the Little Smokey. Unpublished report.
- Vors, L.S., Boyce, M.S., 2009. Global declines of caribou and reindeer. Global change biology 15, 2626-2633.
- Vors, L.S., Schaefer, J.A., Pond, B.A., Rodgers, A.R., Patterson, B.R., 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. The Journal of Wildlife Management 71, 1249-1256.

Whittington, J., Hebblewhite, M., DeCesare, N.J., Neufeld, L., Bradley, M., Wilmshurst, J., Musiani, M., 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* 48, 1535-1542.



# Considérations opérationnelles d'une nouvelle approche de déploiement des coupes dans l'habitat du caribou forestier

Décembre 2014

53-54 [redacted], ing.f., Transport et énergie,

53-54 [redacted], ing.f., M.Sc., Routes d'accès aux ressources

53-54 [redacted], ing.f., M.Sc., Opérations de récolte

Rapport de contrat présenté à la  
Direction de l'aménagement et de  
l'environnement forestiers

Ministère des Forêts, de la Faune et des  
Parcs

## CONTEXTE

La désactivation des réseaux routiers est proposée afin de réduire l'impact des activités de récolte sur la qualité de l'habitat du caribou forestier. Il semble en effet que les routes forestières dans les massifs forestiers fréquentés par le caribou représentent une perturbation majeure et permanente. Les modèles de déploiement opérationnel pour la récolte présentement à l'étude prévoient entre autres une réorganisation considérable des agglomérations de coupes. Les modalités de récolte devront éventuellement considérer des interventions concentrées dans le temps. Il faudra aussi limiter les accès aux territoires récoltés en entravant la circulation des véhicules et la circulation des grands prédateurs (loups et ours). C'est ainsi que la récolte se ferait essentiellement en coupe finale de façon à fermer définitivement une part significative des chantiers après les activités de reboisement. Il conviendra de reboiser la majorité des chemins forestiers et de désassembler les autres infrastructures. Clairement les travaux de génie forestier ne se dérouleraient pas de manière conventionnelle avec une telle forme de déploiement.

Dans cette optique, le MFFPQ a confié à FPIinnovations le mandat d'analyser les considérations opérationnelles et économiques de ces nouvelles stratégies de déploiement et d'exécution des travaux. Ce rapport présente les hypothèses retenues pour cette analyse et les principaux résultats d'une comparaison de quatre scénarios.

## PRÉSENTATION DES HYPOTHÈSES DE TRAVAIL

Cette section présente les hypothèses de travail utilisées lors de l'exercice d'analyse économique comparative pour différents scénarios de récolte préalablement déterminés. Les hypothèses sont présentées dans la première partie du tableau des résultats (voir tableau 1). Il faut remarquer que seuls les frais directs ont été retenus et que certains aspects jugés négligeables n'ont pas été ajoutés aux calculs (ils sont énumérés à la fin du rapport). Quatre approches opérationnelles ont été retenues dans le cadre de ce mandat. Le premier scénario, appelé chantier conventionnel, représente l'approche habituelle utilisée en forêt boréale. Le deuxième scénario présenté est le chantier conventionnel de petite superficie, qui représente une diminution en surface à 20% du chantier conventionnel et implique des coûts supplémentaires associés à la dispersion. Ces scénarios ont été comparés à deux approches dites optimisées, soit avec un chantier d'été et avec un chantier d'hiver. Ces derniers font appel à des moyens techniques innovateurs au niveau de la désactivation et la réhabilitation des routes forestières.

## Statistiques routières et forestières

A des fins de comparaison, le volume total récolté, le volume à l'hectare et le volume moyen par tige récoltée, ainsi que la densité des peuplements, les proportions de volume sec et sain et renversé ont été maintenus constants. Ces données sont basées sur des observations régionales utilisées antérieurement par FPIinnovations et représentent des caractéristiques moyennes plausibles dans les forêts nordiques.

Une moyenne de 3 800 m<sup>3</sup> récoltés par km de chemin a été utilisée afin de calculer le nombre de km de chemin requis. Pour l'approche avec chantier optimisé d'été, une réduction de 20 % a été appliquée au nombre de km de chemins. Ceci amène une augmentation de la distance moyenne de débardage au-delà des 300 m habituels, jusqu'à environ 500 m. Cette réduction est basée sur des travaux réalisés dans le cadre de la chaire sylviculture et faune sur la Côte-Nord (53-54, 2009) et pourrait être refaite dans un contexte spatialisé pour être validée. La réduction du nombre de km de chemins vise à réduire les coûts de désactivation. La réduction n'a pas été appliquée au chantier d'hiver étant donné le faible coût de construction de chemin au km.

## Récolte et transport

Les coûts de récolte et de débardage ont été estimés selon les conditions forestières décrites plus haut en utilisant les modèles de productivité de FPIinnovations. Pour les coûts associés au débardage longue distance, ceux-ci ont été estimés en utilisant un modèle de productivité développé à la suite d'étude de temps et mouvement réalisé sur la Côte-Nord, lors des travaux de la chaire de recherche en sylviculture et faune (53-54, 2007). Les distances observées variaient entre 350 à 700 m. Les frais associés au transport par camion sont basés sur l'utilisation de camion forestier standard avec des remorques à 4 essieux (dont un essieu auto-vireur), permettant une masse totale en charge (MTC) de 57,5 tonnes. Les frais de chargement en forêt et de déchargement à l'usine ont été calculés à 1,50 \$/m<sup>3</sup>. La distance de transport moyenne a été établie à 200 km. Les coûts associés à la dispersion ont été calculés à l'aide d'indices de dispersion (m<sup>3</sup>/km) provenant du logiciel FPInterface<sup>MC</sup> pour des chantiers équivalents. Il faut noter que l'utilisation de classe de chemin réduite (classe 5) n'a pas été envisagée, car elle est peu documentée et peut entraîner des augmentations de la durée de temps de cycles des camions.

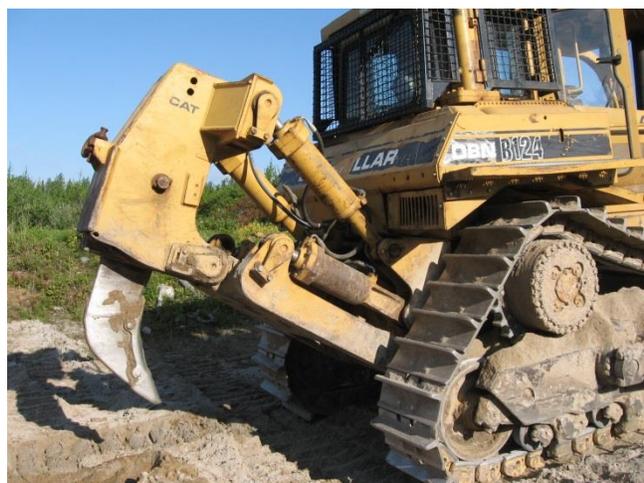
## Construction de chemin

Les coûts associés à la construction des chemins forestiers ont été calculés en utilisant le nombre de km requis dans les quatre scénarios répartis de manière équilibrée entre les chemins d'hiver et d'été. Basé sur des observations effectuées par FPIinnovations, le coût moyen de 28 750 \$/km provient de la moyenne de coûts généralement observés des chemins de classes 3 (35 000 \$/km) et de classe 4 (22 500 \$/km). Le coût de construction des chemins d'hiver fut obtenu à l'aide d'entrevues et d'observations documentées par FPIinnovations. Il faut noter que ces coûts sont représentatifs des moyennes régionales et peuvent varier d'une région à l'autre.

Pour le nombre de ponceaux de drainage, de traverses de cours d'eau et de traverses de cours d'eau majeures, le nombre requis par kilomètre a été estimé en fonction d'observations en conditions d'opérations effectuées par FPIInnovations et de données fournies par le MFFP. Le coût d'installation des infrastructures est basé sur les résultats d'un sondage qui a été réalisé auprès des membres de FPI ainsi que des observations en conditions d'opérations réalisées chez les membres de FPIInnovations. Les frais d'installation sont calculés en utilisant le coût moyen au mètre linéaire de ponceau requis. Ceux-ci comprennent le matériel et la main d'œuvre et tient compte d'une installation respectant le règlement sur les normes d'intervention (RNI). Le ponceau moyen utilisé a un diamètre de 1200 mm et 450 mm pour les drainages. L'annexe 2 discute de techniques de traverses temporaires de cours d'eau.

## Désactivation

Les coûts associés à la désactivation des routes forestières ont été estimés sur la base d'études effectuées par FPIInnovations ailleurs au Canada. Pour végétaliser rapidement un chemin d'été gravelé ou une forme de chemin non-gravelée, la mise en terre de plants d'aulnes crispée précédée de l'ameublissement de la surface de roulement semble l'application opérationnelle la moins coûteuse et la plus efficace. Nous considérons que l'utilisation d'un bouteur muni d'une dent défonceuse (ripper) permet de créer des conditions de plantation suffisantes (figure 1 et 2). La technique retenue consiste à faire deux passages sur le chemin, à raison d'une productivité moyenne de 750 m/HMP et d'un coût moyen de 400 \$/km. Nous avons posé comme hypothèse que les traverses majeures de cours d'eau peuvent être réutilisées et que seulement une partie du capital est absorbée, permettant une réduction des coûts. Nous assumons aussi que les ponceaux de drainage ne sont pas désinstallés.



**Figure 1 : Bouteur avec une dent défonceuse**



**Figure 2 : Chemin d'opérations désactivé par le bouteur**

Les proportions de chemins à désactiver ont été préalablement établies à 90% pour le chantier d'été et à 75% pour le chantier d'hiver. Les routes gravelées seront reboisées avec de l'aulne crispée selon une densité de 1500 tiges/ha sur 10 m de large. Cette approche est fréquemment utilisée au Québec afin de renaturaliser des sites bouleversés ou des berges de cours d'eau sur les chantiers d'aménagement

hydro-électrique. Pour les chemins d'hiver, il a été supposé que la moitié de la superficie à réhabiliter ne nécessiterait aucune préparation de terrain. Cette moitié serait reboisée avec l'essence commerciale désirée à raison de 2000 tiges/ha. Pour l'emprise du chemin, elle sera également reboisée avec l'essence commerciale désirée à raison de 2000 tiges/ha sur une largeur totale de 20 m. Il est concevable que ces travaux de reboisement d'emprise puissent être intégrés aux travaux sylvicoles usuels sur les parterres de coupe.

Les coûts de reboisement de la table « Valeurs des traitements sylvicoles admissibles à titre des droits de coupe » ont été utilisés. On a ajouté le coût d'une préparation de terrain appropriée. Il faut noter qu'une majoration des coûts de reboisement de 15% a été appliquée aux coûts de plantation des chemins à cause des frais additionnels de logistique. Elle reflète l'utilisation de plusieurs jauges et des déplacements fréquents de plants et de la main d'œuvre. À titre de référence, si les routes gravelées étaient désactivées et réhabilitées à l'aide d'essence commerciale, le coût supplémentaire de désactivation au kilomètre (défonçage et étalement de matière organique) serait de 200 à 350\$/km. Les frais de plantation augmenteraient de 120\$/km pour le reboisement des chemins d'été et de 50 \$/km pour les chemins d'hiver. L'annexe 1 présente des renseignements additionnels sur la réhabilitation des chemins forestiers

### **Facteurs non-compris dans l'analyse**

Seuls les frais directs d'opérations ont été considérés afin d'alléger la présentation des hypothèses. Ils représentent le coût de fonctionnement des équipements incluant la capitalisation, les frais variables d'opération et les frais de la main d'œuvre. Ils excluent les frais indirects comme l'hébergement et le transport du personnel, les frais administratifs ou les profits des entrepreneurs et sous-entrepreneurs. Certains aspects sylvicoles n'ont également pas été analysés. Par exemple, les proportions de peuplement en prématurité devant être potentiellement récolté, ainsi que les frais et volumes associés au fait de ne faire qu'une seule intervention de récolte pour aller récolter le volume résiduel du chantier conventionnel.

## **RÉSULTATS DE L'ANALYSE COMPARATIVE**

L'analyse comparative présentée au tableau 1 intègre les hypothèses présentées ci-haut pour calculer un coût global (frais directs seulement) pour les quatre scénarios retenus.

**Tableau 1 : Estimation des coûts directs de 4 scénarios d'approches opérationnelles**

	Unités	Chantier Conventionnel		Chantier optimisé	
		Grande superficie	Petite Superficie	Été	Hiver
<b>Hypothèses de travail</b>					
Surface récoltée	ha	5,263	1,053	5,263	5,263
Chemin forestier	km	131.6	26.3	105.3	131.6
Volume récolté	m <sup>3</sup>	500,000	100,000	500,000	500,000
Volume	m <sup>3</sup> /ha	95	95	95	95
Volume moyen par tige (CPRS)	m <sup>3</sup> /tige	0.095	0.095	0.095	0.095
Densité du peuplement	ti/ha	1000	1000	1000	1000
Distance de débardage	m	300	300	500	300
Proportion de volume renversé	%	1	1	1	1
Proportion de volume sec et sain	%	10	10	10	10
<b>Récolte et transport</b>					
Abattage	\$/m <sup>3</sup>	12.04	12.04	12.04	12.04
Débardage	\$/m <sup>3</sup>	6.65	6.65	8.86	6.65
Coût de récolte	\$/m <sup>3</sup>	18.69	18.69	20.90	18.69
Chargement et transport	\$/m <sup>3</sup>	21.50	21.50	21.50	21.50
Dispersion	\$/m <sup>3</sup>	0.45	1.20	0.45	0.45
Sous total récolte et transport	\$/m <sup>3</sup>	40.64	41.39	42.85	40.64
<b>Construction de chemin</b>					
Proportion chemin été	%	50	50	100	0
Proportion chemin hiver	%	50	50	0	100
Coûts construction été	\$/km	28,750	28,750	28,750	28,750
Coûts construction hiver	\$/km	8,000	8,000	8,000	8,000
Coûts de construction de chemin	\$	2,417,800	483,600	3,026,300	1,052,600
Sous total construction de chemin	\$/m <sup>3</sup>	4.84	4.84	6.05	2.11
Drainage	nbre/km	3	3	3	1
Ponceaux	nbre/km	1.8	1.8	1.8	1.8
Traverse majeure (pont ou autres)	nbre/chantier	5	1	5	5
Installation drainage	\$/ponceau	1,000	1,000	1,000	800
Installation ponceaux	\$/ponceau	6,000	6,000	6,000	6,000
Installation traverse majeure	\$/nbre	20,000	20,000	20,000	20,000
Coûts drainage	\$	394,700	78,900	315,800	105,300
Coûts ponceaux	\$	1,421,100	284,200	1,136,800	1,421,100
Coûts traverses majeures	\$	100,000	20,000	100,000	100,000
Sous total traverse de cours d'eau	\$/m <sup>3</sup>	3.83	3.83	3.11	3.25
Total construction de chemin	\$/m <sup>3</sup>	8.67	8.67	9.16	5.36
<b>Désactivation</b>					
% de désactivation	%	-	-	90	75
Désactivation des chemins	\$/km	-	-	400	400
Désactivation des ponceaux	\$/unité	-	-	1,500	1,500
Désactivation des traverses majeures	\$/unité	-	-	2,500	2,500
Coûts de désactivation	\$	-	-	304,900	315,300
Plantations sur les chemins	\$	-	-	39,200	47,700
Plantation jusqu'en bordure du chemin	\$	-	-	50,500	72,600
	\$/ha	-	-	74.97	82.76
Sous total désactivation	\$/ha de chemi	-	-	3,632.00	3,678.00
	\$/m <sup>3</sup>	-	-	0.79	0.87
<b>Totaux</b>					
	\$	24,652,500	5,005,500	26,396,400	23,433,500
	\$/m <sup>3</sup>	49.31	50.06	52.79	46.87
	\$/ha	4,680	4,760	5,020	4,450
<b>Différence</b>					
	\$/m <sup>3</sup>	-	0.75	3.49	-2.44
	%	-	1.5%	7.1%	-4.9%
<b>Moyenne chantier optimisé</b>				<b>0.52</b>	

Comparativement à l'approche conventionnelle sur une grande superficie (scénario 1), les coûts supplémentaires d'opération d'un déploiement sur de plus petites superficies (scénario 2) serait d'environ 0,75 \$/m<sup>3</sup>. Les scénarios avec un chantier d'été (scénario 3) et avec un chantier d'hiver (scénario 4) présentent des coûts d'opérations supérieurs au chantier conventionnel de 3,49 \$/m<sup>3</sup> et inférieurs de 2,44 \$/m<sup>3</sup> respectivement. En considérant des proportions égales de chantiers d'été et d'hiver, les coûts d'opérations moyens seraient donc d'environ 0,52 \$/m<sup>3</sup> plus élevés par rapport à l'approche conventionnelle.

## ANNEXE 1 - DÉSACTIVATION ET RÉHABILITATION DES ROUTES FORESTIÈRES AU CANADA

La désactivation ou la réhabilitation des routes forestières peut être réalisée afin d'atteindre différents objectifs de gestion des infrastructures routières ou forestières. Ailleurs au Canada, ces objectifs peuvent inclure des limitations de l'accès au public, la gestion d'impacts sur certains habitats fauniques ou la remise en production des surfaces forestières productives. La désactivation des routes forestières implique de façon générale la fermeture partielle ou complète de l'accès public en plus de la mise en place des mesures nécessaires à la stabilisation des traverses de cours d'eau après l'enlèvement des ponceaux ou des ponts. La superficie des routes désactivées devient donc disponible pour une production forestière partielle si les travaux adéquats de reboisement sont effectués. Une décompaction de la surface de roulement, de l'emprise et une récupération de la matière organique sont souvent requis pour régénérer la superficie. Ensuite le boisement est obtenu par un ensemencement ou une plantation. La désactivation et la réhabilitation des routes forestières sont des activités qui font partie intégrante de la stratégie de gestion forestière de la majorité des provinces depuis plusieurs années. Ces activités sont réalisées afin de diminuer les impacts sur les habitats aquatiques et sur la qualité de l'eau. Les principales sont l'enlèvement des traverses de cours d'eau et la diminution de l'accès au public.



**Figure A1 : Désactivation d'un ponceau**

**Figure A2 : Désactivation d'un pont**

La réhabilitation des routes forestière est une pratique répandue dans l'ouest canadien dans les provinces de la Colombie-Britannique (ils utilisent le terme « désactivation »), l'Alberta et la Saskatchewan. Elle est utilisée comme moyen permettant de remettre en production les jetés et les routes. La réhabilitation permet également de minimiser l'érosion et les glissements de terrain sur les terrains accidentés ou en pente.

Les besoins particuliers de la gestion du caribou forestier dans la forêt boréale canadienne ont entraîné une augmentation du nombre de kilomètre de routes réhabilitées au Canada et principalement au cours des dernières années en Ontario.

## **La réhabilitation des routes dans le cadre de l'aménagement forestier du Caribou au Québec**

La réhabilitation des routes d'opérations (classe 3,4 et 5 au Québec) pourrait s'effectuer en utilisant une de trois méthodes suivantes :

1. Bouteur munie d'une dent défonceuse (ripper)
2. Scarifiage à disques
3. Bouteur ou pelle hydraulique munie d'une lame en râteau (brush rake)

En 1997, FPInnovations (FERIC) a effectué des études de courte durée de 5 différentes techniques de réhabilitation en Colombie-Britannique (53-54 2000). Les équipements et accessoires observés durant ces études étaient une lame râteau installée sur une pelle hydraulique, un bouteur muni d'une dent défonceuse ainsi qu'un scarificateur à disques. La productivité des équipements variaient entre 1000 à 5400 m<sup>2</sup>/heures. Le scarificateur à disques était l'équipement le plus productif, mais le moins efficace pour les routes qui présentaient un niveau de compaction très élevé.

La technique prédominante en Alberta et en Saskatchewan est l'utilisation d'un bouteur muni d'une dent défonceuse pour la décompaction suivi d'une pelle hydraulique qui récupère et étale la matière organique et les débris ligneux sur la surface de la route (rolling). La productivité attendue peut varier grandement en fonction des équipements, des conditions de la route et la disponibilité de la matière organique. Lors d'une étude réalisé par FPInnovations (FERIC) en Alberta et en Saskatchewan (53-54 et 53-54, 2001) la productivité des équipements variait de 866 à 6638 m<sup>2</sup>/HMP pour le bouteur et de 593 à 3017 m<sup>2</sup>/HMP pour l'excavatrice.

Les trois techniques de défonçage (ripping), de scarification avec disques et de scarification avec une excavatrice ont également été observées par FPInnovations en Ontario (53-54 2011). Ces techniques ont été utilisées afin de désactiver des routes d'opérations. La productivité respective des trois techniques était de 570 m/heure, 600 m/heure et de 500m/heure. La majorité des sites observés lors de cette étude ont été soit reboisés avec du pin ou régénérés par ensemencement aérien, après l'opération de désactivation.

L'analyse de la probabilité de succès du reboisement des routes désactivées est importante à lors de la planification des travaux. Les résultats d'une étude effectuée par FPInnovations (53-54, 2009) indiquent que la croissance des arbres était assez bonne sur les superficies peu perturbées, comme les routes hivernales ou les sentiers de débardage, comparativement à la croissance de plantations dans les blocs de récolte adjacents. Par contre, une diminution de la croissance des arbres a été observée sur les routes et sols sévèrement compactés, comme les jetés. De plus, il a été observé que des travaux plus intensifs de réhabilitation (ripping, rolling et l'application de fertilisant) étaient nécessaires afin d'atteindre des taux de croissance plus élevés.

## ANNEXE 2 - INSTALLATION DE TRAVERSES TEMPORAIRES

Au Québec le concept de traverse de cours d'eau temporaire sur les routes forestières n'est pas autorisé par la réglementation. Elles ne sont utilisées que pour des opérations de construction de chemin ou de récolte, lorsqu'une situation particulière se présente. Dans ces conditions, les structures ont généralement une portée limitée dans le temps (6 mois). Avec une stabilisation adaptée, il serait envisageable d'utiliser ce type d'infrastructure pour une période allant jusqu'à deux ans. Pour des chemins forestiers, FPIinnovations croit que l'installation d'un pont temporaire ou d'une arche d'acier permettrait de réduire les coûts, tout en ayant un impact limité sur l'habitat aquatique.



Figure A3 : Exemples de structure temporaire de traverse de cours d'eau.

Il serait possible de faciliter et de diminuer les coûts associés à la désactivation et à la réhabilitation des routes forestières par l'utilisation de traverses de cours d'eau temporaires. Afin d'assurer la protection des habitats aquatiques et de la qualité de l'eau, il est suggéré de retirer toutes les traverses qui ont été installées sur des cours d'eau permanents. Une technique efficace qui permettrait la réduction des coûts de cette approche est l'utilisation de ponts temporaires. Des sections de ponts temporaires peuvent être fabriqués en bois ou en acier et peuvent être désassemblés rapidement afin d'en faciliter le transport. Ces ponts en section peuvent être installés sur des empilements de billes de faible valeur ou sur des culées de bois. Après l'enlèvement de ces structures, la route et les berges doivent être stabilisées. Le coût initial de ce genre de structure peut être estimé à environ 20 000\$ pour des sections permettant une longueur totale de 20 mètres. Étant donné la nature temporaire de la structure, les coûts d'installation et d'enlèvement peuvent être aussi bas que 1000\$ pour chacune des étapes initialement. Pour utilisation pendant 2 ans, l'installation temporaire peut coûter jusqu'à 1500\$.



**Figure A4 : Pont temporaire**



**Figure 7 : Site stabilisé où un pont en acier temporaire a été enlevé.**

## BIBLIOGRAPHIE

- 53-54, 53-54. 2001. Facteurs susceptibles d'influencer le coût de récolte par coupe mosaïque. Pointe-Claire, QC. Rapport Avantage 2 (45) 6p.
- 53-54. 2008. Soil productivity on rehabilitated roads and landings: an annotated bibliography of selected literature. FPIInnovations. Vancouver. B.C. IR-2009-09-08 draft.
- 53-54. 2009. Soil productivity on rehabilitated roads, skid trails and landings. FPIInnovations. Vancouver, B.C. Avantage 11 (16) 11p.
- 53-54. 2000. Comparison of five treatments used to rehabilitate compacted landings. FERIC. Vancouver, B.C. 1 (16) 12p.
- 53-54, 53-54. 2001. Rehabilitation of temporary forest roads in Alberta and Saskatchewan. FERIC. Vancouver, B.C. Avantage 2(6) 12p.
- 53-54. 2010. State of the knowledge of decommissioning forest access roads and water crossings in Canada. FPIInnovations. Pointe-Claire, QC. CR-466-1.
- 53-54. 2011. Road decommissioning and rehabilitation near Jorick Lake, Lac Seul Forest. FPIInnovations. Pointe-Claire, QC. Field Note March 2011.
- 53-54. 2011. Road rehabilitation in the Normandy operating block, Caribou forest. FPIInnovations. Pointe-Claire, QC. Field Note March 2011.
- 53-54. 2011. Road rehabilitation on Wind Road, Lac Seul Forest. FPIInnovations. Pointe-Claire, QC. Field Note March 2011.
- 53-54. 2007. Modèle de productivité de porteur forestier dans les opérations de récolte sur la Côte-Nord. FPIInnovations. Pointe-Claire, Qc. Rapport non-publié.
- 53-54. 2009. Analyse économique comparative d'un déploiement opérationnelle utilisant une approche de coupe partielle sur la Côte-Nord. FPIInnovations. Pointe-Claire, Qc. Rapport technique 13p.



## Siège social

### Pointe-Claire

570, Boul. Saint-Jean

Pointe-Claire, QC

Canada H9R 3J9

T 514 630-4100

### Vancouver

2665, East Mall

Vancouver, C.-B.

Canada V6T 1Z4

T 604 224-3221

### Québec

319, rue Franquet

Québec, QC

Canada G1P 4R4

T 418 659-2647



NOTRE NOM EST INNOVATION

# **Impact des activités récréatives et de leurs infrastructures sur le caribou : Recommandations pour l'habitat légal du caribou de la Gaspésie**

Présenté au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Par  
Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie



Décembre 2014

Référence à citer :

---

ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU DE LA GASPÉSIE. 2014. Impact des activités récréatives et de leurs infrastructures sur le caribou : Recommandations pour l'habitat légal du caribou de la Gaspésie. 18 p.

---

## Table des matières

Table des matières .....	i
Équipe de réalisation .....	iii
1. Introduction.....	1
2. Objectif .....	1
3. État de situation du caribou de la Gaspésie .....	1
4. Activités anthropiques dans l’habitat légal du caribou de la Gaspésie.....	3
4.1. Activités récréatives .....	3
5. État des connaissances sur l’impact des activités récréatives et des infrastructures sur le caribou .....	3
5.1. Vulnérabilité du genre <i>Rangifer</i> .....	5
5.2. Réponse du caribou à la proximité des infrastructures .....	5
5.3. Réponses comportementales aux activités récréatives.....	8
6. Recommandations.....	10
6.1. Développement des recommandations.....	10
7. Conclusion .....	11
Références bibliographiques .....	13



## Équipe de réalisation

Ce document a été réalisé par un groupe de mise en œuvre issu de l'Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie sous la supervision de madame Mélinda Lalonde, coordonnatrice de l'Équipe de rétablissement et biologiste à la Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Secteur de la faune et des parcs, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. La rédaction du document lui est attribuable et les personnes suivantes font partie du groupe de mise en œuvre qui a contribué à sa production en fournissant l'information nécessaire et en révisant le contenu scientifique du texte :

- Briand, Yves : Conférence régionale des élus Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine.
- Isabel, Claude : Parc national de la Gaspésie, Société des établissements de plein air du Québec.
- Mainguy, Julien : Direction de la faune terrestre et de l'avifaune, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Secteur de la faune et des parcs, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.
- St-Laurent, Martin-Hugues : Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à Rimouski.



# 1. Introduction

La popularité croissante des activités récréatives dans l'habitat légal du caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*) soulève des inquiétudes au sein de l'équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie. En effet, la situation précaire de la population de caribou en Gaspésie laisse croire que de nouvelles activités anthropiques dans son habitat pourraient réduire davantage les probabilités de rétablissement de cette population. À l'heure actuelle, il est évalué que près de 75 % de l'aire de fréquentation du caribou est perturbée (St-Laurent et coll. 2014) suivant la méthodologie proposée par Environnement Canada (2011). Conséquemment, la probabilité d'autosuffisance de la population est considérée comme très faible (Environnement Canada 2012). L'équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie souhaite que les activités récréatives ne viennent pas exacerber la situation précaire de la population.

## 2. Objectif

L'objectif du document est de répertorier les impacts potentiels de la pratique d'activités récréatives dans l'habitat légal du caribou de la Gaspésie afin de mieux encadrer leur tenue dans certains cas. Le tout afin de s'assurer que ces dernières ne compromettent pas l'habitat, le bien-être des caribous et en définitive, d'éviter qu'elles nuisent au rétablissement de la population.

## 3. État de situation du caribou de la Gaspésie

Le caribou de la Gaspésie est la dernière population de caribous qui subsiste au sud du fleuve Saint-Laurent. Le troupeau se distingue des autres populations de caribous des bois du Québec par sa génétique particulière et son écotype dit « montagnard » lequel reflète l'adaptation de son cycle vital à la vie en montagne (Røed et coll. 1991; Courtois et coll. 2003).

Lors des premiers inventaires de la population de caribous de la Gaspésie dans les années 1950, le nombre d'individus était estimé entre 700 et 1 500 (Moisan 1957). Au cours des années 1980, la population a subi un déclin important, étant alors estimée entre 250 et 300 individus. Conséquemment, la population a été désignée « menacée » en 1984 par le gouvernement fédéral.

Dans les années 1987 et 1988, les proportions de faons dans la population atteignaient moins de 3 %, un constat qui a conduit à l'élaboration du premier plan de rétablissement pour cette population. De 1990 à 1996, la mise en œuvre de ce plan a permis vraisemblablement, par le biais de la régulation des prédateurs, de favoriser une légère augmentation du pourcentage de faons. Considérant la mortalité des adultes de l'époque, il était estimé que la proportion de faons dans la population lors de l'inventaire automnal du caribou de la Gaspésie devait être d'au moins 17 % afin de maintenir la population ou l'accroître légèrement. Durant cette période, la situation de la population était meilleure qu'elle ne l'avait été au cours des 10 années précédentes. Néanmoins, dès 1998, soit 2 ans après l'arrêt du programme de régulation des prédateurs, le pourcentage de faons était de nouveau en déclin. C'est dans ce contexte que le gouvernement du Québec a désigné, en 2001, le caribou de la Gaspésie comme espèce « vulnérable » tandis que le gouvernement fédéral le désignait comme espèce « en voie de disparition », soit le plus haut statut de précarité existant en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*. La population était à ce moment évaluée entre 104 et 137 individus. La désignation provinciale marquait alors le début de la réalisation et de la mise en œuvre du second plan de rétablissement pour la population, couvrant la période 2002-2012.

Lors des inventaires aériens de 2005 et 2006, le nombre de caribous était évalué entre 150 et 198 individus et présentait une proportion de faons de 24,5 %. Plausiblement, la reprise de la régulation des prédateurs en 2001 avait favorisé une hausse du taux de survie des faons, à tout le moins à court terme. Effectivement, depuis 2008, la harde semble avoir décliné de nouveau. Afin de mieux refléter la situation actuelle du caribou de la Gaspésie, le gouvernement du Québec a modifié le statut du troupeau, passant de « vulnérable » à « menacé » à l'automne 2009. Depuis cette date, cette harde de caribous détient le plus haut statut de précarité possible dans les deux paliers gouvernementaux.

En 2011, l'inventaire aérien de la population enregistrait les plus faibles décomptes des 30 dernières années de suivi. En effet, on comptait alors entre 80 et 104 individus avec une proportion de faons de seulement 2,8 %. Cette situation s'est toutefois légèrement rétabli par la suite, avec en 2013, une estimation entre 113 et 148 individus et une proportion de faons de 14 %.

Récemment, le COSEPAC a identifié la population de caribou de la Gaspésie comme une des 12 unités significativement distinctes de caribou du Canada, à savoir un élément de biodiversité irremplaçable au pays (COSEPAC 2012). Ceci confirme l'unicité de cette population, non seulement sur le plan québécois, mais canadien également.

La précarité actuelle de la harde de caribous en Gaspésie est principalement attribuable au faible effectif de la population, au faible taux de survie des faons, notamment dû à la prédation, au taux de survie des femelles adultes plus bas que précédemment évalué ainsi qu'à l'habitat préférentiel restreint. Les activités humaines pratiquées dans l'habitat du caribou, dont les activités récréotouristiques, constituent un facteur de dérangement pour les caribous. Les sources de dérangement s'avèrent de plus en plus diversifiées et présentes tout au long de l'année. Ceci peut indirectement contribuer à la précarité du caribou. La fragilité de cette population est exacerbée par un habitat qui est favorable aux prédateurs (ours noir et coyote) et à leurs proies (orignal, cerf de Virginie et petits mammifères). Dans l'état actuel, la dynamique de la population est très sensible aux menaces potentielles. Des mortalités supplémentaires, peu importe leur origine, pourraient même précipiter le déclin vers des niveaux si faibles que la disparition complète pourrait devenir inéluctable. Ainsi, toutes activités anthropiques additionnelles dans son habitat doivent être jugées risquées dans le souci de maintenir la dernière population de caribou au sud du fleuve Saint-Laurent pour les générations actuelles et futures.

## 4. Activités anthropiques dans l'habitat légal du caribou de la Gaspésie

À l'heure actuelle, il y a déjà un bon nombre d'activités anthropiques dans l'habitat légal du caribou de la Gaspésie. Sans être exhaustif, il y a, par exemple, de l'aménagement forestier encadré dans un plan d'aménagement spécifique et de l'exploration minière. Ces activités sont étroitement liées à un complexe réseau routier. Il y a également dans l'habitat légal du caribou de la Gaspésie, des lignes de transport d'énergie et des antennes de communication.

À l'intérieur d'une distance de 10 km de l'habitat légal du caribou, d'autres types d'activités industrielles ont lieu comme de l'exploitation minière (sablrière et carrière, mont Lyall) et des parcs éoliens. Il y a également un projet de développement d'usine d'embouteillage d'eau de source (Isabella) en pourparler depuis plusieurs années.

### 4.1. Activités récréatives

Plusieurs autres activités anthropiques sont de nature récréative dans l'habitat légal du caribou. À titre d'exemple, les activités suivantes sont connues comme étant pratiquées :

- Randonnée pédestre ;
- Randonnée en raquette ;
- Ski de fond ;
- Sport de glisse hors piste (ski, planche, ou autres);
- Sport de glisse hors piste en sous-bois aménagés ;
- Ski avec remontée mécanisée (motoneige/chenillette);
- Vélo de montagne ;
- Camping sauvage ;
- Camping en VR ;
- Hébergement (camping, refuge, hôtel, etc.) ;
- Transport de bagage par motoneige ;
- Transport en motoneige pour les travailleurs ;
- Motoneige récréative sur les routes secondaires (14, 16);
- VTT pour des fins de travaux et récréatifs ;
- Chasse, pêche et piégeage ;
- Canot, kayak.

En plus des activités ci-haut mentionnées, il y a également à proximité de l'habitat légal du caribou (à l'intérieur d'une distance de 10 km) d'autres types d'activités récréatives comme des baux de villégiature et de l'héli-ski.

## 5. État des connaissances sur l'impact des activités récréatives et des infrastructures sur le caribou

La revue de littérature présentée dans cette section provient principalement d'un document rédigé par Martin-Hugues St-Laurent, Kathleen Bédard et Jean-Philippe Marcoux de l'Université du Québec à Rimouski pour le compte de l'Équipe de rétablissement du caribou forestier. Ce document est intitulé « *Synthèse des connaissances relatives aux impacts de l'occupation du*

*territoire sur l'écologie du caribou forestier* » (St-Laurent et coll. 2012). Elle a été adaptée pour la réalité du caribou de la Gaspésie.

Les impacts des diverses formes d'occupation du territoire tels que le développement de la villégiature et des activités récréotouristiques sont aujourd'hui considérés dans plusieurs études comme des perturbations anthropiques pouvant agir en synergie avec d'autres types de perturbations plus étudiées tels que le développement des réseaux routiers, la coupe forestière et la conversion des territoires naturels en terres agricoles (Reimers et coll. 2003; Seip et coll. 2007; Nellemann et coll. 2010; Lesmerises et coll. 2013a). Bien que de moindre importance si l'on considère les connaissances actuellement disponibles, l'occupation du territoire peut s'apparenter à une perte fonctionnelle d'habitat, c'est-à-dire que la qualité d'un habitat préférentiel donné s'avère amoindrie en raison de sa proximité à une source de dérangement ponctuelle dont l'intensité d'utilisation varie dans le temps (Dyer et coll. 2001; Polfus et coll. 2011). Une telle observation a d'ailleurs été faite chez le caribou de la Gaspésie, pour qui la proximité des routes pavées, chemins forestiers et sentiers de randonnée, résultait en une diminution de 33 % (en toundra alpine) à 77 % (dans les peuplements en régénération) de la qualité de l'habitat (Gaudry 2013).

Peu d'études ont été publiées quant aux impacts de l'occupation du territoire et du développement de la villégiature sur l'écologie du caribou des bois lorsque comparées aux nombreuses études traitant des impacts de l'aménagement forestier, des mines et autres formes de perturbations anthropiques. De plus, la grande diversité des sources de dérangement regroupées sous les vocables « villégiature », « occupation du territoire » et « activités récréotouristiques », ainsi que de différentes échelles biologiques de perception des réponses fauniques aux impacts anthropiques (Johnson et St-Laurent 2011) rend la synthèse des connaissances plus difficile.

La présente revue de littérature s'intéresse particulièrement aux impacts de l'occupation du territoire, au développement de la villégiature et aux activités récréatives sur l'écologie du caribou. La synthèse des connaissances sur l'impact des réseaux routiers de St-Laurent et ses collaborateurs (2012) est également à consulter. Souvent, les deux types d'impacts sont difficilement dissociables, tant dans la littérature que sur le terrain ; l'occupation du territoire et la villégiature passant pratiquement obligatoirement par le développement d'un réseau routier, aussi simple soit-il. En effet, en raison de leur association étroite avec des activités humaines pour des raisons d'accessibilité (p. ex. villes, coupes forestières, mines, barrages, oléoducs, etc.), distinguer les impacts des routes, des infrastructures et activités associées peut s'avérer difficile. Les routes présentent des impacts potentiellement synergiques avec les sources d'anthropisation (voir Houle et coll. 2010 pour un exemple chez le loup gris). De ce fait, l'effet des routes est souvent additif et cumulé aux autres formes de développement et d'exploitation industriels (Nellemann et coll. 2001, Beauchesne et coll. 2013, 2014).

Le présent document se concentre sur deux facettes de l'occupation du territoire : la présence d'infrastructures [chalets, camps (forestiers, industriels, pourvoiries) et stations récréotouristiques] et des activités associées à l'exploitation de ces infrastructures (activité motorisée ou non). Comme peu d'études ont à ce jour été réalisées sur la réponse du caribou montagnard à l'occupation du territoire et au développement de la villégiature, les résultats d'études portant sur l'ensemble du genre *Rangifer*, soit le renne (*R. t. tarandus* ; sous-espèces européennes) et le caribou forestier (*R. t. caribou*; sous-espèce nord-américaine) (Courtois et coll. 2003), seront traités.

## 5.1. Vulnérabilité du genre *Rangifer*

Les réponses démographiques sont sans contredit les signaux les plus marquants des impacts d'une perturbation anthropique sur une espèce faunique (Johnson et St-Laurent 2011). À cet effet, il importe de noter que le caribou des bois est une espèce à statut précaire qui s'est montrée jusqu'ici vulnérable aux différentes pressions qui opèrent dans son habitat, tant à l'échelle québécoise que canadienne ou nord-américaine (COSEPAC 2001, MRNF 2005, Vors et Boyce 2009; Festa-Bianchet et coll. 2011). En effet, les différentes hardes subsistant au Québec présentent de faibles taux de croissance, conséquence d'un faible taux de recrutement lié à la mortalité d'une forte proportion de faons (Pinard et coll. 2012). En effet, les femelles ne donnent naissance qu'à un seul faon, contrairement à d'autres espèces de cervidés, et la probabilité de survie du faon est généralement faible à très faible dans les premières semaines de vie (Pinard et coll. 2012). La forte pression de prédation sur les faons expliquerait la faible capacité de rétablissement des populations de caribous ayant été auparavant soumis à de fortes pressions de chasse (Bergerud 1974).

Le caribou se montre donc excessivement vulnérable à toute source de dérangement, particulièrement en ce qui a trait aux femelles accompagnées de faons ou en période de mise bas. Qui plus est, des facteurs additionnels ont été isolés pour expliquer la vulnérabilité de l'espèce face à l'anthropisation (Vors et Boyce 2009; Festa-Bianchet et coll. 2011). Les grands mammifères comme le caribou persistent naturellement en faibles densités comparativement à la petite faune (Gibbs et Shriver 2002), et ont de faibles taux de reproduction (Fahrig et Rytwinski 2009).

Dyer et collaborateurs (2002) stipulait que le caribou d'écotype forestier serait plus sensible aux diverses formes de perturbation en raison de son comportement « sédentaire » qui le confronte continuellement aux perturbations présentes dans son domaine vital. Les relevés télémétriques sur le caribou de la Gaspésie démontrent que celui-ci est en grande partie confiné dans le massif montagneux des Chic-Chocs et des McGerrigle (Mosnier et coll. 2003). Ainsi, il est raisonnable de croire que cette sensibilité accrue est également présente chez cette population.

## 5.2. Réponse du caribou à la proximité des infrastructures

Plusieurs études ont démontré que les caribous et les rennes tendent à éviter les habitats situés à proximité des structures anthropiques (p. ex. Nellemann et coll. 2000; Seip et coll. 2007; Wittmer et coll. 2006; Leblond et coll. 2011, 2013a, b, 2014; Bastille-Rousseau et coll. 2012; Leclerc et coll. 2012, 2014; Beauchesne et coll. 2013, 2014), et plus particulièrement à s'éloigner des chalets, camps de pourvoyeurs, camps forestiers (et autres camps industriels) (p. ex. Carr et coll. 2007; Fauteux et coll. 2010; Lesmerises et coll. 2013a). Bien que ces bâtiments soient spatialement associés aux routes et que les effets de ces deux types d'infrastructures puissent être confondus, certaines de ces études ont clairement dissocié leurs impacts respectifs et ont souligné l'évitement marqué des chalets, camps et autres bâtiments par le caribou (Fauteux et coll. 2010; Lesmerises et coll. 2013). Cet évitement variait d'intensité entre les différentes périodes du cycle vital annuel du caribou (c.-à-d. hiver, printemps, mise bas, été et rut), mais les caribous étudiés n'étaient jamais spatialement associés aux divers types de bâtiments.

À cet effet, à partir d'un modèle basé sur des localisations télémétriques, Gaudry (2013) a récemment démontré que le caribou de la Gaspésie évitait tous les types de structures linéaires (routes, chemins, sentiers, pistes de ski) durant la période enneigée. Durant la période sans neige, l'évitement des sentiers pédestres semblait moins frappant.

Malgré qu'il soit difficile de statuer sur la nature des causes sous-jacentes à l'évitement des infrastructures associées à la villégiature et aux autres formes d'occupation du territoire, l'hypothèse la plus crédible réfère au dérangement anthropique associé à la fréquentation humaine de ces diverses installations. Sans nécessairement altérer la structure et la composition des habitats, ni en diminuer la qualité intrinsèque, les activités de villégiature menées à l'intérieur des aires utilisées par le caribou peuvent résulter en une perte fonctionnelle d'habitat. En effet, le dérangement induit souvent un déplacement des caribous qui cherchent à diminuer le stress généré par la confrontation à une activité humaine (Webster 1997), une réponse qui peut être exacerbée si les caribous ne sont pas accoutumés à ce type de dérangement. Ce type de réponse s'apparente régulièrement aux comportements induits par la présence d'un prédateur, et les activités anthropiques sont souvent perçues comme telles par plusieurs espèces fauniques (Frid et Dill 2002). Les réponses usuelles du caribou quant au dérangement anthropique peuvent être très variées, passant d'une simple augmentation du comportement de vigilance à une fuite en panique, ce qui implique différentes conséquences pour l'animal (Jakimchuk 1980 ; Schideler 1986) sur les plans énergétiques et démographiques (Johnson et St-Laurent 2011).

À titre d'exemple, Carr et collaborateurs (2007) ont démontré une forte tendance à l'évitement des camps de pourvoiries lors de la sélection des sites de mise bas et d'élevage au sein du parc provincial Wabakimi (Ontario), les femelles s'éloignant jusqu'à 9 ou 10 km des infrastructures anthropiques. En modélisant la probabilité de présence du caribou à l'échelle de la localisation dans le Nitassinan d'Essipit, Fauteux et collaborateurs (2010) ont dissocié l'évitement des routes de l'évitement des chalets sans égard au type d'habitat fréquenté. Lesmerises et collaborateurs (2013a) quant à eux, ont modélisé la probabilité d'occurrence et l'intensité d'utilisation de massifs forestiers de diverses tailles en considérant la composition forestière de ces massifs de même que la structure du paysage environnant. Ils ont ainsi démontré que la présence de chalets de villégiature dans des rayons variant de 1 à 7,5 km autour des massifs de forêts résiduelles diminuait significativement tant la probabilité que ces massifs soient utilisés par le caribou que l'intensité d'utilisation (c.-à-d. la densité de localisations télémétriques) des rares massifs utilisés. Dans l'élaboration du modèle de qualité d'habitat du caribou forestier au Québec, les auteurs ont montré à quel point la proximité de voies d'accès altérait l'utilisation attendue d'un habitat par le caribou, une hypothèse validée par plusieurs experts ainsi que par des données télémétriques indépendantes (voir Leblond et coll. 2014, figure 2).

Une étude de Nellemann et collaborateurs (2000), menée à proximité d'une station touristique norvégienne a montré que chez le renne (*R. t. tarandus*), les femelles et les faons fréquentaient des habitats situés plus loin de la station (15-25 km) que les mâles et les juvéniles (5-10 km); toutefois, pratiquement tous les rennes évitaient la périphérie immédiate (0-5 km) du complexe récréotouristique, suggérant une relative intolérance des rennes à la proximité des infrastructures et des activités humaines. Un tel déplacement des rennes était de plus relié à une sous-utilisation des habitats favorables à proximité du complexe récréotouristique et à une surutilisation des habitats situés plus loin du complexe, essentiellement caractérisés par un surbroutement des ressources alimentaires. L'utilisation d'habitats sous-optimaux peut avoir des conséquences négatives importantes pour la dynamique de la population à long terme (Nellemann et coll. 2000). Entre 1986 et 1998, ces mêmes auteurs (Nellemann et coll. 2001) ont étudié la

répartition spatiale hivernale de rennes dans un territoire parsemé de routes et de chalets de villégiature en Norvège. Ils ont montré que bien que 78 % du territoire à l'étude étaient compris à moins de 5 km d'une infrastructure humaine, seulement 13 % des observations de rennes se trouvaient à l'intérieur de tels rayons d'influence des perturbations anthropiques. La baisse de 79 % des densités de renne à proximité (0-2, 5 km) des infrastructures touristiques entraînait une augmentation de 306 % des densités dans la zone située de 2,6 à 5 km, induisant du même coup un épuisement des stocks de lichen dans les zones affectées. Leurs travaux se sont par la suite intéressés à la restauration des sites perturbés. En effet, Nellemann et collaborateurs (2010) ont profité de travaux majeurs au sein du territoire occupé par une harde de rennes afin de tester l'effet du retrait de différents types de voies d'accès (p. ex. pistes de ski, sentiers de ski et de randonnée, chemins de petit calibre) et de chalets de villégiature. Une fois déplacées, ces infrastructures ont fait diminuer le taux de dérangement anthropique dans une portion de l'habitat de cette harde, et les auteurs ont vu augmenter le niveau de fréquentation de la portion restaurée du territoire. Néanmoins, aucun suivi des impacts potentiels de ce comportement de relocalisation sur les autres échelles biologiques de réponse (p. ex. survie, abondance) ne semble avoir été réalisé.

Ce phénomène de zone tampon est également aussi présent chez le caribou de la Gaspésie. Effectivement, il a été démontré que non seulement la structure linéaire est évitée par le caribou, mais que l'habitat perd une grande part de sa qualité dans une zone d'un kilomètre de part et d'autre de celle-ci (Gaudry 2013). Basé sur les données télémétriques de la fin des années 1990, l'auteur en conclut que cette perte fonctionnelle d'habitat varie d'approximativement de 33 à 77 %, selon le type d'habitat. Ainsi, le caribou se retrouve confiné sur les sommets dénudés où la densité de perturbation est la plus faible dans leur aire de distribution (Gaudry 2013). Cependant, des observations estivales de gardes-parc naturalistes du Parc National de la Gaspésie, plus de 10 ans après les travaux télémétriques, apportent un questionnement à l'effet qu'une forme d'habitation chez certains individus aurait eu lieu (Claude Isabel, comm. person.).

L'étude de Gaudry (2013) a démontré que les structures linéaires sont sélectionnées par l'ours noir et le coyote, les principaux prédateurs du caribou de la Gaspésie, pour faciliter leurs déplacements (Gaudry 2013). Ceci n'est pas sans conséquence sur la population, puisque les informations présentement disponibles indiquent que la mortalité des faons est majoritairement attribuable à la prédation.

La réaction d'évitement des caribous face aux structures anthropiques peut mener à une division des populations de caribous. Nellemann et ses collaborateurs (2001) ont constaté qu'une population de caribou avait été divisée en trois sous-populations avec peu ou pas d'échange entre elles en grande partie par les routes et les lignes de courant et leurs routes associées, qui entravent les migrations historiques. Les résultats d'études menées sur le caribou de la Gaspésie (Mosnier et coll. 2003) démontrent qu'il y a très peu ou aucun échange entre les trois sous-populations de caribous. De même, les travaux de Gaudry (2013), basés sur les résultats télémétriques de Mosnier et collaborateurs (2003) mettent en lumière la forte probabilité que les infrastructures linéaires soient à la base de cet isolement des trois hardes de caribous de la Gaspésie. Cette situation semble toujours persister puisqu'un récent suivi télémétrique suggère qu'aucun des 43 caribous porteurs de colliers GPS n'avait changé de sommet parmi les trois principaux massifs (d'ouest en est : Logan, Albert et McGerrigle) (Lesmerises et St-Laurent, données non publiées).

### 5.3. Réponses comportementales aux activités récréatives

Comme mentionné précédemment, le caribou et le renne, à l'instar de tous les ongulés, perçoivent souvent la présence humaine comme ils perçoivent la proximité d'un prédateur (Frid et Dill 2002), ce qui induit chez l'animal plusieurs réactions physiologiques et comportementales qui peuvent par la suite avoir de profonds impacts nutritionnels, énergétiques et finalement démographiques (Johnson et St-Laurent 2011). En étudiant le caribou des bois en Colombie-Britannique, Webster (1997) a offert une définition intéressante du concept de « dérangement anthropique » (ou dérangement humain), soit une activité humaine induisant une altération du comportement animal qui peut générer une augmentation de la demande énergétique et du risque de blessure. En effet, durant le dérangement, plusieurs systèmes régulateurs impliqués dans les réponses physiologiques et comportementales requièrent de grandes quantités d'énergie qui sont habituellement investies dans la croissance, le maintien et la reproduction (Geist 1975), principalement par des augmentations d'activité métabolique d'environ 25 %. Malgré qu'un dérangement répété puisse s'accompagner d'une forme d'habituation, une réduction de la croissance, une pauvre condition corporelle et une diminution de l'investissement reproducteur sont autant de conséquences pouvant résulter en une augmentation de la mortalité des adultes et des faons, et en fin de compte, en l'effondrement d'une population (Webster 1997). Ces altérations du budget énergétique ont d'autant plus d'importance lorsqu'elles surviennent durant la période de mise bas et d'élevage des jeunes, puisque la survie des jeunes est plus précaire que celle des adultes.

Dumont (1993) a réalisé une étude sur le caribou de Gaspésie portant spécifiquement sur l'impact des quelque 9 000 randonneurs fréquentant annuellement le sommet du mont Jacques-Cartier (Parc National de la Gaspésie) à l'époque. Il a montré que la simple présence de randonneurs sur ce sommet modifiait de manière notable le comportement des caribous qui consacraient alors plus de temps aux déplacements et à la vigilance, et ce, au détriment du temps passé à s'alimenter. Dumont (1993) reliait de plus cette modification du budget énergétique à une diminution probable de leur condition physique ce qui, finalement, pourrait expliquer une partie des taux de survie et de reproduction moins élevés notés dans cette population. Ainsi, la fréquentation des sommets du parc de la Gaspésie par les randonneurs contraindrait les caribous à délaisser les zones de toundras alpines et de forêts matures situées près des sommets en faveur des zones boisées de plus faibles altitudes où le risque de prédation des faons par le coyote et l'ours noir s'avérait plus élevé (Dumont 1993).

De son côté, Colman et ses collaborateurs (2012) ont réalisé une étude sur l'impact des skieurs et des sports de glisse avec cerfs-volants de traction (snow-kite) sur les caribous. Leur étude a permis de mettre en évidence que lorsqu'un sentier est fortement fréquenté (ski ou cerf-volant), il en résulte un important effet de barrière aux déplacements pour le caribou.

Plusieurs impacts liés au dérangement humain peuvent être également observés à différentes échelles biologiques chez les grands ongulés (Johnson et St-Laurent 2011). À titre d'exemple, la proximité d'un randonneur peut induire une augmentation des fréquences cardiaques et des modifications comportementales plus importantes que divers autres stimuli d'ordre mécanique (Eckstein et coll. 1979 ; MacArthur et coll. 1982 ; Freddy et coll. 1986 ; Simpson 1987 ; Anderson et coll. 1996). L'approche de randonneurs à pied a également été reliée à une augmentation du comportement de vigilance et à un évitement actif, le tout induisant une augmentation des demandes énergétiques (Richens et Lavigne 1978 ; Eckstein et coll. 1979 ; Ferguson et Keith 1982). Freddy et coll. (1986) ont d'ailleurs montré que les cerfs s'éloignaient

en courant plus loin et plus longtemps lorsque dérangés par des randonneurs à pied que par des randonneurs en motoneige, potentiellement en lien avec l'approche davantage silencieuse et l'apparition plus soudaine des randonneurs à pieds (Jakimchuk 1980 ; Webster 1997). En effet, plus le stimulus induisant une réponse de fuite de la part d'un ongulé est rapproché, plus longue est la distance de fuite plus longue et le temps requis pour recouvrir un rythme cardiaque normal (Anderson et coll. 1996). Kuck et ses collaborateurs (1985) ont de plus observé que la présence de randonneurs induisait des réponses d'évitement davantage marquées que des bruits industriels simulés (100 décibels) chez le wapiti, les femelles préconisant après un dérangement anthropique une sélection d'habitats plus aléatoire et moins optimale, fréquentant de plus grands domaines vitaux et démontrant une moins grande fidélité aux sites de mise bas et d'élevage.

Plusieurs études ont démontré le fait que les activités humaines telles que la randonnée, la motoneige et le ski de fond provoquaient un délaissement des lieux par le caribou au profit d'habitat de moindre qualité (Nellemann et coll. 2000 ; Wittmer et coll. 2006 ; Seip et coll. 2007). Dans la réserve de biosphère de Charlevoix, Duchesne et collaborateurs (2000) ont démontré qu'en présence d'écotouristes, les caribous passaient plus de temps debout, en état de vigilance, que de temps à s'alimenter et à ruminer et ce, peu importe le sexe et la classe d'âge des caribous. Ces auteurs ont de plus montré que plus le nombre de touristes augmentait dans le groupe de randonneurs, plus le temps passé à s'alimenter diminuait. Duchesne et collaborateurs (2000) ont toutefois noté une habituation des caribous au fur et à mesure que l'hiver progressait.

De toutes les activités récréotouristiques hivernales, il semble que la pratique de la motoneige (et chenillette) soit celle qui pose la menace la plus perceptible pour le caribou, principalement en raison de l'accès quasi illimité des motoneiges à toutes les portions des aires de confinement hivernales fréquentées par les diverses hardes (Simpson et Terry 2000). La présence de motoneige, en raison de leur grande vitesse, leur manoeuvrabilité et le grand bruit qu'elles produisent, peut représenter un stimulus alarmant pour les caribous (Seip et coll. 2007) et les rennes (Tyler 1991). L'impact des motoneiges est d'autant plus important lorsque celles-ci ne sont pas sur des sentiers prédéterminés où leur déplacement est prévisible (Reinmer et coll. 2003). En Colombie-Britannique, Seip et collaborateurs (2007) ont montré l'abandon d'un massif rocheux par une harde de caribous en raison de la fréquentation intensive des motoneigistes. Ces auteurs ont relié de telles migrations forcées vers un secteur de moindre qualité (ressources et risque de prédation) à augmentation probable de la mortalité.

De plus, les pistes hivernales entretenues par les réseaux de motoneigistes et de quad sont reconnues comme des sentiers utilisés par les divers prédateurs du caribou, ce qui augmente l'impact global de ces activités sur la conservation du caribou. À ce type de perturbation s'ajoute également, en régions montagneuses, la pratique d'héli-ski; une activité où le transport des skieurs s'effectue par hélicoptère. Ceci peut entrer en conflit avec les habitats situés en altitude sur des pentes faibles, préférentiellement utilisés par le caribou. En effet, une étude menée par Calef et collaborateurs (1976) démontrait des réactions de panique ou de fortes réactions de fuites dans une majorité des individus dans les groupes de caribous lorsque l'aéronef était proche (60 m à 150 m). Les caribous réagissaient moins fortement en haut de 300 m d'altitude (Calef et coll. 1976).

Chez une population de chèvres de montagne (*Oreamnos americanus*) qui utilise des habitats similaires à ceux retrouvés dans le Parc National de la Gaspésie, Côté et collaborateur (2013) ont démontré que le potentiel d'habituation de cet ongulé alpin à la présence répétée d'hélicoptères était très faible, malgré plusieurs années d'exposition à ce dérangement. De plus, la probabilité d'observer un événement de dérangement chez les chèvres de montagne était principalement liée à la distance horizontale de l'hélicoptère par rapport aux individus observés. Par ailleurs, St-Louis et collaborateurs (2013) ont montré pour cette même population de chèvres de montagne que les animaux réagissaient fortement et négativement à l'approche de véhicules tout-terrains, principalement lorsque les véhicules approchaient directement vers les animaux à vitesse élevée. Il est probable que chez le caribou de la Gaspésie, la réponse comportementale de ce dernier soit similaire à celle observée chez la chèvre de montagne.

## 6. Recommandations

### 6.1. Développement des recommandations

Les recommandations ont été développées au sein d'un groupe de mise en oeuvre issue de l'équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie (voir section équipe de réalisation). Une fois identifiées par le sous-groupe, les recommandations ont été soumises à l'équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie pour bonification. À la suite des commentaires et des suggestions de l'équipe de rétablissement du caribou, les recommandations retenues ont été colligées dans le présent document.

À la lumière des informations contenues dans ce document sur l'état de la population de caribous de la Gaspésie ainsi que la réponse des différentes sous-espèces du genre *Rangifer* face aux infrastructures et aux activités récréatives, l'équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie émet les recommandations suivantes concernant la pratique et le développement des activités récréatives dans l'habitat du caribou de la Gaspésie.

- Maximiser l'utilisation des réseaux de routes, de chemins ou de sentiers déjà existants dans l'habitat légal du caribou de la Gaspésie de manière restreindre le nombre de nouveaux réseaux ;
- Ne pas développer de nouvelles infrastructures de villégiature (p. ex. chalets, terrains de camping, etc.) dans l'habitat légal du caribou de la Gaspésie ;
- Reboiser les routes, les chemins et les sentiers désuets présents dans l'habitat légal du caribou de la Gaspésie en débutant par ceux situés le plus près des caribous ;
- Ne pas permettre la randonnée de motoneige ou de VTT sur neige dans l'habitat légal du caribou de la Gaspésie, à l'exception d'un usage spécifique au transport des travailleurs en empruntant les routes secondaires (14, 16, 17...);
- Ne pas permettre la randonnée récréative de VTT dans l'habitat légal du caribou de la Gaspésie,
- Ne pas permettre la pratique de motoneige « hors piste » dans l'habitat légal ;
- Ne pas permettre les activités récréatives hélicoptérées et minimiser le dérangement occasionné par tout type d'aéronef ;
- Toutes les activités de randonnées (pédestre, ski, raquette, etc) devraient être concentrées dans des sentiers bien balisés de façon à minimiser l'étendue de l'impact ;

- Toutes les activités de randonnées (pédestre, ski, raquette, etc) devraient utiliser les mêmes sentiers en période avec neige et sans neige de façon à limiter le nombre de sentiers ;
- Toutes les activités de randonnées (pédestre, ski, raquette, etc) devraient être localisées dans des endroits loin des caribous afin de minimiser les rencontres avec ceux-ci ;
- Une signalisation indiquant les limites de l’habitat légal du caribou de la Gaspésie avec un texte informatif devrait être présente sur les principaux sentiers et chemin d’accès à l’habitat si un type semblable n’est pas déjà en place ;
- Toute entreprise privée souhaitant développer une activité récréative commerciale dans l’habitat légal du caribou de la Gaspésie devra démontrer de façon étoffée, en s’appuyant notamment sur les meilleures connaissances disponibles, dont celles retrouvées dans des revues scientifiques sur le sujet, que son activité ne présente pas de risque pour le rétablissement du caribou de la Gaspésie ;
- Ne pratiquer aucune activité récréative dans les secteurs ou habitats fréquentés par le caribou durant la période de mise bas et la période du rut.

## 7. Conclusion

L’occupation du territoire, qu’elle implique uniquement des activités récréatives ou le développement d’infrastructures pérennes lourdes (bâtiments, routes), a des implications non négligeables sur la physiologie, le comportement et la démographie du caribou des bois, quel que soit l’écotype (forestier ou montagnard). Rares sont les impacts positifs répertoriés, ce qui laisse croire que de diminuer le plus possible les perturbations d’origine anthropique figure tant que stratégies de conservation préconisées dans l’aire de distribution de l’espèce. Cependant, et bien que ces infrastructures et activités aient des impacts davantage pérennes que l’exploitation forestière, il appert que la réglementation régissant l’occupation du territoire demeure à être renforcée sur le territoire québécois. Quelques études ont récemment montré que le retrait de routes, sentiers et chalets pouvait bénéficier au renne en Scandinavie (Nellemann et coll. 2010). D’un point de vue de la conservation, l’application d’une réglementation stricte encadrant les diverses formes de perturbations anthropiques apparaît d’autant prioritaire que ces perturbations risquent de modifier de manière permanente des habitats essentiels utilisés par l’écotype montagnard du caribou des bois et ce, dans l’ensemble de son aire de répartition.

À ce titre, l’équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie a émis un nombre de recommandations pour réduire l’impact des infrastructures et des activités récréatives sur le caribou dans son habitat légal. L’équipe de rétablissement juge que l’application de ces recommandations est essentielle au rétablissement du caribou de la Gaspésie.

Même si les recommandations ont été formulées dans le cadre législatif disponible, notamment l’habitat légal d’une espèce menacée, l’équipe de rétablissement est d’avis que ces recommandations devraient être considérées et appliquées dans l’ensemble du territoire fréquenté par le caribou de la Gaspésie. Ainsi, toute personne, organisation ou entreprise utilisant un territoire fréquenté par le caribou et désireux de contribuer au maintien et au rétablissement de l’espèce, peut, de façon volontaire adhérer aux recommandations de l’équipe de rétablissement présentées dans ce document.



## Références bibliographiques

- ANDERSON, R., J.D.C. LINNELL, R. LANGVATN. 1996. Short term behavioural and physiological response of moose *Alces alces* to military disturbance in Norway. *Biological Conservation* 77, 169–176.
- APPS, C.D. et B.N. McLELLAN. 2006. Factors influencing the dispersion and fragmentation of endangered mountain caribou populations. *Biological Conservation* 130: 84-97.
- 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. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Québec, 66 p.
- BEAUCHESNE, D., J.A.G. JAEGER and M.-H. ST-LAURENT. 2013. Disentangling woodland caribou movements in response to clearcuts and roads across temporal scales. *PLoS ONE* 8(11): e77514.
- BEAUCHESNE, D., J.A.G., JAEGER et M.-H. ST-LAURENT. 2014. Thresholds in the capacity of boreal caribou to cope with cumulative disturbances: Evidence from space use patterns. *Biological Conservation* 172: 190-199.
- CALEF, W.G., E. A. DeBOCK and M. LORTIE. 1976. The Reaction of Barren-Ground Caribou to Aircraft. *Arctic* 29 (4), pp 201-212.
- CARR, N.L., A.R. RODGERS and S.C. WALSH. 2007. Caribou nursery site habitat characteristics in two northern Ontario parks. *Rangifer*, Special Issue No. 17: 167-179.
- COLMAN, J.E., M S. LILLEENG, D TSEGAYE, M.D. VIGELAND and E REIMERS. 2012. Responses of wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) when provoked by a snow-kiter or skier: A model approach. *Appl. Anim. Behav. Sci.* pp 82–89.
- COSEPAC. Espèces sauvages canadiennes en péril. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Site Web : [http://www.cosepac.gc.ca/fra/sct0/rpt/rpt\\_ecep\\_f.cfm](http://www.cosepac.gc.ca/fra/sct0/rpt/rpt_ecep_f.cfm) [Consulté le 6 juillet 2010].
- COSEPAC. 2011. Unités désignables du caribou (*Rangifer tarandus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 88 p.
- CÔTÉ, S.D., S. HAMEL, A. ST-LOUIS and J. MAINGUY. 2013. Do mountain goats habituate to helicopter disturbance? *Journal of Wildlife Management* 77 : 1244-1248.
- COURTOIS, R., L. BERNATCHEZ, J.-P. OUELLET and L. BRETON. 2003. Significance of caribou (*Rangifer tarandus*) ecotypes from a molecular genetics viewpoint. *Conservation Genetics* 4 : 393-404. St-Laurent et coll. 2011.

- DUCHESNE, M., S.D. COTE and C. BARRETTE. 2000. Responses of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada. *Biological Conservation* 96 : 311-317.
- DUMONT, A. 1993. Impact des randonneurs sur les caribous, *Rangifer tarandus caribou*, du parc de conservation de la Gaspésie. Mémoire de maîtrise, Université de Laval, Québec, 80 p.
- DYER, S.J., J.P. O'NEILL, S.M. WASEL and 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 and 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.
- ECKSTEIN, R. G., T. F. O'BRIEN, O.J. RONGSTAD and J.G. BOLLINGER. 1979. Snowmobile effects on movements of white-tailed deer - a case study - *Environ. Con.* : 45-51.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 2012. Programme de rétablissement du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population boréale, au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Environnement Canada, Ottawa. xii + 152 p.
- FAHRIG, L. and T. RYTWINSKI. 2009. Effects of Roads on Animal Abundance: an Empirical Review and Synthesis. *Ecology and Society* 14.
- FAUTEUX, D., M.-H. ST-LAURENT, J.-P. OUELLET and C. DUSSAULT. 2010. Habitat selection by a forest-dwelling caribou (*Rangifer tarandus caribou*) population: a management perspective involving First Nations. Rapport de recherche, Université du Québec à Rimouski, 32 p.
- FESTA-BIANCHET, M., J.C. RAY, S. BOUTIN, S.D. CÔTÉ. and A.GUNN, 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Can. J. Zool.* 89(5) : 419-434. doi : 10.1139/Z11-025
- FREDDY, D. J., W. M. BRONAUGH and M. C. FOWLER. 1986. Responses of mule deer to disturbance by persons affoot and snowmobiles - *Wildl. Soc. Bull.* 14 : 63-68.
- FRID, A. and L. DILL. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6:11 (URL : <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art11>).
- FERGUSON, M. A., and L. B KEITH. 1982. Influence of Nordic skiing on distribution of moose and elk in Elk Island National Park, Alberta. *Canadian field-naturalist*. Ottawa ON, 96(1), 69-78.
- GAUDRY, W. 2013. Impact des structures anthropiques linéaires sur la sélection d'habitat du caribou, de l'ours noir et du coyote en Gaspésie. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 113 p.

- GEIST, V. 1975. Harassment of large mammals and birds with a critique of the research submitted by Arctic Gas Study Ltd. Report to the Berger Commission, Faculty of Environmental Design, University of Calgary.
- GIBBS, J.P. and W.G. SHRIVER. 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology* 16 : 1647-1652. St-Laurent et coll. 2011
- HOULE, M., D. FORTIN, C. DUSSAULT, R. COURTOIS and J.-P. OUELLET. 2010. Cumulative effects of forestry on habitat use by gray wolf (*Canis lupus*) in the boreal forest. *Landscape Ecology* 25: 419-433.
- JAKIMCHUK, R.D. 1980. Disturbance to barren-ground caribou: a review of the effects and implications of human developments and activities. In : Banfield, A.W.F. and Jakimchuk, R.D. (eds.). *Analyses of the Characteristics and Behaviour of Barren-Ground Caribou in Canada*. Polar Gas Project, Toronto. 140 p.
- JAMES, A.R.C. and A.K. STUART-SMITH. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management* 64 : 154-159.
- JOHNSON, C. and M.-H. ST-LAURENT. 2011. Unifying framework for understanding impacts of human developments on wildlife. Chapter 3 (Pp. 23-54) in : *Energy Development and Wildlife Conservation in Western North America*. D.E. Naugle (Ed.), Island Press, Washington, 305 p.
- KUCK, L., HOMPLAND, G. L., and E. H. MERRILL. 1985. Elk calf response to simulated mine disturbance in southeast Idaho. *The Journal of wildlife management*, 751-757.
- LEBLOND M, C. DUSSAULT, J.-P., OUELLET. 2013a. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *J Zool* 289:32-40 doi : 10.1111/j.1469-7998.2012.00959.x.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET. 2013. Impacts of human disturbance on large prey species: do behavioral reactions translate to fitness consequences? *PLoS one*, 8(9): e73695.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT and M.-H. ST-LAURENT. 2014. Development and validation of an expert-based habitat suitability model to support boreal caribou conservation. *Biological Conservation* 177: 100-108.
- LEBLOND M, J. FRAIR, D. FORTIN, C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, R. COURTOIS. 2011 Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landsc Ecol* 26:1433-1446 doi : 10.1007/s10980-011-9647-6.
- LECLERC, M., C. DUSSAULT and M.-H. ST-LAURENT. 2012. Multiscale assessment of the impacts of roads and cutovers on calving site selection in woodland caribou. *Forest Ecology and Management* 286 : 59-65.

- LECLERC, M., C. DUSSAULT and M.-H. ST-LAURENT. 2014. Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia* 176 : 297-306.
- LESMERISES, R., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT and M.-H. ST-LAURENT. 2013. The influence of landscape matrix on isolated patch use by wide-ranging animals: Conservation lessons for woodland caribou. *Ecology and Evolution* 3: 2880-2891.
- LESMERISES, F., C. DUSSAULT and M.-H. ST-LAURENT. 2013. Major roadwork impacts the space use behaviour of a large carnivore. *Landscape and Urban Planning* 112: 18-25.
- MACARTHUR, R. A., V. GEIST and R.H. JOHNSTON. 1982. Cardiac and behavioral responses of mountain sheep to human disturbance. *J. Wildl. Manage.*, 46,351-8.
- MAHONEY, S.P. and J.A. SCHAEFER. 2002. Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou. *Biological Conservation* 107 : 147-153.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC. Liste des espèces désignées menacées ou vulnérables au Québec. Site Web : <http://www3.mrnf.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=53> [Consulté le 6 juillet 2010]
- MOISAN, G. 1957. Le caribou de Gaspé III : analyse de la population et plan d'aménagement. *Nat. Can (Qué.)*, 84 : 5-27.
- MOSNIER, A., J-P. OUELLET, L. SIROIS et N. FOURNIER. 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: a hierarchical analysis. *Canadian Journal of Zoology*, 81; 1174-1184
- NELLEMANN, C., P. JORDHOY, O.G. STOEN and O. STRAND. 2000. Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. *Arctic* 53 : 9-17.
- NELLEMANN, C., I. VISTNES, P. JORDHOY and O. STRAND. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* 101: 351-360.
- NELLEMANN, C., I. VISTNESS P. JORDHØY, O.-G. STØEN, B. P. KALTENBORN, F. HANSSSEN and R. HELGESEN. 2010. Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges. *Restoration Ecology* 18: 873-881.
- PINARD V, C. DUSSAULT, J-P. OUELLET, D. FORTIN and R. COURTOIS. 2012 Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. *J Wildl Manage* 76:189-199 doi : 10.1002/jwmg.217.
- POLFUS, J.L., M. HEBBLEWHITE and K. HEINEMEYER. 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation* 144 : 2637–2646.

- REIMERS, E., S. EFTESTOL, and J. E. COLMAN. 2003. Behavior responses of wild reindeer to direct provocation by a snowmobile or skier. *Journal of Wildlife Management* 67:747–754.
- RICHENS, V.B., and G.R. LAVIGNE. 1978. Responses of white-tailed deer to snowmobiles and snowmobile trails in Maine. *Can. Field-Nat.* 92:334–344.
- RØED, K.H., M.A.D. FERGUSON, M. CRÊTE and T.A. BERGERUD. 1991. Genetic variation in transferring as a predictor for differentiation and evolution of caribou from eastern Canada. *Rangifer*, 11: 65-74.
- ST-LAURENT, M.-H., K. BÉDARD et J.-P. MARCOUX. 2012. Synthèse des connaissances relatives aux impacts de l'occupation du territoire sur l'écologie du caribou forestier. Revue de littérature présentée à l'équipe provinciale de rétablissement du caribou forestier – Groupe de mise en œuvre sur le développement anthropique, Université du Québec à Rimouski, 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), 42-47.
- ST-LAURENT, M.-H., F. Lesmerises, M.-A. Nadeau Fortin et S. Bauduin. 2014. Acquisition de connaissances nécessaires à la désignation de l'habitat essentiel du caribou des bois, population de la Gaspésie-Atlantique – Rapport intérimaire 2014. Rapport scientifique présenté à Environnement Canada – Service Canadien de la Faune, Rimouski (Québec). 24 p. + iii.
- ST-LOUIS, A., HAMEL, S., MAINGUY, J., et CÔTÉ, S.D. 2013. Factors Influencing the Reaction of Mountain Goats Towards All-Terrain Vehicles. *The Journal of Wildlife Management*, 77(3): 599-605.
- SEIP, R. DALE, C.J. JOHNSON, and G.S. WATTS. 2007. Displacement of Mountain Caribou From Winter Habitat by Snowmobiles. *The Journal of Wildlife Management*, 71: 1539-1544.
- SHIDELER, R.T., 1986. Impacts of oil and gas development on the Central Arctic Herd. Vol. 11. Impacts of human developments and land use on caribou: A literature review. Juneau: Alaska Department of Fish and Game. Technical Report 86-3. 12p
- SIMPSON, K. 1987. The effects of snowmobile use on winter range use by Mountain Caribou. British Columbia Ministry of Environment, Wildlife Working Report WR-25, Victoria, Canada.
- SIMPSON, K., and E. L. TERRY. 2000. Impacts of backcountry recreation activities on Mountain Caribou: management concerns, interim management guidelines and research needs. British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Working Report WR-99, Victoria, Canada.

- TYLER, N. J. C. 1991. Short-term behavioural responses of Svalbard reindeer *Rangifer tarandus platyrhincus* to direct provocation by a snowmobile. *Biological Conservation* 56: 179-194.
- VORS, L. S. and M. S. BOYCE. 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* 15: 2626-2633.
- WEBSTER, L. 1997. The effects of human related harassment on Caribou. Unpubl. Rep. B.C. Minist. Environ., Lands and Parks, Williams Lake, BC. 33pp.
- WITTMER, H.U., B.N. McLELLAN and F.W. HOVEY. 2006. Factors influencing variation in site fidelity of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 84 : 537-545.

EN 950950

rapport  
synthèse

**LE CARIBOU  
DU PARC DE LA GASPÉSIE:  
CONNAISSANCES  
ET RECOMMANDATIONS  
SUR LA GESTION  
DU TROUPEAU**

par

François Messier  
Jean Ferron  
Jean-Pierre Ouellet

Avril 1987

Québec 

EN 950950

**Le caribou du Parc de la Gaspésie:  
synthèse des connaissances et recommandations  
sur la gestion du troupeau.**

Etude réalisée pour le compte  
du Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche

par

François Messier, Jean Ferron et Jean-Pierre Ouellet

Département de biologie et de sciences de la santé  
Université du Québec à Rimouski  
Avril 1987

Dépôt légal

Bibliothèque nationale du Québec

Deuxième Trimestre 1987

ISBN: 2-550-17315-5

## AVANT-PROPOS

Le présent travail a été réalisé dans le cadre d'une entente contractuelle entre la Direction de la faune terrestre du Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche et l'Université du Québec à Rimouski. Conformément au mandat qui nous a été confié, nous y présentons une synthèse des connaissances sur le troupeau de caribous du Parc de la Gaspésie et y formulons une série de recommandations sur la gestion future du troupeau.

Cette étude a été rendue possible grâce à la collaboration du personnel du Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche attaché aux services suivants: le Service d'aménagement et d'exploitation de la faune et le Service du plein air et des parcs de la région Bas St-Laurent - Gaspésie - Îles-de-la-Madeleine (notamment le personnel du bureau de Ste-Anne-des-Monts), la Direction de la faune terrestre, la Direction des opérations régionales et la Direction générale des parcs et des territoires fauniques. Nous tenons à remercier de façon plus particulière messieurs Alain Desrosiers, Pierre Dupuy et Julien Lévesque, du Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, pour leur étroite collaboration et mesdames Jacinthe Côté et Suzanne Gagnon, de l'Université du Québec à Rimouski, pour leur assistance dans la préparation du manuscrit.

## RESUME

L'aire de répartition du caribou a régressé au Québec depuis un siècle. Au sud du St-Laurent, les caribous se sont vus confinés dans la péninsule Gaspésienne, où un seul troupeau persiste dans les monts Chic-Chocs; c'est le troupeau du Parc de la Gaspésie. Cette population isolée est fragile et on s'interroge actuellement sur son avenir démographique. Face à ces interrogations et dans un esprit de conservation, nous tenterons donc ici de dégager la problématique d'ensemble de la sauvegarde de cette population et de prescrire un plan de gestion. Notre effort de recherche porte sur les quatre objectifs suivants: i) synthétiser l'information biologique et socio-économique concernant le troupeau; ii) offrir une critique la plus objective possible des résultats et des interprétations qui y sont rattachées; iii) dégager les perspectives d'avenir de la conservation de ce troupeau; iv) proposer des recommandations de gestion. Les principales conclusions de cette étude sont les suivantes. Le troupeau se trouve au mieux dans une phase de stabilisation, mais somme toute très précaire en raison de la baisse marquée du pourcentage de faons dans la population totale depuis 1984, ce qui laisse présager un déclin de la population pour les années à venir. Le maintien de l'habitat dans lequel le caribou évolue actuellement doit être assuré. La population sympatrique de cerf de Virginie affecte vraisemblablement la mortalité du caribou par la transmission du ver des méninges, parasite létal pour cette dernière espèce. L'arrivée récente du coyote constitue un facteur additionnel de mortalité à cause de la prédation potentielle sur les faons. Le braconnage est un facteur additionnel de mortalité mais dont l'importance ne peut être établie à partir des

connaissances actuelles. Du point de vue de son bagage génétique, le troupeau de caribous du Parc de la Gaspésie ne constitue pas actuellement la seule population relique du caribou des bois. De plus, la régression de ce troupeau est attribuable en grande partie à des phénomènes démographiques naturels auquel l'homme peut très difficilement s'opposer. A partir de ces conclusions, nous proposons au Ministère une stratégie de gestion de ce troupeau qui suit deux lignes maîtresses: i) minimiser au maximum les effets dépressifs causés directement par l'homme et ii) adopter une attitude de résignation face aux interactions naturelles impliquées dans le système.

## TABLE DES MATIERES

Avant-propos	p. iii
Résumé	p. iv
Table des matières	p. vi
Liste des tableaux	p. viii
Liste des figures	p. ix
Liste des annexes	p. x
1. Introduction	p. 1
2. Méthodes de travail	p. 4
3. Le milieu	p. 5
4. La synthèse	p. 9
4.1 Evolution démographique	p. 9
4.2 Structure de population	p. 10
4.3 Reproduction	p. 13
4.4 Mortalité	p. 16
4.5 Aire de répartition et déplacements saisonniers	p. 17
4.6 Habitudes alimentaires	p. 21
4.7 Modification des habitats et dérangements	p. 22
4.8 Aspects socio-économiques	p. 24
5. La critique	p. 26
5.1 Statut biologique du troupeau	p. 26
5.2 Qualité des dénombrements	p. 28
5.3 Evolution du cheptel	p. 33
5.4 Facteurs limitants, passés et futurs	p. 34
5.5 Valeurs socio-économiques du troupeau	p. 44
6. La problématique d'ensemble en 1987	p. 45

7. Recommandations	p. 50
7.1 Protection et mise en valeur du caribou	p. 50
7.2 Evolution du cheptel	p. 51
7.3 Démographie du troupeau	p. 53
7.4 Mesures correctives	p. 54
Références bibliographiques	p. 55
Annexes	p. 61

**LISTE DES TABLEAUX**

- Tableau 1. Sommaire des recensements automnaux par inventaires  
aériens des secteurs du mont Albert et des monts McGerrigle  
de 1953 à 1986. p. 11
- Tableau 2. Structure de la population à l'automne (septembre et octobre)  
du troupeau de caribous de la Gaspésie de 1953 à 1986. p. 14
- Tableau 3. Participation aux randonnées libres et guidées sur les sommets  
des monts Albert et McGerrigle de 1983 à 1986. p. 25
- Tableau 4. Revue des études qui ont traité de la démographie d'une  
population de caribous évoluant en milieu boisé et dont  
les lichens arboricoles constituaient la source première  
de nourriture en hiver. p. 43

## LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Aire de répartition du caribou dans le nord-est de l'Amérique du Nord. p. 2
- Figure 2. (A) Limite du Parc de la Gaspésie avec son zonage actuel; (B) modification de zonage proposée. p. 6
- Figure 3. Séquence altitudinale des trois strates végétaives au mont Jacques-Cartier (modifié d'après Boudreau 1981). p. 8
- Figure 4. Evolution du nombre de caribous observés de 1973 à 1986 lors des recensements automnaux sur les monts Albert et McGerrigle ( $r^2 = 0,07$ ;  $P > 0,10$ ). p. 12
- Figure 5. Evolution du pourcentage (%) de faons de 1973 à 1986 lors des inventaires automnaux sur les monts Albert et McGerrigle ( $r^2 = 0,23$ ;  $P > 0,10$ ). p. 15
- Figure 6. Limite de l'aire de répartition du caribou du Parc de la Gaspésie , de 1975 à 1977 telle qu'estimée à partir des résultats présentés dans les études télémétriques de Georges *et al.* (1976) et de Rivard (1978). p. 18

## LISTE DES ANNEXES

- Annexe 1. Méthode de calcul du taux de survie des faons à partir  
de l'évolution du rapport faons:femelles. p. 61
- Annexe 2. Méthode de calcul de l'estimé de l'effectif d'une population  
par "dénombrement limité". p. 63
- Annexe 3. Incendies forestiers à l'intérieur des limites du Parc de la  
Gaspésie depuis 1950. p. 64

## 1. INTRODUCTION

L'aire de répartition du caribou (*Rangifer tarandus*) en Amérique du Nord a connu des modifications importantes depuis un siècle (figure 1). Les changements les plus notables se sont faits sentir au sud de l'aire de répartition de l'espèce, soit principalement en milieu boisé. Miller (1982) nous rappelle qu'à la fin du 19<sup>e</sup> siècle, la répartition du caribou s'étendait jusqu'au nord de certains états américains dont le Maine, le New-Hampshire et le Vermont. Vers l'est, on note que le caribou fréquentait les forêts du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Ecosse et de l'île du Prince-Edouard (Miller 1982). Au Québec, les informations existantes suggèrent que le caribou occupait la presque totalité du territoire, y compris sa partie la plus méridionale (Moisan 1956a; Audet 1979).

Avec l'arrivée des premiers Européens, la colonisation laissa ses marques: le défricheur modifia le milieu pour le rendre propice à l'agriculture, le forestier exploita les forêts jusque là vierges et le chasseur nourrit les bûcherons à même la grande faune. Les pertes de grandes étendues vitales pour le caribou, couplées à une chasse abusive de subsistance, précipitèrent le déclin de grandes populations de caribous. Il s'en suivit un retrait rapide vers le nord de son aire de répartition, retrait qui se fit sentir sur l'ensemble de l'est de l'Amérique du Nord (de Vos et Peterson 1951; Moisan 1956; Bergerud 1974).

Au Québec, la régression de l'aire de répartition du caribou s'est effectuée selon deux axes distincts pour des raisons géographiques. Au nord du St-Laurent, les

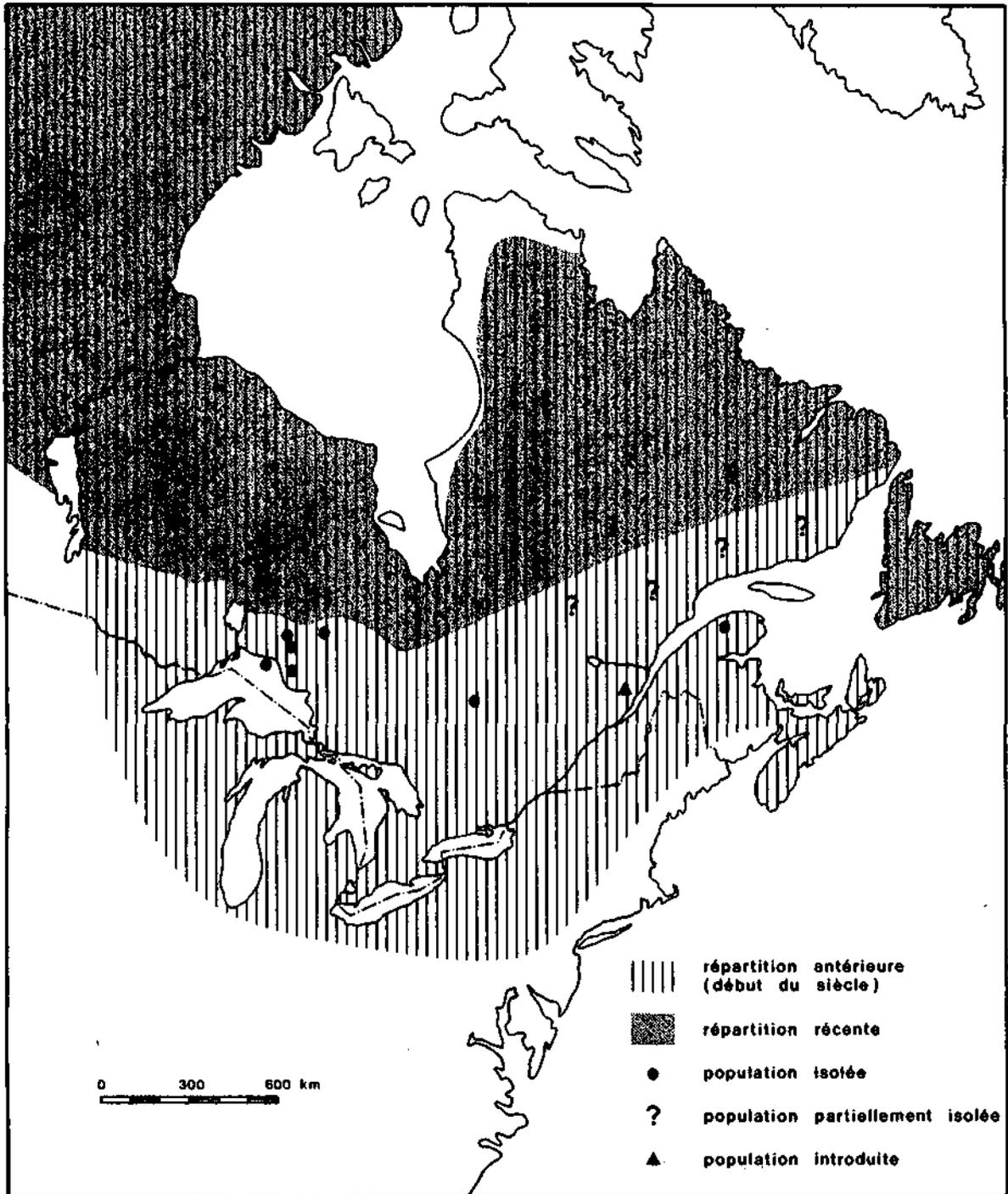


Figure 1. Aire de répartition du caribou dans le nord-est de l'Amérique du Nord.

Sources: Banfield (1961), Darby et Duquette (1986).

populations isolées situées dans les régions de Sept-Iles, du Lac St-Jean, du Lac Mistassini, et de Val d'Or (Bélanger et Le Henaff 1985) témoignent du retrait assez récent du caribou dans ce milieu. Au delà du 52e parallèle, la distribution du caribou présente un caractère plutôt "continu" (Bélanger et Le Henaff 1985). Au sud du St-Laurent, les caribous se sont vus confinés dans la péninsule gaspésienne où un seul troupeau persiste dans les monts Chic-Chocs. Cette population est connue sous le nom de "troupeau du Parc de la Gaspésie".

La conservation du caribou de la Gaspésie se défend au double point de vue économique et scientifique (Trépanier 1984). D'abord, son observation relativement facile augmente d'autant son attrait pour le touriste fréquentant la région. A preuve, des milliers de personnes visitent annuellement le Parc de la Gaspésie, attirées par la présence de ce cervidé nordique. Enfin, étant une population isolée, et dans les faits vestigiale, plusieurs s'accordent pour défendre l'unicité de ce troupeau comme étant les derniers descendants des caribous vivant en milieu boisé sur la rive sud du St-Laurent, d'où son importance scientifique.

Depuis les premiers recensements aériens effectués en 1953 par Moisan (1957), certaines informations laissaient croire à une baisse persistante du cheptel (Trépanier 1984). De plus, les classifications récentes des caribous par classes d'âge montraient une diminution notable du pourcentage de faons dans la population de 1984 à 1986 (Dupuy et Desrosiers 1986a).

Devant cette situation, le besoin d'une synthèse des connaissances sur le troupeau du Parc de la Gaspésie devenait prioritaire. Nous tenterons donc ici de dégager la problématique d'ensemble de la sauvegarde de cette population et de

prescrire un plan de gestion. Notre effort de recherche porte sur les quatre objectifs suivants: i) synthétiser l'information biologique et socio-économique concernant le troupeau; ii) offrir une critique la plus objective possible des résultats et des interprétations qui y sont rattachées; iii) dégager les perspectives d'avenir de la conservation de ce troupeau; iv) proposer des recommandations de gestion.

## **2. METHODES DE TRAVAIL**

L'information ayant servi à cette analyse fut puisée à partir de quelques 21 rapports gouvernementaux et comptes rendus techniques non publiés, ainsi que de 4 publications scientifiques. Ces écrits traitaient tous à divers degrés du caribou de la Gaspésie. Le Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche (Région du Bas-Saint-Laurent - Gaspésie - Iles-de-la-Madeleine, Service du plein air et des parcs et Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune) avait la responsabilité de nous fournir les rapports non publiés et certaines données en classeur. Pendant et après l'examen du matériel de travail, des consultations téléphoniques ou écrites ont été menées auprès des personnes ressources de ce ministère. De plus, une réunion tenue le 3 février 1987 réunissait à une même table les principaux intervenants de ce dossier. Lors de ces consultations, nos interrogations ont porté prioritairement sur l'exactitude et la qualité des résultats et la discussion a porté sur la nature des recommandations que nous comptions formuler. Les interprétations et les éléments de discussion de ce rapport ont été développés de façon indépendante pour en assurer l'originalité.

Nos recherches d'information ont porté également sur quelques 11 études

menées à l'extérieur du Québec, mais portant toutes sur des troupes de caribous évoluant en milieu boisé. Ces données comparatives nous ont permis de mieux situer l'écologie du troupeau du Parc de la Gaspésie. Le matériel consulté est détaillé dans la section "références bibliographiques".

### **3. LE MILIEU**

Le Parc de la Gaspésie (figure 2A) abrite la majorité des caribous encore présents au sud du St-Laurent. Cette unité géographique se caractérise par un relief accidenté et des habitats très diversifiés. La chaîne des Chic-Chocs, élément important du réseau appalachien, constitue l'épine dorsale du parc. Cette partie montagneuse forme une bande de quelques 10 kilomètres de largeur parallèle à la côte. Plusieurs de ces montagnes sont particulièrement fréquentées par le caribou: soit le mont Albert (1150 m) et l'ensemble des monts McGerrigle dominé par le mont Jacques-Cartier (1270 m). La vallée de la rivière Sainte-Anne ceinture à l'est et au nord le mont Albert, l'isolant ainsi des monts McGerrigle. Deux autres bassins de drainage se distinguent: celui de la rivière Madeleine qui prend sa source sur les hauts sommets des McGerrigle, et celui de la Grande Cascapédia bordant au sud-ouest le mont Albert. Finalement, notons que l'ensemble du haut relief prend un aspect moutonné par la présence de grands plateaux alpins, découpés par de nombreuses vallées plus ou moins encastrées.

Divers facteurs d'ordre géographique, en particulier l'altitude et la proximité du fleuve St-Laurent, modèlent le climat de ce secteur. La température moyenne de

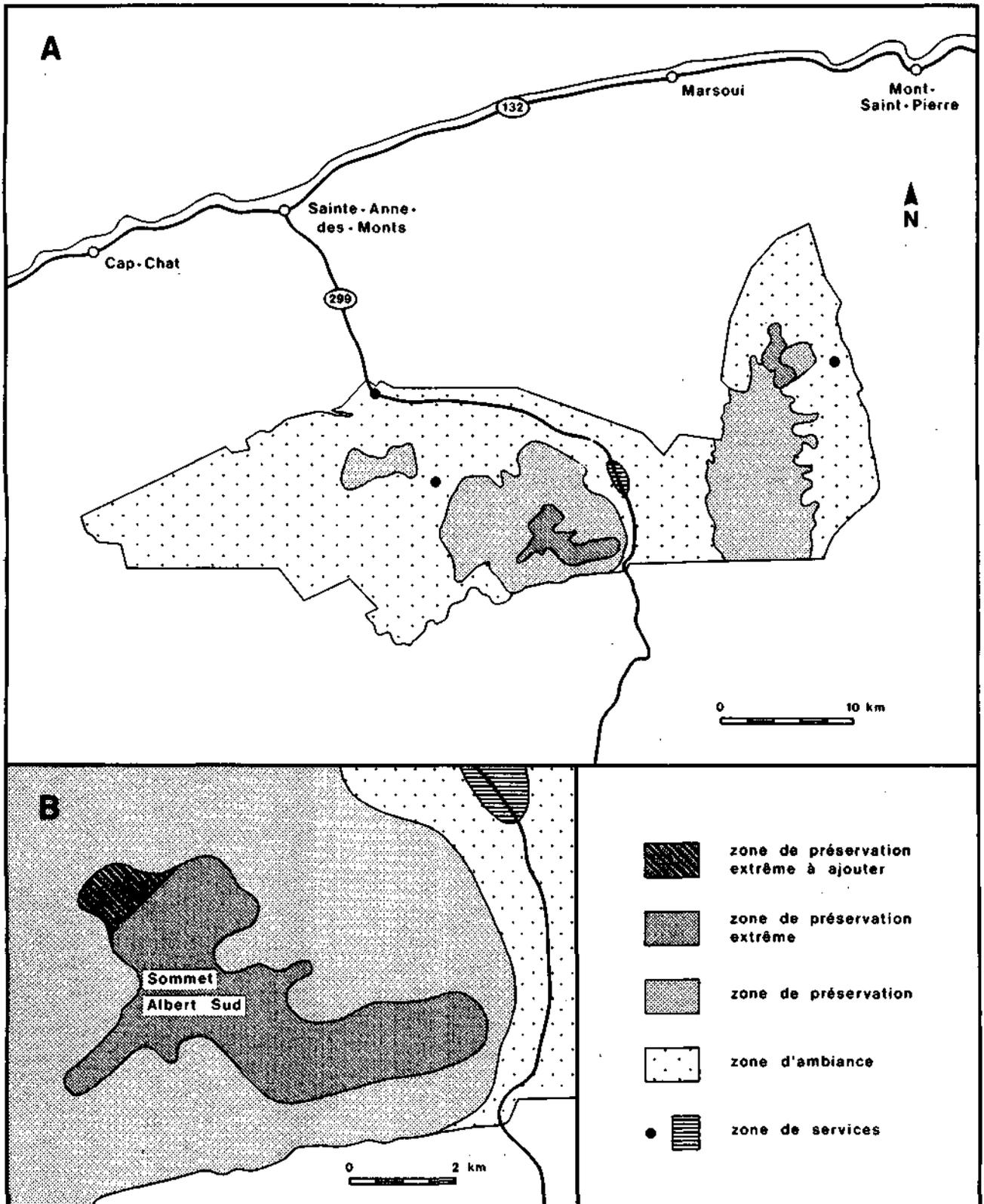


Figure 2. (A) Limite du Parc de la Gaspésie avec son zonage actuel;  
 (B) modification de zonage proposée.

janvier se situe autour de  $-16\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Un fait important est à signaler, la température chute d'environ  $1,6\text{ }^{\circ}\text{C}$  pour chaque 300 mètres d'altitude (Anonyme 1982). Les précipitations annuelles totalisaient 166 cm à la station météorologique du mont Logan. Les chutes de neige pour leur part augmentent avec l'altitude ( $114\text{ cm}/300\text{ m}$ ) et atteignent 743 cm par année au mont Logan (Anonyme 1982), soit environ 230 cm de plus que sur l'ensemble du plateau laurentien. Notons également que les vents violents, fréquents dans ce secteur montagneux de la Gaspésie, balaient régulièrement la neige sur les alpages, lui conférant ainsi une nature durcie.

La végétation des massifs montagneux de la Gaspésie se caractérise par une séquence altitudinale de trois strates végétatives modelées par les conditions climatiques et édaphiques du milieu (Grandtner 1966; Dansereau 1968; Boudreau 1981; Sirois 1984). L'étage montagnard (figure 3) se distingue par une forêt continue dont la limite de distribution atteint une élévation de 700 à 900 m selon le degré d'exposition aux vents et l'humidité des sols. Cette strate recoupe la sapinière à bouleau jaune, à basses altitudes, et la sapinière à bouleau blanc, plus haut en montagne (figure 3). Les espèces arborescentes dominantes sont *Abies balsamea*, *Picea glauca*, *P. mariana*, *Betula alleghaniensis* et *B. papyrifera*. En progressant en altitude, on rencontre ensuite l'étage subalpin, qui est en quelque sorte une zone de transition entre la forêt continue et les alpages. L'étage subalpin, plutôt restreint en étendue (entre  $\approx 900$  et  $1050$  m d'altitude), se caractérise par une forêt ouverte et entrecoupée de tapis de lichens. Les arbres subalpins ont un port de plus en plus rabougri en progressant vers les sommets. L'épinette blanche prédomine sur le sapin

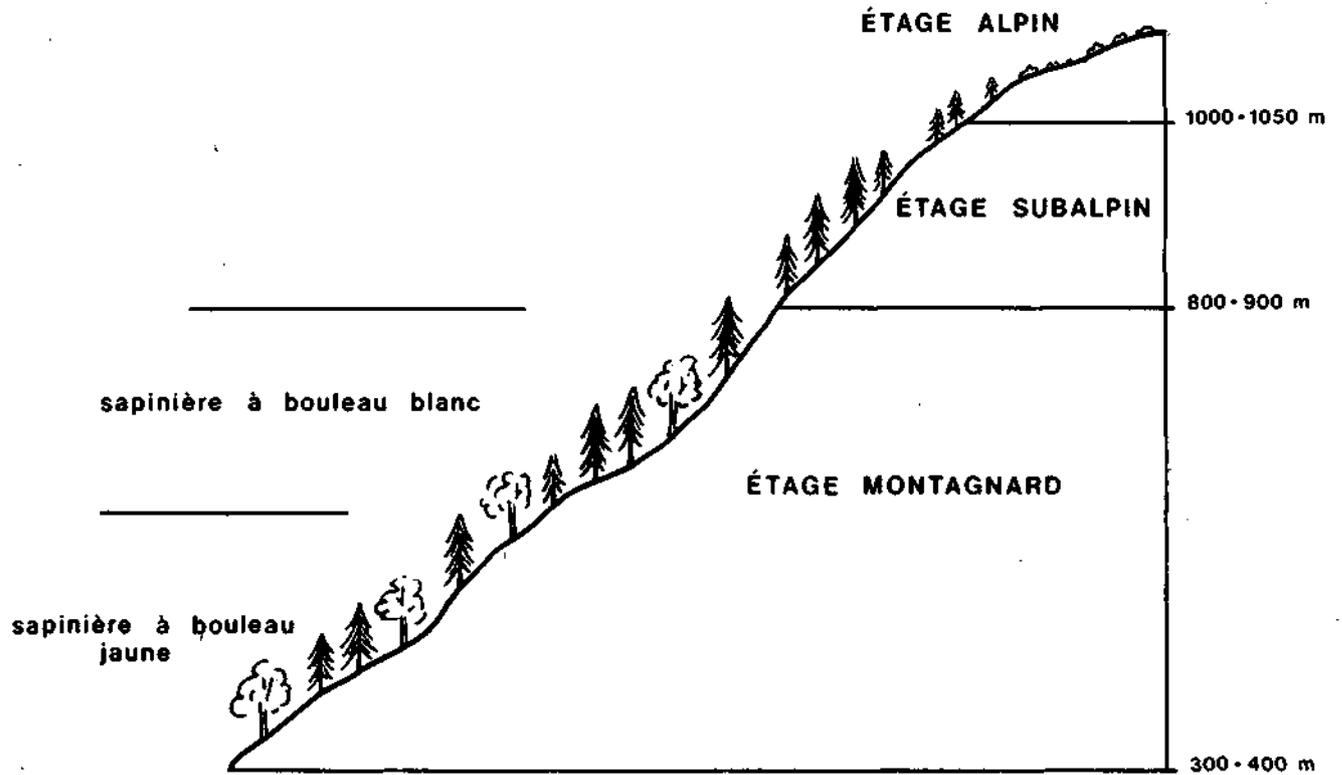


Figure 3. Séquence altitudinale des trois strates végétaives au Mont Jacques-Cartier (modifié d'après Boudreau 1981).

baumier, tandis que les espèces feuillues sont peu représentées. L'épinette noire est également peu fréquente dans les massifs forestiers subalpins. Finalement, l'étage alpin se rencontre surtout au delà de 1050 m d'altitude. Il se distingue par ses toundras herbeuses, ses regroupements d'Ericacées, et ses formations en krummholz (arbres rabougris d'essences conifériennes). Le tapis végétatif se compose majoritairement de lichens, de Cyperacées, de mousses et de Graminées (Moisan 1956b, 1974). C'est ce type de milieu très ouvert que l'on retrouve sur les hauts plateaux des Chic-Chocs.

## **4. LA SYNTHÈSE**

### **4.1 Evolution démographique**

Il nous est impossible de statuer sur l'état de la population de caribous avant 1953 dû au manque de données. Toutefois, les commentaires recueillis par Moisan (1956a) auprès de guides expérimentés permettent de croire qu'au tournant du siècle le caribou se chassait avec succès sur toute la péninsule de Gaspé. Dès 1930, les caribous se font rares et se rencontrent presque exclusivement dans la moitié nord de la péninsule. Au début des années 1950, quatre secteurs montagneux abritaient encore des caribous: le mont Copper (près de Murdochville), le mont Logan, le mont Albert et les monts McGerrigle (Moisan 1956a). De nos jours, on constate que seulement le mont Albert et le massif des monts McGerrigle sont encore fréquentés activement par le caribou; aucune fréquentation régulière des monts Cooper et Logan n'a été signalée depuis les années 1970 (Potvin 1974; Dupuy et Desrosiers 1986a).

En 1953, Moisan (1957) réalisa le premier recensement aérien des caribous

fréquentant le mont Albert et les monts McGerrigle. Il estima la population par extrapolation à 775 caribous, après avoir observé un minimum de 318 individus (112 au mont Albert et 206 aux McGerrigle en incluant les observations terrestres). De 1973 à 1986, 15 dénombrements aériens ont été réalisés à l'automne (Dupuy et Desrosiers 1986a). Dans les cas où plusieurs survols aériens ont été effectués pour une même année, nous n'avons retenu que le dénombrement le plus élevé (tableau 1) pour les fins de comparaison (voir Dupuy et Desrosiers 1986a pour les résultats détaillés). Durant la période de 1973 à 1986, le nombre minimum de caribous fréquentant les plateaux du mont Albert et des monts McGerrigle a varié entre 86 (1985) et 191 (1983). Aucune tendance n'a pu être discernée en fonction des années ( $P > 0,10$ ; figure 4). La moyenne annuelle du nombre de caribous observés se situe autour de 130 animaux pour cette dernière période.

#### **4.2 Structure de population**

La classification des caribous de cette population, selon l'âge et le sexe, est normalement réalisée à l'automne (septembre et octobre) alors que les caribous fréquentent plus régulièrement les plateaux dénudés des sommets. Les classes retenues varient toutefois selon les années. De 1953 à 1959, on distinguait les mâles, les femelles et les faons. Par la suite (1973 à 1983), on distinguait les mâles adultes, les femelles regroupées avec les jeunes mâles et les faons. Ce type de classification cause des problèmes dans l'interprétation des données notamment en raison de l'incapacité de documenter le rapport mâles:femelles et le rapport faons:femelles. De 1984 à 1986, la classification se veut plus complète, comme de 1953 à 1959, et offre une information plus riche.

**Tableau 1.** Sommaire des recensements automnaux par inventaires aériens des secteurs du mont Albert et des monts McGerrigle, de 1953 à 1986.

Date	Sommets		Nombres de caribous observés #	Source
	Albert	McGerrigle		
18-11-53	102	124	226	Moisan (1957)
02-11-71	48	24	72	Vézina (1971)
03-12-73	42	75	117	Potvin (1974)
24-10-76	42	77	119	Rivard (1978)
28-10-77	53	91	144	Rivard (1978)
04-11-78	50	47	97	Gauthier (1980)
29-10-81	65	26	91	Fillion (1981)
07-10-83	65	126	191	Desrosiers (1984)
09-09-84	40	114	154	Desrosiers (1985)
10-09-85	33	53	86	Dupuy et Desrosiers (1986b)
23-09-86	40	116	156	Dupuy et Desrosiers (1986a)

# Les chiffres correspondent au dénombrement de caribous le plus élevé dans les cas où plusieurs survols aériens ont été réalisés la même année (voir Dupuy et Desrosiers 1986a).

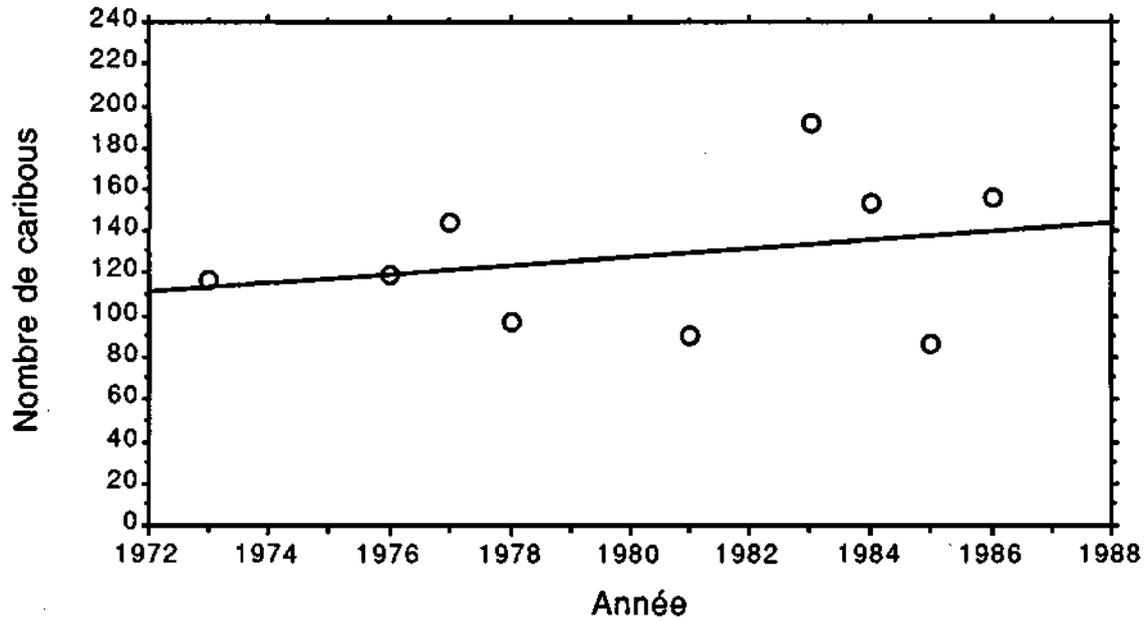


Figure 4. Evolution du nombre de caribous observés de 1973 à 1986 lors des recensements automnaux sur les monts Albert et McGerrigle ( $r^2 = 0,07$ ;  $P > 0,10$ ).

La plupart des auteurs ont considéré comme étant un même échantillon les observations effectuées au cours de plusieurs jours d'une même saison. Ceci peut évidemment entraîner un certain risque de biais dû à la possibilité d'une utilisation répétée de la même information. Toutefois, comme le nombre de jours d'observation est généralement limité (1 à 5, sauf pour 1959 où  $n = 12$ ), nous avons retenu cette approche.

De 1953 à 1986, on note deux changements importants au niveau de la structure de population (tableau 2). D'abord, le pourcentage de faons dans la population totale a tendance à baisser, quoique cette baisse ne soit pas significative ( $P = 0,19$ ; figure 5) passant d'environ 19% à 12%. La baisse du pourcentage de faons se perçoit de façon plus marquée à partir de 1984 (tableau 2). Le pourcentage de faons observé lors des 3 recensements précédant celui de 1984 (c. à d., 1978, 1981 et 1983) diffère significativement de celui observé lors des recensements de 1984, 1985 et 1986 ( $\chi^2 = 22,2$ ;  $P < 0,01$ ). Le rapport faons: femelles (1 an+), tant qu'à lui, a chuté de 0,32 pour la période 1953-1959 (en regroupant les données; tableau 2) à 0,22 pour la période de 1984-1986, soit une baisse de 31%. Le deuxième changement notable concerne le rapport mâles:femelles. En effet, on a observé 0,45 mâle (1 an+) par femelle (1 an+) au cours de la période 1954-1959, alors que ce même rapport se situe autour de 1,20 pour la période 1984-1986.

#### **4.3 Reproduction**

Le taux de natalité des caribous de la Gaspésie n'a pas été documenté avec fiabilité. Idéalement ce taux devrait être estimé à partir du pourcentage de femelles

**Tableau 2: Structure de la population à l'automne (septembre et octobre) du troupeau de caribous du Parc de la Gaspésie de 1953 à 1986.**

Année	Nombre total de caribous	Pourcentage (%) de femelles 1 an+	Pourcentage (%) de mâles 1 an+	Pourcentage (%) de faons	Rapport faons: femelles 1 an+	Rapport mâles 1 an+: femelles 1 an+	Source
1953	193	57,1	25,6	17,3	0,30	0,45	Moisan (1957)
1954	116	55,2	22,4	22,4	0,41	0,41	Moisan (1957)
1959	438	56,4	26,5	17,1	0,30	0,47	Bergerud (1973)
1973	82	-	-	12,2	-	-	Potvin (1974)
1976	119	-	-	23,5	-	-	Rivard (1978)
1977	247	-	-	14,2	-	-	Rivard (1978)
1978	97	-	-	22,7	-	-	Gauthier (1980)
1981	91	-	-	14,3	-	-	Fillion (1981)
1983	191	-	-	19,9	-	-	Desrosiers (1984)
1984	372	40,6	50,5	8,9	0,22	1,24	Desrosiers (1985)
1985	113	39,8	49,6	10,6	0,27	1,20	Dupuy et Desrosiers (1986a)
1986	299	42,1	49,5	8,4	0,20	1,17	Dupuy et Desrosiers (1986b)

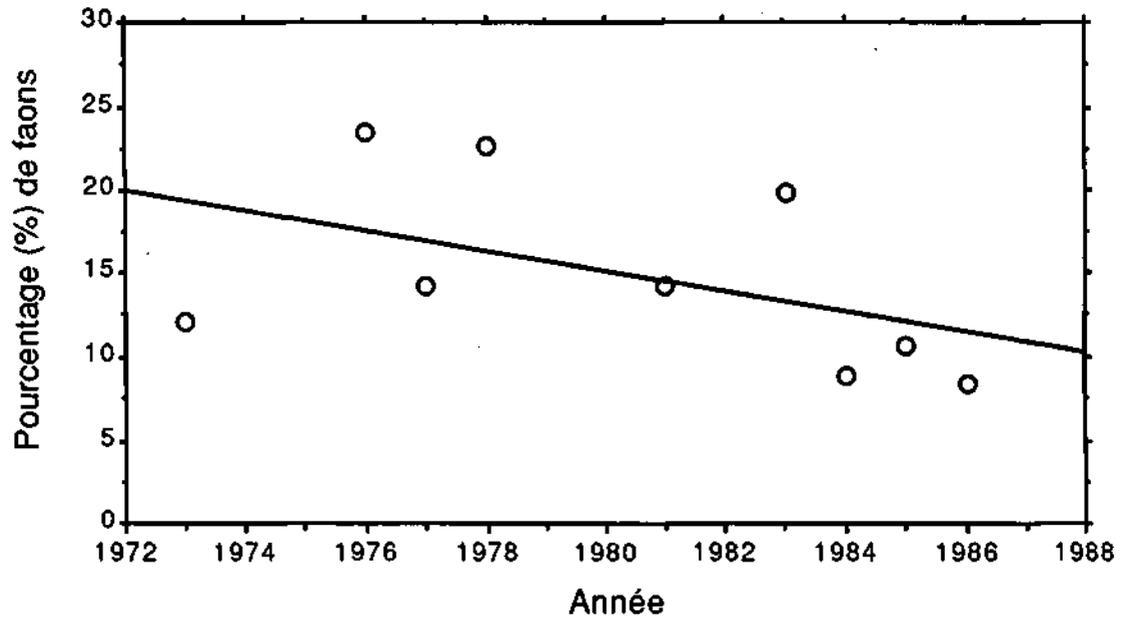


Figure 5. Evolution du pourcentage (%) de faons de 1973 à 1986 lors des recensements automnaux sur les monts Albert et McGerrigle ( $r^2 = 0,23$ ;  $P > 0,10$ ).

gestantes dans la population entre décembre et mai, soit directement par autopsie ou indirectement par examen des ovaires. L'information la plus pertinente concerne un échantillon de 19 femelles adultes (11 en 1977 et 8 en 1978) pour lesquelles un suivi par radio-téléométrie a permis de confirmer la présence d'au moins 12 faons à la dernière semaine de juin (Rivard 1978; Gauthier 1980). Un tel rapport faon: femelle (0,63) nous apparaît normal considérant la possibilité de mortalité entre la période des naissances (généralement au début de juin) et la dernière semaine de juin. Rappelons que, théoriquement, on devrait observer entre 0,70 et 0,85 faon par femelle (2 ans+) à la naissance, si le taux de fertilité est de moyen à élevé (Messier et Huot 1985: p.74).

#### 4.4 Mortalité

D'abord chez les faons, Gauthier (1980) rapporte un taux de mortalité de 56% entre la fin de juin et la période "pré-hivernale" (octobre-novembre ?, non spécifiée par les auteurs) pour un échantillon de 12 faons. L'insuffisance de données nous empêche de tirer une conclusion articulée sur le taux de mortalité des faons, quoique les données existantes fournissent un indice sur le sujet.

Une deuxième estimation du taux de mortalité des faons peut être dérivée à partir de l'évolution du rapport faons:femelles de la naissance à une période ultérieure (annexe 1). Par exemple, en supposant (1) que le taux de natalité n'a pas connu de changements appréciables au fil des ans, (2) que le rapport faons:femelles (1 an+) se situe autour de 0,65 peu de temps après les naissances (Messier et Huot 1985: p.74), et (3) que le taux de mortalité des femelles adultes est d'environ 5% pour la période juin-octobre, le taux de mortalité des faons se situerait alors autour de 53% pour la

période 1953-59 et 68% pour la période 1984-1986 (voir annexe 1). Ce changement du taux de mortalité des dernières années correspondrait à une augmentation de 28% de la mortalité des faons.

Chez les adultes, l'information est encore plus mince. Rivard (1978) rapporte 3 cas de mortalité sur 14 femelles suivies par télémétrie au cours d'un hiver. Malheureusement, le nombre de mois-caribou de suivi n'est pas fourni, de sorte qu'il est impossible de calculer un taux de mortalité fiable. Il est dommage que ce type d'information n'ait pas été présenté dans les deux autres études de télémétrie, soit celles de Georges *et al.* (1976) et Gauthier (1980).

De 1971 à 1986, 27 mentions de mortalité de caribous ont été rapportées sur les fiches de gros gibiers ainsi que par des mentions personnelles (Dupuy et Desrosiers 1986a). Elles se regroupent de la façon suivante: 13 causes indéterminées, 5 cas de braconnage, 3 accidents routiers, 2 cas de chasse accidentelle, 2 cas d'inanition, 1 cas relié aux travaux de télémétrie et 1 cas suite à une manipulation. N. Lizotte (comm. pers.) pense que les 3 cas de mortalité rapportés par Rivard (1978) réfèrent tous à des accidents en milieux escarpés. De plus, Georges *et al.* (1976) rapportent 2 autres cas de mortalité par inanition non rapportés par Dupuis et Desrosiers (1986a).

#### **4.5 Aire de répartition et déplacements saisonniers.**

Deux projets de télémétrie ont permis d'obtenir une première approximation de l'aire de répartition des caribous du Parc de la Gaspésie (figure 6). En novembre 1975, 25 caribous adultes (14 au mont-Albert et 11 au mont Jacques-Cartier; 13 mâles et 12 femelles) ont été munis de colliers radio-émetteurs (Georges *et al.* 1976). Le

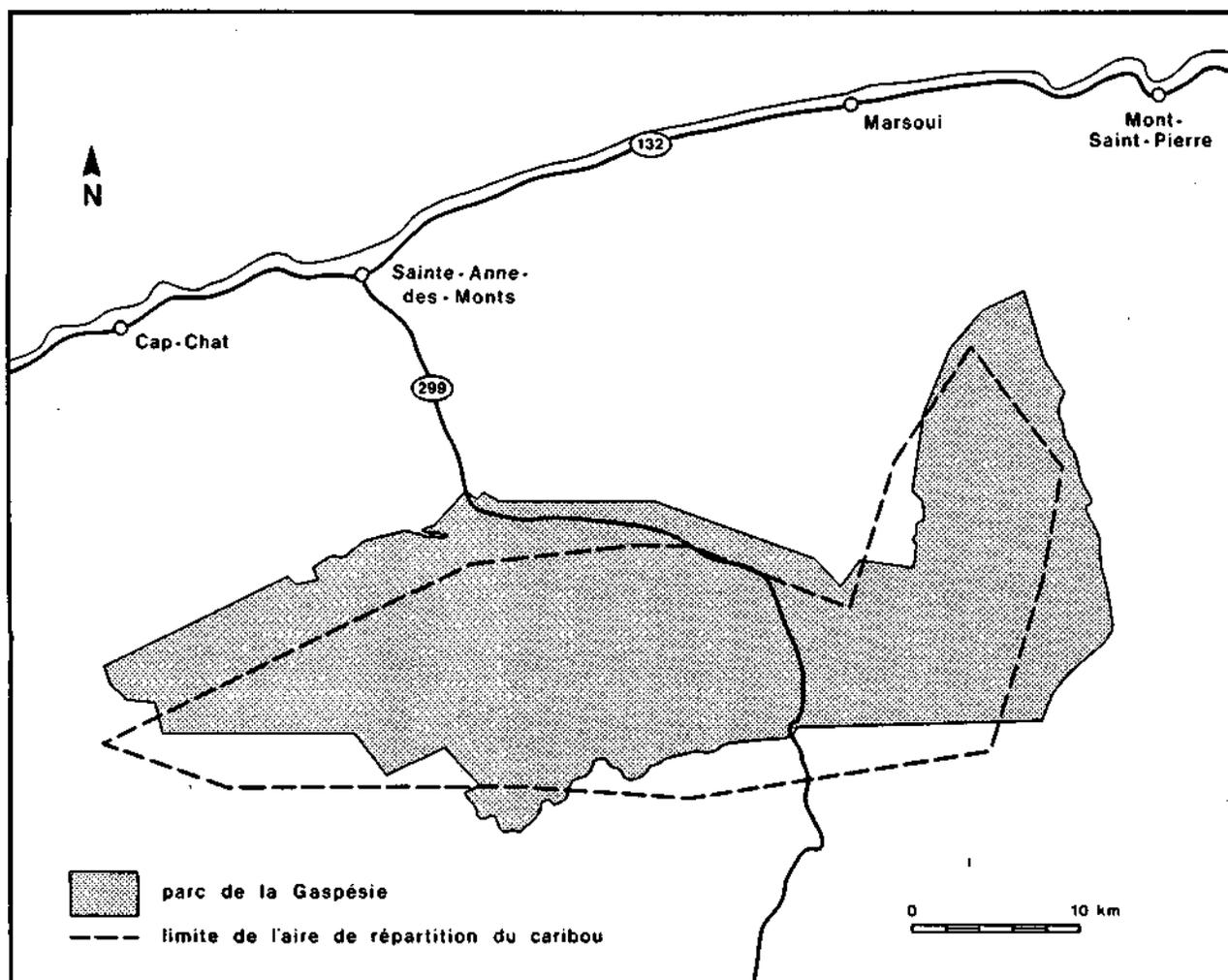


Figure 6. Limite de l'aire de répartition du caribou du Parc de la Gaspésie, de 1975 à 1977 telle qu'estimée à partir des résultats présentés dans les études télémétriques de Georges *et al.* (1976) et de Rivard (1978).

suivi de ces animaux s'est poursuivi jusqu'en mars 1976 (environ 4 mois) pour un total de 118 localisations. En novembre 1976, 16 caribous adultes (toutes des femelles) ont été munis de colliers-émetteurs au mont Albert (Rivard 1978). Ces animaux ont été suivis d'une façon plus ou moins régulière jusqu'au mois d'août 1977 (environ 9 mois). L'auteur n'a pas précisé le nombre exact de localisations obtenues quoique les figures présentées laissent entrevoir environ 300 observations.

L'aire de répartition telle que documentée par ces études de télémétrie recouvre environ 700 km<sup>2</sup> dont la très grande proportion se situe à l'intérieur du Parc de la Gaspésie (figure 6). Les caribous ont été localisés principalement dans un rayon de 5 à 10 km du mont Albert et à l'intérieur de la route de ceinture des monts McGerrigle.

Les déplacements saisonniers des caribous semblent s'effectuer surtout sur une base altitudinale. A l'automne (septembre à décembre), plusieurs auteurs (Moisan 1956b; Bergerud 1973; Rivard 1978; Dupuy et Desrosiers 1986a) ont remarqué une plus grande utilisation des plateaux alpins. Selon Moisan (1956b), les caribous se regrouperaient en milieu ouvert afin de faciliter le succès de la reproduction (l'accouplement surviendrait vers la fin octobre selon Bergerud 1973). Toutefois, on ne peut rejeter l'hypothèse voulant que les caribous se concentrent à ces endroits surtout à cause des conditions propices d'alimentation.

Le délaissement des milieux alpins en début d'hiver en faveur des peuplements matures en conifères semble s'expliquer par une détérioration graduelle des conditions d'alimentation sur les sommets. Ainsi, la formation d'une couche de glace sur les alpages, due à des pluies tardives, rend inaccessible les lichens

terrestres et entraîne l'abandon de ces milieux par le caribou (Moisan 1956b; Georges *et al.* 1976). De façon similaire, le durcissement de la neige par l'action des vents rend difficile la quête de lichens au sol, obligeant les caribous à se retirer sur les flancs boisés des montagnes.

Vers le printemps (avril-mai), les caribous peuvent réaliser des déplacements sur de plus grandes distances (Rivard 1978). A cette période, on a observé des caribous marqués à l'origine au mont Albert entreprendre des "excursions" les menant à proximité du mont Logan, ou encore dans les monts McGerrigle. Précisons également que la fonte des neiges sur les plateaux dénudés entraîne à nouveau la fréquentation de ces milieux par le caribou. A titre d'information, mentionnons que cette plus grande mobilité qui caractérise les déplacements printaniers a été observée chez plusieurs populations de caribous des bois (Paré et Huot 1985; Brown *et al.* 1986; Edmonds et Bloomfield 1987).

Au début juin, les femelles s'apprêtent à donner naissance à leur faon. Rivard (1978) rapporte que les femelles s'isolent pour mettre bas et que les milieux fréquentés diffèrent souvent, notamment au point de vue de la végétation et de la topographie. L'auteur fournit une carte montrant huit sites de mise bas. Il nous a été impossible de juger de l'exactitude de ces "sites de mise bas" puisque la fréquence des relevés de télémétrie n'est pas fournie. En effet, si ces relevés étaient espacés de plusieurs jours, le site correspondant à la première observation du nouveau-né peut être très différent du site réel de mise-bas. Rivard (1978) conclut, probablement avec raison, que les femelles ne fréquentent pas une aire de mise-bas en commun.

Les déplacements en été sont peu documentés puisque les travaux de

téléométrie effectués à cette période ont été très limités. On sait, par les observations des randonneurs en montagne (P. Dupuy, comm. pers.), que les caribous peuvent se rencontrer sur les sommets, ou encore à proximité de plaques de neige dans les coulées. Selon l'état actuel des connaissances, nous ne pouvons statuer sur le degré de fréquentation, en été, des plateaux alpins, des forêts de transition en bordure et des peuplements de conifères plus bas en altitude.

#### **4.6 Habitudes alimentaires**

Peu d'informations nous permettent de décrire le régime alimentaire des caribous de la Gaspésie. On croit que la présence des caribous sur les plateaux alpins à l'automne correspond à une période d'utilisation intensive des lichens terrestres, ainsi qu'à une certaine exploitation de plusieurs espèces de Graminées, de Cyperacées, de mousses et même d'Ericacées (Moisan 1956b, 1974). Toutefois, l'importance relative de ces diverses sources de nourriture n'a pas été étudiée de façon systématique.

En début d'hiver (décembre), les caribous délaissent progressivement les alpages et se réfugient dans les milieux boisés avoisinants (Rivard, 1978). A ces endroits, les caribous s'alimentent presque exclusivement de lichens arboricoles, soit à même la partie accessible sur les arbres ou à partir des lichens tombés des arbres sur la neige et disponibles surtout lors de la fonte printannière. Notons également que les neiges abondantes qui caractérisent ces milieux boisés en hautes altitudes empêchent l'accès aux lichens terrestres. Durant la période estivale, les connaissances sur le régime alimentaire des caribous sont à toutes fins pratiques nulles.

#### 4.7 Modifications des habitats et dérangements

Le Parc de la Gaspésie a été créé en avril 1937 par une loi spéciale qui avait pour but de sauvegarder ce milieu naturel. Cependant, de nombreuses entorses à l'esprit de la loi de 1937 ont permis de diverger de cet objectif premier. Soulignons, par exemple, trois arrêtés en conseil qui ont entraîné des actions préjudiciables à l'environnement: (Anonyme 1982):

- i) La coupe des arbres de 50 ans et plus (1938);
- ii) La recherche et l'exploitation de certains minéraux ainsi que la concession de droits d'exploration et d'exploitation dans la région du mont Albert (1943);
- iii) L'ouverture de l'ensemble du parc à l'industrie minière (1963).

Concernant les coupes forestières, Moisan (1970) blâme l'attitude de "laissez-faire" démontrée par le Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche lors de l'émission de permis d'exploitation forestière. Depuis 1937, ce ministère approuvait systématiquement l'exploitation de la forêt dans le Parc de la Gaspésie, comme partout ailleurs, afin d'alimenter les scieries de Ste-Anne-des-Monts, Cap-Chat et Marsoui. Une compilation récente (1982) des superficies des coupes forestières effectuées dans le Parc de la Gaspésie montre que 14% du territoire a été affecté par cette activité de 1960 à 1974 (Ministère de l'Energie et Ressources, résultats en classeur). Si on considère exclusivement les forêts à des élévations excédant 600 m (c'est-à-dire les forêts exploitées préférentiellement par le caribou; Rivard 1978), les coupes ont porté sur environ 12% du territoire. Suite à l'adoption de la loi 19 sur les parcs en 1977, toute coupe forestière est désormais interdite.

Les activités minières dans la région du Parc de la Gaspésie ont débuté en

1945 avec l'apparition de la mine Candego. Cette mine traita 62 000 tonnes de minerais en 6 ans d'exploitation. Par la suite, deux gisements importants de cuivre furent localisés à la fin des années '60. On vit apparaître les mines Madeleine en 1969 et la mine Sullipek en 1971. Les opérations des mines Madeleine étaient de grandes envergures avec ses 7,4 millions de tonnes de minerais traités en 13 ans d'exploitation. Elles ont nécessité le retrait de la végétation sur quelques km<sup>2</sup>, la création de bassins de sédimentation et la construction de plusieurs bâtiments et routes d'accès. La mine Sullipek est toujours en 1987 au stade de l'exploration. Notons que les sites des mines Madeleine et Sullipek se situent légèrement à l'extérieur du Parc de la Gaspésie tel que délimité en 1981.

Les incendies forestiers ont gravement affecté la forêt de la Gaspésie, principalement entre les années 1920 et 1950. Selon une carte fournie par Moisan (1956a), 15 à 20% du territoire gaspésien aurait été le théâtre de feux de forêts. Il convient de préciser toutefois que le territoire se rapportant aux limites actuelles du Parc de la Gaspésie a été presque entièrement épargné des flammes durant cette période. De plus les techniques modernes de lutte contre les incendies semblent assurer une protection supérieure depuis déjà quelques décennies. Selon les responsables du parc, aucun incendie important n'est survenu depuis 1965 alors que 22,0 km<sup>2</sup> (2,7 % de la superficie du parc) de forêt furent dévastés par le feu dans le secteur du mont Richardson (annexe 3).

Un autre facteur responsable de la modification de l'habitat est la construction de routes. A ce chapitre, on cite particulièrement la construction de la route de

ceinture des McGerrigle (80 km) au début des années '70 (Trépanier 1984). Les pertes d'habitat découlant de la construction de cette route demeurent en pratique limitées. Par contre, cette infrastructure accentue les risques d'accidents impliquant des caribous tout en facilitant l'accès aux braconniers.

Plusieurs sources de dérangements peuvent affecter les caribous. Notons les approches quelquefois trop persistantes des excursionnistes en montagnes, les vols à basses altitudes d'aéronefs (Calef *et al.* 1976), les motoneiges et les véhicules tout terrain. Nous estimons que ces diverses activités humaines peuvent altérer occasionnellement les déplacements des caribous, mais leurs effets sur la démographie de la population de caribous du Parc de la Gaspésie sont probablement négligeables. Bergerud *et al.* (1984) ont récemment effectué une synthèse des travaux portant sur l'effet du dérangement sur le caribou. Ces auteurs concluent que dans aucun cas, on a pu faire un lien entre le dérangement et la démographie de cette espèce. L'effet le plus néfaste des activités humaines ne réside pas dans le dérangement comme tel, mais dans la plus grande accessibilité aux caribous, avec les conséquences qu'on peut imaginer en terme de braconnage. Dans une telle situation, on voit l'importance d'appliquer avec rigueur des mesures de conservation.

#### **4.8 Aspects socio-économiques**

Peu de données nous permettent de juger de l'importance du caribou de la Gaspésie en terme d'attrait touristique ou autres retombées socio-économiques. Selon l'information fournie par P. Dupuy (données non publiées; tableau 3), les randonnées guidées en montagne attireraient environ 1500 personnes par été. Les randonnées libres, pour leur part, impliqueraient environ 9000 personnes par été.

Tableau 3 : Participation aux randonnées libres et guidées sur les sommets des monts Albert et McGerrigle de 1983 à 1986.

	Année			
	1983	1984	1985	1986
Randonnées guidées:				
Nombre de participants	874	1536	1505	-
Nombre de sorties	56	73	68	-
Randonnées libres:	8572	9068	8939	-
Total:	9446	10604	10044	11837

Données produites par le Service du Plein air et des Parcs de Sainte-Anne-des-Monts (P. Dupuy, données non publiées).

Cependant nous sommes incapables, à partir de ces données, de préciser le pourcentage de ces randonnées libres qui sont effectivement des excursions vers les sommets. De plus, la motivation première de telles expéditions n'a pas fait l'objet d'une recherche spécifique. On suppose que la présence de caribous offre un attrait particulier et stimule les randonnées en montagnes. Par contre, il est également possible que la beauté des paysages et le simple plaisir de marcher en ces milieux pittoresques représentent à eux seuls les stimuli premiers sous-jacents aux excursions en montagnes.

## **5. LA CRITIQUE**

### **5.1 Statut biologique du troupeau**

Plusieurs auteurs ont présenté le troupeau de caribous de la Gaspésie comme la seule population "relique" du caribou des bois existant encore aujourd'hui dans l'est de l'Amérique du Nord (Banfield 1961; Rivard 1978; Gauthier 1980; Trépanier 1984). En 1984, l'Association des Biologistes du Québec accordait aux caribous de la Gaspésie le statut "d'espèce menacée". Ce statut se définit comme suit: "Toute espèce de la faune ou de la flore du Québec sujette à la disparition à plus ou moins brève échéance, si les facteurs responsables du déclin ne sont pas inversés" (Trépanier 1984).

Une telle qualification est-elle justifiée pour le caribou du Parc de la Gaspésie? Si on se rapporte au tournant du siècle, la distribution du caribou en milieu forestier couvrait tout le sud du Québec (figure 1). Considérant la capacité légendaire du caribou à couvrir de grandes distances et à traverser des masses d'eau d'importance, nous ne croyons pas que le fleuve St-Laurent constituait une barrière géographique

pour le caribou, du moins dans la partie en amont de la ville de Québec. Conséquemment, nous estimons que le caribou des bois formait une seule et même population, de part et d'autre du fleuve St-Laurent. Le retrait du caribou au cours du 20ième siècle a créé plusieurs populations isolées dont celles de Val d'Or, du Lac Mistassini et de la Gaspésie. En raison de son isolement géographique relativement récent, le bagage génétique du troupeau de caribous de la Gaspésie n'a vraisemblablement pas plus d'importance que celui des troupeaux isolés bordant la répartition continue du caribou au nord du Québec. A long terme le pool génétique du troupeau de la Gaspésie pourra se singulariser en raison des contraintes environnementales différentes. On peut également qualifier de "caribous des bois" les troupeaux Caniapiscou, Bienville, Laforge, Nitchicun et Opiscotéo du centre du Québec (Bélangier et Le Henaff 1985). Ce sont tous des caribous vivant en milieu boisé et originant de la population ayant eu une répartition plus méridionale au siècle dernier.

Même si nous ne sommes pas d'accord avec l'attribution d'un statut privilégié d'espèce menacée (en terme d'entité génétique) pour le troupeau de caribous de la Gaspésie, le fait demeure que la disparition de ce cervidé dans cette région du Québec constituerait une perte grave pour la faune locale. Nous endossons les propos de Fillion (1982) qui défendait, entre autres, la richesse du caribou au point de vue:

- Faunique: autant par ses moeurs particulières que par certains comportements typiques, le caribou constitue une espèce des plus intéressantes qui ne fait qu'enrichir la diversité de notre faune québécoise, et surtout celle du parc;

- Educatif: de par sa nature curieuse, de l'accessibilité du site qu'il fréquente et de la grande probabilité d'en apercevoir, le caribou constitue "une espèce intéressante" pour les excursions de groupe à caractère didactique;
- Touristique: des milliers de touristes québécois et étrangers se déplacent annuellement pour admirer la beauté du caribou, de son habitat et du paysage gaspésien.

## 5.2 Qualité des dénombrements

Plusieurs peuvent s'alarmer du peu de précision et des possibilités de biais des inventaires de caribous réalisés dans le passé. Nous croyons que l'évolution des méthodes d'inventaire telle que vécue en Gaspésie est un phénomène normal qui émane avant tout d'une meilleure perception du système biologique. Au nord du Québec, une situation comparable a fait récemment l'objet d'une revue par Goudreault (1985). Par cette critique constructive, nous tenterons d'abord d'identifier les facteurs pouvant affecter la qualité des inventaires et ensuite proposer une méthodologie visant à améliorer la précision et à diminuer les biais dans les données.

### Type d'aéronefs.

Considérant l'étendue des superficies à inventorier, il est incontestable que l'usage d'aéronefs est requis. L'hélicoptère doit être le seul aéronef envisagé puisque celui-ci permet de couvrir adéquatement, et avec plus de sécurité, des terrains accidentés comme c'est ici le cas. L'équipe à bord devrait être toujours composée, en plus du pilote, d'un navigateur-observateur et d'un observateur.

### Période de l'année.

Plusieurs sources d'information nous permettent de croire que les caribous utilisent à un plus grand degré les plateaux alpins à l'automne. C'est donc à cette période de l'année que les dénombrements doivent s'effectuer. Nous croyons que les recensements seraient plus consistants d'une année à l'autre si l'on débutait ceux-ci à partir du moment où la couverture de neige au sol laisse entrevoir les pistes aux abords des plateaux. Rivard (1978) et Dupuy et Desrosiers (1986a) ont remarqué que la présence de neige au sol facilite la localisation des animaux.

### Nombre de recensements par année.

Le problème majeur nous empêchant de bien documenter l'évolution du cheptel réside dans la très grande variabilité des recensements. Le moyen le plus direct de diminuer cette variabilité est d'augmenter le nombre de survols pour une même année et de ne retenir que le dénombrement le plus élevé pour fins de comparaison. Moisan (1957) avait remarqué que, dû à la très grande mobilité des animaux, il était nécessaire d'effectuer plusieurs survols à des jours différents afin d'en arriver à une estimation plus réaliste. De plus, si plusieurs recensements indépendants sont disponibles, on peut statistiquement estimer la population totale et déterminer un intervalle de confiance. Cette approche, dite de "dénombrement limité", est décrite à l'annexe 2. Elle s'applique particulièrement dans les cas où l'observateur n'est pas certain d'avoir dénombré tous les animaux de la population lors d'un inventaire. Nous pensons que 5 inventaires par année de suivi, effectués à des jours différents, diminueraient de beaucoup la variabilité des résultats.

### Surface inventoriée.

Pour obtenir des données comparables on se doit d'être constant dans la surface inventoriée. Dupuy et Desrosiers (1986a) ont fait des recommandations précises à ce sujet et nous les endossons. Dans l'éventualité où on envisage plusieurs survols au cours du même automne, les secteurs du mont Albert et des monts McGerrigle devraient être alternés d'une fois à l'autre pour débiter les opérations, ceci afin de minimiser l'effet possible des variations circadiennes de fréquentation des sommets par le caribou.

### Conditions météorologiques.

Il faut garder à l'esprit que les déplacements entre les plateaux alpins et les milieux boisés avoisinants découlent de "décisions à court terme" pour les caribous. Nous ne devons pas interpréter ces déplacements comme des migrations saisonnières, mais plutôt comme une tendance accrue à utiliser les plateaux durant la période automnale. Le fait demeure que les conditions météorologiques influencent probablement les déplacements des caribous entre les milieux alpins et subalpins. On devrait ainsi éviter dans la mesure du possible d'effectuer les inventaires par temps venteux. Les conditions météorologiques doivent donc être enregistrées et consignées avec les résultats d'inventaires afin d'en faciliter l'interprétation.

### Structure de population.

La façon de classer les animaux a varié au fil des ans, limitant ainsi l'interprétation des résultats. Nous recommandons qu'à chaque survol, le sexe et l'âge de chaque animal soit noté. Si des animaux ne peuvent l'être, les observateurs devraient décrire les circonstances les empêchant de le faire afin de pouvoir

identifier les possibilités de biais (par exemple: un groupe de caribous qui fuit en milieu boisé). Les classes d'âge devraient se limiter à la distinction de faons (1 an-) et des adultes (1 an+). Plusieurs auteurs (Parker 1972; Martell et Russel 1983) ont reconnu l'incertitude entourant l'identification des jeunes lorsque ceux-ci excèdent l'âge de 13-14 mois. Nous croyons qu'il vaut mieux avoir des données sûres que des données à première vue plus complètes mais incertaines. Concernant le sexage, nous sommes très intrigués par le fait que depuis trois ans (1984-1986), le rapport mâles:femelles chez les adultes se situe autour de 1,2. En guise de comparaison ce même rapport pour le troupeau de la rivière George est d'environ 0,65. Comme des implications biologiques importantes se rattachent à un rapport en faveur des mâles tel qu'observé en Gaspésie, il serait nécessaire d'investir un effort supplémentaire afin de vérifier le sexage. C'est pourquoi nous recommandons que pour l'automne 1987, une équipe indépendante effectue en parallèle un second inventaire en classifiant également les animaux selon leur sexe et leur âge.

#### Considérations générales.

Il faut bien insister sur le fait que les dénombrements, tels que préconisés ici, nous donnent une image de la fraction de la population totale fréquentant les plateaux alpins à l'automne. Nous n'avons présentement aucun moyen de quantifier le pourcentage d'animaux de la population qui se situent en moyenne à l'intérieur du périmètre d'inventaire proposé par Dupuy et Desrosiers (1986a). Les données de télémétrie recueillies de 1975 à 1978 auraient pu nous fournir une première approximation à cet égard. Malheureusement, nous n'avons pas réussi à obtenir les données originales, malgré de nombreux contacts effectués auprès des personnes

concernées. Conséquemment, nous n'avons pu compléter cette analyse. Rivard (1978) note que durant l'automne les animaux marqués sont continuellement localisés près ou sur les plateaux (nombre de localisations non spécifié par l'auteur). Rivard (1978) signale que 66 - 71% (taille de l'échantillon non spécifiée par l'auteur) des localisations à l'automne ont été effectuées dans des milieux dénudés et semi-dénudés. Nous avançons donc l'hypothèse que la valeur maximale d'une série de recensements automnaux va se rapprocher (à 70 - 80%) de ce que serait un dénombrement exhaustif de toute la population.

Certains auteurs (Gauthier 1980; Trépannier 1984) ont suggéré que les dénombremens automnaux représentaient 30 à 40% de la population totale en s'appuyant sur les observations de Bergerud (1973). Rappelons que ce dernier a remarqué que le nombre maximum d'animaux observés au sol au cours d'une même journée ne représentait que 30% des caribous identifiés durant l'ensemble de son séjour (environ 1 mois). Nous ne recommandons pas l'utilisation d'un tel pourcentage comme référence pour deux raisons. Premièrement, les endroits "inventoriés" au sol lors de ces travaux diffèrent en partie du secteur retenu par Dupuy et Desrosiers (1986a) pour les inventaires aériens. Deuxièmement, Bergerud ne précise pas le secteur qu'il a parcouru chaque jour. Comme le sommet du mont Albert recouvre environ 20 km<sup>2</sup>, il est peu probable que tous les animaux présents sur le sommet ont été rapportés par l'auteur. Par conséquent, la fraction maximale de la population observée par Bergerud (30%) peut différer de beaucoup de la fraction fréquentant réellement les sommets.

### 5.3 Evolution du cheptel

Il est indéniable, selon les commentaires recueillis par Moisan (1956a) auprès de vieux guides, que la population de caribous a connu un déclin marqué du début du siècle jusqu'en 1955. Nous croyons également que ce déclin s'est poursuivi au moins jusqu'au début des années 1970. G. Moisan observa au moins 318 caribous en 1955 alors que des inventaires récents, effectués selon une méthodologie supérieure, révèlent qu'il n'y a plus qu'une population de 150 à 190 caribous observés sur les sommets (tableau 1). Ce déclin est également suggéré par la contraction récente de l'aire de répartition des caribous. En effet, depuis plus d'une décennie, les caribous sont à toutes fins pratiques absents du secteur de Murdochville et du mont Logan. Plusieurs études ont montré une relation étroite entre le nombre de caribous formant une population et son aire de répartition (Bergerud *et al.* 1983, 1984; Messier et Huot 1985).

De 1973 à 1986, nous ne pouvons déceler de déclin à partir des inventaires automnaux (figure 4). Il est possible que la population se soit stabilisée. La très grande variabilité (de l'ordre de 100%) des valeurs obtenues lors des dénombrements rend difficile la détection d'une tendance, quelle qu'elle soit, et nous incitent à la prudence quant à la valeur réelle de cette conclusion. La méthodologie grandement améliorée au cours des dernières années, a probablement mené à des dénombrements qui se veulent plus complets (Dupuy et Desrosiers 1986a), d'où une possibilité de biais additionnel. Enfin, le rapport mâles:femelles plus faible des dernières années (tableau 2), ainsi que le déséquilibre des sexes en faveur des mâles (tableau 2), laissent présager une baisse éminente de la population. Nous

concluons donc que le troupeau se trouve au mieux dans une phase de stabilisation, mais somme toute très précaire.

#### **5.4 Facteurs limitants, passés et futurs**

##### Chasse sportive ou de subsistance.

En ce qui concerne la chasse sportive ou de subsistance, il n'existe pas de données précises sur les prises effectuées dans le passé pour la région de la Gaspésie. Néanmoins, les propos de Moisan (1956a) illustrent bien le caractère abusif de la chasse au tournant du siècle dernier. Des chasseurs aguerris étaient embauchés par les firmes forestières afin de nourrir les bûcherons à même la grande faune. Plusieurs familles gaspésiennes, vivant une situation pécuniaire difficile, chassaient la faune locale comme source importante de viande. Toutes ces informations laissent croire que la chasse, surtout de subsistance, a entraîné une chute précipitée du cheptel de caribous entre les années 1900 et 1915. Selon les vieux guides de la région, il restait déjà peu de caribous en 1930. Des mesures de protection s'imposaient. La chasse est définitivement interdite dans le Parc de la Gaspésie depuis 1937 et prohibée sur le reste du territoire depuis 1949. La chasse légale constitue donc un facteur limitant "historique".

##### Braconnage et chasse accidentelle.

Le braconnage est toujours la bête noire des analyses démographiques. En effet, on ne s'attend pas à ce que la majorité des cas de braconnage soient rapportés aux autorités compétentes. De 1971 à 1986, seulement 5 cas de braconnage de caribous ont été signalés (Dupuy et Desrosiers 1986a). Même si la faible accessibilité du territoire encore fréquenté par les caribous décourage probablement plusieurs

braconniers, nous ne pouvons pas pour autant ignorer cette cause de mortalité. Il nous est toutefois impossible d'en pondérer l'importance, faute de renseignements.

Il arrive parfois que le caribou soit victime de chasse accidentelle par des chasseurs non-expérimentés. Deux cas de cette nature ont été rapportés de 1971 à 1986. Ce nombre représente évidemment un minimum. Une meilleure éducation (lors des cours de maniement d'armes à feu par exemple) devrait faciliter l'identification d'un caribou par les novices lors d'excursions de chasse au gros gibier dans la région.

#### Accidents routiers.

Les cas d'accidents routiers sont vraisemblablement rares (3 cas de 1971 à 1986) et comptent chaque année pour une infime proportion de la mortalité totale. Ces cas sont susceptibles d'être rapportés en très grande majorité aux autorités compétentes. C'est pourquoi nous croyons que les accidents routiers n'influent que très peu sur la démographie du caribou en Gaspésie.

#### Ressources alimentaires - quantité.

On s'accorde en général pour dire que l'hiver représente la saison critique pour le caribou au cours d'un cycle annuel. Rivard (1978) rapporte que les lichens arboricoles composent environ 80% des sources de nourriture du caribou durant la saison froide. Rappelons que c'est la période pendant laquelle les caribous exploitent presque exclusivement les forêts climaciques conifériennes, riches en lichens arboricoles. Ce régime alimentaire, à forte dépendance de lichens arboricoles, a été bien documenté chez plusieurs populations de caribous vivants en milieu boisé (Freddy et Erickson 1975; Boonstra et Sinclair 1984; Darby et Pruitt 1984; Antifeau

1985, 1986; Darby et Duquette 1985; Simpson *et al.* 1985; Stevenson et Hatler 1985; Edsmonds *et al.* 1987).

Suivant l'arrêt de la chasse abusive vers 1940, plusieurs auteurs ont attribué le déclin des caribous à la destruction de l'habitat, soit par les feux de forêts ou par les coupes forestières (Moisan 1957; Rivard 1978; Trépannier 1984). Selon cette hypothèse, on suppose implicitement qu'une réduction de l'habitat disponible engendre des conditions d'alimentation plus restrictives pour le caribou. En d'autres termes, on fait un lien direct entre pertes d'habitat et pénurie de nourriture, une situation qui implique que les caribous se maintiennent près de la capacité de support du milieu.

Nous doutons fortement du bien fondé de cette conclusion. Les populations ont été chassées abusivement de 1900 à 1940. Il en est présumément résulté une réduction importante de la compétition pour les ressources alimentaires. Il est vrai, par contre, que la Gaspésie a connu des grands feux de 1920 à 1940 (Moisan 1956a). Ces feux ont toutefois ravagé des habitats très peu exploités par le caribou; les massifs Chic-Chocs incluant les monts McGerrigle ont été largement épargnés. Les coupes forestières ont affecté des superficies importantes de forêts. Mais là encore, les opérations ont été concentrées sur les peuplements denses de conifères situés en basse altitude. Or on sait que les caribous exploitent de préférence des forêts climaciques conifériennes, à caractère ouvert et situées en haute altitude (Rivard 1978). Ceci serait attribuable au fait qu'une bonne pénétration de la lumière dans ce type de milieu favorise la croissance des lichens arboricoles (Stevenson et Hatler 1985).

Pour ces diverses raisons, nous croyons plutôt que les caribous faisaient face à une surabondance de nourriture même après la venue d'agents perturbateurs d'habitat. De plus, nous croyons que cette situation persiste encore de nos jours. Les caribous occupent actuellement un territoire de quelques 700 km<sup>2</sup> (0,3 à 0,4 caribou/km<sup>2</sup>; figure 2). La biomasse de lichens, en deçà de 3 mètres de hauteur sur les arbres, pour ce type de forêts matures varie de 50 à 200 kg/ha (Stevenson 1979). De plus, il faut ajouter une chute d'environ 100 kg de lichens par hectare à chaque hiver sur la neige par l'action des vents; cette nourriture devient accessible surtout lors de la fonte printannière de la neige. D'autre part, un caribou s'alimente activement à partir des lichens arboricoles sur une période d'environ 150 jours par année, à un taux de 2 à 3 kg par jour (White 1983; Seip et Stevenson 1987). Avec une production de lichens au seuil minimum de 50 kg/ha et un taux de consommation maximum de 450 kg de lichen/caribou, le territoire actuel pourrait nourrir environ 8000 caribous chaque hiver! Nous reconnaissons que ces estimations demeurent très grossières, mais néanmoins, ces calculs appuient notre conclusion à l'effet que les quelques 250 caribous encore présents dans le Parc de la Gaspésie ont à leur disposition de la nourriture en quantité amplement suffisante. Et ceci, en dépit du fait que l'industrie forestière a exploité de 12 à 14% des forêts de la région (section 4.7).

#### Ressources alimentaires - qualité.

Une abondance de nourriture ne veut pas nécessairement dire que les caribous ne font face à aucune contrainte alimentaire. Deux autres composantes doivent être considérées: soit la qualité de la ressource alimentaire et les dépenses

énergétiques associées à sa quête. En hiver, l'apport énergétique des lichens arboricoles, malgré leur abondance, est relativement faible dû à la forte demande énergétique associée à leur quête et leur faible qualité en terme d'élément nutritif. En effet, les caribous doivent souvent se déplacer dans des conditions difficiles d'enneigement pour cueillir ces lichens, qui sont distribués en très petites unités à travers l'environnement. De plus, malgré que les lichens sont fortement digestibles (70 à 80%), leur teneur en protéines est très limitée (White 1983). Les lichens arboricoles offrent donc un faible retour net d'énergie si l'on tient compte de l'énergie déployée pour l'extraire du milieu et de la piètre qualité de cette ressource alimentaire. Afin d'illustrer très clairement ce phénomène, soulignons que les caribous préfèrent creuser à travers 1 mètre de neige pour avoir accès aux lichens terrestres, plutôt que de concentrer leur activité d'alimentation sur les lichens arboricoles même si ceux-ci sont présents en abondance dans le même milieu (Vandal 1984; Vandal et Barrette 1985). Nous concluons donc que les cas de mortalité par inanition qui peuvent survenir occasionnellement (Georges *et al.* 1976; Dupuy et Desrosiers 1986a) ne signifient pas que la nourriture manque en abondance, mais plutôt que l'animal a épuisé en totalité ses réserves corporelles à la suite d'une période trop prolongée avec un bilan énergétique négatif. Tout comme pour le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) cette situation est susceptible d'être rencontrée lors d'hivers difficiles et/ou prolongés (Potvin *et al.* 1981), ou suite à des accidents corporels empêchant l'animal de se nourrir normalement.

### Accidents naturels.

L'ampleur des accidents naturels tels que les chûtes dans des pentes abruptes, l'ensevelissement lors d'avalanches, l'emprisonnement dans des ravins, n'a pas été documentée avec rigueur. Nous pensons toutefois que ces cas peuvent représenter une cause de mortalité d'une certaine importance. Rivard (1978) souligne 3 cas possibles d'accidents mortels en montagne. Bergerud (1973) rapporte un mâle décédé suite à un combat impliquant un autre mâle durant la période d'accouplement.

### Consanguinité.

Certains auteurs (Fillion 1981; Trépanier 1984) ont avancé l'hypothèse que l'accouplement entre proches parents pouvait avoir un effet dépressif sur la démographie du troupeau de la Gaspésie dû à son effectif réduit. Ralls *et al.* (1979) ainsi que Ralls et Ballou (1986) ont analysé le problème génétique lié à la consanguinité chez 45 espèces de mammifères. Ils concluent qu'il suffit d'un effectif d'environ 25 individus non apparentés pour conserver la presque totalité (>90%) de la variabilité génétique. Comme la population actuelle de caribous en Gaspésie se situe autour de 250 individus, nous ne croyons pas que des effets négatifs sur la reproduction, dûs à la consanguinité, se fassent présentement sentir.

### Prédation.

L'ours noir (*Ursus americanus*), le lynx du Canada (*Lynx canadensis*), et le coyote (*Canis latrans*) représentent les prédateurs potentiellement capables de tuer des caribous en Gaspésie. Le loup (*Canis lupus*) ne peut être impliqué car celui-ci est absent dans cette région du Québec depuis déjà plusieurs décennies (Banville 1983). Miller (1982) et Bergerud *et al.* (1984) considèrent l'ours noir comme un prédateur

"marginal" du caribou, présumément parce que les habitats recherchés par chacune de ces espèces diffèrent sur plusieurs aspects. Quant au lynx, le peu d'individus capturés chaque année par les trappeurs de la région (environ 0,5/100 km<sup>2</sup>; Pelletier 1985) suggère une densité fortement réduite; il serait donc fort surprenant que le lynx affecte de façon appréciable la survie des caribous. Sans compter le fait que le lynx est considéré comme un prédateur marginal du caribou par Bergerud (1971).

L'arrivée récente du coyote en Gaspésie (Georges 1976) peut poser une nouvelle problématique. Le coyote semble maintenant bien établi dans le Parc de la Gaspésie. Dupuy et Desrosiers (1986b) soulignent que les premières mentions dans le parc datent de 1980, alors qu'en 1984-85 on observa les premières poursuites de caribous par le coyote sur les sommets des monts Albert et McGerrigle. L'apparition du coyote coïncide donc avec la chute soudaine du pourcentage de faons dans la population à l'automne, telle qu'observée depuis 1984 (tableau 2). De par sa taille moyenne (14 kg; Messier *et al.* 1986a), le coyote devrait affecter surtout la survie des jeunes caribous. Nous pensons donc que la venue du coyote a eu comme effet immédiat de diminuer la productivité du troupeau, mais sans pouvoir préciser l'importance de cet effet. Notons simplement que le rapport faons:femelles à l'automne a chuté de 31% ces dernières années (section 4.2).

#### Maladies et parasites.

Plusieurs maladies et parasites ont été identifiés pour le caribou (Fréchette 1986). Nous ne croyons pas utile de faire une revue exhaustive de ceux-ci concernant le caribou de la Gaspésie; d'ailleurs, l'information pertinente est presque inexistante. Nous désirons toutefois élaborer sur une infection parasitaire

particulière qui semble avoir un impact déterminant sur certaines populations de caribous, soit l'infection par le ver des méninges (*Parelaphostrongylus tenuis*).

Le cerf de Virginie est considéré comme l'hôte normal de *P. tenuis* (Anderson 1972). Chez ce dernier, les lésions occasionnées par le ver au niveau de la moelle épinière ou du cerveau engendrent peu d'effets pathogènes. Le cerf maintient la présence de ce parasite dans l'environnement par l'excrétion de larves qui peuvent par la suite poursuivre leur cycle vital en infectant plusieurs espèces d'escargots terrestres. Le cerf de Virginie contracte le parasite en ingérant accidentellement des escargots accrochés à la végétation.

Anderson et Strilive (1968) ont montré à l'aide d'expériences en captivité que *P. tenuis* amène la paralysie et la mort rapide d'un caribou ayant contracté le parasite. Trainer (1973) rapporte une tentative de réintroduction de 14 caribous au Wisconsin en présence de cerfs affligés par *P. tenuis*. Tous les caribous sont morts en moins de 6 mois suite à des problèmes neurologiques associés au parasite en question. Dauphiné (1975) a analysé l'expérience de réintroduction du caribou dans le Parc national du Cap Breton (Nouvelle-Ecosse). Selon lui, le même scénario se répéta; en cinq ans, les 51 caribous relâchés avaient complètement disparu, dû aux effets létaux de *P. tenuis* de conclure l'auteur. Une expérience similaire s'est soldée par un échec en Ontario (Anderson 1971). A ce sujet, Anderson (1972) prédit, et nous citons, "... it will be impossible to reintroduce woodland caribou onto range now occupied by white-tailed deer with a prevalence of meningeal worm". Il en découle donc que la présence de cerf de Virginie et de *P. tenuis* peut engendrer une barrière biologique limitant la répartition du caribou.

Concernant les cerfs de la péninsule gaspésienne, Claveau et Fillion (1984) ont examiné 93 spécimens entre 1976 et 1982. Ils ont estimé le taux d'infestation par *P. tenuis* à 46%. Cette valeur se compare favorablement au taux observé par Huot (1972) en 1971 dans l'est du Québec (58%). Le parasite est donc présent en Gaspésie. Toutefois, nos connaissances sont trop limitées pour pouvoir quantifier les effets de la présence du cerf de Virginie dans le Parc de la Gaspésie sur la démographie du troupeau de caribous. Nous pouvons toutefois prédire que plus le degré de contact augmente entre ces 2 cervidés, plus le risque de mortalité pour le caribou s'accroît. Nous pensons donc, sans être en mesure de le prouver, que *P. tenuis* représente un facteur limitant de première importance pour le caribou de la Gaspésie. Il semblerait que le caribou réussit à persister en Gaspésie seulement dans les milieux les plus inhospitaliers au cerf de Virginie. Cet "emprisonnement" résultant de la présence de cerfs porteurs du parasite *P. tenuis* implique que des déplacements de grandes distances effectués occasionnellement par le caribou (Rivard 1978; Dupuy et Desrosiers 1986a) peuvent lui être fatal. En fait, comme les femelles sont particulièrement mobiles au printemps, ceci pourrait logiquement expliquer une mortalité plus élevée de celles-ci d'où un déséquilibre des sexes en faveur des mâles.

#### Une brève revue.

Quatre études ont été réalisées concernant la démographie de populations de caribous évoluant en milieu boisé et exploitant activement les lichens arboricoles comme ressources de nourriture en hiver (tableau 4). Dans tous les cas, la population était soit stable ou en déclin continu. Le taux de mortalité chez les adultes a varié

**Tableau 4.** Revue des études qui ont traité de la démographie d'une population de caribous évoluant en milieu boisé et dont les lichens arboricoles constituaient la source première de nourriture en hiver.

Région	Pourcentage (%) de mortalité annuel chez les adultes	Rapport faons: femelles 1 an+ à l'automne	Status de la population	Principales causes de mortalité	Sources
Alberta (ouest)	22,0	0,30	déclin continu	- prédation par le loup - accidents routiers	Edmonds et Bloomfield 1987
C-B (centre)	30,0	0,11-0,17	déclin continu	- prédation par le loup - accidents naturels	Seip 1986
C-B (sud)	33,0	---	stable ou déclin continu	- accidents naturels - inanition	Simpson <i>et al.</i> 1985
Alberta (nord)	15,0	≈ 0,20	déclin continu	- prédation par le loup - inanition	Fuller et Keith 1981
Parc de la Gaspésie	---	0,22	stable ou déclin continu ?	- inanition - accidents naturels - infection par <i>P. tenuis</i> ? - prédation par le coyote ?	

entre 15 et 33%, une valeur qui surpasse celle observée chez différents troupeaux fréquentant les milieux de toundra (environ 10% par année excluant la chasse; Bergerud 1980). De plus les auteurs ont rapporté un taux de mortalité chez les faons en été exceptionnellement élevé. Les auteurs sont unanimes pour affirmer que les conditions difficiles dans lesquelles ces caribous évoluent (hiver prolongé, nourriture pauvre en éléments nutritifs, dépenses énergétiques importantes lors de la quête de nourriture en hiver) engendrent un potentiel de reproduction amoindri et des mortalités occasionnelles par inanition, et ceci malgré des densités de population très basses ( $< 0,1$  caribou/km<sup>2</sup>). En Colombie-Britannique, Bergerud et Elliot (1986) concluent que l'expansion vers le sud de l'orignal (*Alces alces*) au cours des dernières décennies, causée par une modification profonde de l'habitat par l'industrie forestière, a permis aux populations de loups de s'accroître et d'exercer une pression de prédation plus accentuée sur le caribou. Cette cause de mortalité aurait été suffisante pour réduire à zéro, ou même rendre négatif, le potentiel d'accroissement du caribou des bois. Une situation semblable a été décrite par Edsmonds et Bloomfield (1987) en Alberta.

### **5.5 Valeurs socio-économiques du troupeau**

La sauvegarde du troupeau de caribous de la Gaspésie peut nécessiter un plan de gestion coûteux dans un avenir rapproché. Nous défendons la notion que, dans le contexte politique actuel, toute intervention d'aménagement doit pouvoir se justifier sur le plan socio-économique. Malheureusement, peu de données nous permettent de bien situer la ressource caribou en Gaspésie dans une perspective touristique, éducative, récréative et même scientifique. Devant cet état de chose, nous

considérons urgent qu'une étude soit entreprise en ce sens. Les questions suivantes devraient être traitées explicitement: i) Quelle valeur les gens de la région, ou d'ailleurs, accordent-ils au caribou de la Gaspésie? ii) Quelles sont les retombées économiques ou culturelles de la présence du caribou dans le Parc de la Gaspésie? iii) A quel niveau se situe la ressource caribou par rapport aux autres ressources naturelles du Parc de la Gaspésie? iv) Quels seraient les effets de la disparition du caribou du Parc de la Gaspésie sur le degré de fréquentation de celui-ci?

## **6. LA PROBLEMATIQUE D'ENSEMBLE EN 1987.**

De 1983 à 1986, la population de caribous fréquentant les sommets du mont Albert et des monts McGerrigle, à l'automne, comptait de 150 à 190 individus. Considérant qu'une partie de la population peut se trouver en milieu boisé, même à cette période de l'année, nous proposons comme hypothèse de travail que le troupeau se compose d'environ 250 caribous.

Les données d'inventaires ne permettent pas de déceler une tendance à la baisse de 1971 à 1986. Comme ces données sont très imprécises, un tel résultat n'est pas surprenant. Cependant la baisse marquée du pourcentage de faons dans la population totale depuis 1984 laisse présager un déclin de la population pour les années à venir.

La baisse de la productivité du troupeau au cours des dernières années peut s'expliquer par deux phénomènes ayant un effet cumulatif. D'abord, un débalancement des sexes en faveur des mâles s'est fait sentir au fil des ans, passant de 0,45 mâle par femelle pour la période 1953-1959, à 1,20 pour la période 1984-

1986. Donc, le pourcentage de femelles reproductrices dans le troupeau a fléchi de façon marquée de 1953 à 1986. La raison d'un tel changement n'est pas connue. Nous croyons qu'une plus grande mobilité des femelles au printemps peut augmenter leur degré de contact avec le cerf de Virginie, les exposant ainsi à contracter le ver des méninges, avec la conséquence désastreuse que l'on peut imaginer.

Deuxièmement, le pourcentage de faons dans la population plus faible depuis 1984 apparaît relié à un taux de mortalité plus élevé chez les faons. En effet, l'évolution du rapport faons:femelles suggère une baisse de l'ordre de 30% de la survie des faons au cours de la période estivale (section 4.4). La cause la plus probable pouvant expliquer ce changement serait la venue récente du coyote, qui comme on le sait, peut s'attaquer activement aux jeunes cervidés (Messier *et al.* 1986). Soulignons tout de même qu'aucune étude à ce jour n'a porté sur les effets possibles du coyote sur la démographie du caribou.

La situation démographique actuelle du troupeau peut être résumée ainsi: i) les données existantes permettent de croire à un taux de natalité plutôt normale, ii) à une mortalité très appréciable (>50%) des faons en été, iii) à un taux de mortalité annuel chez les adultes excédant probablement 15%. Le troupeau évolue dans un environnement difficile qui force les animaux à survivre dans des conditions quelquefois marginales. Les cas de mortalité par inanition, chez les faons comme chez les adultes, ne doivent pas être interprétés comme un signe de surpopulation, mais plutôt comme une évidence que les conditions du milieu sont telles que les dépenses énergétiques dépassent la capacité physiologique de certains individus à maintenir un bilan énergétique positif sur une base annuelle. On doit donc s'attendre

à observer un potentiel d'accroissement amoindri chez ce troupeau, comme c'est d'ailleurs le cas chez la plupart des populations de caribous évoluant en milieu boisé et s'alimentant en bonne partie de lichens arboricoles durant la période hivernale.

Un faible potentiel d'accroissement, dû principalement à une nourriture pauvre en qualité et énergétiquement dispendieuse à exploiter, signifie que peu de mortalités peuvent être supportées par la population sans inévitablement engendrer un déclin. Les deux causes de mortalité naturelle qui semblent jouer un rôle déterminant se rapportent aux infections létales par le ver des méninges et, plus récemment, à la prédation par le coyote. De plus, les caribous fréquentant régulièrement des milieux escarpés, il est probable que les accidents naturels en montagne constituent une cause additionnelle et appréciable de mortalité.

La stratégie de gestion que nous proposons au Ministère concernant le troupeau suit deux lignes maîtresses: i) minimiser le plus possible les effets dépressifs causés directement par l'homme et ii) adopter une attitude de résignation face aux interactions naturelles impliquées dans le système. L'homme peut créer de différentes façons des préjudices à la conservation de ce troupeau, notamment par la chasse, le braconnage, la destruction abusive de l'habitat et les accidents routiers. Concernant la chasse, les règlements en vigueur interdisent toute forme de chasse au caribou en deçà du 50ième parallèle, ce qui inclut le Parc de la Gaspésie et les régions avoisinantes. Le caribou de la Gaspésie est donc légalement protégé à longueur d'année. Malgré les lois en vigueur nous ne pouvons négliger l'importance possible du braconnage. A ce titre, nous recommandons qu'un programme de surveillance soit élaboré et accepté par les autorités responsables, afin d'assurer la

meilleure protection possible au caribou. Ce plan devrait inclure une cédule détaillée des efforts consacrés à la protection du caribou. On peut également mettre en oeuvre une campagne de sensibilisation auprès des chasseurs de la région afin de faire valoir l'importance du caribou dans le patrimoine faunique gaspésien, et ainsi, accentuer le sentiment de culpabilité chez les braconniers éventuels.

On doit assurer le maintien de l'habitat dans lequel le caribou évolue présentement. On préservera ainsi les sites d'alimentation, mais surtout on évitera un rajeunissement des peuplements forestiers qui pourrait éventuellement favoriser une expansion du cerf vers des milieux exploités préférentiellement par le caribou. Nous avons déjà discuté des effets néfastes d'une cohabitation cerf-caribou.

Tant qu'aux accidents routiers, ceux-ci sont tout de même rares et nous n'avons aucune recommandation susceptible d'améliorer la situation présente.

Concernant les interactions naturelles, nous croyons qu'il ne devrait y avoir aucune intervention directe puisque le Parc de la Gaspésie est avant tout un parc de conservation. Si après avoir minimisé les pertes directes causées par l'homme, le troupeau ne réussit pas à se maintenir, l'extinction doit être considérée comme une situation normale et naturelle. L'évolution d'une communauté écologique est un phénomène dynamique qui favorise de façon différentielle les populations confrontées.

La présence, en Gaspésie, du cerf tout comme celle du coyote affecte potentiellement la démographie du caribou. Certaines personnes pourraient argumenter que l'expansion du cerf ou du coyote sont des "produits secondaires" des interventions humaines du passé. Il est vrai que l'exploitation forestière a favorisé

dans son ensemble les populations de cerfs au Québec (Huot *et al.* 1984). Il est également vrai que l'absence du loup sur la rive sud du St-Laurent, ainsi que la présence de milieux semi-agricoles, ont favorisé l'expansion du coyote (Georges 1976). Toutefois, il est difficile de cerner les conditions entourant les changements de répartition d'une espèce, de sorte que nous ne pouvons prédire quelles seraient les densités de cerfs ou quelle serait la répartition du coyote sans l'intervention de l'homme.

Même en admettant que la présence du coyote ou la plus grande abondance de cerfs sont occasionnés par l'homme, les mesures correctives à apporter ne sont pas évidentes. Va-t-on recommander l'extermination du cerf à l'intérieur d'un certain périmètre englobant le Parc de la Gaspésie? Et là encore, est-ce réalisable? Pour ce qui est du coyote, les efforts à déployer pour contrôler une population apparaissent insurmontables si l'on se restreint aux méthodes conventionnelles (c'est-à-dire, en excluant les poisons) (Messier *et al.* 1986a). Signalons également que la réduction du nombre de coyotes devra être répétée à chaque année si l'on désire des résultats satisfaisants. Cela implique une politique d'intervention à long terme et coûteuse.

En conclusion, nous croyons que nous "aurons donné la dernière chance aux caribous", pour paraphraser Fillion (1982), dans la mesure où nous pourrions démontrer au grand public que nous avons pris les mesures nécessaires pour réduire au maximum les pertes directes causées par l'homme et que nous avons laissé libre cours aux forces de la nature.

## **7. Recommandations**

Considérant la place privilégiée qu'occupe le caribou parmi les ressources fauniques de la Gaspésie et du caractère précaire de cette population de cervidés, nous proposons les recommandations qui suivent, selon un ordre de priorité décroissant:

### **7.1 Protection et mise en valeur du caribou**

1. Que les normes restrictives présentement en vigueur dans le Parc de la Gaspésie afin de sauvegarder le couvert forestier dans les zones de "préservation" et de "préservation extrême" conservent un caractère "inviolable" tant et aussi longtemps que le troupeau de caribous ne démontrera pas une vigueur démographique acceptable pouvant assurer le maintien à long terme de cette population (ex: plus de 40 faons par 100 femelles adultes à l'automne sur une base de 5 ans).
2. Que le secteur "La passe" du mont Albert soit redéfini comme "zone de préservation extrême", compte tenu de l'importance que recèle cet endroit tant comme lieu de passage, que comme quartier d'hiver pour le caribou (figure 2B).
3. Qu'un plan de surveillance soit élaboré afin d'assurer une protection la plus complète possible du caribou en tout temps de l'année.
4. Qu'une enquête socio-économique auprès des randonneurs et autres groupes d'utilisateurs du Parc de la Gaspésie soit entreprise afin de déterminer l'attrait

relatif 1) de la présence du caribou et 2) du caractère esthétique du panorama, lors d'excursions en montagne ou de toutes autres activités touristiques. Ce genre d'enquête aurait comme but ultime de quantifier l'importance socio-économique du caribou pour les utilisateurs du Parc de la Gaspésie et pour l'ensemble de la communauté québécoise.

## **7.2 Evolution du cheptel**

1. Compte tenu de la variabilité naturelle du nombre de caribous fréquentant les alpages, il est recommandé que plusieurs dénombrements (au moins 5) espacés de 3 à 10 jours soient effectués pour chaque automne retenu pour le suivi du cheptel. Le dénombrement maximum pour une année donnée devra être retenu pour le suivi à long terme du cheptel, contrairement à la moyenne des dénombrements.
2. Cette série de dénombrements pourrait être effectuée tous les deux ans advenant une limitation des budgets.
3. La méthodologie préconisée est celle décrite par Dupuy et Desrosiers (1986), à l'exception du fait qu'on devrait distinguer seulement les faons, les femelles de 1 an et plus et les mâles de 1 an et plus. Nous avons certains doutes sur l'exactitude de l'identification des animaux de 1,5 ans .

4. On devrait favoriser l'exécution des dénombrements en tendant à débiter ceux-ci lorsqu'il y a une couverture de neige au sol suffisante pour laisser entrevoir les pistes aux abords des plateaux, plutôt que de les exécuter à période fixe.
  
5. Pour l'année 1987, au moins 2 de ces dénombrements devraient être effectués par 2 équipes indépendantes, dans le but de valider le sexage et d'avoir un aperçu du degré de visibilité des animaux fréquentant les zones inventoriées (c'est-à-dire, est-ce que tous les groupes de caribous présents sur les plateaux sont effectivement dénombrés par les 2 équipes?). Lors de ces inventaires comparatifs, la position et la composition de chaque groupe de caribous devront être clairement notées. De plus, il devra y avoir alternance, à l'intérieur d'une même journée, des zones inventoriées (mont Albert ou les monts McGerrigle) par les deux équipes .
  
6. Une station d'enneigement située à proximité des plateaux devrait être mise sur pied afin de mieux interpréter les données d'inventaires prises à l'automne. On devrait également prendre note de la phénologie de la croissance printannière de certaines plantes sur les plateaux car l'évolution de la végétation au printemps est susceptible d'influencer le succès reproducteur du caribou.
  
7. Faire une analyse des données télémétriques recueillies de 1975 à 1978 en fonction des aires qui feront l'objet d'inventaires aériens dans le futur (réf. Dupuy

et Desrosiers, 1986a). Cette analyse permettrait d'avoir un premier aperçu du pourcentage des caribous se situant en dehors des plateaux dénudés lors des inventaires aériens.

### 7.3 Démographie du troupeau

Afin de mieux comprendre l'évolution démographique du troupeau, nous préconisons l'élaboration d'études touchant les points suivants, tout en sachant bien que de telles études n'ont pas une nature corrective (voir paragraphe 7.4).

#### Taux de natalité.

Le taux de natalité ne peut être quantifié qu'à partir du suivi sur quelques années d'un certain nombre de femelles (environ 20) munies d'un collier radio-émetteur. Une telle étude nous apporterait également des données précieuses sur l'emplacement des aires de mise bas. Nous ne croyons pas que des survols printanniers peuvent fournir des résultats fiables, dû au peu de visibilité des femelles durant la période de parturition (faible fréquentation des plateaux).

#### Taux de mortalité.

Tout comme pour le taux de natalité, les diverses causes de mortalité ne peuvent être documentées sans l'aide de la télémétrie. Les travaux devraient prioritairement porter sur les causes de mortalité reliées:

- a. aux conditions adverses du milieu (inanition, accidents naturels);

- b. aux infections par le ver des méninges transmis par le cerf de Virginie;
- c. à la prédation par le coyote et l'ours noir.

Nous croyons que les travaux devraient se réaliser à partir d'un échantillon de femelles adultes afin de documenter la survie des faons les accompagnant, et la survie des adultes eux-mêmes.

De telles études demandent des injections d'argent majeures. Conséquemment, les volontés politiques à l'égard de cette population de caribous doivent être clairement définies avant que les gestionnaires élaborent plus en détail tout plan d'étude nécessitant plus de \$50000 de financement. Ces recherches ne devraient être entreprises que si les études socio-économiques justifient un tel investissement.

#### **7.4 Mesures correctives**

Aucune mesure corrective visant à améliorer les performances démographiques du caribou du Parc de la Gaspésie ne peut être recommandée avant la réalisation des études démographiques suggérées au point 7.3.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Anderson, R.C. 1971. Neurologic disease in reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) introduced into Ontario. *Can. J. Zool.* 49: 149-166.
- Anderson, R.C. 1972. The ecological relationships of meningeal worm and native cervids in North America. *J. Wildl. Dis.* 8: 304-310.
- Anderson, R.C. et V.R. Strilive. 1968. The experimental transmission of *Pneumostromgylus tenuis* to caribou (*Rangifer tarandus terraenovae*). *Can. J. Zool.* 46: 503-510.
- Anonyme. 1982. Le Parc de la Gaspésie: une mer de montagnes. Bibliothèque nationale du Québec, ISBN 2-550-02251-3.
- Antifeau, T.D. 1985. Winter distribution of mountain caribou with implications for forestry practices in east-central British Columbia. *Proc. 1st North American Caribou Workshop.* p. 60.
- Antifeau, T.D. 1986. The significance of snow and arboreal lichen in the winter ecology of mountain caribou (*Rangifer tarandus caribou*). Thèse M.Sc., Univ. British Columbia, Vancouver.
- Audet, R. 1979. Histoire du caribou du Québec-Labrador et évolution des populations. *Rech. Amérindiennes* 9: 17-27.
- Banfield, A.W. F. 1961. A revision of the reindeer and caribou, genus *Rangifer*. *Nat. du Canada. Ottawa. Bull. No.* 177.
- Banville, D. 1983. Status and management of wolves in Quebec. Pages 41-43. *in* L.N. Carbyn (ed.) *Wolves in Canada and Alaska.* *Can. Wildl. Serv., Rep. Ser.* No. 45.
- Bélanger, M. et D. Le Henaff. 1985. Distribution, abundance and regulation of caribou hunting in Québec. *McGill Subarctic Research Paper*, 40: 3-13.
- Bergerud, A.T. 1971. The population dynamics of Newfoundland caribou. *Wildl. Monogr. No.* 25, 55 pp.
- Bergerud, A.T. 1973. Movement and rutting behavior of caribou (*Rangifer tarandus*) at Mount Albert, Québec. *Can. Field-Nat.* 87: 357-369.
- Bergerud, A.T. 1974. Decline of caribou in North America following settlement. *J. Wildl. Manage.* 38: 757-770.

- Bergerud, A.T. 1980. A review of the population dynamics of caribou and wild reindeer in North America. Proc. Int. Reindeer/Caribou Symp. 2: 556-581.
- Bergerud, A.T., H.E. Butler et D.R. Miller. 1984. Antipredator tactics of calving caribou: dispersion in mountains. Can. J. Zool. 62: 1566-1575.
- 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.D. Jakimchuk et D.R. Carruthers. 1984. The buffalo of the North: caribou (*Rangifer tarandus*) and human development. Arctic 37: 7-22.
- Bergerud, A.T., M.J. Nolan, K. Curnew et W.E. Mercer. 1983. Growth of the Avalon Peninsula, Newfoundland caribou herd. J. Wildl. Manage. 47: 989-998.
- Boonstra, R. et A.R.E. Sinclair. 1984. Distribution and habitat use of caribou, *Rangifer tarandus caribou*, and moose, *Alces alces andersonii*, in the Spatsizi Plateau Wilderness Area, British Columbia. Can. Field-Nat. 98: 12-21.
- Boudreau, F. 1981. Ecologie des étages alpins et subalpins du mont Jacques-Cartier, Parc de la Gaspésie, Québec. Thèse M.Sc., Université Laval. 185 pp.
- Brown, W.K., J. Huot, P. Lamothe, S. Luttich, M. Paré, G. St-Martin et J.B. Théberge. 1986. The distribution and movement patterns of four woodland caribou herds in Québec and Labrador. Rangifer, Special Issue No.1, p. 43-49.
- Calef, G.W., E.A. DeBock et G.M. Lortie. 1976. The reaction of barren-ground caribou to aircraft. Arctic 29: 201-212.
- Claveau, R. et J.-P. Fillion, 1984. Fréquence et distribution du ver des méninges (*Parelaphostrongylus tenuis*) chez le cerf de Virginie de l'est du Québec. Naturaliste can. 111: 203-206.
- Dansereau, P. 1968. Alpine vegetation in eastern North America. Canbrook Institute of Science, News Letter 37: 95-107.
- Darby, W.R. et L.S. Duquette. 1986. Woodland caribou and forestry in northern Ontario, Canada. Rangifer, Special Issue No. 1, p. 87-93.
- Darby, W.R. et W.O. Pruitt. 1984. Habitat use, movements and grouping behaviour of woodland caribou, *Rangifer tarandus caribou*, in southwestern Manitoba. Can. Field-Nat. 98: 184-190.
- Dauphiné, P.C. 1975. The disappearance of caribou re-introduced to Cape Breton Highlands National Park. Can. Field-Nat. 89: 299-310.

- de Vos, A. et R.L. Peterson. 1951. A review of the status of woodland caribou (*Rangifer caribou*) in Ontario. *J. Mamm.* 32: 329-337.
- Desrosiers, A. 1982. Inventaire sommaire de localisation du caribou dans le Parc de la Gaspésie. Québec (M.L.C.P.), Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, région du Bas-St-Laurent - Gaspésie - Iles-de-la-Madeleine. 3 pp.
- Desrosiers, A. 1984. Inventaire automnal du caribou, Parc de la Gaspésie, 1983. Québec (M.L.C.P.), Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, région du Bas-St-Laurent - Gaspésie - Iles-de-la-Madeleine. 12 pp.
- Desrosiers, A. 1985. Inventaire automnal du caribou, Parc de la Gaspésie, 1984. Québec (M.L.C.P.), Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, région du Bas-St-Laurent - Gaspésie - Iles-de-la-Madeleine. 16 pp.
- Dupuy, P. et A. Desrosiers. 1986a. Caribou des bois de la Gaspésie: méthode d'inventaire automnal et état de la population en 1986. Québec (M.L.C.P.), Service des parcs, région du Bas-St-Laurent - Gaspésie - Iles-de-la-Madeleine. 60 pp.
- Dupuy, P. et A. Desrosiers. 1986b. Caribou de la Gaspésie, problématique caribou-coyote. Québec (M.L.C.P.), région du Bas-St-Laurent - Gaspésie - Iles-de-la-Madeleine. 19 pp.
- Edmonds, E.J. et M. I. Bloomfield. 1987. Population status, distribution and movements of woodland caribou in West central Alberta. *Can. J. Zool.* sous presse.
- Fillion, J.P. 1981. Inventaire automnal du caribou du Parc de la Gaspésie en 1981. Québec (M.L.C.P.), Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, région Bas-St-Laurent - Gaspésie - Iles-de-la-Madeleine. 25 pp.
- Fillion, J.P. 1982. Le caribou de la Gaspésie en 1982: Lui donnons-nous réellement sa dernière chance? Rapport dactylographié. 30 pp.
- Freddy, D.J., A. W. Erickson. 1975. Status of the Selkirk Mountain caribou. *Proc. 1st Int. caribou/Reindeer Symp.*, p. 221-227.
- Fréchette, J.G. 1986. Guide pratique des principaux parasites et maladies de la faune terrestre et ailée du Québec. Publication Pisciconsult Inc., St-Hyacinthe, QC. 280 pp.
- Fuller, T.K. et L.B. Keith. 1981. Woodland caribou population dynamics in northeastern Alberta. *J. Wildl. Manage.* 45: 197-213.

- Gauthier, C. 1980. Contribution à l'étude des caribous de la Gaspésie (tendance de la population et productivité). Québec (M.L.C.P.), Direction générale de la faune, R.R.F. no. 68. 10 pp.
- Georges, S. 1976. Range extension of the coyote in Québec. *Can. Field-Nat.* 90: 78-79.
- Georges, S., G. Rivard et G. Lemay. 1976. Détermination de l'aire de distribution du caribou (*Rangifer tarandus*) dans le Parc de la Gaspésie et ce en fonction de l'utilisation optimale de la matière ligneuse. Québec (M.T.C.P.), Service de la faune. 48 pp.
- Goudreault, F. 1985. Review of caribou census techniques used in northern Québec. McGill Subarctic Research paper, 40: 239-253.
- Grandtner, M. M. 1966. La végétation forestière du Québec méridional. Presses de l'Université Laval. 216 pp.
- Huot, J. 1972. Présence de *Pneumostrogylus* chez le chevreuil du Québec. Québec (M.T.C.P.), 7 pp. (cité par Claveau et Fillion 1984).
- Huot, J., F. Potvin et M. Bélanger. 1984. Whitetail populations and habitat: southeastern Canada. Pages 293-304 in L.K. Halls (ed.) White-tailed deer, ecology and management. Stackpole Books, Harrisburg, PA.
- Martell, A. M. et D. E. Russell. 1983. Mortality rate of the Porcupine caribou herd. *Acta Zool. Fennica* 175: 139-140.
- Messier, F., C. Barrette et J. Huot. 1986a. Coyote predation on a white-tailed deer population in southern Québec. *Can. J. Zool.* 64: 1134-1136.
- Messier, F. et J. Huot. 1985. Rapport synthèse 1973-1984. Connaissances sur le troupeau de caribous de la rivière George. Québec (M.L.C.P.), Direction générale de la faune. 98 pp.
- Messier, F., F. Potvin et F. Duchesneau. 1986b. Réduction expérimentale du coyote dans le ravage d'Armstrong, 1979-1982. Québec (M.L.C.P.), Direction de la faune terrestre. 26 pp.
- Miller, F.L. 1982. Caribou. Pages 923-959. in J.A. Chapman et G.A. Feldhamer (eds.). *Wild mammals of North America*. The John Hopkins Univ. press, Baltimore.
- Moisan, G. 1956a. Le caribou de Gaspé I. Histoire et distribution. *Le Naturaliste canadien*, 83: 225-234.

- Moisan, G. 1956b. Le caribou de Gaspé II: Analyse de l'habitat hivernal. *Le Naturaliste canadien* 83: 262-274.
- Moisan, G. 1957. Le caribou de Gaspé III: Analyse de la population et plan d'aménagement. *Le Naturaliste canadien* 84: 5-27.
- Moisan, G. 1970. Le viol d'un parc provincial. *Carnets de Zoologie* 30: 36-41.
- Moisan, G. 1974. Changements dans la végétation de l'alpage du mont Albert. Québec (M.T.C.P.), Service de la faune, Rapport no 3. p. 292-297.
- Overton, W.S. et D.E., Davis. 1969. Estimating the numbers of animals in wildlife populations. Pages 403-456 in R.H. Giles, Jr. (ed) *Wildlife management techniques* (3ième ed.). The Wildlife Society, Washington, D.C.
- Paré, M. et J. Huot. 1985. Seasonal movements of female caribou of the Caniapiscou Region, Québec. *McGill Subarctic Research Paper* 40: 47-56.
- Parker, G.R. 1972. Biology of the Kaminuriak population of barren-ground caribou. Part I. Total numbers, mortality, recruitment, and seasonal distribution. *Can. Wildl. Serv., Rep. Ser. No. 20*. 95 pp.
- Pelletier, A. 1985. L'exploitation des animaux à fourrure dans la région 01 (saison 1972-73 à 1982-83). Québec (M.L.C.P.), Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, région Bas-St-Laurent - Gaspésie - Îles-de-la-Madeleine. 43 pp.
- Potvin, F. 1974. Où en est le caribou de la Gaspésie en 1973? Québec (M.T.C.P.), Service de la faune. 18 pp.
- Potvin, F., J. Huot et F. Duchesneau. 1981. Deer mortality in the Pohenegamook wintering area, Québec. *Can. Field-Nat.* 95: 80-84.
- Ralls, K. et J. Ballou. 1986. Captive breeding programs for populations with a small number of founders. *TREE* 1: 19-22.
- Ralls, K., K. Brugger et J. Ballou. 1979. Inbreeding and juvenile mortality in small populations of ungulates. *Sciences (Wash., D.C.)* 206: 1101-1103.
- Rivard, G. 1978. Etude du caribou de la Gaspésie en considérant l'habitat. Québec (M.T.C.P.), Direction de la recherche faunique, R.R.F. No 22. 33 pp.
- Seip, D. 1986. Preliminary results of the Quesnel Lake caribou study. Univ. of British Columbia, Faculty of Forestry. 16 pp.

- Seip, D.R. et S.K. Stevenson. 1987. Co-ordinated resource management of caribou and timber in the North Thompson area of British Columbia. B.C. Ministry of Forests. 80 pp.
- Simpson, K., G.P. Woods et K.B. Hebert. 1985. Critical habitats of caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in the mountains of southern British Columbia. McGill Subarctic Research Paper, 40: 170-191.
- Sirois, L. 1984. Le plateau du mont Albert: étude phytoécologique. Thèse M.Sc., Université Laval. Québec. 152 pp.
- Stevenson, S.K. 1979. Effects of selective logging on arboreal lichens used by Selkirk caribou. B.C. Ministry of Environment, Fish and Wildlife Report No. R-2, Victoria.
- Stevenson, S.K. et D.F. Hatler. 1985. Woodland caribou and their habitat in southern and central British Columbia. B.C. Ministry of Forests Land Manage., Report No. 23. Victoria.
- Trainer, D.O. 1973. Caribou mortality due to meningeal worm *Parelaphostrongylus tenuis*. J. Wildl. Dis. 9: 376-378.
- Trépanier, S. 1984. Rapport sur la situation du caribou (*Rangifer tarandus caribou*) de la Gaspésie. Association des biologistes du Québec, Faune et flore à protéger au Québec, publication no. 3. 46 pp.
- Vandal, D. 1984. Ecologie comportementale du caribou du Parc des Grands-Jardins. Thèse M.Sc., Univ. Laval, Québec. 128 pp.
- Vandal, D. et C. Barrette 1985. Snow depth and feeding interactions at snow craters in woodland caribou. McGill Subarctic Research Paper 40: 199-212.
- Vézina, R. 1971. Inventaire aérien du caribou dans le Parc de la Gaspésie. Québec (M.T.C.P.), Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, région du Bas-St-Laurent - Gaspésie - Iles-de-la-Madelaine. 5pp.
- White, R.G. 1983. Foraging patterns and their multiplier effects on productivity of northern ungulates. Oikos 40: 377-384.

## **ANNEXE 1: Méthode de calcul du taux de survie des faons à partir de l'évolution du rapport faons:femelles.**

Il est possible de calculer le taux de survie des faons par le changement du rapport faons: femelles au cours d'une période donnée. Toutefois, certaines règles mathématiques doivent être respectées. Afin de bien illustrer le problème, supposons que dans un secteur prédéterminé on retrouve 100 faons et 100 femelles adultes en juin, mais seulement 50 faons et 75 femelles adultes au mois d'octobre suivant. Ici, des observateurs indépendants rapporteraient un rapport de 100 faons par 100 femelles au printemps, en comparaison à 66 faons par 100 femelles (50/75) à l'automne. Certains vont conclure, avec erreur, que le taux de survie des faons est de 66% (une baisse de 100 à 66 au numérateur) alors que le taux de survie réel est de 50% (100 à 50). La différence découle du fait que les pertes au dénominateur n'ont pas été considérées dans les calculs.

La formule générale pour calculer le taux de survie non-biaisé des faons est la suivante:

$$S' \text{ faons} \times S \text{ femelles} = S \text{ faons}$$

où,  $S' \text{ faons}$  est le taux de survie "biaisé" des faons,

$S \text{ femelles}$  est le taux de survie réel des femelles,

$S \text{ faons}$  est le taux de survie réel des faons.

Considérons l'exemple suivant. On a observé un rapport faons: femelles de 0,32 en octobre pour la période 1953-1959 (données regroupées) et de 0,22 pour la

période 1984-1986 (tableau 2). Si le rapport faons:femelles est de 0,65 à la naissance (juin) et si on assume un taux de survie des femelles de 0,95 pour la période s'étendant de juin à octobre, les taux de survie des faons seraient de 47%  $([0,32 / 0,65] \times 0,95)$  et 32%  $([0,22 / 0,65] \times 0,95)$ , respectivement, pour ces deux périodes.

## ANNEXE 2: Méthode de calcul de l'estimé de l'effectif d'une population par "dénombrement limité".

### THE METHOD OF BOUNDED COUNTS

Robson and Whitlock (1964) have devised an estimation procedure which utilizes a non-parametric statistical model. The sampling situation is as follows. One makes a series of counts,  $n_1, n_2, \dots, n_k$  of animals from a population, such that at any one counting instance, there is a positive probability that all animals might be seen. (This occurrence might be *extremely* unlikely, but nevertheless *could* happen.) Then the maximum likelihood estimator for the total number,  $N$ , is given by the highest count of all counts made,

$$\hat{N}_0 = \max n_i$$

It is obvious that  $\hat{N}_0$  is biased, as  $\max n_i$  will always be equal to or below  $N$ , but it is also obvious that  $\hat{N}_0$  is consistent. Here use is made of a theorem by Quenouilli (1956) which defines an estimator constructed by a process called (by others) *jackknifing* which has a substantially reduced bias. Applying this theorem to the present problem, let

$n_k$  be the largest value of  $n_i$  and

$n_{k-1}$  be the next largest value.

Then

$$\hat{N}_1 = 2n_k - n_{k-1} \quad (9)$$

is unbiased to order  $1/k^2$ . Further, an approximate upper confidence limit at  $100(1-\alpha)\%$  is given by,

$$N_U = n_k + \left(\frac{1-\alpha}{\alpha}\right) (n_k - n_{k-1}) \quad (10)$$

So far as is known, this method has not been applied to numbers of game species, but it would seem to apply to several published instances. Consider for example the brown bear survey reported by Erickson and Siniff (1963). The problem is an aerial survey of brown bears along a series of streams during a salmon run. Counts were made three times on each of 9 days between July 31 and August 16, inclusive. To fit the model, it is necessary to hypothesize that it is possible, even if very unlikely, that one *could* count all of the bears in the population being sampled on some lucky day. The observed counts are (94, 67, 118, 81, 16, 34, 62, 40, 91, 81, 43, 95, 65, 44, 113, 86, 48, 70, 54, 29, 76, 54, 30, 72, 61, 18, 76). Then

$$\hat{N} = 236 - 113 = 123$$

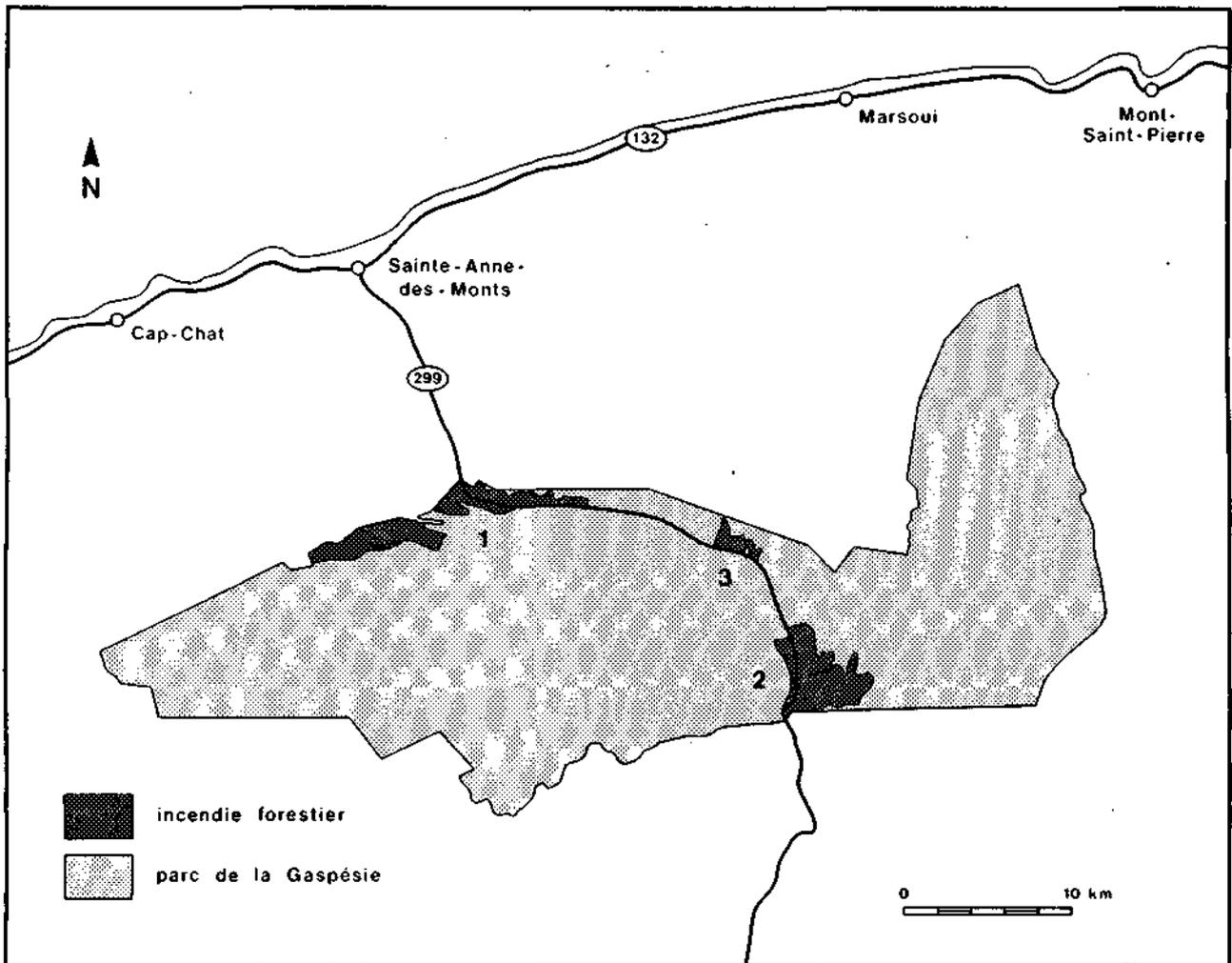
and

$$N_U = 118 + \left(\frac{0.95}{0.05}\right) (5) = 118 + 19(5) = 213$$

$$N_L = 118$$

It is apparent from Erickson and Siniff's discussion of the counting technique that modification could be made in the counts to better conform to the bounded count method. However, it would appear that this would be an ideal sampling situation for fulfillment of the assumptions of the method, unless there is some behavioral trait which affects presence. For example, if some animals are kept away from the salmon streams while others are feeding, then the assumption can be questioned that it is possible for all to be seen on the same count.

ANNEXE 3: Incendies forestiers à l'intérieur des limites du Parc de la Gaspésie depuis 1950.



Note: Incendies forestiers 1: de 1950; 2: de 1965; 3: de 1968.

Données produites par le Service du plein air et des parcs de Ste-Anne-des-Monts.



Gouvernement du Québec  
Ministère du Loisir,  
de la Chasse et de la Pêche  
**Direction de la faune terrestre**

SP 1225-03-87

Document PDF numérisé à 300 DPI  
Reconnaissance optique de caractères  
Numériseur Kodak I260/I280  
Adobe Acrobat 6.0  
Le 13 décembre 2004  
Micromatt Canada Ltée

**STATUS of WOODLAND CARIBOU  
(*Rangifer tarandus caribou*)  
in the JAMES BAY REGION of  
NORTHERN QUÉBEC**

PRESENTED TO THE  
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec  
AND THE  
Grand Council of the Crees (Eeyou Istchee)

BY  
Tyler D. Rudolph, M.Sc., UQÀM  
Pierre Drapeau, Ph.D., UQÀM  
Martin-Hugues St-Laurent, Ph.D., UQAR  
Louis Imbeau, Ph.D., UQAT

**WOODLAND CARIBOU RECOVERY TASK FORCE  
SCIENTIFIC ADVISORY GROUP,  
NORD-DU-QUÉBEC**

June 15, 2012



## EXECUTIVE SUMMARY

The boreal ecotype of forest-dwelling woodland caribou was designated as threatened in 2002 by the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC). In 2005 boreal caribou were recognized as vulnerable in Québec, though a reassessment of this status is due. Whereas predation and hunting are deemed to be the proximate causes of population declines at present, the ultimate cause is attributed to landscape transformation. We analyzed 10 years of demographic and satellite telemetry data acquired from three local populations of boreal caribou in the James Bay region of northern Québec (Eeyou Istchee). Our assessment of the situation is as follows:

1. Recruitment rates are declining across the region as a consequence of cumulative increases in range disturbance.
2. Overall adult (female) survival is also declining, and this condition is exacerbated by the subsistence harvest.
3. Current amounts of cumulative range disturbance are in excess of what is theoretically required in order to ensure population persistence (i.e. demographic tolerance thresholds).
4. At present all three regional populations (i.e. the Assinica, Nottaway and Témiscamie) are considered not self-sustaining (NSS) and current declines are predicted to worsen in the coming years as critical habitat is further eroded.
5. Road networks are strongly avoided by woodland caribou, which results in functional habitat loss. They also facilitate the deterioration of critical habitat, improving access to human and animal predators and paving the road to local extirpation. Proposed roads L-209 and extension 167 are predicted to substantially diminish functional landscape connectivity and therefore population resilience in addition to promoting conditions consistent with population decline.
6. To reinforce the existing protected areas network we recommend approval of the proposed Waswanipi and Nemaska protected areas in addition to the expansion of the Assinica Park Reserve.

7. To facilitate population recovery we recommend:

- a) Avoiding further development within areas known or presumed to be occupied by woodland caribou;
- b) Targeting net reductions in overall cumulative range disturbance;
- c) Encouraging an immediate halt to the subsistence harvest of woodland caribou; and
- d) Forming strategic alliances to ensure the proactive recovery of the James Bay metapopulation.

Lastly, we recommend an aerial census of the region in order to refine demographic estimates and more accurately assess population status and long-term viability. In light of recent findings we also recommend that the government of Québec reevaluate the status of woodland caribou in the province. In closing we suggest a series of new research directions that may assist managers in evaluating risk with relation to forest management and caribou population persistence.

# TABLE OF CONTENTS

<b>LIST OF FIGURES</b> .....	<b>v</b>
<b>LIST OF TABLES</b> .....	<b>viii</b>
<b>DEFINITIONS</b> .....	<b>x</b>
<b>ABBREVIATIONS</b> .....	<b>xi</b>
<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
1.2. Background Information .....	2
1.2.1. Woodland Caribou on Managed Landscapes .....	2
1.2.2. The Disturbance-Recruitment Relationship .....	5
1.3. Overview of Mandate .....	7
1.4. Study Area .....	8
<b>2. METHODOLOGY</b> .....	<b>9</b>
2.1. Data Sources & Preliminary Treatment .....	9
2.1.1. GPS Telemetry .....	9
2.1.2. Geospatial Land Cover Maps .....	9
2.1.3. Satellite Imagery .....	10
2.1.4. Forest Resource Inventory (FRI) .....	10
2.1.5. Fire History .....	11
2.1.6. Mining Development .....	11
2.1.7. Spring Aerial Surveys .....	12
2.2. Analytical Procedures .....	12
2.2.1. Population Delineation .....	12
2.2.2. Range Delineation .....	13
2.2.3. Critical Habitat Exercise .....	14
2.2.4. Demographic Parameters .....	14
2.2.5. Delineation of Seasonal Periods .....	16
2.2.6. Resource Selection Modeling .....	17
2.2.6.1. Sampling approach .....	17
2.2.6.2. Habitat Classification .....	17
2.2.6.3. Resource Selection Functions (RSF) .....	20
2.2.6.4. Model Selection & Cross-Validation .....	21
<b>3. MANDATE</b> .....	<b>23</b>
3.1. What is the status of the woodland caribou population in the territory? .....	23
3.1.1. Determine the recruitment, mortality rate and the tendency of the populations .....	23
3.2. What is the status of woodland caribou habitat? .....	31
3.2.1. Determine quality and critical habitat for woodland caribou during all phases of its annual cycle. ....	31
3.2.2. Evaluate the condition of the habitat and the level of disturbance by herd .....	34

3.2.3. Determine the probability of persistence for each herd and the overall population with current habitat condition .....	37
3.3. Can each herd and the overall population support further disturbance and to what extent? .....	39
3.4. What is the impact of current and proposed road network and their related activities on the herds and their habitat? .....	40
3.4.1. Evaluate the cumulative impacts of roads and related activities on critical habitat .....	40
3.4.2. Evaluate the impact of proposed roads (L-209, 167, etc.) currently under Environmental Review .....	45
3.5. What are the contributions of existing protected areas and the territory above the northern commercial forestry limit for caribou conservation? .....	49
3.6. What role can the Waswanipi and Nemaska protected area proposals play to ensure recovery of the population?.....	54
<b>4. RECOMMENDATIONS.....</b>	<b>55</b>
<b>REFERENCES.....</b>	<b>63</b>

## LIST OF FIGURES

- Figure 1:** Woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) ecotypes in Canada (COSEWIC 2002). The Assinica, Nottaway and Témiscamie herds belong to the threatened boreal population. The dotted line indicates the historic limit of continuous range occupancy. .... 4
- Figure 2:** Empirical relationship between total range disturbance and mean recruitment rate using data from 24 boreal caribou populations across Canada (Environment Canada 2011b). .... 6
- Figure 3:** Overview of study area in the boreal forest of northern Québec. Purple, blue and brown dots represent GPS locations transmitted between March 2004 and March 2007 from collared woodland caribou considered to belong to the Nottaway, Assinica, and Témiscamie herds (respectively). .... 8
- Figure 4:** Example of random sampling for global habitat selection modeling. In red are observed (“used”) GPS locations from one collared caribou (ID 2002007) and in blue are randomly generated (“available”) points. Yellow lines encircle the 100% kernel probability contours, which were spatially dilated by 10.5 km, the 99% maximum daily distance traveled by this individual. .... 18
- Figure 5:** Manly selection ratios depicting relative global preference of different habitat types by woodland caribou based on a used-available design (Section 2.2.6). Where both upper and lower confidence intervals are free of 1 we infer significant selection (above) or avoidance (below) for the habitat type in question. .... 19
- Figure 6:** Estimated annual survival of adult female woodland caribou in northern Québec from 2002 to 2011. The predicted curve and 95% confidence intervals were derived from the observed relationship as modeled with weighted binomial logistic regression. .... 26
- Figure 7:** Causes of adult female woodland caribou mortality in northern Québec between 2002 and 2012 based on the known fate of collared animals tracked using GPS telemetry (n=50). .... 27
- Figure 8:** Observed population trajectories for the Assinica herd using herd-specific sex ratios and 4 different estimates of survival ( $\lambda = S/(1-R)$ ). The first estimate (black dashed line) is the mean adult survival for the entire study region with hunting mortality factored out. The second estimate (in black) is identical but with hunting mortality included, and the third (in green) is mean adult survival observed for the Assinica herd alone. The first three estimates are constants, in which case lambda is mostly influenced by declines in recruitment rates. The fourth estimate (in red)

varies over time as a model function of observed declines in adult mortality across the study region at large..... 28

**Figure 9:** Observed population trajectories for the Nottaway herd using 4 different estimates of survival ( $\lambda = S/(1-R)$ ). The first estimate (black dashed line) is the mean adult survival for the entire study region with hunting mortality factored out. The second estimate (in black) is identical but with hunting mortality included, and the third (in green) is mean adult survival observed for the Nottaway herd alone. The first three estimates are constants, in which case lambda is mostly influenced by declines in recruitment rates (note estimated adult survival was lowest within the Nottaway herd). The fourth estimate (in red) varies over time as a function of observed declines in adult mortality across the study region at large. .... 29

**Figure 10:** Observed population trajectories for the Témiscamie herd using 4 different estimates of survival ( $\lambda = S/(1-R)$ ). The first estimate (black dashed line) is the mean adult survival for the entire study region with hunting mortality factored out. The second estimate (in black) is identical but with hunting mortality included, and the third (in green) is mean adult survival observed for the Témiscamie herd alone. The first three estimates are constants, in which case lambda is mostly influenced by declines in recruitment rates. The fourth estimate (in red) varies over time as a model function of observed declines in adult mortality across the study region at large..... 30

**Figure 11:** Cumulative disturbances measured within the 100% weighted kernel home range polygons of the Assinica, Nottaway and Témiscamie herds between 2002 and 2013 (projected). Considered were natural disturbances (e.g. fire, insect outbreak, windthrow)  $\leq 40$  years old and anthropogenic disturbances (e.g. forest harvesting, roads, mines)  $\leq 50$  years old with 500-metre buffer added (Environment Canada 2011). Dotted lines indicate herd-specific disturbance levels beyond which population growth rate is predicted to be negative based on empirical modeling of the recruitment-disturbance relationship. Lambda estimates were derived using the regional weighted mean for adult survival ( $S_{NDQ}=0.867$ ) and herd-specific sex ratios. .... 35

**Figure 12:** Relationship between calf recruitment and cumulative range disturbance for three woodland caribou populations in northern Québec. Predicted curves were obtained using logistic regression with a random intercept for each herd. Results indicate that populations have different levels of tolerance to disturbance. Given a mean sex ratio of 1.21 males to females (from 2002 & 2003 absolute density surveys) and the mean annual adult survival ( $S_{NDQw}=0.867$ ) observed for caribou in northern Québec, these populations would actually need to recruit 34 calves/100 females in order to remain stable (as indicated by the dotted line). .... 36

**Figure 13:** Predicted response of woodland caribou to roads in northern Québec. The relative probability of caribou occurrence, as derived from RSF modeling, increases

exponentially with increasing distance from roads. However mild, this avoidance effect is still discernible at distances beyond 2 kilometers..... 42

**Figure 14:** Map of the study area depicting the relative probability of woodland caribou occurrence as determined by conditional logistic regression (darker colours indicate higher relative probabilities). The relative probability of encountering caribou decreases exponentially with increasing proximity to roads (lightest shade), the single most influential variable in the model. Expansion of the road network from south to north is clearly strongly linked with caribou range recession. .... 43

**Figure 15:** Inset view of the Témiscamie range (as of 2011) and the proposed extension of road 167 under environmental assessment (light blue). Existing roads are depicted in red, planned roads (PAIF) are depicted in black, and shades of yellow/brown represent the relative probability of caribou occurrence, with darker colours associated with higher probabilities. Points represent 2011 & 2012 GPS locations of collared female caribou of the Témiscamie (yellow) and Assinica (green) ranges. The grey line indicates the northern limit of commercial forestry, and the black outline represents the unified boundary of the three 100% weighted population kernels. .... 47

**Figure 16:** Map of the Assinica range with the proposed road 209 under environmental assessment (yellow line). Existing roads are depicted in red, currently planned roads in pink, and other roads also subject to environmental assessment in blue (e.g. road “I” to the immediate north and west). Shades of yellow/brown represent the relative probability of caribou occurrence (darker colours associated with higher probabilities). Points represent collared caribou locations recorded since 2004, since which time about a dozen collared individuals (in yellow) have used the west-central zone as a summering area. .... 48

**Figure 17:** Existing protected areas (green polygons) within the unified 100% probability contours of the regional caribou metapopulation (black outline). Shades of yellow/brown represent the relative probability of caribou occurrence (darker shades reflect higher probabilities). GPS point locations from collared caribou in recent years (2011-2012) are depicted in red and the grey line indicates the northern limit of commercial forestry..... 53

## LIST OF TABLES

<b>Table 1:</b> Time periods used to represent biological seasons for woodland caribou in northern Québec. ....	16
<b>Table 2:</b> Outcome of model selection procedure. The full candidate model (habitat plus natural and anthropogenic disturbances) was most parsimonious based on the QIC (quasi-likelihood under the independence model criterion). ....	21
<b>Table 3:</b> Results of spatial and temporal cross-validations of the most parsimonious candidate model (i.e. Model 1: habitat plus natural and anthropogenic disturbances). Values indicate that variation in the resource selection behaviour of individual caribou is substantially greater than variation in selection behaviour in different years. ....	22
<b>Table 4:</b> Demographic data compiled from two types of spring aerial surveys (aerial censuses (2002/2003) and herd composition surveys) conducted by members of the QMRNFW, Chibougamau between 2002 and 2012. Recruitment (R) was estimated according to Hatter & Bergerud (1991) and herdwise adult sex ratios (Ratio Males:Females) were calculated from 2003/2003 aerial censuses. ....	24
<b>Table 5:</b> Summary of collared caribou history in northern Québec. “At risk” refers to the number of female caribou being tracked by GPS telemetry at the start of each new year (post-spring survey). Some of those that die each year (# Dead) have been harvested (# Harvested). Observed ( $S_{\text{Observed}}$ ) and predicted ( $S_{\text{Predicted}}$ ) adult survival rates are shown given two scenarios: 1) natural mortality only, and 2) natural plus hunting mortality. In both cases the model predicts declining adult survival over time; however in the true observed case (i.e. population subject to both natural and hunting mortality) the statistical relationship is strongest ( $p=0.037$ ). This is equivalent to concluding that adult survival is declining given a 3.7% chance that in fact it is not (i.e. Type I error). ....	25
<b>Table 6:</b> Output of a Cox proportional hazards logistic regression model displaying the influence of different habitat variables on the relative probability of caribou occurrence in northern Québec. The RSF (or Resource Selection Function) column presents each variable on a linear scale in order of preference by woodland caribou. ....	32

**Table 7:** Behavioural response of woodland caribou in northern Québec to the relative availability of different habitat types at different periods in their life cycle. Negative (-) implies a significant avoidance of a given habitat during the period or season indicated. Positive (+) indicates a significant preference (i.e. selection) for that variable. Plus or minus (+/-) indicates a non-significant effect, whether positive or negative. Categories shaded in black indicate reference levels chosen for RSF models for the period in question. The last variable ( $\exp(-0.0015 \cdot \text{rdist})$ ) refers to the exponential avoidance of roads with increasing proximity..... 33

**Table 8:** Time to quasi-extinction ( $N \leq 10$ ) given an initial population of 200 and a constant growth rate ( $\lambda$ ). Survival and sex ratio parameters are derived from the Témiscamie herd given three scenarios; 1) average observed conditions (no decline), 2) predicted recruitment rate given 2012 disturbance conditions (decline in recruitment), and 3) predicted recruitment and adult survival estimates for 2012 (decline in both recruitment and adult survival)..... 38

**Table 9:** Differences between critical values theoretically required to ensure stable population conditions ( $\lambda \geq 1$ ) and those observed with respect to recruitment rates and range disturbance for three woodland caribou populations in northern Québec. Critical recruitment rates were estimated based on mean regional adult survival ( $S=0.867$ ) and herd-specific adult sex ratios (# males/100 females)..... 39

**Table 10:** Amount of functional habitat loss attributed to roads within the 100% weighted kernel polygons of three local caribou populations in northern Québec. The use of a 1-km buffer was deemed conservative given documented avoidance of roads by caribou at sufficiently greater distances. Reported are confirmed conditions in 2011, projected conditions in 2013, and projected conditions in 2013 with roads under environmental assessment included (2013+)..... 44

**Table 11:** Protected areas within the study region and the relative probability of caribou occurrence within each. Values (mean and standard deviation) were derived from the spatial predictions of the global Resource Selection Function (RSF) model given landscape conditions as of 2011..... 52

## DEFINITIONS

**Critical Habitat:** The habitat that is necessary for the survival or recovery of a listed wildlife species and that is identified as the species' critical habitat in the recovery strategy or in an action plan for the species<sup>1</sup>.

**Local Population:** A group of caribou occupying a defined area distinguished spatially from areas occupied by other groups of caribou. Local population dynamics are driven primarily by local factors affecting birth and death rates, rather than immigration or emigration among groups<sup>2</sup>.

**Functional Habitat Loss:** Loss of habitat due to displacement from preferred habitats near human activity or infrastructure; also referred to as indirect habitat loss<sup>3</sup>.

**Metapopulation:** A population of populations, or a system of local populations (demes) connected by movements of individuals (dispersal) among the population units<sup>4</sup>.

**Population Range:** A geographic area occupied by a group of individuals that are subjected to the same influences affecting vital rates over a defined time frame<sup>1</sup>.

**Self-sustaining Population:** A local population of boreal caribou that on average demonstrates stable or positive population growth over the short term ( $\leq 20$  years), and is large enough to withstand stochastic events and persist over the long-term ( $\geq 50$  years), without the need for ongoing active management intervention (e.g., predator management or transplants from other populations) <sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> Environment Canada 2011a

<sup>2</sup> Environment Canada 2011b

<sup>3</sup> Polfus *et al.* 2011

<sup>4</sup> Hilty *et al.* 2006

## **ABBREVIATIONS**

**COSEWIC:** The Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada

**FRI:** Forest Resource Inventory

**LEMV:** Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec (2002)

**JBR:** James Bay region

**MDDEP:** Québec Ministry of Sustainable Development, the Environment and Parks

**NDQ:** Nord-du-Québec region

**PAIF:** Annual Forest Management Plans

**QMRNF:** Québec Ministry of Natural Resources and Wildlife

**RAIF:** Annual Forest Management Reports

**RSF:** Resource Selection Function

**SAG:** Scientific Advisory Committee (Nord-du-Québec)

**SARA:** Federal Species-at-Risk Act (2002)

# 1.

## INTRODUCTION

### 1.1. Designated Status

All North American caribou and Eurasian reindeer are considered the same species, *Rangifer tarandus*. These can be further divided into five subspecies according to their morphological (Banfield 1961) and genetic differences (Roed 1992). Canada is considered to have three subspecies: the Peary caribou of the Arctic Islands (*Rangifer tarandus pearyi*), the barren-ground caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) and the woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) (Figure 1). For functional purposes, woodland caribou may be subdivided into ecotypes based on demographic and behavioural adaptations (Kelsall 1984). Forest-dwelling ecotypes of the subspecies caribou include the Northern and Southern Mountain populations of British Columbia, Washington and Idaho, the Newfoundland and Atlantic (Gaspésie) populations, and the Boreal population (Thomas & Gray 2002). The Boreal population, which includes the southern taiga populations of Ontario, Québec and Labrador, has been classified as Threatened by the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC 2002) since 2000 (Thomas & Gray 2002), and are afforded protection under the Federal Species-at-Risk Act (S.C. 2002, c.29).

Boreal caribou in Québec (hereafter referred to as woodland caribou) were recognized as vulnerable in 2005 under the *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (LEMV), though this designation is likely in need of revisiting. The explicit objectives of the LEMV are as follows:

- To prevent the extinction of species in Québec;
- To avoid reductions in the population size of species designated as vulnerable or threatened;
- To ensure the conservation of habitats for species-at-risk;
- To restore designated populations and their habitats; and lastly,
- To ensure no species becomes vulnerable or threatened.

In collaboration with the Grand Council of the Crees (GCC), and in recognition of their responsibilities under the LEMV, the Québec Ministry of Natural Resources and Wildlife (QMRNF) has commissioned a study on the heretofore undocumented status of woodland caribou in the James Bay region (Eeyou Istchee). We hereby respectfully present the results of said study, which we trust will serve as an instrument of positive change for the conservation of this species-at-risk.

## **1.2. Background Information**

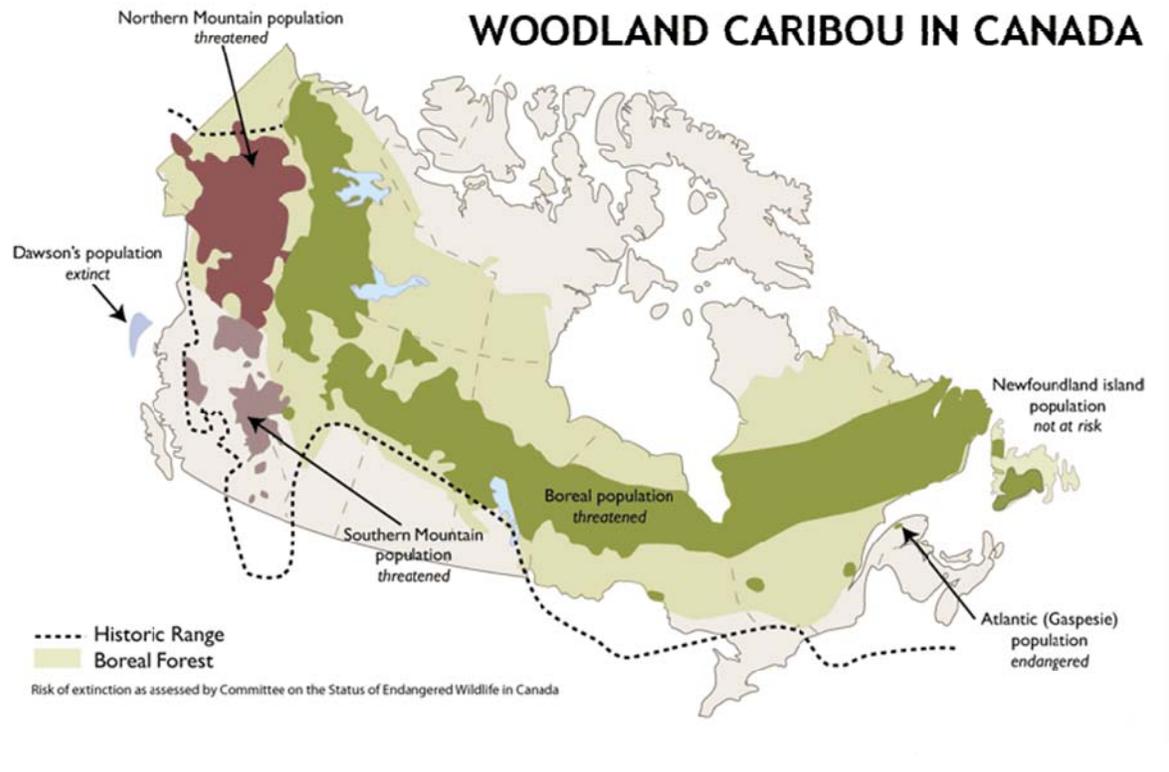
In order to inform our responses to the questions outlined in **Section 1.3** we have endeavored to document both the 1) demographic and 2) behavioural responses of woodland caribou to changing habitat conditions in northern Québec. In conducting this work we have greatly benefitted from the body of knowledge created by Environment Canada's boreal science committee, in addition to the insights and knowledge provided by our own research and that of our peers. **Sections 1.1** and **1.2** are intended as background information forming the conceptual framework upon which the work we have conducted is based.

### **1.2.1. Woodland Caribou on Managed Landscapes**

Woodland caribou have existed in North America for thousands of years (Bergerud & Luttich 2003). During this time they have developed life history strategies permitting them to coexist with a diversity of other large mammal species on landscapes subject to various levels of disturbance by fire, windthrow and other natural phenomena. Since the mid-twentieth century, however, the rate and scale of human-induced landscape alteration have far exceeded the historic range of natural variation (Vors & Boyce 2009; Festa-Bianchet *et al.* 2011), and it is no coincidence that today the southern limit of semi-continuous woodland caribou occupancy contrasts sharply with the northern limit of industrial forest harvesting in Canada (Figure 1). Caribou are particularly adapted to landscapes dominated by mature coniferous forest and relatively low amounts of disturbance, yet it is precisely the inverse that is produced by forest

management often in combination with other forms of resource extraction. Caribou require large tracts of mature forest in order to maintain low enough densities to satisfy their life-history requirements (e.g. foraging, rest, reproduction) without undue risk of predation. As core forest is gradually reduced to patches within a broader matrix of regenerating forest, once-preferred caribou habitats become environments to which other cervids (e.g. moose, white-tailed deer) and their predators (e.g. black bear, grey wolf) are better suited. As caribou are left with progressively less refuge habitat, they simultaneously face a higher risk of predation. Caribou calves in particular are highly susceptible to black bear predation in the first few weeks of life (Pinard *et al.* 2012), and inadequate calf recruitment inevitably triggers population decline. Greatly exacerbating the issue are correlated road networks, which allow both animal and human predators access into previously unexploited territories. When wolf populations respond positively to increases in the relative abundances of deer and moose in area and begin to prey opportunistically on both adult and juvenile caribou, this can rapidly lead to population decline and extirpation (Vors *et al.* 2007). An additive effect is produced when individual caribou are displaced into less optimal habitats simply to avoid predation; this results in **functional habitat loss** (Polfus *et al.* 2011) and may actually lead to reduced fitness due to sub-optimal nutrition and/or other proximate factors (Beauchesne 2012).

Harvesting incursions into areas actually occupied by caribou may have direct consequences for survival (Cumming & Beange 1993). In northern Québec we have the example of a sizeable group of woodland caribou (est. 40) virtually trapped in an isolated remnant forest to the south of the Assinica range near Lac La Trève, a highly disturbed landscape where the risk of both animal and human predation is significant and the likelihood of persistence is virtually nil. Harvesting incursions into occupied caribou range can therefore invoke a flight response that may or may not lead to the desired outcome (e.g. displacement of caribou into alternate ranges).



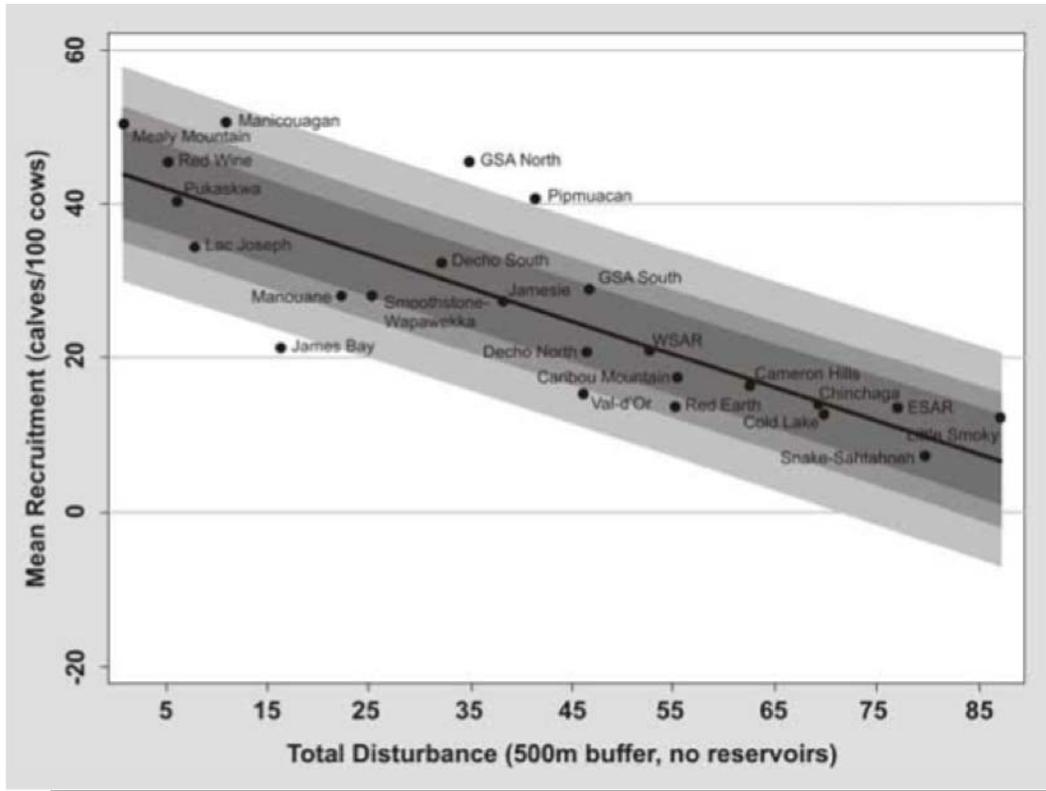
**Figure 1:** Woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) ecotypes in Canada (COSEWIC 2002). The Assinica, Nottaway and Témiscamie herds belong to the threatened boreal population. The dotted line indicates the historic limit of continuous range occupancy.

### **1.2.2. The Disturbance-Recruitment Relationship**

By pairing knowledge of habitat conditions with the demographic parameters of local populations of woodland caribou across Canada, Environment Canada (2008, 2011) has demonstrated the negative linear relationship between range disturbance and population recruitment (Figure 2). Further modeling has led them to conclude that the total combination of non-overlapping fire ( $\leq 40$  yrs. old) and buffered (500m) anthropogenic disturbances ( $\leq 50$  yrs.) on a population's range is the most accurate predictor of juvenile recruitment (Environment Canada 2011).

Based on mean national estimates of adult sex ratio (63.9 males/100 females) and survival ( $S=0.852$ ), it is estimated that an annual recruitment of 28.9 calves/100 females is required for a woodland caribou population to be self-sustaining. According to the recruitment-disturbance relationship, a population therefore has no more than a 50% chance of being stable when greater than or equal to 40% of its range consists of disturbed habitat. Environment Canada, in their draft *Recovery Strategy for the Woodland Caribou, Boreal Population, in Canada*, recommends maintaining a minimum of 65% undisturbed habitat within a local population's range in order to secure a measurable probability (60%) that the population will be self-sustaining (Environment Canada 2011a).

Because caribou population dynamics (e.g. demographic parameters, persistence vs. extinction) are measured at the second-order, or landscape scale, this has been identified as the most relevant scale for recovery planning (Environment Canada 2008).



**Figure 2:** Empirical relationship between total range disturbance and mean recruitment rate using data from 24 boreal caribou populations across Canada (Environment Canada 2011b).

### **1.3. Overview of Mandate**

The goal of this report is to respond to the following questions:

**Q1: What is the status of the woodland caribou population in the territory?**

- a) Determine the recruitment, mortality rate and the tendency of the populations
- b) Determine the current status of the population by herd

**Q2: What is the status of woodland caribou habitat?**

- a) Determine quality and critical habitat for woodland caribou during all phases of its annual cycle (calving, rutting, wintering)
- b) Evaluate the condition of the habitat and the level of disturbance by herds
- c) Determine the probability of persistence for each herd and the overall population with current habitat condition

**Q3: Can each herd and the overall population support further disturbance and to what extent? ☐**

**Q4: What is the impact of current and proposed road network and their related activities on the herds and their habitat?**

- a) Evaluate the cumulative impacts of roads and related activities on critical habitat
- b) Evaluate the impact of proposed roads (L-209, 167, etc.) currently under Environmental Review

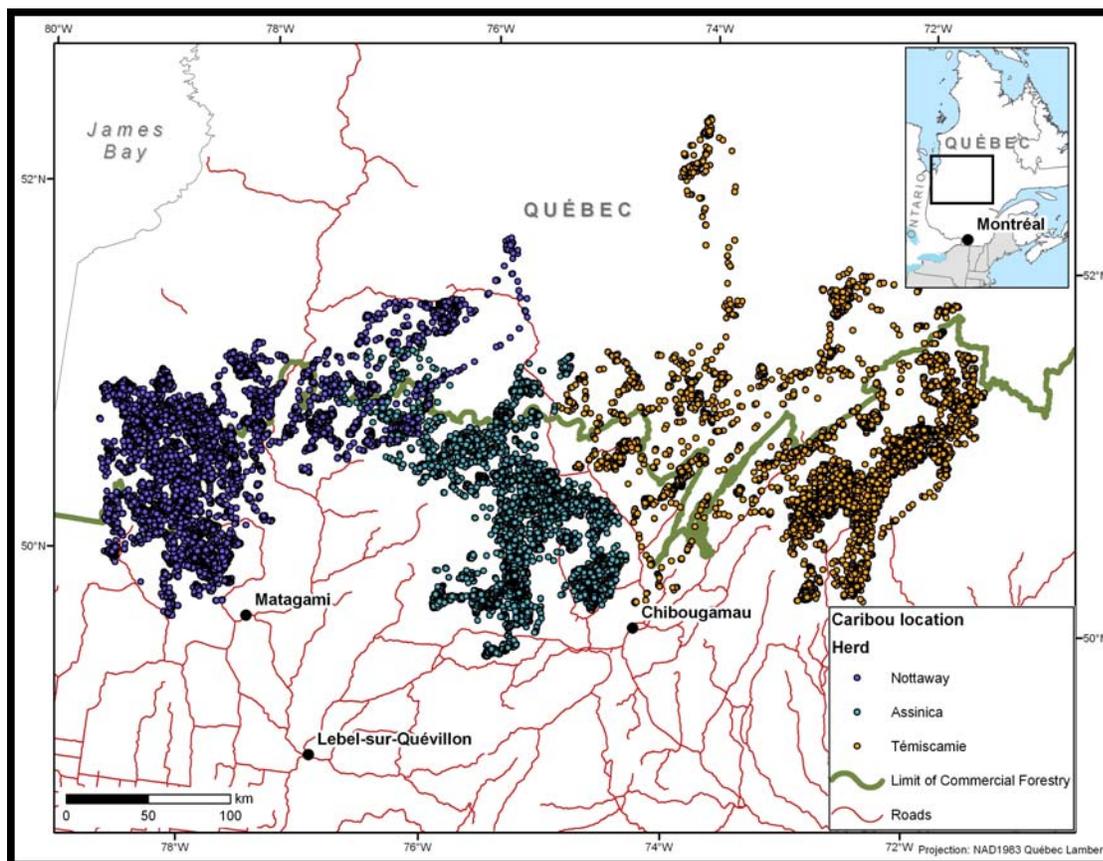
**Q5: What is the contribution of actual protected areas and the territory above the northern commercial forestry limit for caribou conservation?**

**Q6: What role can the Waswanipi and Nemaska protected area proposal play to ensure recovery of the population?**

**Q7: Based on the results obtained, suggest potential solutions/actions that would ensure the survival of the herds in Eeyou Istchee?**

## 1.4. Study Area

The area of interest broadly encompasses the coniferous boreal forest and taiga of northern Québec from latitudes 49° to 53° N, and from longitudes 69° to 80°W, principally including the Nord-du-Québec (Region 10) and western portions of the Saguenay-Lac-St-Jean (Region 02) administrative regions (Figure 3). The zone extends west to the Ontario border and to portions of the territory beyond the current northern limit of commercial forestry. Three more-or-less distinct groups of woodland caribou have been identified here, known as (from west to east) the Nottaway, Assinica, and Témiscamie herds. The La Sarre herd, which occupies the transboundary region (QC/ON) south of the Nottaway, will not be addressed in this report.



**Figure 3:** Overview of study area in the boreal forest of northern Québec. Purple, blue and brown dots represent GPS locations transmitted between March 2004 and March 2007 from collared woodland caribou considered to belong to the Nottaway, Assinica, and Témiscamie herds (respectively).

## 2.

## METHODOLOGY

### 2.1. Data Sources & Preliminary Treatment

The primary sources of data used include a) GPS telemetry, b) geospatial land cover maps, and c) spring aerial surveys.

#### 2.1.1. GPS Telemetry

GPS telemetry data were used a) to estimate local population ranges, b) to assign individual herd identities, and c) to model the relative probability of occurrence (habitat selection) on observed and predicted landscapes.

Data on caribou space use consisted primarily of satellite telemetry locations transmitted every 7 hours from GPS collars fitted to 45 different female woodland caribou captured between March 28, 2004 and April 02, 2011. Of the original ~163,285 records, 11 % consisted of identical duplicates and were removed. Where the necessary information was available (PDOP, or Positional Dilution of Precision), imprecise fixes were filtered out according to Dussault et al. (2001). GPS relocations were projected into Québec Lambert Conformal Conic 1983 and later exported as an ESRI shapefile.

Inspection of caribou distributions revealed several outliers consisting of individuals dispersing far beyond the more-or-less clustered ranges of the woodland herds. Because this behavior was considered atypical of the boreal ecotype of woodland caribou, these individuals (n=4) were removed from the dataset prior to further analysis.

#### 2.1.2. Geospatial Land Cover Maps

Geospatial land cover maps were used in combination with GPS telemetry data a) to evaluate critical habitat within local population ranges, and b) to model the relative probability of occurrence (habitat selection) on observed and predicted landscapes. The data came in several forms, including satellite imagery, Forest Resource Inventory (FRI) data, historic fire data, and point data associated with mining developments.

### **2.1.3. Satellite Imagery**

Since a considerable portion of the study area lies north of the territory currently subjected to commercial forestry, we were unable to obtain an adequate coverage of accurate forest cover maps. For our environmental attribute data (i.e. land cover type), we therefore used a multi-spectral clear-sky composite satellite image of Canada obtained through NASA and classified at a 500-metre resolution by the Canada Centre for Remote Sensing (CCRS) (Trishchenko *et al.* 2007). The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) was conceived for ecological applications and is one of the most advanced sensors in operation. We subsequently resampled the image to 100-metre spatial resolution and reclassified it based on the observed response of woodland caribou to land cover classes with comparable habitat attributes (see Figure 5, APPENDIX 1)

### **2.1.4. Forest Resource Inventory (FRI)**

The locations and dates of major disturbances (i.e. fires, insect outbreaks, windthrow, forest cutovers) and road segments produced in the territory were identified using Provincial FRI polygon and polyline data provided by the QMRNF. A semi-exhaustive verification was conducted by Francis Manka of the QMRNF in order to ensure that year of disturbance corroborated with evidence provided by satellite images taken between 2000 and 2011. Years were corrected where necessary and polygons and road segments were digitized or removed accordingly.

A complete coverage of Region 10 (management units 026, 085, 086 and 087) was available as of the operational period 2009/2010, and a complete coverage of Region 02 (management units 02451, 02452, 02551 and 02751) was available as of 2007/2008. Disturbance polygons were extracted from the original FRI coverage using the following criteria:

- 1) Young regenerating stands ( $\leq 50$  yrs.) were identified where CL\_AGE corresponded with any of the following categories: 10, 1010, 1030, 1070, 1090, 30, 3030, 3050, 3070, 3090, 30120.

- 2) Anthropogenic disturbances were identified where AN\_ORIGINE was either null or greater or equal to 1960 and where ORIGINE was not null and corresponded to anything but the following: BR, CHT, DT, ES, VER.
- 3) Natural disturbances were identified where AN\_ORIGINE was either null or greater or equal to 1970 and where ORIGINE was not null and corresponded to any of the following: BR, CHT, DT, ES, VER.
- 4) Polygons with non-null values for CO\_TER that were anything but the following were considered anthropogenic disturbances: AL, EAU, DH, DS, ILE, INO, TNP.
- 5) Polygons with null values for all of ORIGINE, AN\_ORIGINE, CO\_TER and CL\_AGE were considered unknown but later determined visually to be anthropogenic disturbances.

Cutovers and roads produced in operational periods subsequent to the most recent available coverages (i.e. 2008/2009 – 2010/2011 for Region 02; 2010/2011 for Region 10) were obtained from Annual Forest Management Reports (RAIF) provided by the QMRNF. Proposed cutovers and roads for the years 2011/2012 and 2012/2013 were obtained from Annual Forest Management Plans (PAIF) and roads subject to environmental assessment (“*routes assujetties*”)

#### **2.1.5. Fire History**

Polygons representing historic fires occurring north of the current limit of commercial forestry were obtained from the Canadian National Fire Database (Canadian Forest Service 2010). Fires occurring in 2011 were not available.

#### **2.1.6. Mining Development**

Point data associated with mining developments to 2011 were obtained from the QMRNF. All classes of mining developments were considered to be pertinent anthropogenic disturbances; these included active mines, developing mines (“*en développement*”), and mine improvements (“*mise en valeur*”).

### **2.1.7. Spring Aerial Surveys**

To estimate demographic parameters we used both GPS telemetry and field data collected between 2002 and 2012 during spring aerial surveys of northern Québec by members of the QMRNF, Chibougamau. Two types of assessments were conducted: 1) absolute density surveys (a.k.a. aerial censuses) and 2) herd composition surveys (Hatter & Bergerud 1991). The first consisted of systematic transects of the occupied territory followed by finer-scale classification of caribou groups; these took place in 2002 within a portion the Témiscamie range and in 2003 within a zone comprising overlapping portions of the Assinica and Nottaway ranges. Aerial surveys in subsequent years consisted exclusively of the second type, which involved localizing individuals via GPS tracking and counting wherever possible the number of males, females, calves and yearlings in each group. Documentation and capture of both known and previously unknown individuals also took place at this time. Herd composition surveys are far more affordable than absolute density surveys and are equally reliable for estimates of calf recruitment; however they cannot be used to derive reliable estimates of population size, density, adult sex ratios or individual detection probability.

## **2.2. Analytical Procedures**

### **2.2.1. Population Delineation**

The local population has been identified as the appropriate ecological unit for conservation and management of woodland caribou (Gaillard *et al.* 2000; Thomas & Gray 2002). Local populations are demographically distinct from other groups of caribou as determined by immigration and emigration rates. Dispersal rates  $\leq 10\%$  may provide evidence for local population distinction (Hasting 1993; Environment Canada 2011b), though this topic has received limited study (Waples & Gaggiotti 2006).

Woodland caribou of northern Québec are considered a metapopulation within which some degree of interchange takes place between individuals of the Assinica, Nottaway, and Témiscamie herds. We used c-means fuzzy clustering of kernel-weighted centroids in order to assess the statistical evidence for identifying more than one local

caribou population or herd (Schaefer & Wilson 2002; Courtois *et al.* 2007). We determined the optimal number of local populations by maximizing Dunn's (normalized) coefficient, and individuals were assigned to herds so as to maximize individual membership coefficients. C-means fuzzy clustering provided statistical evidence for the three distinct local populations depicted in Figure 3. The number of unique individuals per herd was as follows: Assinica, 22 (48.9%); Nottaway, 10 (22.2%); Témiscamie, 13 (28.9%).

### 2.2.2. Range Delineation

In order to delineate the current range of a local population, Environment Canada (2011) has recommended using a minimum of three years of high-quality data (e.g. GPS telemetry). However, due to temporal variation in range occupancy and lag effects produced by changes to the landscape, they consider twenty years of data to produce an accurate representation of population distribution. Using GPS telemetry data collected between 2004 and 2011, we employed a novel quantitative approach to defining population ranges by estimating a non-parametric kernel probability surface for each individual caribou using a grid common to each herd. The plug-in method was used in order to objectively choose the appropriate bandwidth, after which each cell was averaged in order to derive a weighted population kernel. Polygons delineating local population ranges were derived from the 100% probability contours of the kernel surface. Estimated range sizes are as follows:

Assinica  $\cong 27,900 \text{ km}^2$

Nottaway  $\cong 36,400 \text{ km}^2$

Témiscamie  $\cong 47,500 \text{ km}^2$

The area of overlap between the Assinica and Nottaway ranges is approximately 6,200 km<sup>2</sup>.

### **2.2.3. Critical Habitat Exercise**

Forest cutover polygons extracted from the FRI, RAIF, and PAIF datasets were merged together and converted to raster based on year of disturbance. Road segments were compiled in a similar manner, and the same was conducted for natural disturbances from the FRI and Canadian National Fire Databases. Where polygons overlapped, the minimum year was retained for anthropogenic disturbances, whereas the maximum was retained for coincidence points among natural disturbances. This procedure resulted in three spatially explicit raster maps representing the year of a) natural or b) anthropogenic disturbance and, finally, c) road construction at a 100-metre spatial resolution. In accordance with Environment Canada's metapopulation model, we added a 500-metre buffer to all anthropogenic disturbances including cutovers, roads, and mines. We report estimates of cumulative disturbance calculated from within the 100% probability contours of the weighted population kernels. Disturbed proportions were estimated using binary raster surfaces, thereby avoiding the confounding effect of overlapping polygons.

### **2.2.4. Demographic Parameters**

Recruitment rate, which represents the proportion of new recruits or calves in the population at a specified time, was calculated for each year and herd as the number of calves per 100 adult females observed. All animals classified as adult females were considered to be sexually mature. Population recruitment was calculated as  $R = CC / (100 + BC + CC)$ , where CC is the number of calves per 100 adult females and BC is the number of adult males per 100 females. After Hatter & Bergerud (1991), we assumed an equal sex ratio in calves.

Adult female survival was estimated for each year using Pollock et al.'s (1989) staggered-entry modification to the Kaplan-Meier known-fate survivorship model (Kaplan & Meier 1958). To estimate adult mortality in the absence of hunting, we

assumed harvested individuals would have otherwise survived the year in question and then removed them from subsequent years.

The ratio of males to 100 females was estimated using herd-wise count data (total males/total females) taken exclusively from 2002 and 2003 aerial censuses. We observed considerably more males than females in the JBR at this time than the recorded national average (Environment Canada 2008); however some of the estimates used by Environment Canada may have been derived from herd composition surveys, which are typically biased toward collared females. As a point of reference, for example, a recent aerial census of woodland caribou on the lower north shore of Québec rendered an estimate of 140 males/100 females.

Approximate estimates of population density were derived from systematic transects (aerial censuses) flown in 2002 and 2003. Density was estimated as  $D = N / A$ , where  $N$  = the total number of caribou observed and  $A$  = the area ( $\text{km}^2$ ) covered by the density survey that fell within the combined 100% weighted kernel polygons of the three herds. Thus if we consider the areas surveyed during aerial census surveys of 2002 (5,415  $\text{km}^2$ ) and 2003 (29,643  $\text{km}^2$  estimated to lie within occupied caribou range), and we estimate detection probability at 0.85 (Courtois *et al.* 2003), using total head counts (96 and 435, respectively) we derive density estimates of 2.04 caribou/100  $\text{km}^2$  for the Témiscamie herd and 1.69 caribou/100  $\text{km}^2$  for the Nottaway and Assinica herds.

Since 2002 and 2003 surveys were conducted prior to substantive knowledge of caribou distribution in the region, it is difficult to derive reliable estimates of population sizes at this time. At minimum we may conclude that the total population of woodland caribou in the study region 10 years ago was over 600 heads. Since then the landscape has been transformed considerably, and to estimate present population sizes we would really need to conduct a new census. In the meantime efforts can be made to model uncertainty in parameter estimates in order to produce more informed estimates of population size.

The recruitment-disturbance relationship was modeled for woodland caribou populations of northern Québec using binomial logistic regression with a random intercept for herd. Observations were weighted based on the number of females contributing to independent estimates of the annual recruitment rate.

Adult female survival was modeled over time for the population-at-large (i.e. all herds combined) using simple logistic regression. Observations were weighted based on the number of animals alive at the start of each year. Annual periods began upon completion of spring aerial surveys and ended at the start of surveys the following year.

Lambda ( $\lambda$ ), or finite annual rate of change, was calculated annually using the recruitment-mortality equation as described by Hatter & Bergerud (1991):  $\lambda = (1-M)/(1-R)$ , where M is adult female mortality and R is population recruitment.

### 2.2.5. Delineation of Seasonal Periods

Dates demarcating transitions between biological seasons were determined using a random effects-expectation maximization (RE-EM) regression tree (Rudolph & Drapeau 2012; Sela & Simonoff 2012). Daily distances travelled were smoothed using a 4-day moving window and then log-transformed to normalize distributions. The resulting metric became the dependent variable, which we modeled as function of Julian day using recursive partitioning with a random intercept for each id-year nested combination. Resulting seasonal periods were as follows:

**Table 1:** Time periods used to represent biological seasons for woodland caribou in northern Québec.

Season	Start	End
Spring	April 07	May 20
Calving	May 21	June 12
Post-calving	June 13	July 26
Summer	July 27	October 11
Fall/Rut	Oct. 12	Dec. 16
Early Winter	Dec. 17	Jan. 28
Late Winter	Jan. 29	April 06

## **2.2.6. Resource Selection Modeling**

### **2.2.6.1. Sampling approach**

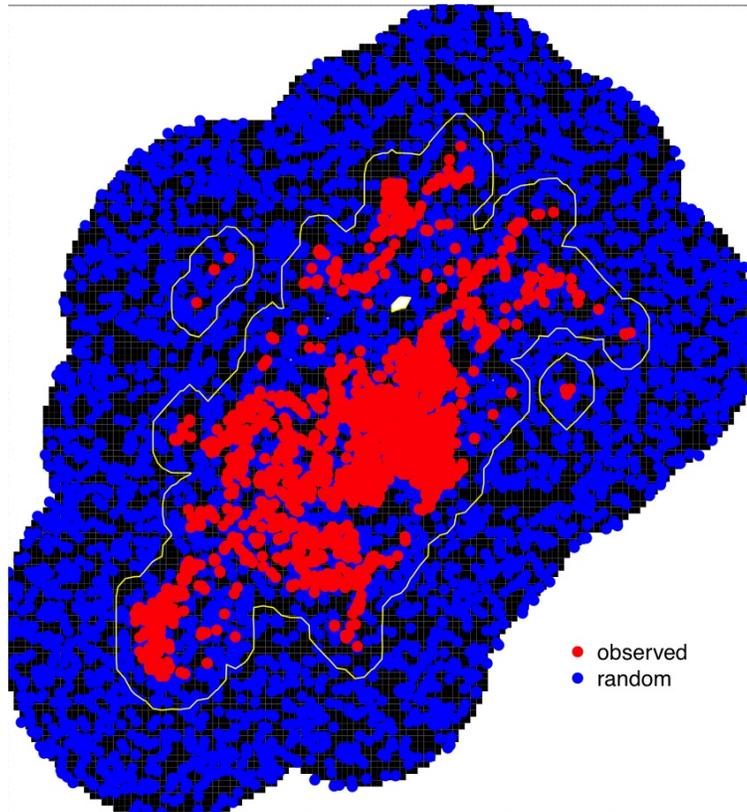
In order to assess the relative influence of different variables on woodland caribou occurrence in Northern Québec, we compared habitat conditions at known (or “used”) locations with conditions at random (or “available”) locations within a boundary representing dilated individual 100% kernel polygons (Figure 4). Bandwidth was determined using the plug-in method. Two sampling designs were used: one to model global resource selection and another to model seasonal resource selection (i.e. spring, calving, post-calving, summer, fall/rut, early winter, and late winter). Kernel polygons were thus derived A) once for each individual over its lifetime, and B) numerous times repeated for each individual-season-year combination where  $\geq 30$  observations were available. In the first case, prior to random sampling kernel polygons were dilated by the 99% maximum daily distance traveled by the individual in question. In the second case, polygons were dilated by the 99% maximum daily distance traveled during the three seasons centered on the season in question.

### **2.2.6.2. Habitat Classification**

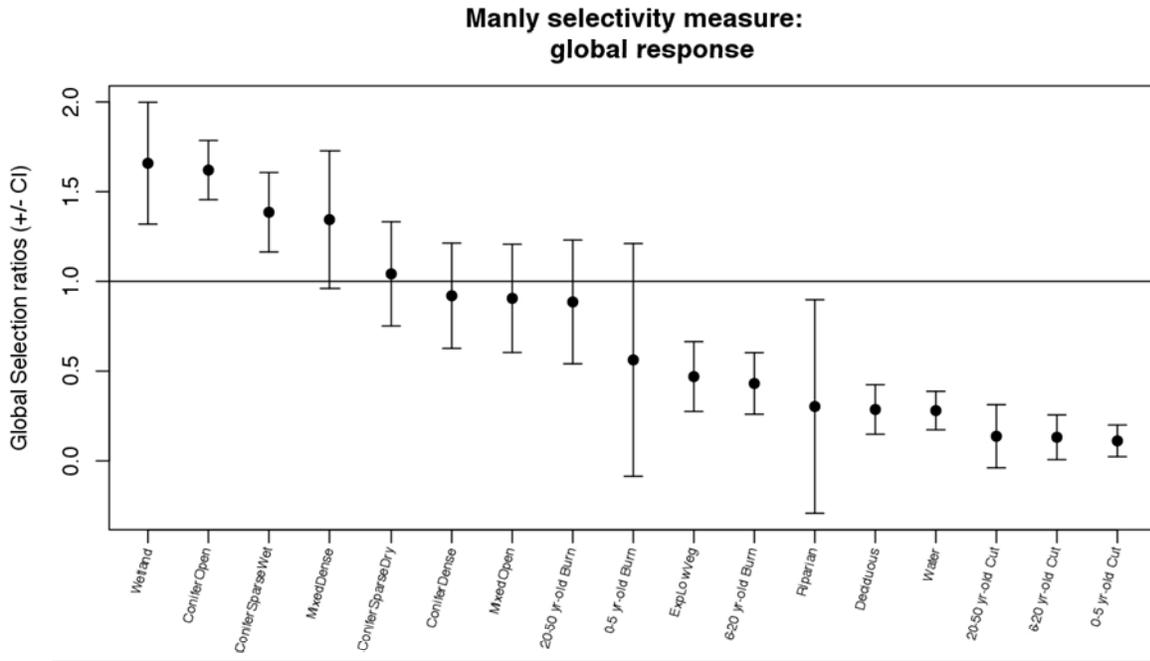
We extracted habitat classes from the 2005 MODIS classified satellite image using the spatial locations of each used and available point. Changes in landscape conditions over time due to anthropogenic and natural disturbances were accounted for using the specific year associated with each used GPS location.

The original MODIS image contained 39 distinct habitat categories, which were subsequently combined and reduced to 20 (APPENDIX 1). Habitat categories were combined based on attribute similarity and preference by woodland caribou. We assessed preference using Manly selection ratios for both global (Figure 5) and seasonal periods. Reference categories for resource selection models varied depending on the temporal period in question and were chosen based on two

criteria: relative abundance on the landscape, and selection by caribou in proportion to relative availability on the landscape during the specified period.



**Figure 4:** Example of random sampling for global habitat selection modeling. In red are observed (“used”) GPS locations from one collared caribou (ID 2002007) and in blue are randomly generated (“available”) points. Yellow lines encircle the 100% kernel probability contours, which were spatially dilated by 10.5 km, the 99% maximum daily distance traveled by this individual.



**Figure 5:** Manly selection ratios depicting relative global preference of different habitat types by woodland caribou based on a used-available design (**Section 2.2.6**). Where both upper and lower confidence intervals are free of 1 we infer significant selection (above) or avoidance (below) for the habitat type in question.

### 2.2.6.3. Resource Selection Functions (RSF)

We modeled the relative probability of woodland caribou occurrence as a function of habitat type and distance to nearest road using mixed conditional logistic regression (Duchesne *et al.* 2010). Observed and random points were paired within unique id-year strata and clusters were specified for each unique individual. Robust standard errors were used for statistical inference. Model predictions, when scaled between zero and one, represent an estimated Resource Selection Function or RSF. We did not distinguish between herds as the greatest source of variability was inter-individual.

Roads and other linear features may act as semi-permeable barriers to dispersal for woodland caribou (Dyer *et al.* 2002; Leblond *et al.* 2011; Rudolph 2011a; Whittington *et al.* 2011), which in general are known to avoid such features (Dyer *et al.* 2001) even when there is otherwise good-quality habitat nearby. This is known as functional habitat loss (Polfus *et al.* 2011). We modeled this avoidance behaviour using a negative exponential decay function that parameterizes a reduction in caribou avoidance behaviour with increasing distance from roads (Nielsen *et al.* 2002). We used Pan's (Pan 2001) QIC (quasi-likelihood under the independence model criterion) for generalized estimating equations to determine the optimal value of the decay constant alpha using the full global model (Table 2).

#### 2.2.6.4. Model Selection & Cross-Validation

We tested a series of six competing models in order to determine the optimal combination of variables that could explain variation in the space-use behaviour of woodland caribou in northern Québec. These candidate models are described as follows:

1. **Full (global) model:** All habitat types, disturbance types and road variable
2. **Anthropogenic disturbances:** only forest cutovers and road variable
3. **Natural disturbances:** only fires and other major natural disturbances
4. **Habitat:** road variable, natural and anthropogenic disturbance variables excluded
5. **Habitat and natural disturbances:** road variable and anthropogenic disturbances excluded
6. **Habitat and anthropogenic disturbances:** natural disturbances excluded

**Table 2:** Outcome of model selection procedure. The full candidate model (habitat plus natural and anthropogenic disturbances) was most parsimonious based on the QIC (quasi-likelihood under the independence model criterion).

<b>Model</b>	<b>Description</b>	<b>QIC</b>	<b>ΔQIC</b>
<b>1</b>	<b>Full</b>	<b>1663698</b>	<b>0</b>
6	Habitat + anthropogenic disturbances	1664197	499.11
2	Natural disturbance only	1676471	12772.77
5	Habitat + natural disturbances	1680543	16844.6
4	Habitat only	1684233	20534.9
3	Anthropogenic disturbance only	1697288	33589.88

The most parsimonious model based on QIC (Model 1) was subsequently cross-validated to determine predictive accuracy (Boyce *et al.* 2002). We employed two forms of k-fold cross-validation in order to test the ability of the model to predict caribou occurrence in both A) space and B) time. The spatial cross-validation consisted of removing one individual at a time (n=45), estimating the best model, and then seeing how well it predicted the spatial distribution of the individual that was removed. The temporal cross-validation was virtually identical except in this case we removed one year of data at a time (n=8) and tried to predict caribou occurrence during the missing year using the model estimated with all the other years combined. RSF values were binned and contrasted using a simple linear regression model (Howlin *et al.* 2004); the best predictive model was identified when the slope of the relationship between expected and observed selection was not significantly different from 1 and the regression line ran through the origin (i.e.  $B_0=0$ ). When the slope was significantly greater than 1, there was significant positive correlation between predictions and actual use and the predictive abilities of the model were deemed acceptable.

Observed and expected counts were also contrasted using Spearman’s rank correlation coefficient, in which case values above 0.6 generally indicate a decent level of predictive accuracy. Results were as follows:

**Table 3:** Results of spatial and temporal cross-validations of the most parsimonious candidate model (i.e. Model 1: habitat plus natural and anthropogenic disturbances). Values indicate that variation in the resource selection behaviour of individual caribou is substantially greater than variation in selection behaviour in different years.

<b>Validation Model</b>	<b>n</b>	<b>Lower 95</b>	<b>Beta</b>	<b>Upper 95</b>	<b>Spearman Correlation</b>
Temporal	8	0.967	1.116	1.264	0.944
Spatial	45	0.789	0.982	1.175	0.654

### 3.

## MANDATE

### 3.1. What is the status of the woodland caribou population in the territory?

#### 3.1.1. Determine the recruitment, mortality rate and the tendency of the populations

**Recruitment:** Table 4 provides a summary of herd composition data obtained during aerial surveys conducted between 2002 and 2012. Weighted binomial logistic regression models indicate that recruitment rates (i.e. the number of calves per 100 adult females) are declining resoundingly within the Assinica ( $p < 0.001$ ; Pearson  $R^2=0.95$ ) and Témiscamie ( $p < 0.001$ ; Pearson  $R^2=0.91$ ) herds, and we observe a marginally significant decline within the Nottaway herd ( $p < 0.08$ ; Pearson  $R^2=0.67$ ). The ratio of adult males to adult females, calculated for each herd from 2002 and 2003 absolute density surveys, was combined with recruitment rates to estimate population recruitment (R) for each survey year (see Methods pg. 9).

**Survival** of adult females appears to be declining for the study region overall (i.e. all herds combined;  $p = 0.037$ , Pearson  $R^2 = 0.71$ ) (Table 5). When mortality related to subsistence hunting is factored out, however, this relationship becomes marginally significant ( $p = 0.076$ ; Pearson  $R^2 = 0.62$ ) (Figure 6).

In order for a population to be self-sustaining, adult mortality needs to be compensated by recruitment (e.g. if adult survival is 0.85, recruitment must be 0.15 or greater). In contrast with other ungulate species, female caribou generally do not bear young until the age of three, and once mature produce only one offspring per year (Bergerud 2000); adult female mortality therefore can have a significant negative impact on population growth rates, particularly in a context where recruitment is also declining. Causes of adult mortality are depicted in Erreur ! Source du renvoi introuvable..

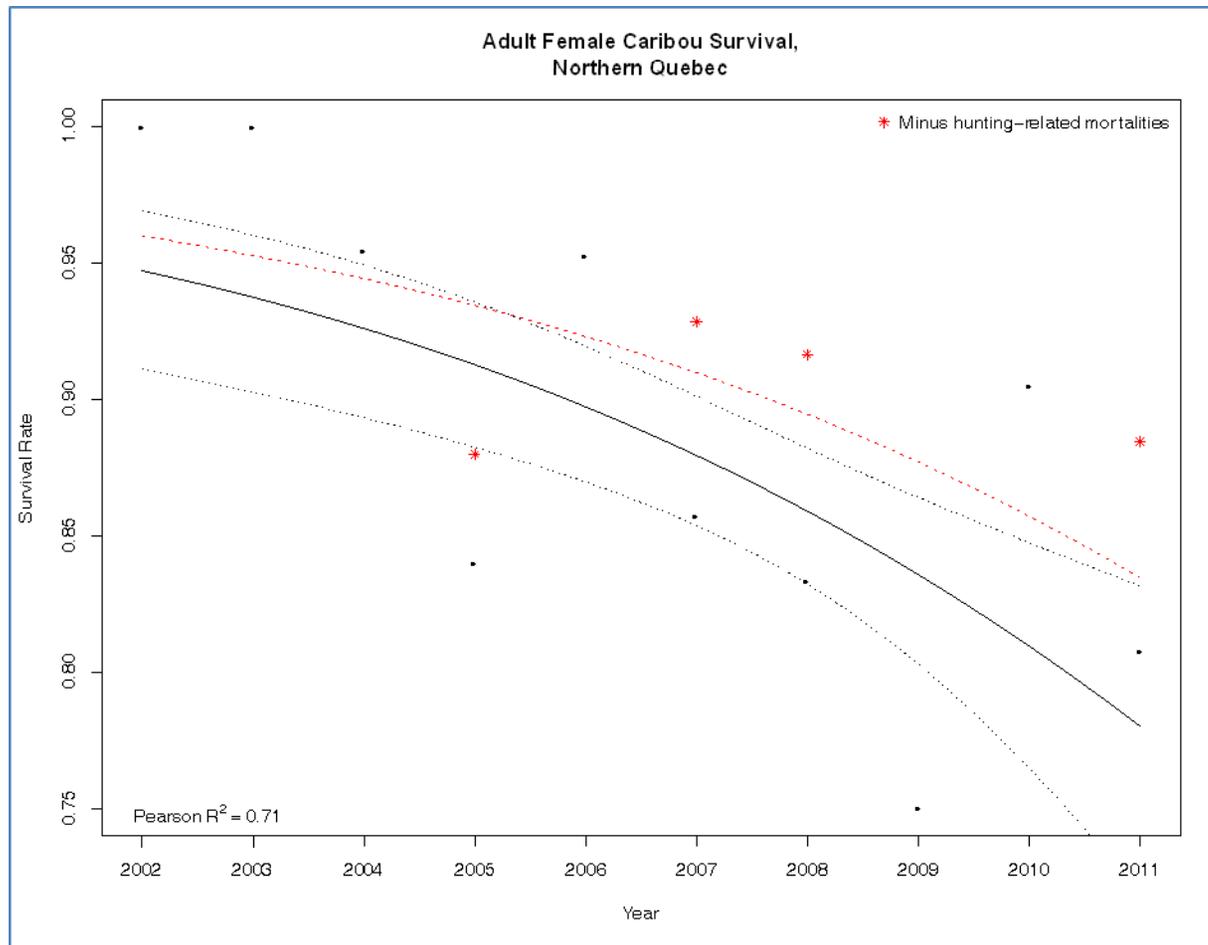
**Tendency:** Figures 8-10 portray the estimated finite rate of population change ( $\lambda$ ) for the three herds over the period of study using four different estimates of adult survival. In all but one scenario (i.e. absence of hunting mortality) the populations exhibit negative growth rates since approximately 2008.

**Table 4:** Demographic data compiled from two types of spring aerial surveys (aerial censuses (2002/2003) and herd composition surveys) conducted by members of the QMRNFW, Chibougamau between 2002 and 2012. Recruitment (R) was estimated according to Hatter & Bergerud (1991) and herdwise adult sex ratios (Ratio Males:Females) were calculated from 2003/2003 aerial censuses.

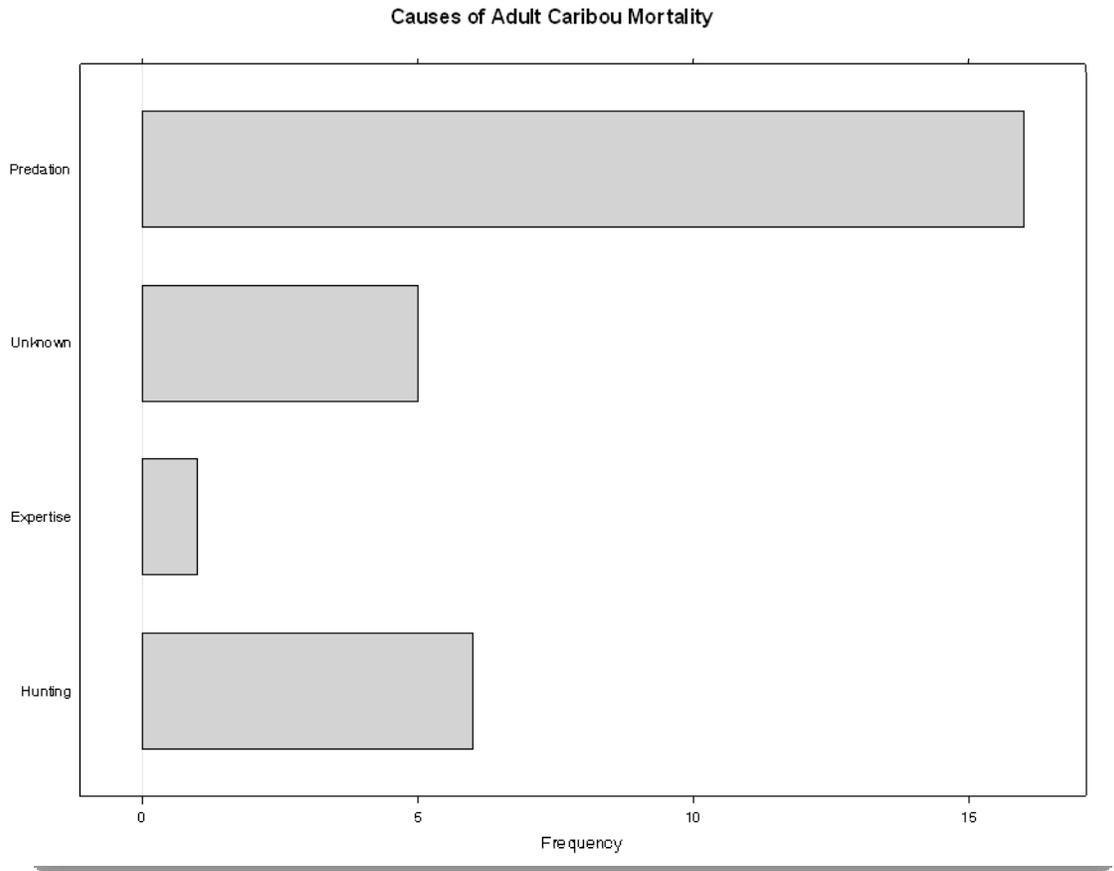
<b>Herd</b>	<b>Year</b>	<b>Effort (days)</b>	<b># Males</b>	<b># Females</b>	<b># Calves</b>	<b># Undetermined</b>	<b>Total</b>	<b>Calves/100 Females</b>	<b>Ratio Males: Females</b>	<b>R</b>
<b>Assinica</b>	2003	4	107	89	47	55	298	52.81	1.2022	0.193
	2007	5	33	48	15	0	96	31.25		0.124
	2009	4	25	47	13	0	85	27.66		0.112
	2010	2	29	97	17	8	151	17.53		0.074
	2011	3	16	100	19	3	138	19		0.079
	2012	4	12	46	11	1	70	23.91		0.098
<b>Nottaway</b>	2003	1	47	46	18	26	137	39.13	1.0217	0.162
	2007	2	12	30	8	0	50	26.67		0.117
	2009	1	8	16	2	0	26	12.5		0.058
	2011	2	8	7	2	0	17	28.57		0.124
<b>Témiscamie</b>	2002	1	39	37	19	1	96	51.35	1.054	0.2
	2007	2	20	37	12	0	69	32.43		0.136
	2009	2	10	20	5	0	35	25		0.109
	2010	1	5	12	3	3	23	25		0.109
	2011	3	37	54	11	0	102	20.37		0.09
	2012	1	12	17	0	0	29	0		0

**Table 5:** Summary of collared caribou history in northern Québec. “At risk” refers to the number of female caribou being tracked by GPS telemetry at the start of each new year (post-spring survey). Some of those that die each year (# Dead) have been harvested (# Harvested). Observed ( $S_{\text{Observed}}$ ) and predicted ( $S_{\text{Predicted}}$ ) adult survival rates are shown given two scenarios: 1) natural mortality only, and 2) natural plus hunting mortality. In both cases the model predicts declining adult survival over time; however in the true observed case (i.e. population subject to both natural and hunting mortality) the statistical relationship is strongest ( $p=0.037$ ). This is equivalent to concluding that adult survival is declining given a 3.7% chance that in fact it is not (i.e. Type I error).

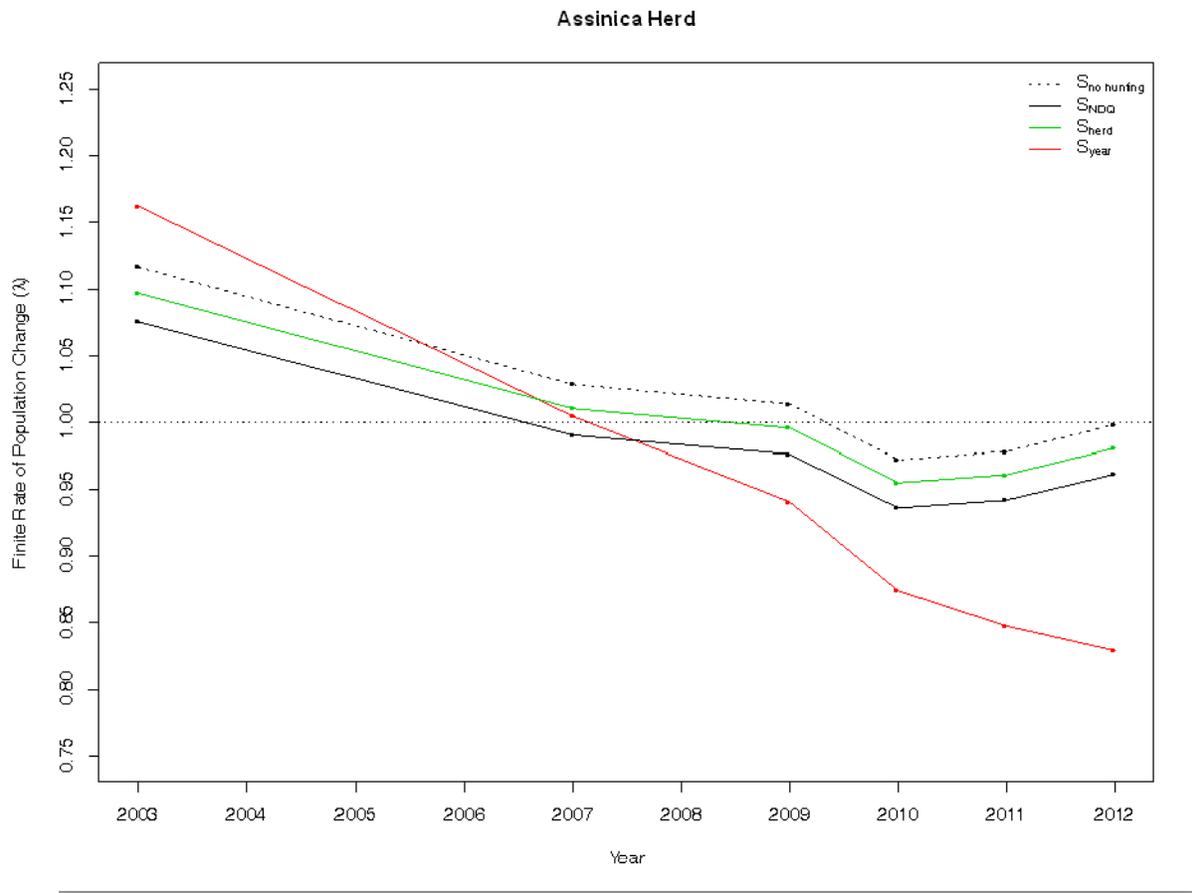
Year	# At Risk	# Dead	# Harvested	Natural Mortality Only			Natural + Hunting Mortality		
				S (1-M) Observed	S (1-M) Predicted	S.E.	S (1-M) Observed	S (1-M) Predicted	S.E.
2002	2	0	0	1.000	0.960	0.024	1.000	0.947	0.026
2003	14	0	0	1.000	0.953	0.024	1.000	0.938	0.026
2004	22	1	0	0.955	0.944	0.023	0.955	0.926	0.025
2005	25	4	1	0.880	0.935	0.022	0.840	0.913	0.024
2006	21	1	0	0.952	0.923	0.021	0.952	0.897	0.023
2007	28	4	2	0.929	0.910	0.020	0.857	0.880	0.022
2008	24	4	2	0.917	0.895	0.021	0.833	0.859	0.023
2009	28	7	0	0.750	0.877	0.026	0.750	0.836	0.028
2010	21	2	0	0.905	0.857	0.036	0.905	0.810	0.038
2011	26	5	2	0.885	0.835	0.050	0.808	0.780	0.052



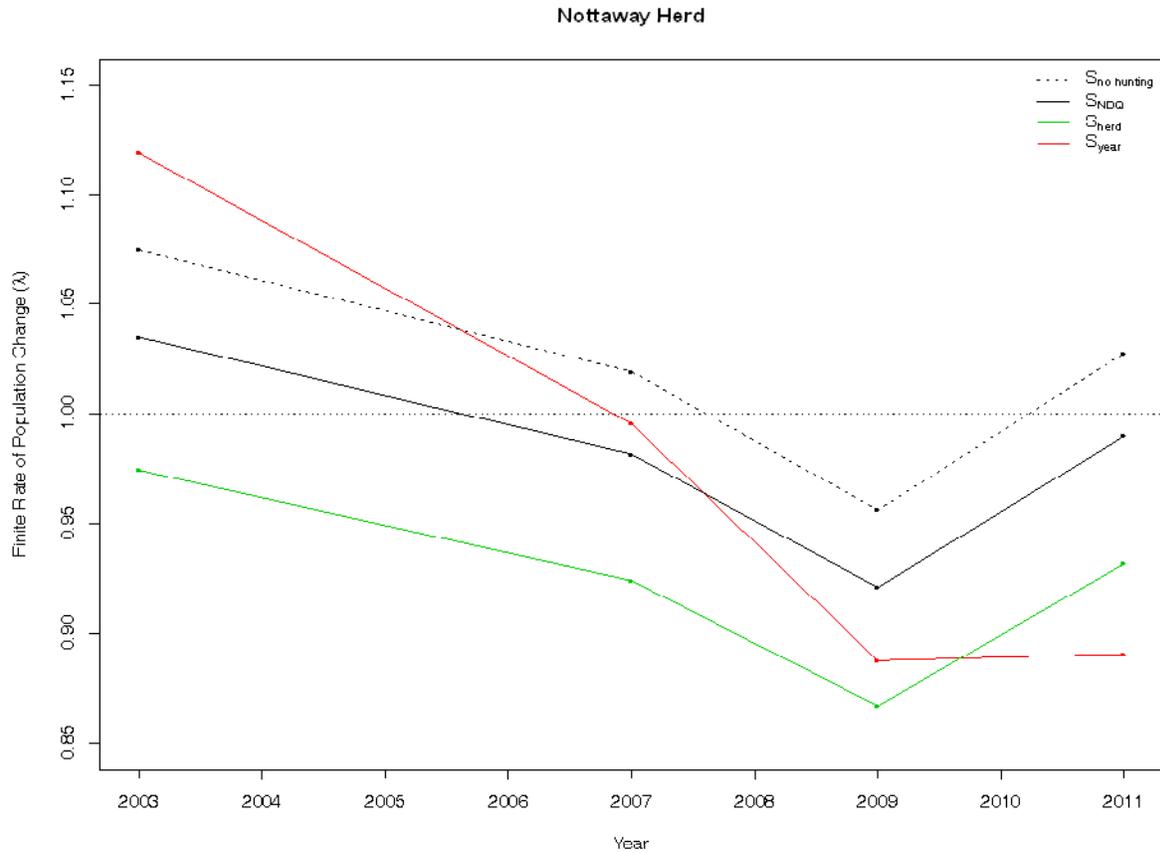
**Figure 6:** Estimated annual survival of adult female woodland caribou in northern Québec from 2002 to 2011. The predicted curve and 95% confidence intervals were derived from the observed relationship as modeled with weighted binomial logistic regression.



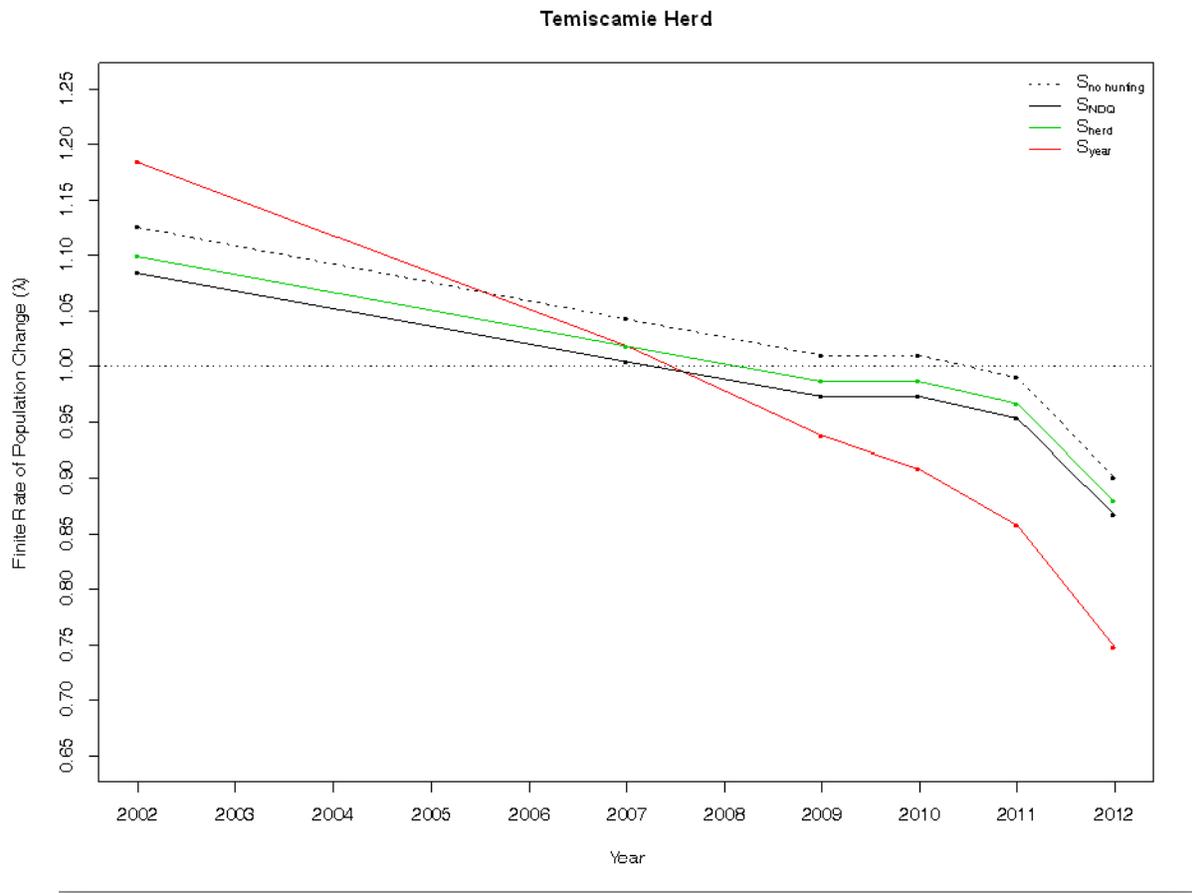
**Figure 7:** Causes of adult female woodland caribou mortality in northern Québec between 2002 and 2012 based on the known fate of collared animals tracked using GPS telemetry (n=50).



**Figure 8:** Observed population trajectories for the **Assinica** herd using herd-specific sex ratios and 4 different estimates of survival ( $\lambda = S/(1-R)$ ). The first estimate (black dashed line) is the mean adult survival for the entire study region with hunting mortality factored out. The second estimate (in black) is identical but with hunting mortality included, and the third (in green) is mean adult survival observed for the Assinica herd alone. The first three estimates are constants, in which case lambda is mostly influenced by declines in recruitment rates. The fourth estimate (in red) varies over time as a model function of observed declines in adult mortality across the study region at large.



**Figure 9:** Observed population trajectories for the **Nottaway** herd using 4 different estimates of survival ( $\lambda = S/(1-R)$ ). The first estimate (black dashed line) is the mean adult survival for the entire study region with hunting mortality factored out. The second estimate (in black) is identical but with hunting mortality included, and the third (in green) is mean adult survival observed for the Nottaway herd alone. The first three estimates are constants, in which case lambda is mostly influenced by declines in recruitment rates (note estimated adult survival was lowest within the Nottaway herd). The fourth estimate (in red) varies over time as a function of observed declines in adult mortality across the study region at large.



**Figure 10:** Observed population trajectories for the **Témiscamie** herd using 4 different estimates of survival ( $\lambda = S/(1-R)$ ). The first estimate (black dashed line) is the mean adult survival for the entire study region with hunting mortality factored out. The second estimate (in black) is identical but with hunting mortality included, and the third (in green) is mean adult survival observed for the Témiscamie herd alone. The first three estimates are constants, in which case lambda is mostly influenced by declines in recruitment rates. The fourth estimate (in red) varies over time as a model function of observed declines in adult mortality across the study region at large.

### **3.1.2. Determine the current status of the population by herd**

Based on significant declines in both recruitment and adult survival over the study period, at this stage we can conclude that all three populations are presently declining (i.e. **not self-sustaining** or **NSS**), the Assinica and Témiscamie herds definitively so, and the Nottaway more likely than not. If we ignore all evidence to the contrary and consider only weighted mean values (i.e. mean within-herd recruitment rates, mean adult sex ratio, and mean overall adult survival), even in the best-case scenario not one of the three herds could be considered self-sustaining ( $\lambda = 0.979, 0.986$  and  $0.978$  for the Assinica, Nottaway and Témiscamie herds respectively). Lastly, if we were to consider a hypothetical scenario with no hunting mortality and no recruitment-disturbance relationship, all populations would be approximately stable at present despite progressive declines in recruitment rates.

## **3.2. What is the status of woodland caribou habitat?**

### **3.2.1. Determine quality and critical habitat for woodland caribou during all phases of its annual cycle.**

The concept of critical habitat as defined by Environment Canada (2011b) is based on the relationship between recruitment rate and range disturbance at the scale of the local population. To be more explicit, "*if predator-prey dynamics are not conducive to caribou persistence at large spatial scales, more proximal factors will not be important*" (Environment Canada 2011b). In terms of conservation planning, the availability and quality of habitat at finer scales (e.g. seasonal range) is therefore extraneous when compared to range conditions at broader scales (i.e. the landscape level). Above all things we must not lose sight of the fact that the ultimate factor driving caribou declines is the amount of disturbed habitat within the greater population range (landscape context)(Wittmer *et al.* 2007; St-Laurent & Dussault 2012).

In terms of the relative probability that a given area will be used by woodland caribou, Table 7 highlights the response of woodland caribou in northern Québec (i.e. in terms of preference and avoidance) to different habitat types at different periods of its life cycle as determined via Resource Selection Function (RSF) modeling. Descriptions of habitat categories are found in APPENDIX 1. In general, caribou avoided disturbed, open, and broadleaf-dominated habitats and selected conifer-dominated and wetland habitats. Model coefficients are provided in Table 6.

**Table 6:** Output of a Cox proportional hazards logistic regression model displaying the influence of different habitat variables on the relative probability of caribou occurrence in northern Québec. The RSF (or Resource Selection Function) column presents each variable on a linear scale in order of preference by woodland caribou.

Variable	$\beta$	Robust SE	RSF	Pr(> z )
Wetland	0.175	0.076	1.000	0.021
ConiferOpen	0.118	0.075	0.945	0.115
ConiferSparseWet	0.089	0.067	0.918	0.182
MixedDense	0.073	0.089	0.904	0.412
MixedOpen	-0.046	0.058	0.802	0.427
ConiferDense	-0.275	0.111	0.638	0.013
Burn2050	-0.306	0.118	0.619	0.009
Burn05	-0.436	0.299	0.543	0.145
Cut0620	-0.442	0.279	0.540	0.113
ExpLowVeg	-0.493	0.092	0.513	0.000
Cut2050	-0.656	0.395	0.436	0.096
Cut05	-0.696	0.190	0.419	0.000
Deciduous	-0.720	0.173	0.409	0.000
Burn0620	-0.814	0.135	0.372	0.000
Riparian	-1.252	0.578	0.240	0.030
Water	-1.266	0.135	0.237	0.000
I(exp(-0.0015 * rdist))	-2.248	0.262	0.089	0.000

**Table 7:** Behavioural response of woodland caribou in northern Québec to the relative availability of different habitat types at different periods in their life cycle. Negative (-) implies a significant avoidance of a given habitat during the period or season indicated. Positive (+) indicates a significant preference (i.e. selection) for that variable. Plus or minus (+/-) indicates a non-significant effect, whether positive or negative. Categories shaded in black indicate reference levels chosen for RSF models for the period in question. The last variable ( $\exp(-0.0015*\text{rdist})$ ) refers to the exponential avoidance of roads with increasing proximity.

<b>Study Period / Habitat Type</b>	<b>Annual</b>	<b>Calving</b>	<b>Early Winter</b>	<b>Fall/Rut</b>	<b>Late Winter</b>	<b>Post-Calving</b>	<b>Spring</b>	<b>Summer</b>
<b>Burn05</b>	+/-	+/-	+/-	-	+/-	+/-	+/-	+/-
<b>Burn0620</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Burn2050</b>	-	-		+/-	-	-	+/-	+/-
<b>ConiferDense</b>	-	+/-	-	-	+	+/-	+/-	
<b>ConiferOpen</b>	+/-	+	+/-	+/-	+	+/-	+/-	+
<b>ConiferSparseDry</b>		+/-	+/-		+	+/-	+	+/-
<b>ConiferSparseWet</b>	+/-		+/-	+/-		+	+	+
<b>Cut05</b>	-	-	-	-	-	-	+/-	-
<b>Cut0620</b>	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	-	+/-	-
<b>Cut2050</b>	+/-	+/-	+/-	-	+/-	-	+/-	-
<b>Deciduous</b>	-	-	+/-	-	+/-	+/-	+/-	+/-
<b>ExpLowVeg</b>	-	-	+/-	-	+/-	+/-	+/-	+/-
<b>MixedDense</b>	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-			+
<b>MixedOpen</b>	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+	+/-
<b>Riparian</b>	-	-	-	-	+/-	+/-	-	+/-
<b>Water</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Wetland</b>	+	+/-	+/-	+/-	+	+	+	+
<b>exp(-0.0015*rdist)</b>	-	-	-	-	-	-	-	-

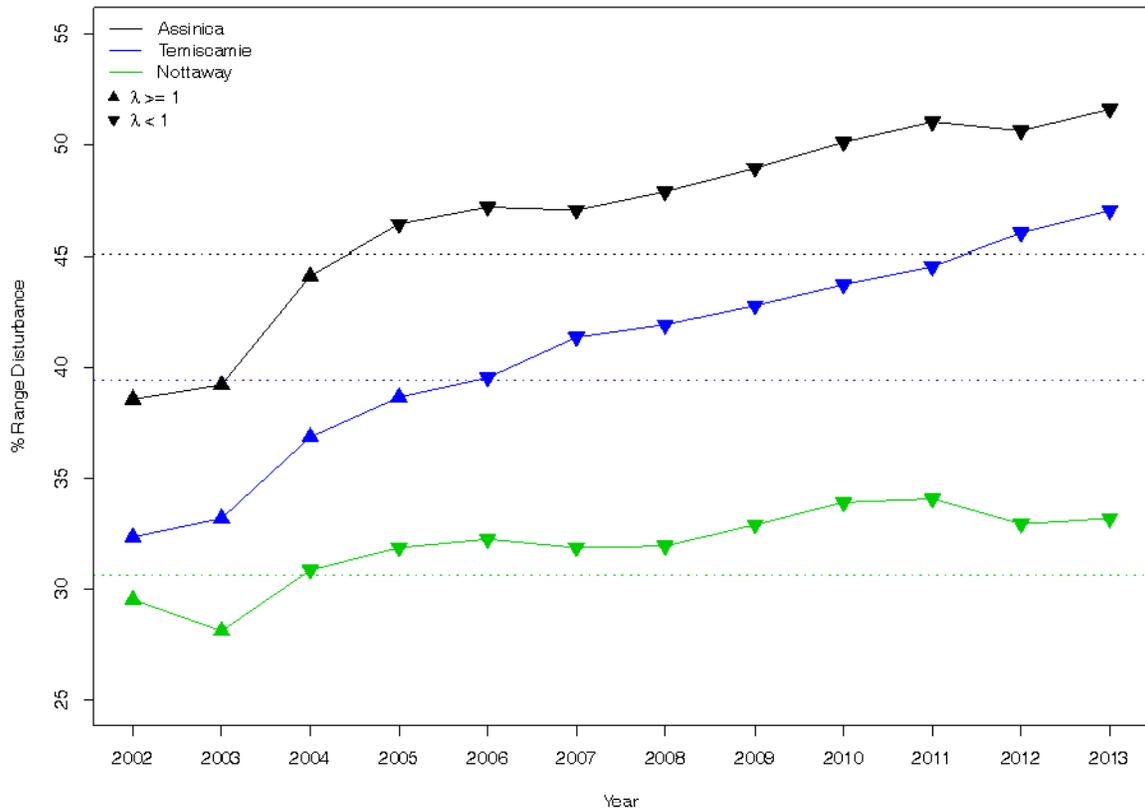
### **3.2.2. Evaluate the condition of the habitat and the level of disturbance by herd**

Critical habitat is inversely proportional to range disturbance, measured as the cumulative proportion of natural ( $\leq 40$  years) and anthropogenic disturbances ( $\leq 50$  years, buffered by 500m) located within a population's range. We calculated range disturbance within the 100% weighted kernel contours of the Assinica, Nottaway and Témiscamie populations for each year between 2002 and 2013 (projected; Figure 11). Under theoretical conditions, the national meta-population model predicts negative growth rates for the Assinica and Témiscamie herds and positive to stable growth rates for the Nottaway herd. However the metapopulation model is based on mean recruitment rates and is fitted to data of inconsistent quality from a wide array of sources.

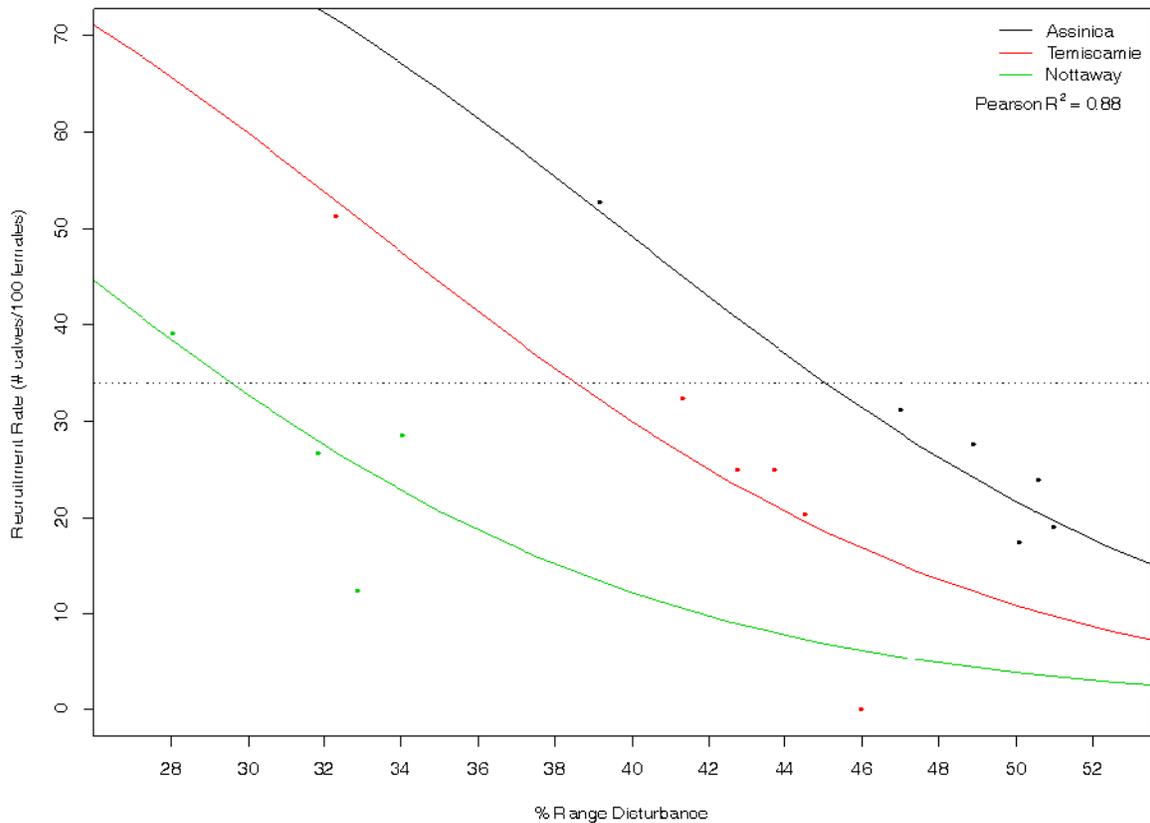
We used our own empirical data to model recruitment rates as a function of cumulative range disturbance observed over the study period (Sorensen *et al.* 2008). Mixed logistic regression indicated that range disturbance is a strong predictor of recruitment rates in northern Québec ( $p < 1e-12$ ) with important differences in origin for each population (Figure 12). Results indicate that tolerance to disturbance may vary from one population to another, with threshold levels considerably lower for the Nottaway herd (31.4%) than for the Témiscamie (40.4%) and Assinica herds (46.9%).

Unfortunately, the critical value of 28.9 calves/100 females assumes an adult survival equivalent to the national average ( $S = 0.852$ ) and a ratio of 63.9 males to 100 females. In northern Québec we have observed a regional average of 121.8 males to 100 females and a mean adult survival of 0.867. In actual fact, for a population to remain stable under these conditions would require recruitment rates above 34 calves/100 females. In this case (using herd-specific sex ratios), critical disturbance thresholds are estimated to be considerably lower at 30.6% for the Nottaway, 39.4% for the Témiscamie, and 45.1% for the Assinica.

Lastly, in a theoretical situation where the effect of hunting mortality was removed, adult survival would be estimated at 0.9 and the population would only require 24.6 calves/100 females in order to be self-sustaining.



**Figure 11:** Cumulative disturbances measured within the 100% weighted kernel home range polygons of the Assinica, Nottaway and Témiscamie herds between 2002 and 2013 (projected). Considered were natural disturbances (e.g. fire, insect outbreak, windthrow)  $\leq 40$  years old and anthropogenic disturbances (e.g. forest harvesting, roads, mines)  $\leq 50$  years old with 500-metre buffer added (Environment Canada 2011). Dotted lines indicate herd-specific disturbance levels beyond which population growth rate is predicted to be negative based on empirical modeling of the recruitment-disturbance relationship. Lambda estimates were derived using the regional weighted mean for adult survival ( $S_{NDQ}=0.867$ ) and herd-specific sex ratios.



**Figure 12:** Relationship between calf recruitment and cumulative range disturbance for three woodland caribou populations in northern Québec. Predicted curves were obtained using logistic regression with a random intercept for each herd. Results indicate that populations have different levels of tolerance to disturbance. Given a mean sex ratio of 1.21 males to females (from 2002 & 2003 absolute density surveys) and the mean annual adult survival ( $S_{NDQW}=0.867$ ) observed for caribou in northern Québec, these populations would actually need to recruit 34 calves/100 females in order to remain stable (as indicated by the dotted line).

### **3.2.3. Determine the probability of persistence for each herd and the overall population with current habitat condition**

The probability of persistence has been defined by Environment Canada (2011) as the probability that a population would remain above the quasi-extinction threshold ( $n=10$  adult females) over a 50-year time horizon given current range and demographic conditions. Unfortunately in order to properly estimate the probability of persistence, whether potential or projected, we would require improved recent estimates of population size and age-class structure, a somewhat better understanding of immigration and emigration rates (metapopulation dynamics), and substantially more time to conduct population viability analyses. However the data we have acquired and analyzed thus far will go far to seeing that this is possible. In the meantime, we may wish to consider a crude example.

Let us suppose for argument's sake that there are 200 caribou in the Témiscamie herd. In our first example (Table 8) we ignore the recruitment-disturbance relationship and settle on the mean observed recruitment rate for this population (28.25 calves/100 females). We also presume that adult survival is stable at 0.867 ( $S_{NDQW}$ ), which is superior to the national average. Given an adult sex ratio of 1.05 males per female, this produces a negative growth rate of 0.978, which, if held constant, would lead to quasi-extinction in 140 years. In example two we use the 2012 predicted recruitment rate of 16.7 calves/100 females (based on projected habitat conditions) but we leave the other two parameters as before. This produces a lambda estimate of 0.933, in which case the population would be reduced to 10 individuals within 45 years. Finally we consider a third example where recruitment rate holds steady at 16.7, but in which adult mortality drops to 0.748 by 2012 in line with a model predicting declines in adult survival over time. In this case assuming lambda was held constant at 0.805, the population of 200 individuals would reach quasi-extinction within 15 years.

**Table 8:** Time to quasi-extinction ( $N \leq 10$ ) given an initial population of 200 and a constant growth rate ( $\lambda$ ). Survival and sex ratio parameters are derived from the Témiscamie herd given three scenarios; 1) average observed conditions (no decline), 2) predicted recruitment rate given 2012 disturbance conditions (decline in recruitment), and 3) predicted recruitment and adult survival estimates for 2012 (decline in both recruitment and adult survival).

Scenario	Recruitment Rate (Calves/100 Females)	Adult Survival S	Sex Ratio (Males:Females)	Lambda $\lambda$	Time to Quasi-extinction (Years)
1: Optimistic	28.25	0.867	1.054	0.978	140
2: Moderate	16.7	0.867	1.054	0.933	45
3: Pessimistic	16.7	0.748	1.054	0.805	15

Following absolute density surveys 10 years ago, the total population of woodland caribou in northern Québec was roughly estimated to be 700. Since that time recruitment rates have declined steadily, and possibly adult survival as well. Given anecdotal information supported by records provided by the Cree Trappers' Association (St-Pierre *et al.* 2006), the number of adults harvested annually for subsistence purposes between 1988 and today is likely higher than what the population has been able to sustain. This may be particularly true when we consider that animals are seldom harvested in isolation but in multiples, in which case our own estimates of adult mortality (based on the history of collared individuals alone) may be underestimated.

Environment Canada (2008) conducted a non-spatial population viability analysis using demographic parameters gleaned from various caribou populations across Canada. Among their findings was that “populations of boreal caribou with poor demographic conditions (e.g. low calf survival and moderate adult female survival) face a high risk of quasi-extinction regardless of population size” (EC 2008). Considering that we have observed similar conditions in northern Québec, this imparts a certain urgency to act with respect to the restoration and conservation of the James Bay populations, which are unlikely to rebound without decisive action.

### 3.3. Can each herd and the overall population support further disturbance and to what extent?

The short and conclusive answer to this is no, the reasoning for which is quite sound. To begin with, disturbance levels within the estimated range boundaries of all three populations already meet or exceed the limits recommended by federal experts in the recovery strategy for boreal caribou (Environment Canada 2011b). Their minimum recommendation of 65% undisturbed habitat (disturbance management threshold) is meant to afford a measurable probability (~60%) that the population will be self-sustaining (Environment Canada 2011b). However, they also address the pertinence of establishing range-specific thresholds, which they recognize may vary around theoretical intervals (Environment Canada 2011a). Accordingly, given demographic conditions observed in the study region, we now know that an even somewhat higher amount of undisturbed habitat would be theoretically necessary in order to obtain the same likelihood of success, at the least in the case of the Nottaway and Témiscamie herds. While we are not equipped to speak in terms of probability until we have conducted demographic simulations, we can state that based on the results of empirical modeling of the recruitment-disturbance relationship in northern Québec, all three populations are currently subject to disturbance levels in excess of those deemed necessary to ensure even net stability (Table 9).

**Table 9:** Differences between critical values theoretically required to ensure stable population conditions ( $\lambda \geq 1$ ) and those observed with respect to recruitment rates and range disturbance for three woodland caribou populations in northern Québec. Critical recruitment rates were estimated based on mean regional adult survival ( $S=0.867$ ) and herd-specific adult sex ratios (# males/100 females).

HERD	RECRUITMENT RATE (# calves/100 females)		RANGE DISTURBANCE (%)	
	Critical Threshold	Observed ( $\bar{X}_w$ )	Critical Threshold	Observed (actual)
<b>Assinica</b>	33.7	28.6	45.1	51.0
<b>Nottaway</b>	31.0	30.3	30.6	34.1
<b>Témiscamie</b>	31.5	28.2	39.4	46.0

### **3.4. What is the impact of current and proposed road network and their related activities on the herds and their habitat?**

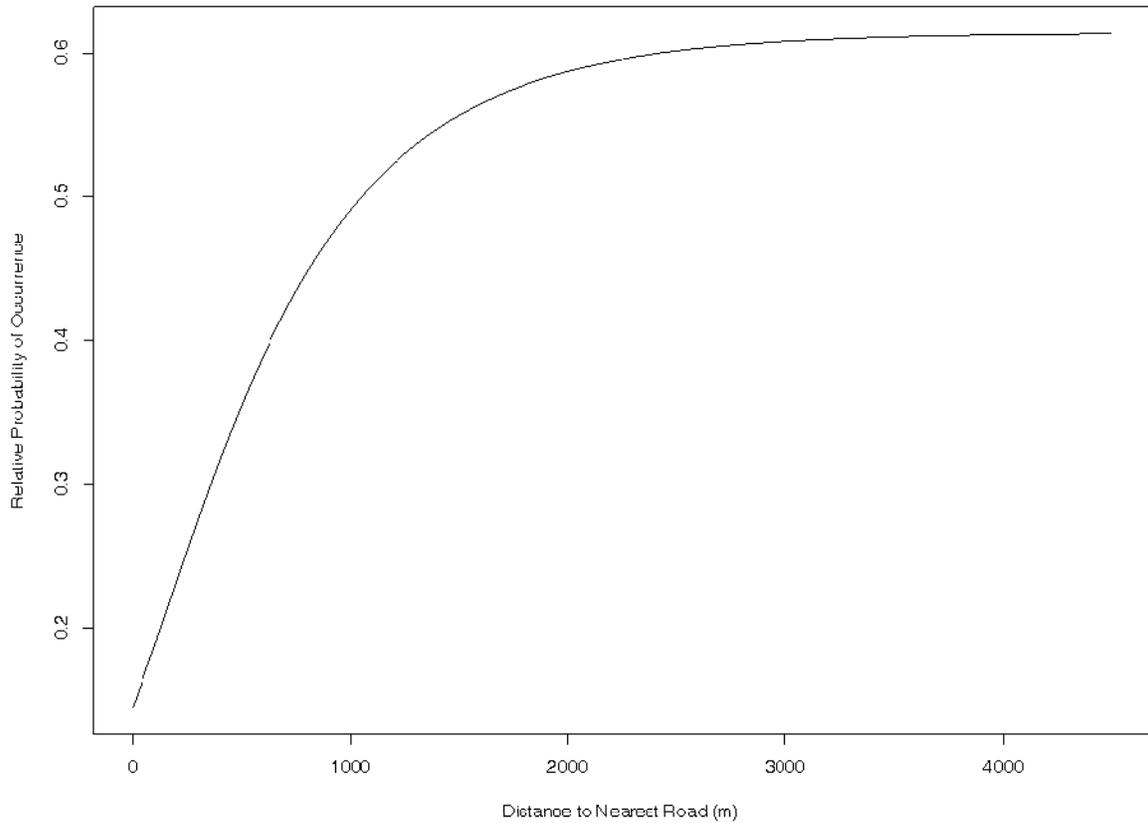
#### **3.4.1. Evaluate the cumulative impacts of roads and related activities on critical habitat**

The importance of road networks in determining the space use and demographic dynamics of woodland caribou cannot be understated (St-Laurent *et al.* 2012). Not only do roads contribute enormously to landscape fragmentation and habitat loss by accommodating industrial resource development, they also facilitate improved access to previously unexploited habitats for both animal and human predators (James & Stuart-Smith 2000). Expansion of road networks may therefore profoundly compromise the viability of woodland caribou populations, as the recruitment-disturbance relationship demonstrates.

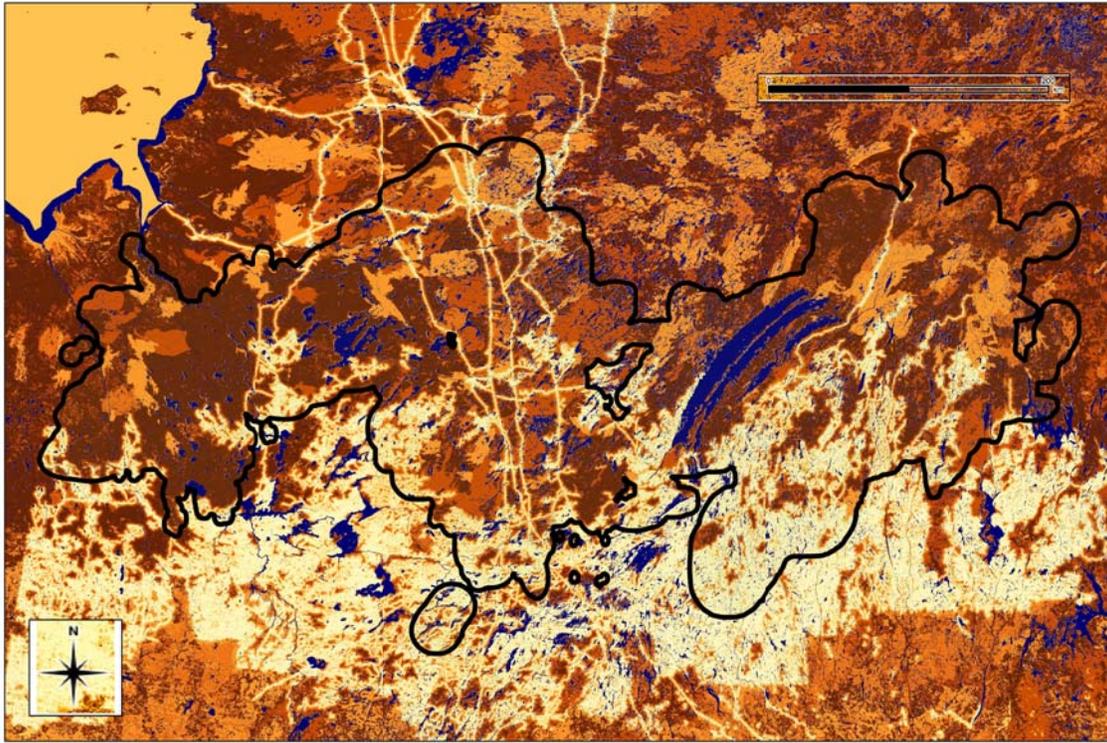
Roads may act as semi-permeable barriers to caribou dispersal (Dyer *et al.* 2002). For example, a recent study in northern Québec demonstrates that female caribou in proximity to highly roaded areas may be constrained in their search for predator-free space during the critical calving period (Rudolph 2011). For many reasons, individual caribou typically avoid roads, in large part to reduce the risk of encountering predators (James & Stuart-Smith 2000), and this avoidance behaviour can result in the functional loss of otherwise good quality habitat, displacing animals into and less familiar and/or less favorable areas (Nellemann & Cameron 1998; Faille *et al.* 2010) and ultimately compromising individual fitness. As a case in point, we modeled the space-use behaviour of woodland caribou in northern Québec and determined that the single most important factor influencing the relative probability of caribou occurrence was the proximity of the road network. To be specific, caribou strongly avoided all areas next to roads, an effect which dissipated exponentially with increasing distance, yet which was still discernible at a distance of 2 kilometers (Figure 13). This is a classic example of functional habitat loss, and when combined with the cumulative influence of widespread changes in forest cover, serves to explain in large part the northward recession of woodland caribou populations since the early part of the 20<sup>th</sup> century (Figure 14).

The functional loss of habitat due to avoidance behavior may be as important as habitat alteration itself (Weclaw & Hudson 2004). We used a 500-metre buffer to quantify the impact of roads and other disturbances on caribou populations because this distance was determined to be strongly correlated with recruitment rates throughout Canada (Environment Canada 2011). In terms of other negative influences, however, 500 metres is likely quite conservative in terms of a distance threshold, as our model demonstrates. This is supported by Leblond et al. (2011), who found that caribou avoided tertiary forest roads by up to 750 m, primary roads by up to 1.25 km, and highways by up to 5 km. Woodland caribou in northern Québec have been shown to exhibit an aversion to road networks measured at distances of up to 10 km (Rudolph 2011a).

Evidently, whereas concentrating forest harvesting activities within areas that are already disturbed is likely to result in minimal net functional habitat loss, new road incursions into previously undisturbed territories will only exacerbate the deterioration of critical habitat.



**Figure 13:** Predicted response of woodland caribou to roads in northern Québec. The relative probability of caribou occurrence, as derived from RSF modeling, increases exponentially with increasing distance from roads. However mild, this avoidance effect is still discernible at distances beyond 2 kilometers.



**Figure 14:** Map of the study area depicting the relative probability of woodland caribou occurrence as determined by conditional logistic regression (darker colours indicate higher relative probabilities). The relative probability of encountering caribou decreases exponentially with increasing proximity to roads (lightest shade), the single most influential variable in the model. Expansion of the road network from south to north is clearly strongly linked with caribou range recession.

Based on the relationship depicted in Figure 13, if we were to place a conservative 1 km buffer around all the roads in Eeyou Istchee as of today, the cumulative impact of roads on caribou habitat availability (i.e. functional habitat loss) could be quantified as follows:

**Table 10:** Amount of functional habitat loss attributed to roads within the 100% weighted kernel polygons of three local caribou populations in northern Québec. The use of a 1-km buffer was deemed conservative given documented avoidance of roads by caribou at sufficiently greater distances. Reported are confirmed conditions in 2011, projected conditions in 2013, and projected conditions in 2013 with roads under environmental assessment included (2013+).

<b>HERD</b>	<b>YEAR</b>	<b>AREA (km<sup>2</sup>)</b>	<b>PROPORTION (%)</b>
<b>Assinica</b>	2011	9,653	35.55
	2013	10,312	37.98
	2013 +	10,684	39.35
<b>Nottaway</b>	2011	5,659	15.64
	2013	5,869	16.22
	2013 +	6,106	16.88
<b>Témiscamie</b>	2011	15,125	32.27
	2013	16,534	35.28
	2013 +	16,572	35.36

### **3.4.2. Evaluate the impact of proposed roads (L-209, 167, etc.) currently under Environmental Review**

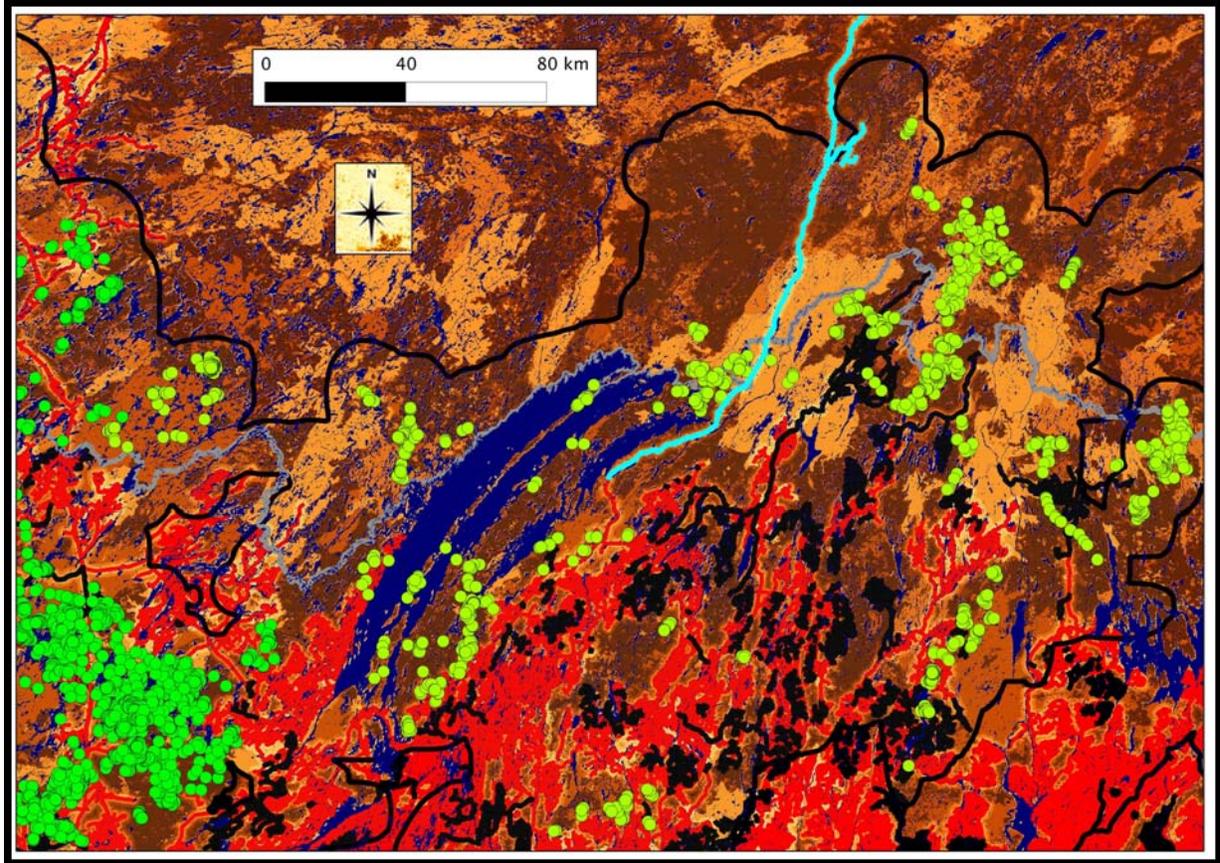
There are many new roads scheduled for construction in the current operational year and numerous cutover areas in parallel. While we will specifically address the two roads explicitly identified within the mandate, all roads scheduled for construction within woodland caribou ranges deserve to be carefully weighed with respect to their potential negative impact on the likelihood of population persistence.

Roads subject to environmental review are generally conceived to support wide gravel surfaces and sustain traffic speeds of 70 km/hr. These developments are therefore perennial in nature and likely to open relatively vast unexploited territories to resource extraction with far-reaching negative impacts on already-declining caribou populations, not the least of which include habitat loss (both actual and functional) and fragmentation in concert with important shifts in predator- and human-prey dynamics that inevitably trigger the decline and extirpation of caribou from the surrounding area. For these reasons it is appropriate that such infrastructures be subjected to an environmental assessment.

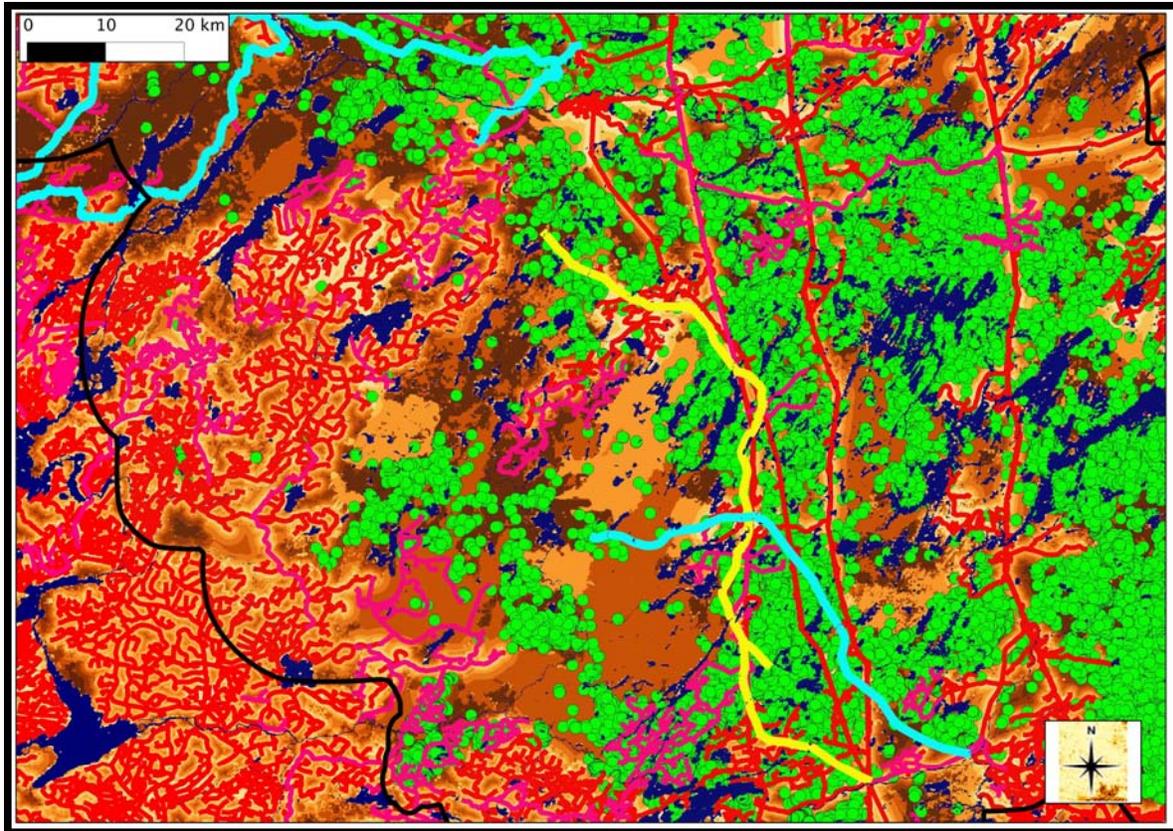
While the amount of functional habitat lost in the creation of roads L-209 and 167 is expected to be moderate relative to the quantity and distribution of roads already approved and/or under construction in the region, a much bigger concern is the rupture of connectivity between caribou groups that this is bound to entail. Research has shown that perennial road infrastructures which support moderate to high amounts of traffic are considerably more likely to form a semi-permeable barrier to dispersal than would a smaller temporary road and are more likely to preclude a greater degree of functional habitat loss (Dyer *et al.* 2002; Nellemann *et al.* 2003; Leblond *et al.* 2012). In general and given the state of our current knowledge, to approve developments of this kind is therefore highly counterproductive to the goal of woodland caribou population recovery.

In the absence of all other related developments, the proposed extension of road 167 would traverse the vast unexploited portion of the Témiscamie range to the east and north of Lac Mistassini and effectively divide the herd into eastern and western

bands (Figure 15). This would presumably create a barrier to east-west dispersal and make exchanges between the Assinica and Témiscamie herds (which have been observed to occur along the eastern and western portions of Lac Mistassini) problematic. The road would disrupt caribou currently residing in the area (as evidenced by collared animals) and provide access to a vast stretch of high-quality caribou habitat that is likely of interest for timber harvesting. Doing so would also improve access between the Mistissini territory and that of the Nitassinan of the Innus of Mashteuiatsh, which is likely to create subsistence hunting opportunities that will further jeopardize adult survival. For these reasons and in recognition of the precarious status of the Témiscamie population, we do not recommend approval of the proposed 167 extension. If such a development were to go forward, however, we would highly recommend it serve exclusively as a transportation corridor, with controlled access and absolutely no lateral incursions into previously undisturbed portions of the Témiscamie range. Traffic should be regulated and ideally minimized during the critical spring dispersal, calving and post-calving periods (i.e. approximately from early April until late June). Furthermore, the spatial probability surface derived from RSF modeling could be used to ensure that roads do not pass through areas with a high likelihood of caribou occurrence.



**Figure 15:** Inset view of the Témiscamie range (as of 2011) and the proposed extension of road 167 under environmental assessment (light blue). Existing roads are depicted in red, planned roads (PAIF) are depicted in black, and shades of yellow/brown represent the relative probability of caribou occurrence, with darker colours associated with higher probabilities. Points represent 2011 & 2012 GPS locations of collared female caribou of the Témiscamie (yellow) and Assinica (green) ranges. The grey line indicates the northern limit of commercial forestry, and the black outline represents the unified boundary of the three 100% weighted population kernels.



**Figure 16:** Map of the Assinica range with the proposed road 209 under environmental assessment (yellow line). Existing roads are depicted in red, currently planned roads in pink, and other roads also subject to environmental assessment in blue (e.g. road “I” to the immediate north and west). Shades of yellow/brown represent the relative probability of caribou occurrence (darker colours associated with higher probabilities). Points represent collared caribou locations recorded since 2004, since which time about a dozen collared individuals have used the west-central zone as a summering area.

With respect to the L-209 we are confronted with similar issues as raised previously. The proposed road would skirt the south-central portion of the Assinica range and eventually connect with road I (UAF86-65), linking the Oujé-Bougoumou territory with the northeastern traplines of Waswanipi and providing all-weather access to the sector south of the Broadback River (Figure 16). The less-disturbed pocket immediately to the west of L-209, portions of which are presently slated for harvesting, has been used as a summering area by about a dozen collared caribou since 2004 and is one of the last unroaded portions in the southern stronghold of the Assinica range, the most threatened herd in the region. To approve the L-209 at this juncture would virtually ensure their extirpation in the southwest and effectively pave

the way to the progressive deterioration of critical habitat to the north and west, a sector with high potential for connectivity with the Nottaway herd. From a conservation standpoint, we would therefore strongly advise against both road L-209 and road « I ». In fact, continued incursions into previously unroaded portions of all three caribou ranges would risk to further jeopardize the viability of these populations.

### **3.5. What are the contributions of existing protected areas and the territory above the northern commercial forestry limit for caribou conservation?**

The conservation of wide-ranging animals like caribou requires progressive strategic planning at regional scales. Unfortunately the creation of protected areas intended for their conservation usually only takes place once the majority of the territory has been allocated for resource extraction, and this tends to result in piecemeal solutions that may or may not serve the originally intended purpose. Lesmerises (2011), for example, demonstrated that the likelihood of caribou occurrence was only high when core forests were greater than 1000 km<sup>2</sup> in size and not surrounded by a dense network of roads, cutovers and cabin developments. These conditions would be difficult to attain within the study area, so in order to secure the greatest chance of population recovery, we strongly recommend that current developments cease within areas under review for protection until such time as their official status has been determined. Furthermore, it bears repeating at this time that the single biggest factor influencing caribou population persistence is the amount of disturbed habitat within the larger home range. The creation of parks will therefore do little to stem population declines if the relative amount of critical habitat continues to depreciate on the surrounding landscape.

It goes without saying that any protected areas designed to benefit woodland caribou should receive the highest form of wilderness protection possible (i.e. minimal to no infrastructure and strictly controlled access).

During the strategic planning process there are numerous criteria that may be used to evaluate an area's potential for supporting woodland caribou conservation. These include the following:

1. Is there evidence of current or historic occupation of the area by woodland caribou?
  - Aerial census
  - GPS telemetry data
  - Traditional Ecological Knowledge
  - Anecdotal evidence
2. Does the area demonstrate a high probability of being used by woodland caribou?
  - Habitat selection modeling
  - Potential to satisfy diverse life history requirements (e.g. forage quality and availability, refuge habitat, calving locations, aggregation with conspecifics)
3. Are the landscape conditions within which the area is situated conducive to population viability?
  - Amount of critical habitat at larger scales: below tolerance thresholds?
  - Connectivity with other protected areas and/or local populations?
  - Adjacency and configuration of road network and infrastructure?
  - Latitude (opportunities to bolster range occupancy to the south?)
4. Is the area large enough to provide meaningful protection for woodland caribou?
  - Consider variation in annual and seasonal home range size
  - Room to space out at low densities (anti-predator strategy)?
  - Adequate protection from human and animal predators?
  - Sufficiently low levels of disturbance?

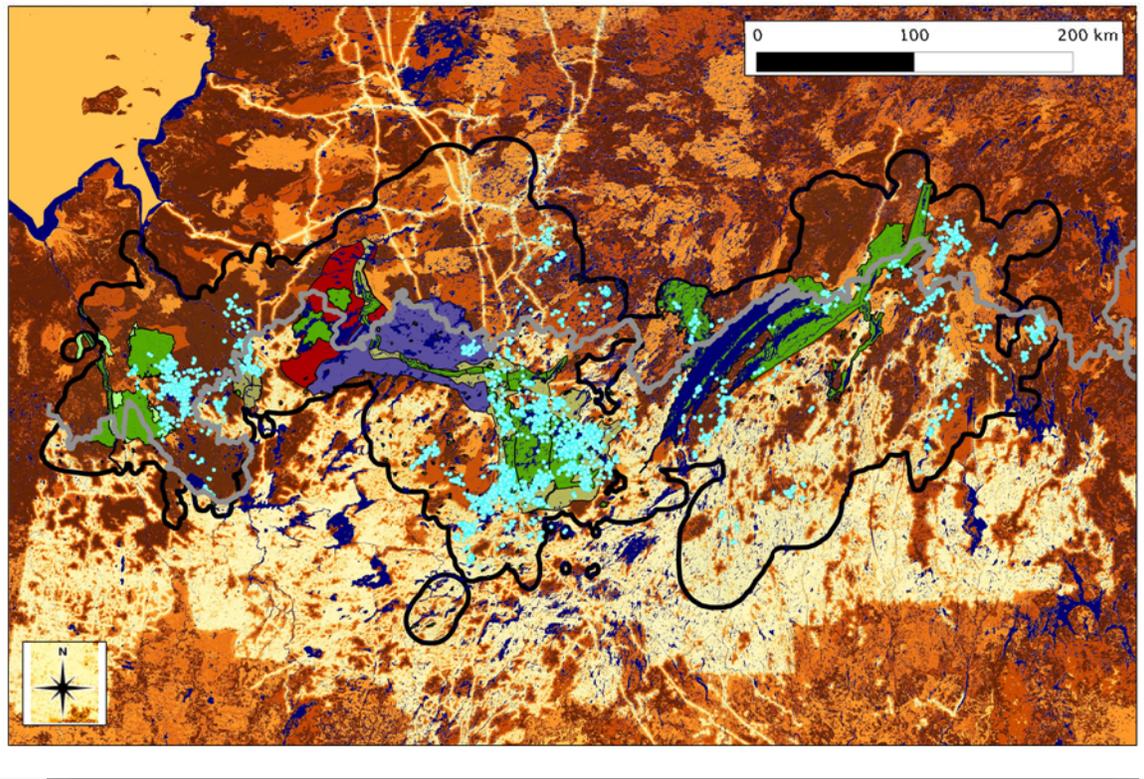
While we will comment on some of the protected areas currently in place in the James Bay region, we cannot conduct a sufficiently in-depth analysis of this question within the scope of the present mandate. In future there may be an opportunity to be more meaningfully involved in the planning process.

The information we have indicates that there are four main areas currently approved for full protection within the region of interest: 1) an agglomeration of parcels near the Nottaway River (Collines de Muskuchii, Plains of the Missisicabi, the Turgeon River; Harricana River), 2) two parcels west and north of Lac Evans (Tourbières-boisées-du-Chiwakamu, Lac Dana), 3) the Assinica/Broadback River, and 4) the Albanel-Témiscamie-Otish.

In terms of caribou occupancy, all parcels (except for the northwest portion of the Harricana) are located within the 100% probability contours of the regional metapopulation (based on GPS telemetry of over 50 individuals since 2004). The first (1) is situated at the western extreme of the occupied territory and therefore may have lower long-term probabilities of being used by caribou, though they are associated with relatively high probabilities of selection (Table 11). Collared animals of the Témiscamie have tended to use the southeastern shore of Lac Mistassini much more than the northeast, and much of the Albanel-Témiscamie-Otish has been used relatively little in the last 10 years, presumably because it traverses a regenerating burn (1996/2002) which they have learned to avoid. In fact, the Albanel-Témiscamie-Otish projects the lowest observed probability of being used by caribou. The entire eastern shore of Lac Mistassini is of interest for caribou conservation, however, so long as it remains occupied by animals of this herd. The Assinica park reserve, while somewhat fragmented by linear infrastructure and post-fire regeneration, captures an area consistently frequented by collared caribou of the Assinica herd. This is presumably in part attributed to range fidelity, for it is not necessarily the highest quality habitat. Notwithstanding, the park may contribute to buffering northward range recession provided it is not overly conducive to alternate prey and their predators (Courbin et al. 2009). This being said, it must necessarily be expanded beyond proposed boundaries in order to encompass the surrounding portions containing the highest-quality habitat. The areas around Lac Evans demonstrate the highest potential for use by caribou, they have been recognized as important by the Crees (Dion et al. 2010), and they are part of the zone of overlap between the Assinica and Nottaway herds and therefore strategic for connectivity when taken together with the Assinica park and other proposals.

**Table 11:** Protected areas within the study region and the relative probability of caribou occurrence within each. Values (mean and standard deviation) were derived from the spatial predictions of the global Resource Selection Function (RSF) model given landscape conditions as of 2011.

ID1	ID2	NAME	STATUS	DESCRIPTION	AREA (km <sup>2</sup> )	MEAN <sub>RSF</sub>	SD <sub>RSF</sub>
70	3	Les Tourbières-Boisées-du-Chiwakamu	Decreed	Biodiversity Reserve	156.3	<b>0.905</b>	0.134
92	29	Lac Dana	Decreed	Biodiversity Reserve	342.8	<b>0.738</b>	0.283
118	57	Collines de Muskuchii	Decreed	Biodiversity Reserve	791.4	<b>0.698</b>	0.272
0	0	Nemaska	Proposed	Protected Area	3,466.4	<b>0.687</b>	0.303
122	61	Plaine de la Missisicabi	Decreed	Biodiversity Reserve	751.1	<b>0.658</b>	0.241
0	0	Mishagamish (Waswanipi)	Proposed	Protected Area	4,535.5	<b>0.602</b>	0.300
678	1	Assinica (Noyau dur)	Announced	National Park Reserve	3,149.1	<b>0.534</b>	0.290
141	80	Albanel-Témiscamie-Otish	Decreed	Biodiversity Reserve	11,874.1	<b>0.459</b>	0.269



**Figure 17:** Existing protected areas (green polygons) within the unified 100% probability contours of the regional caribou metapopulation (black outline). The Nemaska (red) & Waswanipi (purple) protected areas are also shown. Shades of yellow/brown represent the relative probability of caribou occurrence (darker shades reflect higher probabilities). GPS point locations from collared caribou in recent years (2011-2012) are depicted in blue and the grey line indicates the northern limit of commercial forestry.

### **3.6. What role can the Waswanipi and Nemaska protected area proposals play to ensure recovery of the population?**

Cree knowledge of caribou distribution and habits is considered a valuable resource in the process of identifying important areas for woodland caribou and should be integrated wherever possible within the protected areas planning process (e.g. *see Dion et al.* 2010). First Nations communities take pride in environmental conservation and have a strong sense of connection to the land; they therefore have the capacity to play an important role in the protection and stewardship of their traditional territories.

We consider that the proposed Waswanipi (also known as the Mesikamis Virgin forest) and Nemaska protected areas would be a valuable complement to the Assinica park and Chiwakamu/Lac Dana biodiversity reserves. The importance of the overall sector is evident given converging support from parallel nominations by Nature Québec (2007) and the Canadian Parks & Wilderness Society. Not only would doing so serve to protect a significant portion of the highest quality habitat remaining south of the current limit of commercial forestry, but it would facilitate exchanges between the Nottaway and Assinica herds, and connectivity between local populations is essential in achieving a secure conservation status for woodland caribou (EC 2011b). However this will only be possible if access to the territory is strictly controlled (i.e. minimal human disturbance) and if communities are prepared to forgo the harvesting of woodland caribou until populations show signs of recovery. We therefore endorse the Waswanipi and Nemaska nominations with certain reservations.

#### 4.

## RECOMMENDATIONS

### **Based on the results obtained, suggest potential solutions/actions that would ensure the survival of the herds in Eeyou Istchee?**

We have modeled the direct link between cumulative range disturbance and population viability (as estimated via recruitment rates) in northern Québec, and the evidence we have gathered thus far indicates that in order to ensure a reasonable likelihood of success at this juncture, the best course of action would be habitat restoration. This is particularly true for the Assinica and Témiscamie herds, but is likewise recommended for the Nottaway. Existing levels of disturbance are considered to be in excess of herd-specific tolerance thresholds, and further landscape disturbance will likely perpetuate the downward spiral of these populations. Options for further interventions within delimited ranges are thus limited. Our recommendations, effective immediately, are as follows:

**Recommendation # 1 a):** Prevent (or at the very least strictly minimize) further development within areas known or presumed to be occupied by woodland caribou.

As a minimum requirement this should apply to areas demonstrating a high likelihood of present or recent caribou occupancy as determined by a combination of knowledge on the recent distribution of collared animals, information from past and recent aerial surveys, and RSF modeling.

**Recommendation # 1 b):** Target net reductions in the relative amount of disturbance within local population ranges.

In principle, all remaining undisturbed habitat should be placed on reserve until adequate habitat renewal has taken place and sustainable levels of critical habitat become newly available on the landscape. In practice, opportunities for development within remaining undisturbed habitat should be carefully considered in terms of the impact they may have on the likelihood of population persistence. This precautionary principle should be applied until populations are determined to be stable or growing, of adequate size, and their ranges within acceptable limits of disturbance. As

recommended by Environment Canada (2011b, pg. 92), this approach can be situated within an adaptive management framework wherein the notion of critical habitat is reassessed and refined over time as new knowledge becomes available.

Perhaps unwittingly, the modalities of forest management entrenched in the *Paix des Braves* treaty (i.e. dispersed, multiple-pass mosaic cutting) have created habitat conditions favorable for moose to the evident detriment of woodland caribou (via indirect competition for predator-free space). It must therefore be acknowledged that in order for caribou conservation efforts to succeed, forest management must henceforth be done differently in the James Bay region. To begin with, we must be prepared to accept reductions in the Annual Allowable Cut. Secondly, portions of the landscape managed in a way that optimizes moose habitat must be spaced sufficiently apart from woodland caribou range and at sufficiently large scales to avoid attracting moose and their predators into these areas. Where forest management does take place it should occur in zones of less intensive use by caribou subject to mitigation measures elaborated by Rudolph (2011b) and in keeping with the principles of ecosystem management (Drapeau 2008). Emphasis should go toward the creation of conditions that minimize predator-prey encounters (e.g. avoiding the creation of “hard” forest edges) and that preserve functional connectivity between herds.

With respect to access, efforts to stem population declines cannot be effective if we continue to expand the road network into previously undisturbed portions of caribou range. Preventing new incursions and strictly controlling access may serve to buffer the longer-term changes in predator-prey dynamics that can lead to population extirpation. The goal at present should be no net increase in road surface area, with an emphasis on the deactivation and rehabilitation of unused forest access roads. Where roads are considered necessary they should be small, temporary, and removed and restored after use (see Nellemann *et al.* 2010 for a successful example of *Rangifer* habitat restoration following cabin and road removal). Where harvesting is deemed necessary it should be concentrated in existing disturbed areas to the south where the probability of caribou occurrence is low (e.g. second-growth or residual forests, timber directly adjacent to roads). Since small forest blocks within 500 metres of recent cutovers or roads are already considered to be functionally lost to woodland caribou, further forestry

operations could be concentrated in these areas with minimal net loss to critical habitat as defined by Environment Canada (2011b). As proposed by caribou biologists elsewhere in Québec (MRNF 2011), we likewise recommend that no cabin development be approved in the region until populations have shown evidence of recovery.

**Recommendation # 2:** Encourage an immediate halt to all subsistence harvesting of woodland caribou in the James Bay region.

In 2006, St-Pierre et al. (St-Pierre *et al.* 2006) concluded that the aboriginal harvest of woodland caribou in Eeyou Istchee was likely sustainable provided natural mortalities were low. This was based on current estimates of population size and relatively high recruitment rates observed during 2002 & 2003 aerial censuses. While in retrospect their conclusion seems reasonable, we now recognize the negative impact that cumulative landscape disturbances have had on population recruitment over the past 10 years. In parallel we also recognize that expansion of the road network tends to be correlated with improved hunting success. While we are not equipped at present to quantify the impact of subsistence hunting on population size, we have demonstrated its impact on adult survival and population trend overall. Furthermore, given that hunters typically harvest multiple animals at a time, survival estimates based on the fate of random individuals (i.e. collared caribou) may be overly optimistic.

When adult mortality is low and calf recruitment is minimal, populations will decline only gradually as a function of senescence. However when adult mortality is high or even moderate in the absence of significant recruitment, populations decline rapidly (Environment Canada 2008). We maintain that until such time as calf recruitment improves and/or a recent census provides evidence to the contrary, caribou populations of northern Québec cannot withstand further preventable reductions in adult numbers. The implementation of this recommendation is therefore considered to be of the utmost priority.

While ensuring the sustainability of caribou populations as a traditional food source and vital ecosystem component is clearly in the best interests of the Cree people, we do recognize the difficulty of the present situation, and we extend our support at this time

in hopes of promoting a solution through education and stewardship. As a source of inspiration we cite the Algonquin people of Kitcisakik, Lac Simon and Long Point, who in recognition of the perilous state of lake sturgeon populations on their communities' traditional territories elected to voluntarily abstain from harvesting this species in 2009. A similar agreement was recently reached with respect to the endangered Val d'Or caribou herd (Jonathan Leclair, pers. comm. 2012). Such a collective consensus may too be obtained among the Cree people given the present troubled state of woodland caribou in Eeyou Istchee. In the meantime, in order to inform our assessment of current population status we would benefit substantially from recent estimates of the number of woodland caribou harvested for subsistence purposes in the region since approximately 2005.

**Recommendation #3:** Include the proposed Waswanipi and Nemaska protected areas in the Québec network of protected areas.

As previously mentioned, we consider that the proposed Waswanipi (also known as the Mesikamis Virgin forest) and Nemaska protected areas would be a valuable complement to Québec government current network of protected areas in the James Bay region. Doing so will protect a significant portion of the highest quality habitat of woodland caribou remaining south of the current limit of commercial forestry. Moreover, it would also facilitate exchanges between the Nottaway and Assinica herds, and, thus maintain connectivity between these local populations which is an essential step toward the effective conservation of woodland caribou (EC 2011b). In addition, as it presently stands the Assinica Park reserve fails to protect the highest quality habitat remaining at the southern range of this rapidly declining population. In order to maximize the probability of successful conservation, it is therefore recommended that the Assinica park reserve be extended to capture the entire highest quality habitat immediately adjacent to its current boundaries.

**Recommendation # 4:** Develop strategic collaborations in proactive attempts to find management solutions that will benefit woodland caribou.

Without stronger inter-jurisdictional collaboration it will be exceptionally difficult

to find effective solutions to the challenges that lay ahead. We therefore recommend that MRNFQ managers of both Region 10 and Region 02 cooperate actively to ensure the effective recovery of the Témiscamie population. The same applies further south with respect to the La Sarre herd, which thus far has received inadequate attention and yet is strongly deserving of its own critical habitat assessment. To resume collaborative efforts between the QMRNW and the Ontario Ministry of Natural Resources would facilitate the assessment of this herd's current status and prospects of recovery. Furthermore, in order to ensure that the findings of this study are considered in the planning and creation of the region's protected areas network, the creation of a working group comprising members of the scientific task force and the MDDEP would be advisable. In addition there may be other agencies and/or stakeholder groups (e.g. CPAWS, Nature Québec) with the potential to make positive contributions to the process.

Finally, the Cree Nation's role as stewards in the management and conservation of woodland caribou is crucial. As this issue plays out on their traditional territory, they have the interest, the knowledge and the capacity to play an active part in the recovery effort. We therefore encourage the continued development of a collaborative relationship between the Grand Council of the Crees, the QMRNF, and other relevant parties with an interest in the successful conservation of woodland caribou in the region. To that effect, we the scientists are prepared to continue working with all parties in order to ensure that this takes place.

**Recommendation # 5:** Conduct a systematic aerial census of the territory in order to obtain recent estimates of population size, density, age class structure and adult sex ratios.

Although there is clearly an immediate need for the conservation and restoration of critical woodland caribou habitat in the JBR, we would have a much better sense of the prospects of woodland caribou recovery once we had obtained a contemporary reference point. This will allow us to assess how populations have fared since 2002/2003, and to project how they are likely to fare in the coming years given different management projections, allowing for environmental stochasticity and demographic

variation. Updated estimates of adult sex ratios may also alter our current assessment to some degree with respect to the recruitment rates that are necessary to infer population stability ( $\lambda \geq 1$ ).

**Recommendation # 6:** Improve research and monitoring program.

The cost of conserving caribou populations is expected to rise as we increase development pressures on the landscape. For example, declining recruitment rates are now a major threat to population viability, yet we have little to no information on the abundance and distribution of predators (i.e. black bear, grey wolf) in the region. Acquiring such information will require financial commitments in order to commission surveys and deploy technologies to track, study, and eventually control these other wildlife species of interest in addition to their primary prey (e.g. moose). Regarding the controversial practice of predator control, while it may be of some interest in the short term as habitat restoration occurs, it is also both costly and relatively ineffective, and therefore should not be considered a solution in and of itself. Acquiring information on predator distributions and abundances in the region, and that of their prey, is considered to be one of the research areas in most need of attention in the coming years.

At the same time there are innumerable yet pertinent facets of woodland caribou ecology that we have yet to uncover in the James Bay region. For example, is there enough forage of adequate quality remaining to satisfy the life history requirements of individual caribou at critical times of the year? What landscape and/or habitat attributes are influencing the likelihood of calf survival at finer scales (e.g. calving site selection)? What is the relationship between road development and adult mortality? How is climate change expected to influence the probability of successful population recovery? These are but a few issues considered worthy of further investigation.

With respect to the status of woodland caribou populations in northern Québec, one essential exercise we have not yet conducted is an estimation of current population size given a) 2002/2003 estimates of population size and density, b) demographic rates we have estimated using GPS telemetry and aerial survey counts over the past 10 years (e.g. mortality rates, juvenile recruitment), and c) annual estimates of the subsistence

harvest dating to 1988. By modeling uncertainty in demographic estimates we can derive a probabilistic measure of current population size that can be validated upon completion of the next aerial census.

Moving forward, something we have not yet measured is the degree to which the eventual recruitment of critical habitat may aid recovery efforts. Given the random contribution of fire, which we are not at liberty to control, how quickly can we expect the different caribou ranges to recover from current disturbance levels under various forest management scenarios? For example, a) total protection with active restoration (best chance of recovery), b) spatially deferred intensive management (e.g. concentrated activity along roadways and in buffered moose management areas to the south), and c) business-as-usual (no change to current practices). An exercise blending wood supply modeling with population viability analysis would allow us to evaluate the impact of various conservation scenarios on the allowable harvest volume, and on the viability of caribou populations over a given time horizon (McKenney *et al.* 1998; Weclaw & Hudson 2004).

Another aspect of interest is the way in which we characterize range occupancy. For the purposes of this exercise we measured range disturbance within static polygons representing the 7-year cumulative space use patterns of each herd; however by allowing our characterization of space use to vary over time we may come to a more refined definition of the disturbance-recruitment relationship and thus to a better understanding of how different planning scenarios are likely to affect the probability of population persistence. Given time to conduct population viability analysis, this could lead to more refined range-specific indicators of risk that may help direct future management efforts.

Given the range-specific variation we have observed in demographic responses to cumulative disturbance, we do not exclude the possibility that herds are responding in a synchronous manner at a scale larger than what we have explicitly measured (i.e. metapopulation). To that effect, relatively little is actually known about metapopulation dynamics in the JBR and the degree to which the Nottaway, Assinica, and Témiscamie herds are related via immigration and emigration. However maintaining and improving functional linkages between these herds is essential if we are to ensure their long-term

survival. Given future uncertainty, ensuring the resilience of the regional metapopulation would be advantageous in terms of increasing the likelihood of success of its recovery. One possible solution is to use modeling techniques to prioritize conservation efforts with a view to optimizing landscape connectivity, thereby improving demographic resilience to natural and anthropogenic disturbances. Increasingly, genetic techniques are also being used to reveal valuable insights into population condition, genetic diversity, and landscape connectivity.

**Recommendation # 7:** Reevaluate the status of woodland caribou in Québec.

Given available evidence from this body of work and that gleaned from ongoing research being conducted elsewhere in Québec, there is now adequate cause to believe that the majority of woodland caribou populations in the province are currently subject to disturbance levels exceeding what is theoretically required to ensure their persistence. This suggests that their current designation as provincially vulnerable is optimistic and that the status of woodland caribou in Québec is in need of revisiting. The fact that boreal populations of woodland caribou have been designated as threatened in Canada since 2000 (i.e. implying a greater degree or incurred risk) lends additional credence to this notion. We therefore recommend that the QMRNFW undertake a new exercise as soon as possible to reevaluate the status of woodland caribou in Québec, thereby taking into account the abundance of new scientific work that has been conducted on the subject since 2005. This reevaluation will likely have an important impact on the federal recovery strategy for woodland caribou, which considered the James Bay area to support but one unique and self-sustaining population (EC 2011a). Our findings clearly demonstrate that there are three local populations in the James Bay region, all of which are currently declining. Furthermore, because the Nottaway, Assinica and Témiscamie herds form part of the semi-continuous Canadian boreal population ( $n = 12$ ), they are bound to be of higher conservation priority than those herds considered to be declining and isolated ( $n = 28$ , EC 2011b).

## REFERENCES

- Banfield, A.W.F. 1961. A revision of the reindeer and caribou, genus *Rangifer*. National Museum of Canada Bulletin, Biol. Ser. No. 66.
- Beauchesne, D. 2012. Influence of disturbances on the movements of female woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) across multiple spatiotemporal scales. M.Sc. thesis, Department of Geography, Planning & Environment. Concordia University, Montreal. p. 123 pp.
- Bergerud, A.T. 2000. Caribou. In *Ecology and Management of Large Mammals in North America*. Edited by S. Demarais, and P. R. Krausmann. Prentice Hall, New Jersey. pp. 658-693.
- Bergerud, A.T., and Luttich, S.N. 2003. Predation risk and optimal foraging trade-off in the demography and spacing of the George River Herd, 1958-1993. *Rangifer* **14**: 169-191.
- Boyce, M.S., Vernier, P.R., Nielsen, S.E., and Schmiegelow, F.K.A. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modeling* **157**: 281-300.
- Canadian Forest Service. 2010. National Fire Database - Agency Fire Data. Canadian Forest Service Natural Resources Canada, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta.
- COSEWIC. 2002. COSEWIC assessment and status report on the woodland caribou *Rangifer tarandus caribou* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.
- Courbin, N., Fortin, D., Dussault, C., and Courtois, R. 2009. Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology* **24**: 1375-1388.
- Courtois, R., Ouellet, J.-P., Breton, L., Gingras, A., and Dussault, C. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Ecoscience* **14**(4): 491-498.
- Courtois, R., Ouellet, J.-P., Dussault, C., Breton, L., and Maltais, J. 2003. Historical changes and current distribution of caribou, *Rangifer tarandus caribou*, in Québec. *Canadian Field-Naturalist* **117**(3): 399-414.
- Cumming, H.G., and Beange, D.B. 1993. Survival of woodland caribou in commercial forests in northern Ontario. *Forestry Chronicle* **69**(5): 579-588.

- Dion, R., Saganash, N., Brousseau, K., Mark-Stewart, M., and Saganash, J. 2010. Woodland caribou (boreal population): A portrait of Cree knowledge in Eeyou Istchee. Draft Final Report, prepared for Environment Canada for the development of the Woodland Caribou National Recovery Strategy. Cree Regional Authority. 83 pp.
- Drapeau, P. 2008. Paramètres à considérer pour le suivi de l'approche écosystémique dans une perspective d'aménagement adaptif en pessière à mousses. In *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, QC. Pg. 361-392.
- Duchesne, T., Fortin, D., and Courbin, N. 2010. Mixed conditional logistic regression for habitat selection studies. *Journal of Animal Ecology* **79**(3): 548-555.
- Dyer, S.J., O'Neill, J.P., Wasel, S.M., and Boutin, S. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management*. **65**(3): 531-542.
- Dyer, S.J., O'Neill, S.M., and Boutin, S. 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology* **80**(5): 839-845.
- Environment Canada. 2008. Scientific review for the identification of critical habitat for woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*), boreal population, in Canada. Ottawa: Environment Canada. 239 pp.
- Environment Canada. 2011a. Recovery strategy for the woodland caribou, boreal population (*Rangifer tarandus caribou*) in Canada [Proposed]. Environment Canada.
- Environment Canada. 2011b. Scientific assessment to inform the identification of critical habitat for woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*), boreal population, in Canada: 2011 update. Environment Canada. 366 pp.
- Faille, G., Dussault, C., Ouellet, J.-P., Fortin, D., Courtois, R., St-Laurent, M.H., and Dussault, C. 2010. Range fidelity: the missing link between caribou decline and habitat selection? *Biological Conservation*.
- Festa-Bianchet, M., Ray, J.C., Boutin, S., Côté, S.D., and Gunn, A. 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Journal of Canadian Zoology* **89**: 419-434.
- Gaillard, J.-M., Festa-Bianchet, M., Yoccoz, N.G., Loison, A., and Toïgo, C. 2000. Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **31**: 367-393.
- Hasting, A. 1993. Complex interactions between dispersal and dynamics: lessons from coupled logistic equations. *Ecology* **74**: 1362-1372.

- Hatter, I.W., and Bergerud, W.A. 1991. Moose recruitment, adult mortality and rate of change. *Alces* **27**: 65-73.
- Hilty, J.A., Lidicker Jr., W.Z., and Merenlender, A.M. 2006. Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. Island Press, Washington, DC.
- Howlin, S., Erickson, W.P., and Nielson, R.M. 2004. A validation technique for assessing predictive abilities of resource selection functions. In Proceedings of the First International Conference on Resource Selection, January 13–15, 2003. *Edited by Inc. Western EcoSystems Technology, Cheyenne, Wyoming*. pp. 40–51.
- James, A.R.C., and Stuart-Smith, A.K. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management*. **64**: 154-159.
- Kaplan, E.L., and Meier, P. 1958. Nonparametric estimation from incomplete observations. *Journal of the American Statistical Association* **53**(282): 457-481.
- Kelsall, J.P. 1984. COSEWIC Status Report on the Woodland Caribou Rangifer tarandus caribou in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.
- Leblond, M., Dussault, C., and Ouellet, J.-P. 2012. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *Journal of Zoology (in press)*.
- Leblond, M., Frair, J., Fortin, D., Dussault, C., Ouellet, J.-P., and Courtois, R. 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology* **26**: 1433-1446.
- Lesmerises, R., 2011. Évaluation de la valeur des massifs de forêt résiduelle pour la conservation du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou). Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec. 113 pp.
- McKenney, D., Nippers, B., Racey, G., and Davis, R. 1998. Trade-offs between wood supply and caribou habitat in northwestern Ontario. *Rangifer* **10**: 149-156.
- MRNF. 2011. Actes du colloque "Le caribou forestier: un enjeu de biodiversité et de développement durable", le 16-18 novembre 2010. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Gouvernement du Québec.: 132 pp.
- Nature Québec. 2007. Propositions d'aires protégées pour le Caribou forestier, réalisé dans le cadre du projet "Critères et propositions d'aires protégées pour le Caribou forestier". 86 pp.

- Nellemann, C., and Cameron, R.D. 1998. Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou. Canadian Journal of Zoology **76**(8): 1425-1430.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhoy, P., Stoen, O.-G., Kaltenborn, F., Hanssen, F., and Helgesen, R. 2010. Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges. Restoration Ecology **18**: 873-881.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhoy, P., Strand, O., and Newton, A. 2003. Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. Biological Conservation **113**: 307-317.
- Nielsen, S.E., Boyce, M.S., Stenhouse, G.B., and Munro, R.H.M. 2002. Modeling grizzly bear habitats in the Yellowhead ecosystem of Alberta: taking autocorrelation seriously. Ursus **13**: 45-56.
- Pan, W. 2001. Akaike's Information Criterion in Generalized Estimating Equations. Biometrics **57**(1): 120-125.
- Pinard, V., Dussault, C., Ouellet, J.-P., Fortin, D., and Courtois, R. 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., Hebblewhite, M., and Heinemeyer, K. 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. Biological Conservation **144**: 2637-2646.
- Pollock, K.H., Winterstein, S.R., Bunck, C.M., and Curtis, P.D. 1989. Survival analysis in telemetry studies: the Staggered Entry design. Journal of Wildlife Management **53**(1): 7-15.
- Roed, K.H. 1992. Genetic differentiation and evolution of reindeer and caribou. Rangifer **12**(3): 175-176.
- Rudolph, T.D. 2011a. Spring dispersal and habitat selection of boreal caribou in northern Québec. M.Sc. thesis, Departement of biological sciences. University of Québec in Montreal, Montreal. 184 pp.
- Rudolph, T.D., and Drapeau, P. 2012. Using movement behaviour to define biological seasons for woodland caribou. Rangifer(20): 295-307.
- Rudolph, T.D.R. 2011b. A scientific evaluation of measures intended for the conservation of woodland caribou in Northern Québec. Cree-Québec Forestry Board.
- Schaefer, J.A., and Wilson, C.C. 2002. The fuzzy structure of populations. Canadian Journal of Zoology **80**: 2235-2241.

- Sela, R.J., and Simonoff, J.S. 2012. RE-EM trees: a data mining approach for longitudinal and clustered data. *Machine Learning* **86**: 169-207.
- Sorensen, T., McLoughlin, P.D., Hervieux, D., Dzus, E., Nolan, J., Wynes, B., and Boutin, S. 2008. Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou. *Journal of Wildlife Management* **72**(4): 900-905.
- St-Laurent, M.-H., and Dussault, C. 2012. The reintroduction of boreal caribou as a conservation strategy: A long-term assessment at the southern range limit. *Rangifer Special Issue* **20**: 127-138.
- St-Laurent, M.-H., Renaud, L.-A., Leblond, M., and Beauchesne, D. 2012. Synthèse des connaissances relatives aux impacts des routes sur l'écologie du caribou. *Le Naturaliste Canadien* **136**(2): 42-47.
- St-Pierre, D., Bélanger, M., Courtois, R., and Drapeau, P. 2006. Projet de recherche sur le caribou forestier: Impacts des modalités d'intervention forestière de l'entente Québec-Cris sur le caribou forestier. Rapport d'étape. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune du Nord-du-Québec, Direction de la recherche sur la faune, Université du Québec à Montréal.
- Thomas, D.C., and Gray, D.R. 2002. Updated COSEWIC status report on the woodland caribou *Rangifer tarandus caribou* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.
- Trishchenko, A.P., Luo, Y., Khlopenkov, K.V., and Park, W.M. 2007. Multi-spectral clear-sky composites of MODIS/Terra Land Channels (B1-B7) over Canada at 250m spatial resolution and 10-day intervals since March, 2000: Top of the Atmosphere (TOA) data. Enhancing Resilience in a Changing Climate. Earth Sciences Sector Canada Centre for Remote Sensing (CCRS). Natural Resources Canada.
- Vors, L.S., and Boyce, M.S. 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology*: 1-8.
- Vors, L.S., Schaefer, J.A., Pond, B.A., Rodgers, A.R., and Patterson, B.R. 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of Wildlife Management* **71**(4): 1249-1256.
- Waples, R.S., and Gaggiotti, O. 2006. What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity. *Molecular Ecology* **15**: 1419-1439.
- Weclaw, P., and Hudson, R.J. 2004. Simulation of conservation and management of woodland caribou. *Ecological Modeling* **177**: 75-94.

Whittington, J., Hebblewhite, M., DeCesare, N.J., Neufeld, L., Bradley, M., Wilmshurst, J., and Musiani, M. 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. Journal of Applied Ecology **48**: 1535-1542.

Wittmer, H.U., McLellan, B.N., Serrouya, R., and Apps, C. 2007. Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population. Journal of Animal Ecology: 1-12.

**APPENDIX 1:** Reclassification schema showing the original 43 habitat categories of the Canadian Center for Remote Sensing’s 2005 MODIS classified satellite image and the 20 new category groupings based on behavioural preferences by caribou (determined via examination of Manly’s selection ratios).

DESCRIPTION 1	CLASS 1	DESCRIPTION 2	CLASS 2
Sparse Vegetation: Recent Burn	34	Burn05	1
Mixed Evergreen-Deciduous Forest: Mature – Young Closed	4	Burn0620	2
Mixed Deciduous: Closed Canopy	5	Burn0620	2
Sparse Vegetation: Old Burn	35	Burn0620	2
NA	40	Burn2050	3
Temperate Needleleaved EG: Closed Canopy	1	ConiferDense	4
Temperate Needleleaved EG: Moss/Shrub U.S. – Open Canopy/med. Crown den	6	ConiferOpen	5
Temperate Needleleaved EG: Lichen/Shrub U.S. – Open Canopy/med. Crown den	7	ConiferSparseDry	6
Temperate Needleleaved EG: Moss/Shrub U.S. – Open Canopy/low crown den	8	ConiferSparseDry	6
Temperate Needleleaved EG: Poorly Drained – Open Canopy/low crown den	10	ConiferSparseWet	7
NA	41	Cut05	8
NA	42	Cut0620	9
NA	43	Cut2050	10
Cold Deciduous Broadleaf Forest	2	Deciduous	11

**APPENDIX 1 (CONT'D):**

Deciduous Broadleaved: Low to Medium Density	11	Deciduous	11
Deciduous Broadleaved: Young Regenerating	12	Deciduous	11
Mixed Deciduous: Low to Medium Density	14	Deciduous	11
Temperate Needleleaved EG: Lichen/Rock U.S. - Open Canopy/low crown den	9	ExpLowVeg	12
Deciduous High: Low Shrub Dominated	16	ExpLowVeg	12
Herbaceous: Grassland in Prairie Region	17	ExpLowVeg	12
Herbaceous: Herb-Shrub-Bare Cover	18	ExpLowVeg	12
Herbaceous: Evergreen Shrub-Herb Moss Cover	20	ExpLowVeg	12
Polar Grassland: Herb-Shrub	21	ExpLowVeg	12
Polar Grassland: Shrub-Herb-Lichen-Bare	22	ExpLowVeg	12
Polar Grassland: Herb-Shrub poorly drained	23	ExpLowVeg	12
Polar Grassland: Lichen-Shrub-Herb-Bare Soil	24	ExpLowVeg	12
Polar Grassland: Low vegetation cover	25	ExpLowVeg	12
Lichen: Barren	30	ExpLowVeg	12
Lichen: Sedge-Moss-Low Shrub Wetland	31	ExpLowVeg	12
Sparse Vegetation: Rock Outcrop	33	ExpLowVeg	12

**APPENDIX 1 (CONT'D):**

Herbaceous: Cropland- Woodland	26	HerbCropland	13
Herbaceous: Cropland	27	HerbCropland	13
Herbaceous: Cropland	28	HerbCropland	13
Herbaceous: Cropland	29	HerbCropland	13
Mixed Evergreen- Deciduous Forest: Mature – Old, Closed Canopy	3	MixedDense	14
Mixed Evergreen Forest: Low to Medium Density	13	MixedOpen	15
Mixed Deciduous: Low Regenerating Young Mixed Cover	15	MixedOpen	15
Non-Vegetated: Mixes of Water and Land	38	Riparian	16
Non-Vegetated: Snow and Ice	39	SnowIce	17
Non-Vegetated: Urban and Built- Up	36	Urban	18
Non-Vegetated: Water Bodies	37	Water	19
Herbaceous: Wetlands	19	Wetland	20
Lichen: Spruce bog	32	Wetland	20

**RAPPORT D'AVANCEMENT : SUIVI DU NIVEAU D'UTILISATION DES  
VIEUX CHEMINS PAR LES GRANDS MAMMIFÈRES**

Présenté à

Partenaires du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Par

53-54 , étudiant M.Sc.

Pierre Drapeau, codirecteur Ph.D.

Martin-Hugues St-Laurent, directeur Ph.D.

Mars 2020

Université du Québec à Rimouski

## Travaux de terrain

Les travaux de terrain nécessaires à la partie du projet consacrée à l'utilisation des chemins forestiers par les grands mammifères ont eu lieu durant les étés 2018 et 2019. Un troisième été de suivi est prévu en 2020. Les caméras sont déployées dans 56 chemins forestiers répartis dans trois aires d'étude soit la Réserve faunique des Laurentides et une partie du parc national de la Jacques-Cartier (26 tronçons), le nord du Saguenay-Lac-St-Jean à proximité du Lac Péribonka (15 tronçons) et un secteur longeant le 50<sup>e</sup> parallèle sur la Côte-Nord (15 tronçons).

## Nombre de photos de chaque espèce jusqu'à présent

**Tableau 1.** Nombre d'individus de chaque espèce, de véhicule/VTT photographiés et jour-caméra selon l'année et la région pour les caméras positionnées le long des chemins forestiers à l'étude.

Année	Région*	Orignal	Caribou	Loup	Ours	Véhicule/VTT	Jour-caméra
2018							
	CN	186	7	110	147	681	4 369
	LSJ	335	6	118	161	128	5 426
	RFL	768	5	105	203	357	9 593
	<b>Sous-total</b>	<b>1 289</b>	<b>18</b>	<b>333</b>	<b>511</b>	<b>1 166</b>	<b>19 388</b>
2019							
	CN	299	4	172	363	790	5 147
	LSJ	319	0	95	339	180	5 967
	RFL	780	10	184	268	363	10 598
	<b>Sous-total</b>	<b>1 398</b>	<b>14</b>	<b>451</b>	<b>970</b>	<b>1 333</b>	<b>21 712</b>
	<b>Total</b>	<b>2 687</b>	<b>32</b>	<b>784</b>	<b>1 481</b>	<b>2 499</b>	<b>41 100</b>

\*CN : Côte-Nord, LSJ : Lac-St-Jean, RFL : Réserve faunique des Laurentides

Au total, plus de 3 000 000 de photos pour les deux étés ont été prises par environ 220 caméras distribuées en bordure des chemins. Certaines caméras se sont avérées défectueuses pendant l'échantillonnage et donc le nombre de caméras actives pour chaque été peut différer. L'original est l'espèce qui a été la plus photographiée pour les deux années,

suivie par l'ours, le loup et le caribou (Tableau 1). La période d'échantillonnage où les caméras étaient actives s'étendait du début juin jusqu'à la mi-septembre et, dans certains cas, la mi-octobre.

**Tableau 2.** Nombre d'individus par espèce et de véhicule/VTT photographiés et jour-caméra par région et par année pour les caméras témoins situées en milieu forestier.

Année	Région*	Orignal	Caribou forestier	Loup gris	Ours noir	Jour-caméra
2018						
	CN	25	2	0	16	2 372
	LSJ	50	0	1	8	2 697
	RFL	43	0	1	11	4 822
	<b>Sous-total</b>	<b>118</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>35</b>	<b>9 891</b>
2019						
	CN	26	0	1	19	2 690
	LSJ	53	0	1	18	3 018
	RFL	15	5	0	13	5 306
	<b>Sous-total</b>	<b>94</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>50</b>	<b>11 014</b>
<b>Total</b>		<b>212</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>85</b>	<b>20 905</b>

\*CN : Côte-Nord, LSJ : Lac-St-Jean, RFL : Réserve faunique des Laurentides

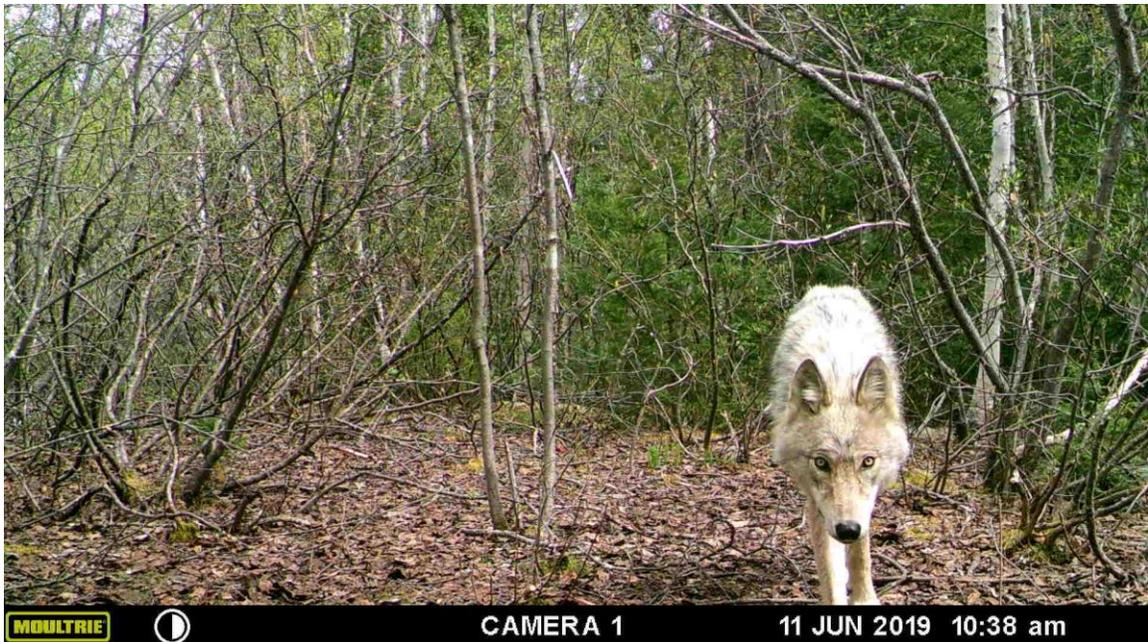
Le nombre d'individus photographiés est beaucoup plus faible pour les caméras en milieu forestier (Tableau 2) soit celles à 300 m de part et d'autre du chemin. L'orignal et l'ours noir, respectivement, sont les espèces les plus photographiées, suivies du caribou et du loup. L'effort pour les caméras en milieu forestier s'élevait à 20 905 jour-caméra.

### Analyses statistiques

Les analyses statistiques sont encore à l'étape de l'exploration et du choix des familles de modèles à utiliser. Il n'y a donc pas, pour l'instant, de résultats appuyés par des analyses statistiques quant à l'utilisation des chemins forestiers faites par les grands mammifères. Les derniers mois ont été consacrés au chapitre concernant la régénération des tronçons de chemins puisque toutes les données nécessaires étaient disponibles dès la fin de l'été 2019.

Les prochains mois seront consacrés à la rédaction de l'article sur la régénération des chemins forestiers et à l'élaboration des analyses qui seront utilisées sur le jeu de données complet des photos au début de l'automne 2020.

**Exemples de photos prises par les caméras**





MOULTRIE



CAMERA 1

26 JUN 2018 05:03 am



MOULTRIE



CAMERA 1

28 JUN 2019 06:07 am





**RAPPORT D'AVANCEMENT : CARACTÉRISATION DE LA STRUCTURE ET  
DE LA COMPOSITION DE LA RÉGÉNÉRATION DES CHEMINS  
FORESTIERS**

Présenté à

Partenaires du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Par

53-54 , étudiant M.Sc

Pierre Drapeau, codirecteur Ph.D

Martin-Hugues St-Laurent, directeur Ph.D

Mars 2020

Université du Québec à Rimouski

## **Travaux de terrain 2019**

Les travaux de terrain nécessaires à la partie du projet consacrée à la caractérisation de la régénération des chemins forestiers ont eu lieu à l'été 2019. Du 3 juin au 1<sup>er</sup> août, nous avons caractérisé la structure et la composition de la régénération de 56 chemins forestiers répartis dans trois aires d'étude, à savoir la Réserve faunique des Laurentides et une partie du Parc national de la Jacques-Cartier (26 tronçons), le nord du Saguenay-Lac-St-Jean (à proximité du Lac Péribonka; 16 tronçons) et un secteur longeant le 50<sup>e</sup> parallèle sur la Côte-Nord (15 tronçons). Chaque tronçon comportait 4 stations séparées par 250 m dans lesquelles différentes mesures de caractérisation ont été prises :

- Le degré de compaction du sol;
- le nombre de tige ayant un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) mesurable et ce, par essence;
- le couvert d'obstruction latérale (%) mesuré dans le sens du chemin;
- la présence (c.-à-d. occurrence) d'au moins une tige ayant une hauteur >1,30 m au centre d'une parcelle.
- l'orientation du chemin

Ces mesures ont été prises entièrement par l'équipe de l'UQAR. Conjointement, les équipes du MFFP ont déployé, pour une seconde année, le dispositif de caméras automatisées servant au suivi des grands mammifères dans ces mêmes tronçons de chemins.

## **Saisie et analyse des données**

Le mois d'août a été consacré au formatage de la base de donnée et à la saisie des données récoltées de juin à juillet. Celles-ci ont ensuite été explorées à l'aide de différents outils statistiques au cours du mois de septembre afin de relever les grandes tendances et connaître la distribution des valeurs et d'autres paramètres. Connaissant ainsi le jeu de donnée, le mois d'octobre a été consacré à lire sur les différentes familles de modèles statistiques pour choisir ceux qui convenaient le mieux à la présente étude. Les mois suivant ont servi à exécuter les analyses choisies et à régler certains problèmes leur étant

associés. Parallèlement, j'ai débuté l'écriture de l'article scientifique (en anglais : cible *Forest Ecology and Management*) associé à cette partie de ma thèse pour une éventuelle soumission. En date d'aujourd'hui, les trois analyses préconisées sont en majeure partie terminées. Certains ajustements sont toutefois encore nécessaires pour l'une d'entre-elles (analyse canonique de redondance partielle). L'écriture de l'article correspondant se poursuit et les résultats y sont peu à peu intégrés.

### **À venir**

Les prochains mois serviront à compléter les analyses et la rédaction de l'article sur la composition de la régénération des chemins forestiers. La première soumission de l'article devrait se faire à l'été ou au début de l'automne 2020. Les prochains mois serviront aussi au début des analyses de la deuxième partie du projet sur l'utilisation de ces mêmes tronçons de chemin forestier par les grands mammifères.