

# Effets des densités d'orignaux (*Alces americanus*) sur l'intensité du brout de la régénération naturelle au Bas-Saint-Laurent



Rapport présenté au

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs  
Programme d'aménagement durable des forêts



Février 2020

## TABLE DES MATIÈRES

---

TABLE DES MATIÈRES .....	ii
LISTE DES TABLEAUX.....	iv
LISTE DES FIGURES .....	iv
RÉSUMÉ .....	6
INTRODUCTION .....	7
OBJECTIF .....	9
MÉTHODOLOGIE.....	10
▪ Aire d'étude.....	10
▪ Plan d'échantillonnage.....	11
▪ Inventaire forestier et faunique.....	13
▪ Modélisation empirique de densité de population d'originaux par bassin de gestion intégrée (BGI) .....	14
▪ Indice de qualité de l'habitat pour l'original .....	15
ANALYSES STATISTIQUES.....	16
▪ Production de tiges .....	16
▪ Différences dans la production de tiges et leur hauteur entre les types de traitement et les densités d'originaux.....	16
▪ Relation entre l'intensité du brout par l'original et les variables forestières et fauniques ..	16
RÉSULTATS.....	17
▪ Nombre et état des tiges .....	17
▪ Hauteur des tiges .....	17
▪ Intensité du brout par l'original.....	18
▪ Modèles les plus parcimonieux expliquant l'intensité du brout par groupement d'essences 21	
▪ Nombre, état des tiges et hauteur .....	23
▪ Intensité du brout par l'original.....	24
▪ Conséquences du brout par l'original dans certaines portions de la zone de chasse 2.....	25
CONCLUSION.....	27
RÉFÉRENCES .....	28
▪ Annexe 1. Schéma des éléments à recueillir en fonction des rayons de placettes à utiliser 33	
▪ Annexe 2 - Type de mesure par groupe d'essences et par type de microplacette pour les variables forestières prises lors de l'inventaire de régénération.....	34
▪ Annexe 3 - Type de mesures et de données par rayon de microplacettes pour les variables fauniques .....	35

- Annexe 4 - Définition des classes qualitatives pour l'évaluation de l'intensité du brout par l'original pour le sapin, les feuillus commerciaux et non commerciaux..... 36
- Annexe 5 – Photos illustrant des exemples d'intensité de brout par l'original utilisées lors des inventaires fauniques pour la classe 1 (faible ou absent), la classe 2 (apparent) et la classe 3 (intensif)..... 37
- Annexe 6. - Types et codes d'habitat associés au potentiel de nourriture et au couvert d'abri pour obtenir l'indice de qualité de l'habitat de l'original à l'aide du MQH. .... 40

## LISTE DES TABLEAUX

---

Tableau 1 :	Superficie forestière productive totale et des jeunes forêts (5 à 15 ans) dans les territoires fauniques structurés faisant l'objet de l'étude .....	11
Tableau 2 :	Nombre de placettes et superficies inventoriées par type de coupe, par âge de peuplement et par végétation potentielle dans l'aire d'étude (partie ouest de l'UA 012-72).....	13
Tableau 3 :	Nombre moyen de tiges par hectare, état des tiges les plus hautes et coefficient de distribution des essences feuillues et résineuses pour chaque type de traitement selon la densité d'originaux dans l'aire d'étude .....	19
Tableau 4 :	Hauteur moyenne des tiges et écart-type ( $\pm$ ) des essences feuillues et résineuses pour chaque type de traitement selon la densité d'originaux dans l'aire d'étude ...	20
Tableau 5 :	Tableau 5. Nombre et proportion des peuplements présentant une régénération insuffisante (coefficient de distribution total des tiges intactes ou faiblement broutées < 60 %) dans les différents types de traitement.....	20
Tableau 6 :	Modèles les plus parcimonieux expliquant la variation de l'intensité du brout sur les feuillus commerciaux, les feuillus non commerciaux et le sapin baumier .....	22

## LISTE DES FIGURES

---

Figure 1 :	Localisation de l'aire d'étude et des placettes par territoire faunique structuré contingenté (Réserve faunique Duchénier, Réserve faunique de Rimouski, Pourvoirie Le Chasseur inc.) et non contingenté (ZEC Bas-Saint-Laurent) pour la portion ouest de l'UA 012-72.....	10
Figure 2 :	Fréquentation, nombre de chasseurs et récolte pour l'activité de chasse à l'original dans les territoires fauniques structurés de la partie ouest de l'UA 012-72 et la partie est de l'UA 011-71 entre 2004 et 2017 .....	11
Figure 3 :	Proportion de microplacettes ayant une intensité de brout élevé des feuillus non commerciaux, des feuillus commerciaux et du sapin baumier dans les différents types de traitement par classe de densité d'originaux (faible, moyenne et forte) ...	21

### **Contribution financière**

Collectif régional de développement du Bas-Saint-Laurent  
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs  
(Programme d'aménagement durable des Forêts, volet suprarégional)

### **Équipe de rédaction et coordination**

Laurent Gagné, biologiste, M. Sc. F., Collectif régional de développement du Bas-Saint-Laurent (CRDBSL)

Valérie Delisle-Gagnon, biologiste M. Sc., consultante

Frédéric Lesmerises, biologiste, Ph. D., Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) – Direction de la gestion de la faune du Bas-Saint-Laurent (DGFa-01)

Luc Lavoie, biologiste, Ph. D., EMBA, consultant

Claude Larocque, biologiste, MFFP – DGFa-01

Élise Roussel-Garneau, biologiste, MFFP – DGFa-01

Luc Gagnon, ingénieur forestier, MFFP – Direction de la gestion de la forêt du Bas-Saint-Laurent (DGFo-01)

### **Analyses statistiques**

Laurent Gagné, CRDBSL

Valérie Delisle-Gagnon, consultante

Frédéric Lesmerises, MFFP – DGFa-01

Luc Lavoie, consultant

### **Correction et mise en page**

Véronique Banville, CRDBSL

Citation complète :

Gagné, L., Delisle-Gagnon, V., Lesmerises, F., Lavoie, L., Larocque, C., Roussel-Garneau, É., Gagnon, L. 2019. Effets des densités d'originaux (*Alces americanus*) sur l'intensité du brout de la régénération naturelle au Bas-Saint-Laurent. Collectif régional de développement du Bas-Saint-Laurent et ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 43 p.

Le document est disponible sur le site Internet du CRD : [www.crdbsl.org](http://www.crdbsl.org)

**ISBN : 978-2-9818071-3-7**

## RÉSUMÉ

---

Au cours des dernières années, les populations d'orignaux (*Alces americanus*) ont augmenté considérablement au Bas-Saint-Laurent et les densités seraient considérées parmi les plus élevées au Québec. Des observations récentes sur le terrain montrent des signes de surbroutement de la régénération naturelle par l'orignal et cette étude vise à mieux documenter la situation. Cette étude visait à comparer le nombre et l'état des tiges, le coefficient de distribution ainsi que l'intensité du brout de l'orignal des différentes essences commerciales et non commerciales dans des peuplements âgés de 5 à 15 ans en fonction de différentes classes de densité d'orignaux. En 2018, la régénération naturelle et l'intensité du brout d'orignal ont été inventoriées dans 1140 placettes réparties dans 203 peuplements de l'unité d'aménagement (UA) 012-72 de la forêt publique au Bas-Saint-Laurent. Les résultats montrent que plus de 55 % des essences feuillues et plus de 47 % des résineux ne sont pas libres de croître. Pour les résineux dans les peuplements provenant de plantation, cette proportion est inférieure à 46 %. Au total, le coefficient de distribution de l'ensemble des essences commerciales dépasse 64 %. C'est dans la coupe avec réserve de semenciers (CRS), dans les plantations éduquées ou non (P et PEDU) et dans les coupes avec protection de la régénération (CPR) que le coefficient de distribution est le plus élevé. Mis à part les CRS, le coefficient de distribution des feuillus commerciaux diminue avec l'augmentation des densités d'orignaux. La hauteur des essences feuillues commerciaux et non-commerciaux diminue généralement avec l'augmentation des densités d'orignaux. On observe une augmentation significative de la proportion des placettes ayant un brout d'intensité élevé avec l'augmentation de la densité d'orignaux pour les feuillus commerciaux, non commerciaux ainsi que pour le sapin baumier. La variation de l'intensité du brout pour les feuillus commerciaux augmente avec l'augmentation de la quantité moyenne de fèces et la diminution de la hauteur moyenne des feuillus non commerciaux. En plus de ces variables, s'ajoutent la diminution du coefficient de distribution des résineux et la diminution de l'indice de nourriture dans un rayon de 150 m du peuplement pour le sapin baumier. Ces modèles expliquent 37,6 et 43,6 % de la variation de l'intensité pour les feuillus commerciaux et le sapin baumier respectivement. En raison du broutement des tiges et de son intensité, le tiers des peuplements inventoriés (70 sur 203) présentent une régénération insuffisante, car ils présentent un coefficient de distribution total des tiges intactes ou faiblement broutées inférieur à 60 %. En considérant uniquement les peuplements régénérés naturellement (CPR, CPREDU et CRS), ce chiffre monte à plus de 50% (65 sur 116). Cela implique une remise en production de ces peuplements si l'on désire rencontrer les rendements anticipés. Par conséquent, les secteurs mal régénérés nécessiteront des réinvestissements importants de l'État afin de soutenir la possibilité forestière de la forêt publique bas-laurentienne. On estime que plusieurs milliers d'hectares sont impliqués dans la région.

## INTRODUCTION

---

Au cours des dernières années, les populations d'orignaux (*Alces americanus*) ont augmenté considérablement au Bas-Saint-Laurent. Dans la zone de chasse 2, la densité est passée de 6,8 orignaux/10 km<sup>2</sup> en 2005 (Lamoureux *et al.* 2005) à 11,4 orignaux/10 km<sup>2</sup> en 2014 (Ross *et al.* 2014). Dans certains territoires fauniques structurés (TFS), où des modalités de chasse contingentée ont été appliquées par le passé, elle a atteint 30 orignaux/10 km<sup>2</sup> dans la Réserve faunique de Rimouski (MLCP, 1993) et parfois plus dans d'autres TFS (MFFP, données non publiées). Ces densités sont considérées parmi les plus élevées au Québec présentement (Lefort et Massé 2015) et seraient probablement au-dessus de la capacité de support du milieu pour l'est de la province, estimée à environ 20 orignaux/10 km<sup>2</sup> (Crête 1989). La mise en œuvre du plan de gestion de l'orignal en 1994 (MLCP, 1993) avec un contingentement de la récolte des femelles adultes une année sur deux, la forte disponibilité de nourriture générée par les plans de récupération des peuplements affectés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans les années 1980 et 1990 et l'absence d'un prédateur comme le loup sont considérés comme les principaux facteurs ayant favorisés les hausses importantes des populations d'orignaux des dernières années. Un probable dépassement de la capacité de support dans certains secteurs laisse présager que la population actuelle se situe à un niveau critique pour le maintien à moyen et long terme de la qualité de l'habitat et des forêts en régénération.

Parallèlement à l'augmentation des populations d'orignaux au Bas-Saint-Laurent (Ross *et al.* 2014), la qualité de son habitat dans la zone de chasse 2 estimée à l'aide du modèle de qualité d'habitat (MQH) de l'orignal (Dussault *et al.* 2006) tend à diminuer légèrement depuis 2004. Cette tendance semblerait se poursuivre selon des simulations réalisées jusqu'en 2021 (Gagné *et al.* 2018). Cette situation semble être associée en partie à un vieillissement des forêts naturelles et des plantations réalisées à grande échelle à la suite de la précédente épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette, mais aussi à la diminution des superficies récoltées par coupe totale à la suite du ralentissement de l'activité d'aménagement au cours des années 2000 engendré par une diminution de la possibilité forestière.

Depuis quelques années, des observations sur le terrain montrent des signes de surbroutement de la régénération naturelle par l'orignal à plusieurs endroits au Bas-Saint-Laurent. Le surbroutement sur la régénération naturelle est une situation qui a déjà été observée ailleurs au Québec (Guitard et Fleury 2002), au Canada (McLaren *et al.* 2004, Rea 2011, Smith *et al.* 2010, Smith *et al.* 2015) et en Europe (Edenius *et al.* 2002, Lyly *et al.* 2014). Si elle persiste dans le temps, elle peut engendrer des impacts sur les activités forestières en causant des dommages aux tiges à potentiel commercial (Angelstam *et al.* 2000, Edenius *et al.* 2002, Rea 2011, Lyly *et al.* 2014) et en diminuant la qualité des semis et des gaules (Bergerud et Manuel 1968, Smith *et al.* 2010, Lyly *et al.* 2014, Smith *et al.* 2015). Dans le cas où la régénération naturelle d'essences commerciales feuillues ou résineuses est sévèrement endommagée pendant plusieurs années, le reboisement peut devenir nécessaire, ce qui entraîne des conséquences financières et logistiques importantes.

La proportion de tiges mutilées chez les feuillus est souvent corrélée à la densité d'orignaux (Crête 1989, Angelstam *et al.* 2000), qui elle-même est liée à la qualité de l'habitat (Messier 1991, Stephenson *et al.* 2006). La densité d'orignaux aurait généralement moins d'influence sur l'intensité du brout du sapin baumier (*Abies balsamea*) comparativement aux feuillus (Smith *et al.* 2010, Smith *et al.* 2015), mais il arrive parfois que cette essence soit également surbroutée surtout

lorsqu'elle est la seule disponible (Brandner *et al.* 1990). En présence d'autres essences, le sapin est souvent la dernière sélectionnée par l'orignal, parce que sa qualité nutritive est faible en raison de sa teneur élevée en tanins et en phénols (Brassard *et al.* 1974, Crête 1989). Au Québec, le sapin demeure toutefois parmi les essences principales dans le régime alimentaire de l'orignal en hiver (Brassard *et al.* 1974, Courtois 1993), essentiellement parce qu'il est abondant (Courtois 1993). C'est aussi une essence commerciale importante pour l'industrie forestière comme peuvent l'être les essences feuillues telles que les bouleaux (*Betula sp.*), les érables (*Acer sp.*) et les peupliers (*Populus sp.*).

D'autres facteurs à plus fine échelle peuvent aussi influencer le niveau de dommages aux tiges par les orignaux, dont la quantité de nourriture sur le site (Heikkilä et Härkönen 1996, Hörnberg 2001, Bergqvist *et al.* 2014) et la qualité des sols (Bergerud et Manuel 1968, Bergqvist *et al.* 2014), toutes deux influencées par le type de végétation potentielle (Grondin *et al.* 2003). En effet, les deux principaux types de végétation potentielle au Bas-Saint-Laurent, la sapinière à bouleau jaune (MS1) et la sapinière à bouleau blanc (MS2) (Blouin et Berger 2002), présentent généralement des différences de productivité. La MS2 est souvent caractérisée par une saison de croissance végétative plus courte et parfois en plus haute altitude (Grondin *et al.* 2003), ce qui peut limiter la quantité de brout produit chaque année, en comparaison à la MS1, plus productive (MFFP, données non publiées). Ces deux végétations potentielles ont donc probablement une capacité différente à se régénérer par elles-mêmes suite au broutement. La capacité de support est donc susceptible de varier à l'intérieur même de la région du Bas-Saint-Laurent, ce qui nécessite une réflexion sur les cibles de gestion (chasse) ajustées selon le type de végétation potentielle.

La présence d'orignaux est dictée par la présence de nourriture et d'abri (Dussault *et al.* 2005), particulièrement en hiver, car les ressources alimentaires sont restreintes alors que la neige peut limiter les déplacements (Renecker et Schwartz 1998) et favoriser le regroupement d'individus dans des ravages. Le regroupement d'individus peut donc mener à une exploitation locale plus marquée des jeunes tiges, si les conditions du peuplement sont propices (Heikkilä et Härkönen 1993, 1996, Hörnberg 2001). Ces variations spatiales à l'échelle locale du taux de broutement peuvent avoir des impacts considérables sur la régénération après coupe si les peuplements propices à la présence de ravage d'orignal se situent à proximité de parterres de coupe en régénération. Au Québec, il ne semble pas y avoir d'étude qui traite de la relation entre la variation de l'intensité de broutement et les conditions locales, ce qui limite la capacité des gestionnaires à cibler les secteurs potentiellement problématiques en termes de régénération naturelle ou de mettre en place des mesures de gestion pour contrer cette situation.

Au Bas-Saint-Laurent, en absence du loup (*Canis lupus*), la chasse demeure le principal facteur régulateur de la population. Si la qualité de l'habitat diminue en raison d'un surbroutement répété sur plusieurs années, cela pourrait également affecter à long terme la dynamique de la population d'orignaux et la biodiversité forestière (McLaren *et al.* 2004), même si la femelle maintient parfois une bonne productivité (Gingras 2013) dans un habitat surexploité (Guitard et Fleury 2002). Considérant que des signes de surexploitation des jeunes tiges de feuillus et de sapin par l'orignal ont déjà été remarqués par différents intervenants des milieux forestiers et fauniques, cette diminution potentielle de la capacité de support du milieu justifie l'acquisition de connaissances sur les facteurs (végétation potentielle, composition, âge et type de coupe, qualité de l'habitat, densité d'orignaux) influençant le taux de broutement des peuplements en régénération.

## OBJECTIF

---

L'objectif général de cette étude est de mesurer l'influence des variations de densités d'originaux sur l'intensité du brout de la régénération naturelle (sapin, feuillus commerciaux et feuillus non commerciaux) et son impact sur le nombre de tiges, l'état des tiges ainsi que sur le coefficient de distribution, dans les peuplements âgés de 5 à 15 ans issus de coupes avec réserve de semenciers (CRS), de coupes avec protection de la régénération (CPR) et de plantations d'épinettes (P) ayant reçu ou non un traitement d'éducation (éclaircie précommerciale et nettoyage) (CPREDU et PEDU) dans les deux végétations potentielles les plus fréquentes au Bas-Saint-Laurent (MS1 et MS2).

## MÉTHODOLOGIE

### ▪ Aire d'étude

L'aire d'étude a été localisée en forêt publique au cœur de la région administrative du Bas-Saint-Laurent (Figure 1). Elle est constituée de la partie ouest de l'unité d'aménagement (UA) 012-72 et couvre une superficie totale de 282 653 ha. La région est principalement dominée par deux végétations potentielles, soit la MS1 (50 %) et la MS2 (17 %). Les peuplements mélangés et résineux y dominent le paysage forestier (Gagnon *et al.* 2018a).

Quatre territoires fauniques structurés (TFS), d'une superficie totale de 221 360 ha, ont été ciblés, dont deux réserves fauniques (Duchénier et Rimouski), une pourvoirie à droit exclusif (Le Chasseur inc.) et une zone d'exploitation contrôlée de chasse et de pêche (ZEC du Bas-Saint-Laurent) (Tableau 1). La ZEC a une modalité de chasse qui suit la réglementation de la zone de chasse 2 avec alternance alors que les autres territoires fauniques ont des historiques de chasse avec un contingentement. Depuis plusieurs années, la chasse à l'orignal y occupe une part importante de l'offre pour les activités de prélèvement faunique. En 2012, au Bas-Saint-Laurent, l'orignal était la deuxième espèce en importance pour les retombées économiques et la première en Gaspésie (Sanscartier *et al.* 2014). Au cours de la période 2013-2017, il s'est récolté 4 718 orignaux pour une fréquentation dans les TFS atteignant 87 648 jours de chasse dans les TFS de l'aire d'étude, une augmentation importante depuis 2004 (Figure 2; MFFP, données non publiées).

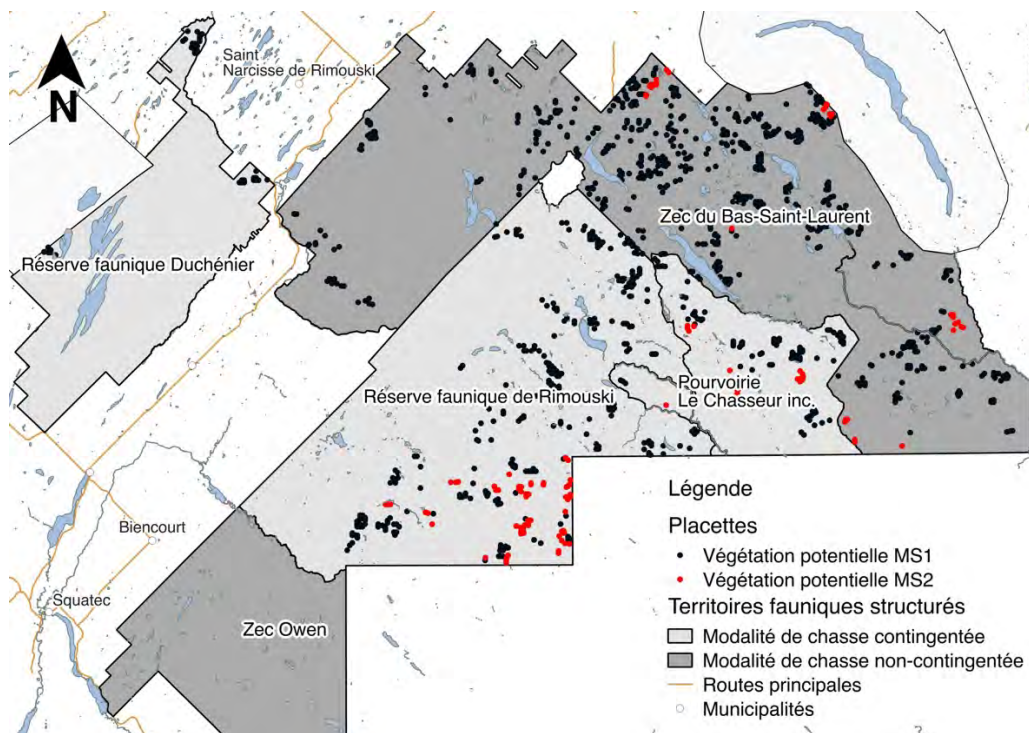
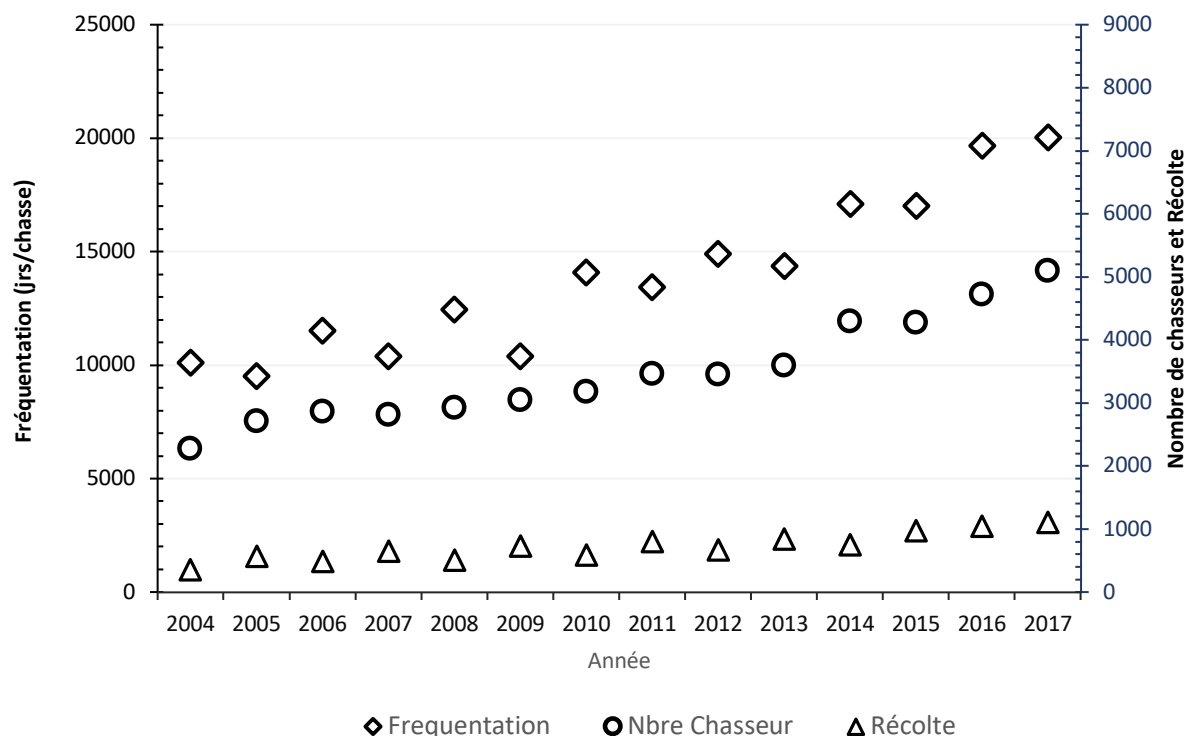


Figure 1: Localisation de l'aire d'étude et des placettes par territoire faunique structuré contingenté (Réserve faunique Duchénier, Réserve faunique de Rimouski, Pourvoirie Le Chasseur inc.) et non contingenté (ZEC Bas-Saint-Laurent) pour la portion ouest de l'UA 012-72

Tableau 1 : Superficie forestière productive totale et des jeunes forêts (5 à 15 ans) dans les territoires fauniques structurés faisant l'objet de l'étude

Territoire faunique structuré	Superficie forestière productive	Superficie forestière productive des jeunes forêts de 5 à 15 ans	Pourcentage de jeunes forêts de 5 à 15 ans
Pourvoirie Le Chasseur inc.	18 629 ha	824 ha	4,4 %
Réserve faunique de Rimouski	70 287 ha	3 754 ha	5,3 %
Réserve faunique de Duchénier	23 621 ha	593 ha	2,5 %
ZEC du Bas-Saint-Laurent	96 271 ha	6 620 ha	3,9 %



(Source : MFFP DGFa-01 données non publiées)

Figure 2 : Fréquentation, nombre de chasseurs et récolte pour l'activité de chasse à l'original dans les territoires fauniques structurés de la partie ouest de l'UA 012-72 et la partie est de l'UA 011-71 entre 2004 et 2017

### Plan d'échantillonnage

Les informations forestières issues de la carte écoforestière, mise à jour en 2017, ont servi à calculer la proportion des jeunes peuplements de 5 à 15 ans (Tableau 1) parmi lesquels 203 peuplements ont été sélectionnés sur un total de 16 612 ha de peuplements potentiels (Tableau 2). L'échantillonnage couvre une période de deux quinquennaux soit de 2003 à 2007 (peuplements âgés de 11 à 15 ans) et de 2008 à 2012 (peuplements âgés de 5 à 10 ans), deux végétations potentielles (MS1 et MS2) et cinq traitements : i) la coupe avec réserve de semenciers (CRS), ii) la coupe avec protection de la régénération sans traitement d'éducation (CPR), iii) CPR avec traitement d'éducation (éclaircie précommerciale et nettoyage) (CPREDU), iv) la plantation d'épinettes sans traitement d'éducation (P) et v) avec traitement d'éducation (PEDU). Tous les

secteurs ciblés dans cette étude avaient fait l'objet d'un inventaire forestier afin d'évaluer la pertinence d'appliquer un traitement d'éducation.

L'échantillonnage des placettes a été réalisé à l'aide de l'outil MRNF sondage 2006 et d'ArcGIS 10.4.1 (ESRI 2011). Pour ce faire, chacun des peuplements sélectionnés a été isolé aléatoirement, pour ensuite lui définir un plan d'échantillonnage aléatoire et un nombre de placettes en fonction de sa superficie. Lors de la sélection des peuplements, l'outil géomatique a généré une localisation des placettes et un sens de réalisation nord ou sud des microplacettes au nombre de dix par placette. La localisation des placettes a été validée sur le terrain dans le but de garantir la pleine réalisation de la placette à l'extérieur d'un effet de bordure minimal de 20 mètres de la marge des traitements. À la suite de cette validation, le départ d'un petit nombre de placettes a dû être relocalisé à proximité de leur positionnement initial. Pour ce faire, la placette a été déplacée d'une certaine distance, celle-ci ayant été déterminée aléatoirement à l'aide d'une table de nombre aléatoire entre 1 et 99 (Scherrer 2010). Dans d'autres cas, le sens d'exécution des placettes a été modifié. Une seconde validation a causé le retrait de placettes en raison de leur localisation dans des endroits problématiques en termes de rendement d'exécution de l'inventaire ou d'accessibilité. Chaque placette comptait 10 microplacettes et celles-ci étaient espacées de six mètres l'une de l'autre (Annexe 1).

Les placettes, au nombre total de 1140 (Tableau 2), ont été réparties en fonction de la disponibilité des végétations potentielles, des peuplements recherchés, de leur accessibilité et du temps disponible pour réaliser les inventaires, ce qui a causé une répartition du nombre de placettes non balancée entre les différents niveaux de facteurs (Tableau 2). Dans le cas où une contrainte ou un obstacle était présent au moment de l'inventaire, il était possible de déplacer ou de changer l'orientation d'une placette entièrement ou partiellement suivant un protocole établi préalablement (voir Gagnon *et al.* 2018b). Globalement, le sondage a permis de réaliser l'équivalent de 1 placette/7 ha.

Tableau 2 : Nombre de placettes et superficies inventoriées par type de coupe, par âge de peuplement et par végétation potentielle dans l'aire d'étude (partie ouest de l'UA 012-72).

Végétation potentielle	Âge des peuplements	Type de traitement	Nombre de peuplements	Nombre de placettes
MS1	11 à 15 ans	CPR	39	215
		CPREDU	8	24
		CRS	10	46
		P	32	303
		PEDU	7	34
Sous-total			96	622
MS1	5 à 10 ans	CPR	25	161
		CPREDU	2	2
		CRS	13	39
		P	33	201
Sous-total			73	403
<b>Total MS1</b>			<b>169</b>	<b>1 025</b>
MS2	11 à 15 ans	CPR	11	45
		CPREDU	3	7
		P	6	25
		PEDU	1	4
Sous-total			21	81
MS2	5 à 10 ans	CPR	5	16
		P	8	18
Sous-total			13	34
<b>Total MS2</b>			<b>34</b>	<b>115</b>
<b>Grand total</b>			<b>203</b>	<b>1 140</b>

## ■ Inventaire forestier et faunique

Pour la réalisation de l'inventaire de la régénération naturelle et pour évaluer l'intensité du brout par l'orignal, l'échantillonnage a été divisé en deux volets (Gagnon *et al.* 2018b) : un volet forestier et un volet faunique. Le dénombrement des tiges a été fait dans un rayon de 1,13 m dans trois des dix microplacettes (3, 6 et 9) selon les trois groupes d'essences suivants : les essences feuillues non commerciales<sup>1</sup>, les résineux<sup>2</sup> et les essences feuillues commerciales. Pour les essences feuillues commerciales (subdivisées entre intolérants<sup>3</sup> et tolérants à l'ombre<sup>4</sup>) et résineuses, la hauteur de la tige la plus haute a été mesurée et leur état a été évalué selon quatre classes : absence de tige, tige éclaircie, tige non éclaircie, mais libre de croître ou tige non éclaircie et non libre de croître (voir Annexe 2 pour plus de détails).

D'autre part, les coefficients de distribution des résineux, des essences feuillues commerciales et totaux ont été calculés. Le coefficient de distribution est la proportion des microplacettes qui contiennent au moins une tige en régénération par rapport au nombre de microplacettes inventoriées (OIFQ 1996). Il indique donc la distribution de la régénération dans le peuplement. Cette variable est utilisée par le MFFP pour déterminer si un peuplement est bien régénéré. Dans

<sup>1</sup> Amélanchiers, aulnes, noisetier à long bec, cornouiller stolonifère, érable à épis, érable de Pennsylvanie, chèvrefeuille du Canada, cerisier de Pennsylvanie, cerisier de Virginie, saules, sureau, sorbier d'Amérique, viornes. Ces feuillus non commerciaux correspondent aux principales essences consommées par l'orignal (Timmermann et McNicol 1988, Courtois 1993).

<sup>2</sup> Sapin, épinettes, pins, thuya.

<sup>3</sup> Peupliers, bouleau blanc, érable rouge.

<sup>4</sup> Bouleau jaune, érable à sucre, frêne, hêtre.

le Plan d'aménagement forestier tactique (PAFIT) de l'UA 012-72 faisant l'objet de cette étude, on considère qu'un peuplement est bien régénéré si le coefficient de distribution en essences désirées est :

- > 60 % dans les gradients d'intensité de sylviculture extensive et de base;
- > 75 % dans les gradients d'intensité de sylviculture intensive et élite (Gagnon *et al.* 2018a).

Dans les mêmes microplacettes, le décompte de masses fécales d'original, la mesure de la hauteur moyenne de la régénération d'essences non commerciales ainsi que l'évaluation de l'intensité du brout par l'original sur la régénération naturelle de sapin et des essences feuillues commerciales et non commerciales ont été réalisés (Annexes 3 et 4). Lorsque des tiges étaient disponibles pour l'original, l'intensité du brout a été classée selon 4 niveaux : absence de tige, brout faible ou absent, brout modéré et brout intense (Annexes 4 et 5). Toutes les microplacettes avaient un rayon de 1,13 mètre sauf pour le décompte des masses fécales (rayon de 2,82 m). Le décompte des masses fécales est un bon indicateur des densités de population d'originaux (Tinoco Torres *et al.* 2011, Mansson *et al.* 2011). Pour l'intensité du brout, uniquement le sapin a été retenu pour les analyses parmi les essences résineuses puisque c'est la principale essence broutée par l'original dans l'Est-du-Québec (Courtois 1993).

Toutes les données ont été saisies à l'aide du Module Éducation de l'application InvenStock (2015) du Groupe Sygif inc., compatible avec Dendrodif, un logiciel du MFFP pour la collecte de données.

#### ▪ **Modélisation empirique de densité de population d'originaux par bassin de gestion intégrée (BGI)**

L'objectif de cette démarche est d'attribuer une classe de densité d'originaux aux placettes du plan d'inventaire forestier décrit précédemment. Pour ce faire, nous avons utilisé comme point de départ les données de décompte et de sexage des originaux obtenues lors de différents inventaires aériens réalisés sur le territoire d'étude afin de dresser un modèle empirique de densité de population.

Une première évaluation a été réalisée sur les portions des blocs de vol de l'inventaire aérien de 2014 (Ross *et al.* 2014) sur le territoire de la Réserve faunique de Rimouski en superposition avec les blocs de gestion intégrée (BGI), un concept développé aux Tables de gestion intégrée des ressources et du territoire (TGIRT) du Bas-Saint-Laurent. Par la suite, les résultats ont été corrigés en fonction du taux de visibilité (Courtois 1991) et projeté à l'ensemble de la superficie résiduelle de chacun des blocs. Les données provenant de l'inventaire aérien effectué dans la zone en 2014 ont aussi été utilisées à l'édification de la modélisation pour la très forte proportion du territoire de la Pourvoirie Le Chasseur inc. (92,6 %) et d'une portion appréciable de la ZEC du Bas-Saint-Laurent soient les secteurs St-Gelais, 30 Milles, Patapédia, Huit, Chasseur, Trinité-des-Monts et Prime (58 %).

À cet exercice se sont greffées des informations provenant de la stratification utilisée pour l'inventaire aérien de la zone 2 en 2014 (Ross *et al.* 2014), l'utilisation de l'information disponible sur la prospection et la réalisation des travaux d'aménagement sylvicole des cinq dernières années (MFFP Rapport annuel données non publiées, Jean-Guy Dionne comm. pers. 2018) ainsi que des connaissances terrain des membres du personnel de la ZEC du Bas-Saint-Laurent.

À la suite de l'estimation des densités de population, 3 classes de densités d'orignaux/10 km<sup>2</sup> ont été générées pour l'aire d'étude : i) classe faible de 2,1 à 13 orignaux 10/km<sup>2</sup>, ii) classe moyenne de 13,1 à 23 orignaux 10/km<sup>2</sup> et iii) classe forte de 23,1 à 43 orignaux 10/km<sup>2</sup>. La limite supérieure de la classe de densité moyenne correspond approximativement à la capacité de support du milieu proposé par Crête (1989) pour l'Est-du-Québec.

#### ▪ **Indice de qualité de l'habitat pour l'orignal**

Un modèle de qualité d'habitat (MQH) pour l'orignal en forêt boréale (Dussault *et al.* 2006) a été utilisé afin de caractériser les habitats entourant les placettes. Basé sur les cartes écoforestières, ce MQH attribue à chaque peuplement forestier un indice de qualité de l'habitat (IQH) composé d'un indice de nourriture et d'un indice de couvert d'abri (Annexe 6) (Massé *et al.* 2013). Trois variables ont ensuite été calculées, *i*) la distance de la placette avec le peuplement de couvert d'abri le plus proche, *ii*) l'indice de nourriture selon la formule (voir annexe 6, Équation 1) développée par Dussault *et al.* (2006) dans le modèle de MQH et *iii*) la longueur de bordure entre un peuplement de couvert et un peuplement avec un indice de nourriture élevé pour des rayons de 150, 380, 610, 1200 et 2000 m. Les trois premières tailles de rayon correspondent au 5<sup>e</sup>, 50<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> percentile des tailles de ravage du dernier inventaire (Ross *et al.* 2014) ajustée selon les observations de Dussault *et al.* (2006) sur la performance du modèle de qualité d'habitat. Le 2000 m est le rayon moyen pour un domaine vital d'orignal en hiver et 1200 m est une valeur mitoyenne entre le 95<sup>e</sup> percentile des tailles de ravage et la taille du domaine vital de l'orignal en hiver. Ces trois variables ont été calculées à l'aide du logiciel R (version 3.5.1, R core team, 2018) et du logiciel de cartographie ArcGIS Desktop, version 10.4.1 (ESRI 2011).

## ANALYSES STATISTIQUES

---

L'autocorrélation spatiale des placettes a été évaluée avec la méthode « dbMEM » (Distance based Moran's Eigenvalue Maps), puis la variance des variables, expliquée par l'autocorrélation spatiale, a été testée par une analyse de redondance (RDA) (Borcard *et al.* 2018). Les variables d'autocorrélation spatiale obtenues n'ont pas été retenues dans les modèles puisqu'elles n'expliquaient qu'une infime part de la variance. Les données des deux végétations potentielles (MS1 et MS2) ont été fusionnées en raison de l'absence de différence entre elles et du faible nombre de peuplements inventoriés dans certains types de traitement dans la MS2.

### ▪ Production de tiges

Une approche descriptive a été utilisée pour rendre compte de la production du nombre de tiges et de leur état (libre de croître ou non libre de croître) selon le type de coupe. Les moyennes et l'écart-type du nombre de tiges ont été calculés par groupe d'essences (feuillus commerciaux, non commerciaux et résineux). Les données d'état de tiges proviennent d'une caractérisation effectuée pour une tige choisie par essence, par microplacette. Elles ont été regroupées en deux groupes, feuillus et résineux, pour en faciliter l'interprétation.

### ▪ Différences dans la production de tiges et leur hauteur entre les types de traitement et les densités d'originaux

Nous avons vérifié s'il existait des différences significatives entre les types de traitement et les trois densités d'originaux pour les variables suivantes : quantité moyenne de fèces, hauteur moyenne par groupe d'essences, nombre de tiges par groupe d'essences et total, coefficient de distribution par groupe d'essences et total, intensité du broutement par groupe d'essences. Dans le cas de la quantité de fèces et de la hauteur moyenne par groupe d'essences, des ANOVA à deux facteurs ont été utilisées. Lorsque des différences étaient détectées, des tests de comparaisons multiples de Tukey ont été utilisés pour déterminer où se situaient les différences. Dans le cas du nombre de tiges, un modèle général linéaire binomial négatif a été utilisé. Quant aux coefficients de distribution, les différences ont été vérifiées avec un modèle général linéaire quasibinominal. Finalement, pour l'intensité du broutement par groupe d'essences, un test de Khi carré a été utilisé.

### ▪ Relation entre l'intensité du brout par l'original et les variables forestières et fauniques

L'effet de différentes variables forestières et fauniques sur l'intensité du brout de chaque groupe d'essences a été vérifié à l'aide de régressions linéaires multiples bêta (betareg dans R), car l'intensité du brout est une variable en pourcentage. Les variables explicatives suivantes ont été utilisées dans les régressions : la quantité moyenne de fèces, les hauteurs moyennes des feuillus non commerciaux, des feuillus commerciaux et des résineux, le nombre de tiges des feuillus non commerciaux, des feuillus commerciaux et des résineux, le nombre total des tiges, les coefficients de distribution des feuillus, des résineux et total, les indices de nourriture dans un rayon de 150 m, 380 m, 610 m, 1200 m et 2000 m, les indices de bordure dans les mêmes tailles de rayon et la distance d'un couvert d'abri. Le respect des conditions d'homoscédasticité et de normalité a été vérifié et l'absence de colinéarité ( $VIF < 3.3$ ; Borcard *et al.* 2018) a été confirmé à l'aide de la fonction « VIF » (« *variance inflation factor* »).

## RÉSULTATS

---

### ▪ Nombre et état des tiges

La moyenne de tiges par hectare variait de 9 000 à 30 426 incluant les essences non commerciales. C'est dans les coupes avec réserve de semenciers (CRS) que celle-ci était significativement (GLM binomial négatif,  $p < 0,05$ ) la plus élevée et dans les plantations d'épinettes (P et PEDU) qu'elle était la plus faible (Tableau 3). Entre 30 % et 85 % du nombre total de tiges était représenté par des essences non commerciales. Le nombre moyen de tiges pour les feuillus commerciaux était généralement supérieur à 2000 / ha et c'est dans les coupes avec réserve de semenciers (CRS) que la densité était significativement (GLM binomial négatif,  $p < 0,05$ ) la plus élevée. Une forte proportion des tiges feuillues commerciales (plus de 55 % dans tous les cas) n'étaient pas libres de croître (Tableau 3). Pour les résineux, le nombre moyen de tiges variait de 503 à 6 591 tiges / ha et c'est dans les coupes de protection de la régénération avec et sans traitement d'éducation (CPREDU et CPR) qu'on a retrouvé le plus de tiges. Comme pour les tiges feuillues, une forte proportion (plus de 50 % dans la plupart des cas) des tiges résineuses n'étaient pas libres de croître, sauf dans les plantations avec ou sans traitement d'éducation (PEDU et P) où la proportion de tiges qui n'étaient pas libres de croître était généralement inférieure à 40 % (Tableau 3).

Le coefficient de distribution des feuillus commerciaux était significativement (GLM quasibinominal,  $p < 0,05$ ) plus élevé dans les CRS. Mis à part les CRS, le coefficient de distribution des feuillus commerciaux diminuait généralement avec l'augmentation de la densité d'originaux. Dans ce cas, les différences entre les densités faibles et les deux autres densités étaient significatives (GLM quasibinominal,  $p < 0,05$ ). Le coefficient de distribution des résineux était significativement (GLM quasibinominal,  $p < 0,05$ ) plus élevé dans les plantations (P et PEDU) et les CPREDU, étant supérieur à 69 % dans tous les cas. C'est dans les CRS où il était significativement (GLM quasibinominal,  $p < 0,05$ ) le plus faible. Il n'y avait pas de différence significative entre les densités d'originaux (GLM quasibinominal,  $p > 0,05$ ). Au total, le coefficient de distribution de l'ensemble des essences commerciales dépassait 64 % dans tous les cas (Tableau 3).

### ▪ Hauteur des tiges

La hauteur moyenne des tiges des essences non commerciales était inférieure à 2 m, peu importe le traitement (Tableau 4). C'est dans les CPREDU et les PEDU qu'elle était la plus faible et dans les CRS et CPR qu'elle était la plus élevée. La hauteur moyenne dans les CPREDU diffère significativement (ANOVA à deux facteurs et tests a posteriori de Tukey,  $p < 0,05$ ) des autres traitements. Des différences significatives (ANOVA à deux facteurs et tests a posteriori de Tukey,  $p < 0,05$ ) sont observées entre les densités d'originaux, la hauteur moyenne des feuillus non commerciaux diminuant significativement des densités faibles à fortes. Les feuillus commerciaux sont plus hauts dans les CPR et les CRS où ils atteignent plus de 2 m. Les analyses statistiques démontrent que leur hauteur est significativement (ANOVA à deux facteurs et tests a posteriori de Tukey,  $p < 0,05$ ) plus élevée dans les CPR par rapport au CPREDU et aux P. Leur hauteur moyenne est également significativement (ANOVA à deux facteurs et tests a posteriori de Tukey,  $p < 0,05$ ) plus élevée dans les faibles densités d'originaux que dans les densités moyennes et fortes. Quant aux résineux, leur hauteur est significativement (ANOVA à deux facteurs et tests a posteriori de Tukey,  $p < 0,05$ ) plus élevée dans les CPREDU et PEDU que dans les CPR et CRS. D'ailleurs, leur hauteur est significativement (ANOVA à deux facteurs et tests a posteriori de Tukey,  $p < 0,05$ )

plus faible dans les CRS par rapport aux autres traitements. Quand on précise l'analyse pour les résineux en se concentrant uniquement sur le sapin baumier, on constate que la hauteur des sapins est significativement (ANOVA à deux facteurs et tests a posteriori de Tukey,  $p < 0,05$ ) supérieure dans les CPR et CPREDU comparativement aux autres types de traitement (Tableau 4). Il n'y a toutefois pas de différence significative entre les densités d'originaux (ANOVA à deux facteurs,  $p > 0,05$ ).

#### ▪ Intensité du brout par l'original

Dans tous les types de traitement, on observait une augmentation significative (test de Khi carré,  $p < 0,05$ ) de la proportion des microplacettes ayant un brout d'intensité élevé des feuillus non commerciaux avec l'augmentation de la densité d'originaux (Figure 3). Un brout d'intensité élevé des feuillus non commerciaux était présent dans 60 à 80 % des microplacettes dans la plupart des traitements. On remarque les mêmes tendances pour les feuillus commerciaux, sauf dans les plantations. En ce qui concerne le sapin baumier, il y avait également augmentation significative (test de Khi carré,  $p < 0,05$ ) de la proportion des microplacettes avec un brout d'intensité élevé en fonction de l'augmentation de la densité d'originaux dans tous les types de traitement. Dans ce cas, la proportion de microplacettes intensément broutées variait de 37 à 65 % sauf dans les plantations (Figure 3).

En raison du broutement des tiges, certains peuplements présentaient une régénération insuffisante, c'est-à-dire un coefficient de distribution total des tiges intactes ou faiblement broutées inférieur à 60 %, soit la cible du PAFIT de l'UA 012-72 (Gagnon *et al.* 2018a). Ainsi, plus de la moitié des CPR ont un coefficient de distribution des tiges intactes ou faiblement broutées inférieur à 60 %. Ces CPR sont situées majoritairement dans de fortes densités d'originaux (Tableau 5). Près de la moitié des CPREDU ont un coefficient de distribution des tiges intactes ou faiblement broutées inférieur à 60 % et elles sont toutes situées dans de fortes densités d'originaux. Dans le cas des CRS, c'est 65 % des peuplements qui présentent un coefficient de distribution des tiges intactes ou faiblement broutées inférieur à 60 % et elles sont localisées majoritairement dans de fortes densités d'originaux (Tableau 5). Seulement cinq des 87 plantations présentent une régénération insuffisante.

Tableau 3 : Nombre moyen de tiges par hectare, état des tiges les plus hautes et coefficient de distribution des essences feuillues et résineuses pour chaque type de traitement selon la densité d'originaux dans l'aire d'étude

Les deux végétations potentielles (MS1 et MS2), les territoires fauniques structurés et les périodes ont été regroupés.

Type de traitement	Densité d'originaux	Groupement d'essences							Total	
		Feuillus non commerciaux		Feuillus commerciaux			Résineux <sup>3</sup>			
		Nb moyen de tiges (/hectare±ÉT) <sup>1</sup>	Nb moyen de tiges (/hectare±ÉT)	État des tiges NLC <sup>2</sup> (%±ET)	Coefficient de distribution (%±ET)	Nb moyen de tiges (/hectare±ÉT)	État des tiges NLC <sup>2</sup> (%±ET)	Coefficient de distribution (%±ET)	Nb moyen de tiges des essences commerciales (/hectare±ÉT)	Coefficient de distribution des essences commerciales (%±ET)
CPR	Faible	13665±13573	3123±2494	80±27	52±24	4038±3063	87±20	56±21	20827±13530	77±12
	Moyenne	12014±8731	3075±3490	71±29	33±26	3408±2329	83±13	49±25	18496±8972	64±23
	Forte	8477±5240	1890±2914	59±40	23±21	6591±4425	77±18	62±20	16959±5514	68±21
CPREDU	Faible	3881±1804	4587±5565	66±46	53±38	4353±3337	62±40	71±6	12821±6111	80±8
	Forte	9559±12702	2438±2760	82±35	25±30	5787±2591	47±25	80±15	17784±12300	83±17
CRS	Faible	15665±10417	6022±10827	68±30	61±32	1271±1339	76±31	34±20	22958±13444	70±30
	Moyenne	17784±12719	12139±8672	55±29	79±16	503±545	48±37	25±19	30426±17476	87±11
	Forte	13746±8067	4183±2854	81±37	57±27	1451±2133	50±43	16±11	19380±8325	64±24
P	Faible	7464±3560	3711±3705	73±33	48±22	2054±1291	46±21	71±17	13229±4786	81±16
	Moyenne	6775±4204	3582±4196	68±34	33±20	2195±860	44±18	72±15	12552±6130	79±14
	Forte	7779±6539	2540±3314	79±33	29±26	2306±1266	32±14	71±14	12625±6330	77±13
PEDU	Faible	12376±3491	28±48	56±39	13±3	2224±289	32±13	69±6	14628±3751	76±5
	Moyenne	17115±9370	2886±2327	71±16	31±17	2394±1378	36±9	73±12	22396±10694	82±4
	Forte	7208±4537	0±0	0±0	0±0	1792±412	28±4	85±7	9000±4950	85±7

<sup>1</sup> ET : Écart-type

<sup>2</sup> NLC : Tige non libre de croître

<sup>3</sup> Sapin, épinette *sp.*, pin *sp.*, thuya

Tableau 4 : Hauteur moyenne des tiges et écart-type ( $\pm$ ) des essences feuillues et résineuses pour chaque type de traitement selon la densité d'originaux dans l'aire d'étude

Les deux végétations potentielles (MS1 et MS2), les territoires fauniques structurés et les périodes ont été regroupés.

Type de traitement	Densité d'originaux	Hauteur des feuillus non-commerciaux (m)	Hauteur des feuillus commerciaux (m)	Hauteur des résineux (m)	Hauteur des sapins (m)
CPR	Faible	1,86 $\pm$ 0,66	3,90 $\pm$ 2,07	2,75 $\pm$ 1,48	2,96 $\pm$ 1,57
	Moyenne	1,22 $\pm$ 0,71	3,02 $\pm$ 1,80	2,29 $\pm$ 1,40	2,68 $\pm$ 1,85
	Forte	0,90 $\pm$ 0,48	2,73 $\pm$ 2,32	3,26 $\pm$ 1,25	3,54 $\pm$ 1,43
CPREDU	Faible	0,63 $\pm$ 0,25	0,87 $\pm$ 0,29	3,87 $\pm$ 1,70	4,17 $\pm$ 1,84
	Forte	0,58 $\pm$ 0,18	0,74 $\pm$ 0,31	4,62 $\pm$ 1,60	4,67 $\pm$ 1,62
CRS	Faible	1,74 $\pm$ 0,57	3,15 $\pm$ 1,08	1,87 $\pm$ 0,97	1,57 $\pm$ 1,03
	Moyenne	1,45 $\pm$ 0,81	1,86 $\pm$ 1,36	1,61 $\pm$ 0,89	0,56 $\pm$ 0,13
	Forte	1,12 $\pm$ 0,67	3,01 $\pm$ 3,32	2,13 $\pm$ 1,34	1,36 $\pm$ 1,42
P	Faible	1,49 $\pm$ 0,77	2,08 $\pm$ 0,98	2,81 $\pm$ 0,88	1,99 $\pm$ 1,19
	Moyenne	1,13 $\pm$ 0,54	1,59 $\pm$ 1,09	2,89 $\pm$ 0,89	1,73 $\pm$ 0,87
	Forte	0,81 $\pm$ 0,45	1,37 $\pm$ 1,50	4,21 $\pm$ 1,27	1,78 $\pm$ 2,33
PEDU	Faible	1,31 $\pm$ 0,47	1,78 $\pm$ 0,88	3,92 $\pm$ 0,59	2,27 $\pm$ 2,40
	Moyenne	1,10 $\pm$ 0,13	1,86 $\pm$ 0,44	3,99 $\pm$ 0,06	3,04 $\pm$ 0,42
	Forte	0,50 $\pm$ 0,00		4,24 $\pm$ 0,90	1,20 $\pm$ 0,28

Tableau 5 : Nombre et proportion des peuplements présentant une régénération insuffisante (coefficient de distribution total des tiges intactes ou faiblement broutées < 60 %) dans les différents types de traitement

Type de traitement	Nombre de peuplements ayant une régénération insuffisante	Proportion des peuplements ayant une régénération insuffisante (%)	Proportion des peuplements ayant une régénération insuffisante en fonction des classes de densité d'originaux		
			Faible (%)	Moyenne (%)	Forte (%)
CPR	44/80	55	18	27	55
CPREDU	6/13	46	0	0	100
CRS	15/23	65	20	33	47
P	5/79	6	0	25	75
PEDU	0/8	0	0	0	0
<b>Total</b>	<b>70/203</b>	<b>34</b>	<b>16</b>	<b>25</b>	<b>59</b>

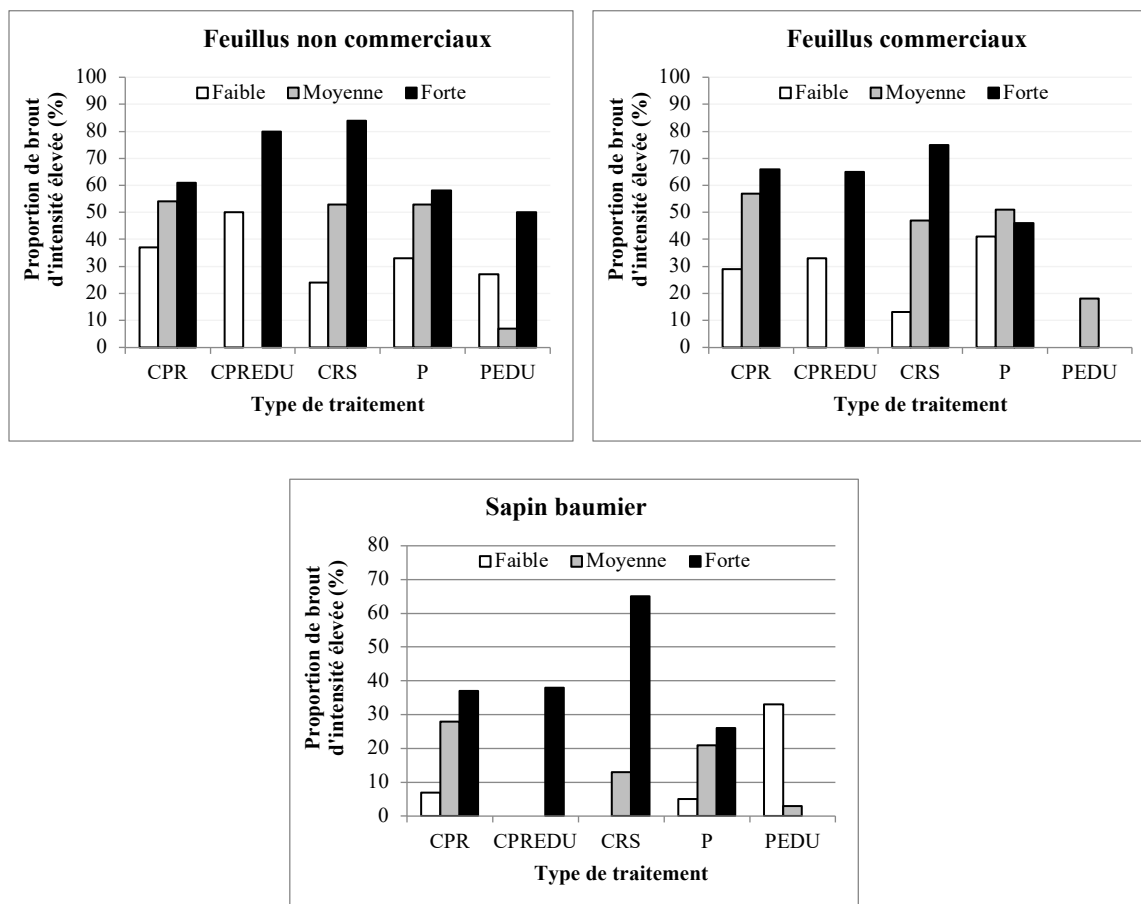


Figure 3 : Proportion de microplacettes ayant une intensité de brout élevée des feuillus non commerciaux, des feuillus commerciaux et du sapin baumier dans les différents types de traitement par classe de densité d'originaux (faible, moyenne et forte)

### ■ Modèles les plus parcimonieux expliquant l'intensité du brout par groupement d'essences

Les variables du modèle le plus parcimonieux expliquaient 37,6 % (Pseudo  $R^2 = 0,376$ ) de la variation de l'intensité du brout sur les feuillus commerciaux (Tableau 6). Dans ce cas, on constate que l'intensité du brout augmentait avec l'augmentation de la quantité moyenne de fèces et la diminution de la hauteur moyenne des feuillus non commerciaux. Pour les feuillus non commerciaux, le modèle le plus parcimonieux expliquait 36,8 % de l'intensité du brout. L'intensité du brout augmentait avec l'augmentation de la quantité moyenne de fèces et du nombre de tiges de feuillus non commerciaux et avec la diminution de la hauteur moyenne des feuillus non commerciaux, de l'indice de nourriture dans un rayon de 2000 m et de l'indice de bordure dans un rayon de 150 m. Pour ce qui est du sapin baumier, on observe que l'intensité du brout augmentait avec l'augmentation de la quantité moyenne de fèces et la diminution de la hauteur moyenne des feuillus non-commerciaux, la diminution du coefficient de distribution des résineux et la diminution de l'indice de nourriture dans un rayon de 150 m du peuplement. Ce modèle expliquait 43,6 % de la variation de l'intensité du brout du sapin (Tableau 6).

Tableau 6 : Modèles les plus parcimonieux expliquant la variation de l'intensité du brout sur les feuillus commerciaux, les feuillus non commerciaux et le sapin baumier

Feuillus commerciaux			Feuillus non commerciaux			Sapin baumier		
Variables retenues dans le modèle	$\beta$	Erreur-type	Variables retenues dans le modèle	$\beta$	Erreur-type	Variables retenues dans le modèle	$\beta$	Erreur-type
Quantité moyenne de fèces	0,431	0,102	Quantité moyenne de fèces	0,657	0,101	Quantité moyenne de fèces	0,404	0,076
Hauteur moyenne des feuillus non-commerciaux	-0,805	0,185	Hauteur moyenne des feuillus non-commerciaux	-0,375	0,176	Hauteur moyenne des feuillus non-commerciaux	-0,425	0,150
			Nombre de tiges des feuillus non-commerciaux	0,00004	0,00001	Coefficient de distribution des résineux	-0,022	0,006
			Indice de nourriture dans un rayon de 2000 m	-1,900	0,897	Indice de nourriture dans un rayon de 150 m	-2,260	0,640
			Indice de bordure dans un rayon de 150 m	-0,003	0,001			
Pseudo R <sup>2</sup> = 0,376			Pseudo R <sup>2</sup> = 0,368			Pseudo R <sup>2</sup> = 0,436		
$p < 0,001$			$p < 0,001$			$p < 0,001$		

## DISCUSSION

---

### ▪ Nombre, état des tiges et hauteur

Le nombre total de tiges (feuillus non commerciaux, feuillus commerciaux et résineux) variait entre les types de traitement, étant plus élevé dans les coupes avec réserve de semenciers (CRS) et plus faible dans les plantations (P). Dans tous les cas, le nombre de tiges dépassait 9 000 tiges/ha (Tableau 3). La préparation de terrain réalisée avant la plantation et le dégagement des semis pourrait expliquer le plus faible nombre de tiges de feuillus (commerciaux et non-commerciaux). D'autre part, le fait qu'il y ait des mesures de mitigation faunique visant le maintien de tiges feuillues dans l'application des traitements d'éducation pourrait expliquer les faibles différences entre les peuplements éduqués et non éduqués (MFFP 2016). Les différences entre les types de traitement se situent davantage dans la composition de la régénération. Ainsi, on trouve généralement moins de feuillus (commerciaux et non-commerciaux) dans les plantations (P) que dans les peuplements régénérés naturellement (CRS et CPR), des résultats également observés par Boan *et al.* (2011) en Ontario.

Pour ce qui est des feuillus commerciaux, le nombre de tiges était plus élevé dans les CRS, ce qui est en lien avec l'objectif de ce traitement qui consiste à conserver des semenciers de feuillus lors de la coupe finale afin de favoriser la dissémination des graines et la régénération de ces essences (MRN 2013). On retrouvait tout de même plus de 1 800 tiges de feuillus commerciaux dans les autres types de traitement. Quant à la régénération de résineux, le nombre de tiges était plus élevé dans les CPR et CPREDU que dans les CRS et les plantations. Comme la CRS a pour objectif de promouvoir la régénération des feuillus, il est normal d'y rencontrer moins de résineux. Quant aux plantations, c'est le nombre de semis plantés qui explique les différences, ce type de traitement visant la mise en terre de 2 200 tiges par hectare (MRN 2013). D'autre part, il faut rappeler que si la plantation a eu lieu, c'est qu'il y avait insuffisance de régénération naturelle au moment de la prise de décision du reboisement.

En observant les coefficients de distribution, on constate que la plupart des peuplements étaient mélangés à dominance résineuse (coefficient de distribution des résineux supérieur à celui des feuillus) hormis dans les CRS où les peuplements étaient mélangés à dominance feuillue. On rappelle que c'est l'objectif de ce traitement de régénérer des feuillus. Le type de végétation est typique des végétations potentielles MS1 et MS2 (Grondin *et al.* 2003). En moyenne, les peuplements étaient bien régénérés dans tous les types de traitement, le coefficient de distribution étant supérieur à 64 % dans tous les cas. Toutefois, le coefficient de distribution des feuillus commerciaux diminue avec l'augmentation de la densité d'originaux hormis dans les CRS (Tableau 3). S'il ne semble pas avoir d'impact sur le nombre de tiges de feuillus commerciaux, l'original semble avoir un impact sur leur distribution dans le peuplement (coefficient de distribution) lorsque sa densité augmente. Les essences feuillues commerciales font partie des préférences alimentaires de l'original (Crête 1989, Courtois 1993, Angelstam *et al.* 2000, Guitard et Fleury 2002).

Une forte proportion (plus de 55 %) des tiges de feuillus commerciaux n'étaient pas libres de croître dans tous les types de traitement. L'abondance de feuillus non commerciaux en serait la cause (Tableau 3). La proportion était moindre pour les résineux, mais dans les CPR, CPREDU et CRS, 47 % et plus des tiges n'étaient pas libres de croître. On retrouvait au moins 3 800 tiges/ha de feuillus non commerciaux dans les CPREDU et souvent plus de 10 000 tiges/ha dans les CPR

et CRS qui causent de la compétition aux tiges résineuses. L'atteinte du rendement espéré dans tous les peuplements à l'étude où il y a une forte proportion de tiges non libres de croître devra vraisemblablement passer par la réalisation de traitement de nettoyage ou d'éclaircie précommerciale, à moins que les orignaux ne diminuent cette compétition par le broutement, ce qui ne semble toutefois pas le cas actuellement. Ce sera certes un élément à suivre.

La hauteur des feuillus commerciaux et non commerciaux diminuait avec l'augmentation de la densité d'orignaux dans la plupart des traitements. La différence de hauteur entre les densités faibles et fortes allait jusqu'à 1 m pour les feuillus commerciaux (Tableau 4). La limitation de la croissance en hauteur des feuillus en présence de densités élevées d'orignaux a été observée à Terre-Neuve (McLaren *et al.* 2004), en Colombie-Britannique (Rea 2011) et au Cap Breton (Smith *et al.* 2015). D'autres études ont démontré que de fortes densités d'orignaux pouvaient limiter la croissance en hauteur du sapin (Brandner *et al.* 1990, Thompson et Curran 1993), mais cela n'a pas été le cas dans cette étude (Tableau 4).

### ▪ Intensité du brout par l'orignal

L'intensité du broutement augmentait avec les densités d'orignaux pour toutes les essences (Figure 3). D'autres études ont démontré que la proportion de tiges mutilées chez les feuillus était souvent corrélée à la densité d'orignaux (Crête 1989, Angelstam *et al.* 2000). La densité d'orignaux aurait généralement moins d'influence sur l'intensité du brout du sapin baumier comparativement aux feuillus (Smith *et al.* 2010, Smith *et al.* 2015), mais il arrive parfois que cette essence soit également surbroutée surtout lorsqu'elle est la seule disponible (Brandner *et al.* 1990). Dans notre cas, le sapin est sévèrement brouté malgré les fortes densités de feuillus.

Ainsi, plusieurs indices portent à conclure qu'il y a présence de surbroutement dans l'UA 012-72. D'abord, les feuillus non commerciaux et commerciaux sont broutés sévèrement dans 60 à 80 % des microplacettes où ils sont présents dans les fortes densités d'orignaux. Ces chiffres se comparent à ceux observés au Cap Breton en hyperabondance d'orignaux (Smith *et al.* 2015). Dans les densités moyennes d'orignaux, cette proportion est d'environ 50 %, ce qui est également élevé (Figure 3). Ensuite, le sapin baumier est brouté sévèrement dans près de 40 % des microplacettes où il est présent dans les CPR et CPREDU en fortes densités d'orignaux et cette proportion monte à 65 % dans les CRS. Guitard et Fleury (2002) avaient observé que 4,4 % des ramilles de sapin avaient été broutés dans la réserve faunique de Matane. Rappelons qu'en présence de d'autres essences, le sapin est souvent la dernière sélectionnée par l'orignal, parce qu'elle est plus difficile à digérer en raison de sa teneur élevée en tanins et en phénols (Brassard *et al.* 1974, Crête 1989). Malgré la présence importante de feuillus dans les peuplements, le sapin y est également sévèrement brouté venant supporter l'hypothèse de la présence de surbroutement.

Le surbroutement sur la régénération naturelle est une situation qui a déjà été observée ailleurs au Québec (Guitard et Fleury, 2002), au Canada (McLaren *et al.* 2004, Rea 2011, Smith *et al.* 2010, Smith *et al.* 2015) et en Europe (Edenius *et al.* 2002, Lyly *et al.* 2014). Si elle persiste dans le temps, elle peut engendrer des impacts sur les activités forestières en causant des dommages aux tiges à potentiel commercial (Angelstam *et al.* 2000, Edenius *et al.* 2002, Rea 2011, Lyly *et al.* 2014) et en diminuant la qualité des semis et des gaules (Bergerud et Manuel 1968, Smith *et al.* 2010, Lyly *et al.* 2014, Smith *et al.* 2015).

L'intensité du brout sur les tiges de sapin baumier, de feuillus commerciaux et de feuillus non commerciaux dépend de la quantité de fèces et de la hauteur des feuillus non commerciaux

(Tableau 6). Or, la quantité de fèces est un indicateur de la densité d'orignaux (Tinoco Torres *et al.* 2011, Mansson *et al.* 2011). C'est donc dire que la densité d'orignaux influence l'intensité du broutement. De tels résultats sont corroborés par plusieurs études tant dans le cas du sapin que des feuillus commerciaux (Crête 1989, Brandner *et al.* 1990, Thompson et Curran 1993, Angelstam *et al.* 2000, Smith *et al.* 2010, Berqvist *et al.* 2014).

Dans la présente étude, l'intensité du broutement augmentait avec la diminution de la hauteur des feuillus non commerciaux. Ainsi, quand les feuillus non commerciaux sont moins disponibles, l'orignal augmente son broutement sur les espèces commerciales. Berqvist *et al.* (2014) ont également observé cette relation en Scandinavie. Dans le cas du sapin, l'intensité du broutement augmentait avec la diminution du coefficient de distribution des résineux et la diminution de l'indice de nourriture dans un rayon de 150 m (Tableau 6). Ainsi, moins il y avait de sapin et plus le broutement était sévère sur cette espèce. Cette relation a également été notée par Brandner *et al.* (1990) sur le sapin et par Heikkilä et Härkönen (1993) et Berqvist *et al.* (2014) sur le pin en Scandinavie. L'augmentation de l'intensité du broutement sur le sapin augmentait lorsque l'indice de nourriture diminuait dans un rayon de 150 m. Cela vient supporter la relation entre l'abondance de nourriture et l'intensité du broutement. On observe également cette relation pour les feuillus non commerciaux, mais dans ce cas c'est la diminution de l'indice de nourriture dans un rayon de 2 000 m qui était reliée à une augmentation de l'intensité du broutement sur ces essences.

L'intensité du broutement sur les feuillus non commerciaux augmentait également avec l'augmentation de leur nombre de tiges. On devrait s'attendre à ce que l'intensité du broutement diminue avec l'augmentation du nombre de tiges pour une essence donnée (Brandner *et al.* 1990, Heikkilä et Härkönen 1993). On peut poser l'hypothèse qu'un grand nombre de tiges de feuillus non commerciaux attire davantage les orignaux et ainsi augmente l'intensité du broutement. L'intensité du broutement diminue avec la diminution de l'indice de bordure dans un rayon de 150 m. Cette relation a été observée par Nikula (2017) et cela démontre l'importance d'un couvert d'abri pour l'orignal tel que le précise l'indice de qualité d'habitat de cette espèce (Dussault *et al.* 2006).

## ▪ **Conséquences du brout par l'orignal dans certaines portions de la zone de chasse**

### 2

Les conséquences du surbroutement par l'orignal dans l'UA 012-72 sont multiples. La première conséquence est le retard de croissance des tiges sévèrement broutées que l'on observe d'ailleurs déjà chez les feuillus commerciaux. Cet effet a été documenté dans plusieurs études (Brandner *et al.* 1990, Thompson et Curran 1993, Edenius *et al.* 2002, Rea 2011, Speed *et al.* 2013, Smith *et al.* 2015). Ainsi, on peut s'attendre à ce que le rendement escompté des jeunes peuplements à un âge donné ne soit pas atteint dans les cas où il y a eu du surbroutement. À terme, cela pourrait diminuer les volumes disponibles à la récolte. Dans une simulation visant à mesurer les effets du broutement de l'orignal sur le développement de la forêt à Gros-Morne, Terre-Neuve, où il y a abondance d'orignaux, Zhu *et al.* (2010) ont prédit une perte de volume de 12 à 32 % sur un horizon de 160 ans. Les réductions de volume étaient de 47 à 50 % pour le sapin et de 50 à 87 % pour le bouleau à papier. À la lumière des résultats de l'étude de Zhu *et al.* (2010), il y a lieu de se questionner sur les impacts du surbroutement sur la possibilité forestière dans l'UA 012-72. Il serait intéressant de faire des simulations dans ce cas.

Une autre des conséquences du surbroutement concerne la qualité du bois. En effet, Edenius *et al.* (2002) ainsi que Rea (2011) ont observé une diminution de la qualité du bois en raison des dommages infligés aux branches par les orignaux. Dans le cas de Rea (2011), il y avait plus de pourriture dans les bouleaux broutés, ce qui venait réduire la qualité du bois. Cela soulève des questions dans le cas de notre étude. Observera-t-on une telle diminution de la qualité du bois chez les feuillus et les sapins broutés? Est-ce que le broutement sévère du sapin causera une augmentation de la carie? Ce sont des éléments à surveiller.

Enfin, une autre conséquence à soulever au plan forestier concerne la remise en production des peuplements surbroutés. Dans les cas où la régénération est insuffisante en quantité et/ou en qualité, il sera nécessaire de remettre en production les peuplements par le biais du reboisement si on veut atteindre les rendements escomptés. Cela demandera des investissements financiers importants. Actuellement, sur les 203 peuplements inventoriés, on estime que 70 peuplements sont dans une situation qui exigerait une remise en production, car ils présentent un coefficient de distribution total des tiges intactes ou faiblement broutées inférieur à 60 % (Tableau 5). Si on prend uniquement les peuplements régénérés naturellement (CPR, CPREDU et CRS), ce sont 65 des 116 peuplements (56 %) qui nécessiteraient une remise en production. En l'absence d'une remise en production, il faudra s'attendre à ce que ces peuplements ne rencontrent pas les rendements anticipés. Le reboisement des peuplements surbroutés pourrait représenter plusieurs centaines de milliers de dollars.

Si le surbroutement persiste sur une longue période, il pourrait y avoir d'autres conséquences non seulement sur les forêts, mais également sur la perte de biodiversité forestière et la diminution de la qualité de l'habitat. Il pourrait aussi y avoir des impacts importants sur la dynamique des populations d'orignaux (McLaren *et al.* 2004) et sur la qualité de la chasse à moyen et long terme. Dans un tel contexte, plusieurs objectifs liés aux fiches enjeux-solutions des Tables de gestion intégrée des ressources et du territoire (TGIRT) du Bas-Saint-Laurent pourraient ne pas être respectés.

## CONCLUSION

---

L'augmentation des populations d'originaux au cours des dernières années a eu un impact important sur la régénération naturelle, majoritairement dans les zones de moyennes et hautes densités d'originaux. En effet, l'intensité du broutement par l'original indique la présence de surbroutement. Cela a eu pour conséquences de diminuer le nombre et la hauteur moyenne des tiges en plus de réduire significativement le coefficient de distribution pour les essences feuillues commerciales et le sapin baumier. Un brout intense sur plusieurs années a pour résultat de retarder la croissance en hauteur des semis feuillus et résineux en plus de diminuer la qualité du bois. Ce sont généralement les feuillus commerciaux et non commerciaux qui sont les plus intensément broutés avec plus de 60 % des microplacettes où ces essences sont présentes étant sévèrement broutées dans la plupart des types de traitement étudiés. Dans le cas du sapin baumier, ce sont plus de 35 % des microplacettes où il est présent qui sont sévèrement broutées.

Il en résulte que le tiers des peuplements inventoriés présentent une régénération insuffisante, soit un coefficient de distribution des tiges intactes ou faiblement broutées inférieur à 60 % (cible établie dans le PAFIT pour l'UA 012-72) (Gagnon *et al.* 2018a). Si on analyse uniquement les peuplements d'origine naturelle, c'est 56 % des peuplements qui ont une régénération insuffisante. Il faut s'attendre à ce que ces peuplements ne rencontrent pas les rendements anticipés dans le PAFIT. Ainsi, seulement dans l'aire d'étude, c'est l'équivalent de quelques milliers d'hectares qui ne rencontrent pas les critères minimaux de régénération. Cela représente probablement plusieurs milliers d'hectares à l'échelle de tout le Bas-Saint-Laurent. Dans un proche avenir, ces mêmes secteurs nécessiteront des réinvestissements importants pour atteindre les rendements forestiers visés par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs afin de soutenir la possibilité forestière.

## RÉFÉRENCES

---

- Angelstam, P., Wikberg, P. E., Danilov, P., Faber, W. E. et Nygren, K. 2000. Effects of moose density on timber quality and biodiversity restoration in Sweden, Finland, and Russian Karelia. *Alces*, 133-146.
- Bergerud, A. et Manuel, T. 1968. Moose damage to balsam fir-white birch forests in central Newfoundland. *Journal of Wildlife Management* 32: 729-746.
- Bergqvist, G., Bergström, R. et Wallgren, M. 2014. Recent browsing damage by moose on Scots pine, birch and aspen in young commercial forests – effects of forage availability, moose population density and site productivity. *Silva Fennica* vol. 48 no. 1 article id 1077. 13 p. Disponible en ligne : [www.silvafennica.fi](http://www.silvafennica.fi) ISSN-L 0037-5330 | ISSN 2242-4075.
- Blouin, J. et Berger, J.-P. 2002. Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 4f – Collines des moyennes Appalaches. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations.
- Boan, J.J., McLaren, B.E. et Malcolm, J.R. 2011. Influence of post-harvest silviculture on understory vegetation: Implications for forage in a multi-ungulate system. *Forest Ecology and Management* 262: 1704-1712.
- Borcard, D., Gillet, F. et Legendre, P. 2018. *Numerical Ecology with R – Second Edition*. UseR! Series, Springer, New York. p.444.
- Brandner, T.A., Peterson, R.O. et Risenhoover, K.L. 1990. Balsam fir on Isle royale: effects of moose herbivory and population density. *Ecology* 71(1): 155-164.
- Brassard, J.M., Audy, E., Crête, M et Grenier, P. 1974. Distribution and winter habitat of moose in Québec. *Naturaliste Canadien (Que.)* 101 : 67-80.
- Courtois, R. 1991. Résultats du premier plan quinquennal d’inventaires aériens de l’Orignal au Québec, 1987-1991. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Service de la faune terrestre, Québec. SP 1921-12-91, 36 p.
- Courtois, R. 1993. Description d’un indice de qualité d’habitat pour l’orignal (*Alces alces*) au Québec. Gouvernement du Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources, Document technique 93/1, 56 p.
- Crête, M. 1989. Approximation of K carrying capacity for moose in eastern Quebec. *Canadian Journal of Zoology* 67: 373-380.
- Dussault, C., Courtois, R., Huot, J., et Ouellet, J.-P. 2001. The use of forest maps for the description of wildlife habitats: limits and recommendations. *Can. J. For. Res.* 31: 1227–1234.

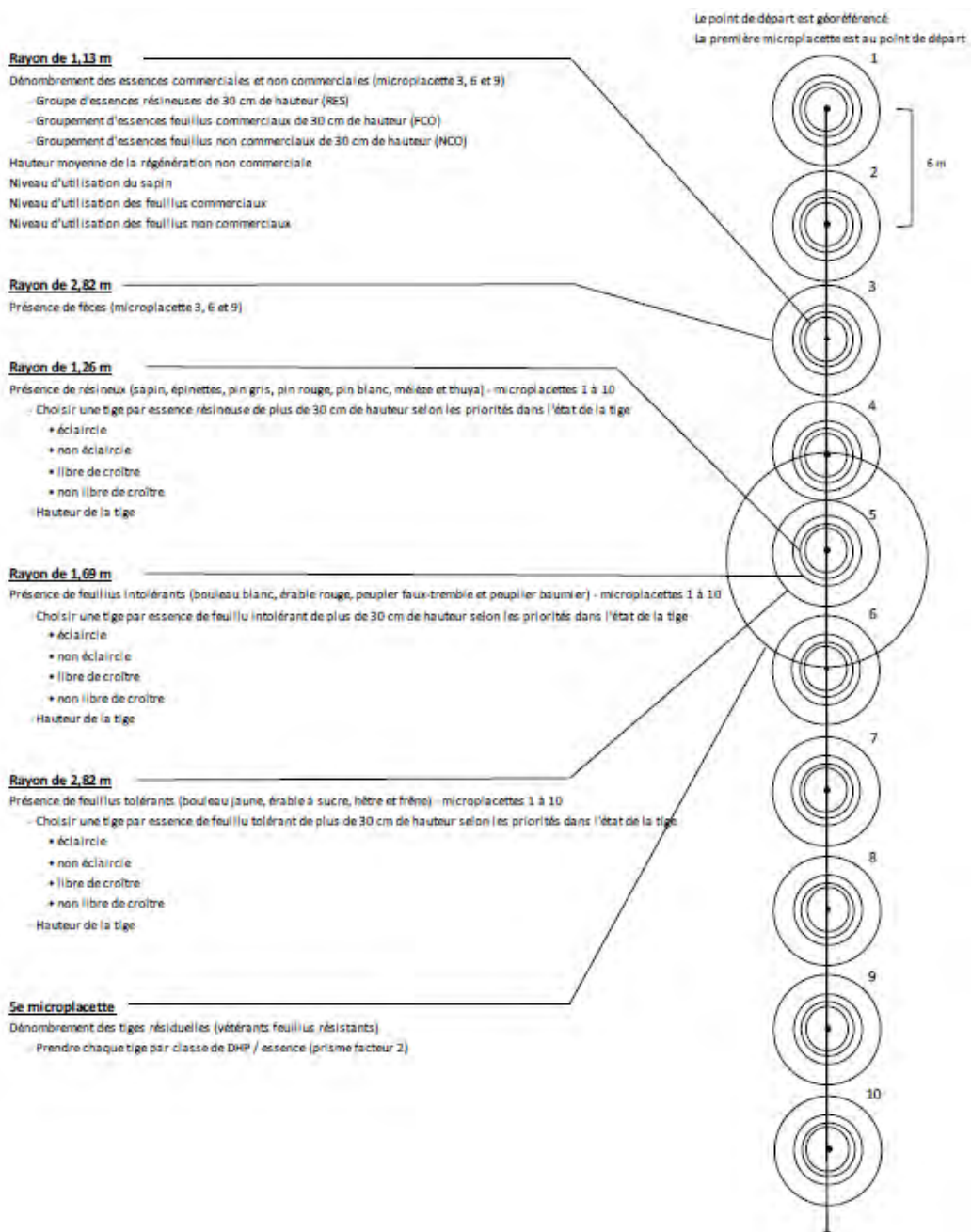
- Dussault, C., Ouellet, J.-P., Courtois, R., Huot, J., Breton, L. et Jolicoeur, H. 2005. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography* 28: 619-628.
- Dussault, C., Courtois, R., Ouellet et J.-P. 2006. A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. *Canadian Journal of forest Research* 36: 1097-1107.
- Edenius, L., Bergman, M., Ericsson, G. et Danell, K. 2002. The role of moose as a disturbance factor in managed boreal forests. *Silva Fennica* 36: 57-67.
- ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: Version 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Gagné, L., Larocque, C. et Roussel-Garneau, E. 2018. Évaluation de la qualité de l'habitat de l'orignal et effet de l'aménagement forestier intensif sur la récolte d'originaux au Bas-Saint-Laurent. Collectif régional de développement du Bas-Saint-Laurent et Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 46 p.
- Gagnon, L., Perreault, M., Ruel, M. et St-Hilaire, G. 2018a. Sommaire du plan d'aménagement forestier intégré tactique 2018-2023. Région du Bas-Saint-Laurent, Unité d'aménagement 012-72. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Direction générale du secteur sud-est. ISBN : 978-2-550-80717-9. 338 p.
- Gagnon, L., Roussel-Garneau, É. et Larocque, C. 2018b. Devis pour la réalisation des inventaires de régénération dans les zones de fortes densités d'originaux. Direction de la gestion des forêts du Bas-Saint-Laurent, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 23 p.
- Gingras, J. 2013. Condition corporelle et fécondité des originaux de l'Est-du-Québec en réponse à la variation de la densité. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec. 64 p.
- Grondin, P., Saucier, J.-P., Blouin, J., Gosselin, J. et Robitaille, A. 2003. Information écologique et planification forestière au Québec, Canada. Note de recherche forestière no, 118, Direction de la recherche forestière, Ministère des Ressources naturelles, Faune et Parcs, ISBN 2-550-41829-8
- Guitard, A. et Fleury, M. 2002. Caractérisation de l'habitat de l'orignal et recommandations d'interventions forestières sur la réserve faunique de Matane. Faune-Experts inc, pour la Sépaq – Réserve faunique de Matane et le ministère des Ressources naturelles, Bic, 75 p. ISBN 2-922858-01-4.
- Heikkilä, R. et Härkönen, S. 1993. Moose (*Alces alces* L.) browsing in young Scots pine stands in relation to the characteristics of their winter habitats. *Silva Fennica* 27(2): 127-143.
- Heikkilä, R. et Härkönen, S. 1996. Moose browsing in young Scots pine stands in relation to forest management. *Forest Ecology and Management* 88(1-2): 179-186.

- Hörnberg, S. 2001. Changes in population density of moose (*Alces alces*) and damage to forests in Sweden. *Forest Ecology and Management* 149(1-3) : 141-151.
- Invenstock 2015. Manuel de l'utilisateur Invenstock. Éducation. Le groupe SYGIF inc., mise à jour : mai 2015. 79 p. [www.sygif.qc.ca](http://www.sygif.qc.ca).
- Lamoureux, J., Pelletier, A., Larocque, C. et Bélanger, M. 2005. Inventaire aérien de l'orignal dans la zone de chasse 2 à l'hiver 2005. Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement de la faune du Bas-Saint-Laurent, 27 p.
- Lefort, S. et Massé, S. 2015. Plan de gestion de l'orignal au Québec 2012-2019. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'Expertise sur la faune et ses habitats et Direction générale du développement de la faune, 443 p.
- Lyly, M., Klemola, T., Koivisto, E., Huitu, O., Oksanen, L. et Korpimäki, E. 2014. Varying impacts of cervid, hare and vole browsing on growth and survival of boreal tree seedlings. *Oecologia* 174: 271-281.
- Mansson, J., Andren, H. et Sand, H. 2011. Can pellets count be used to accurately describe winter habitat selection by moose *Alces alces*? *European Journal of Wildlife Research* 57 : 1017-1023.
- Massé, S., Cheveau, M., Dussault, C. et Blanchette, P. 2013. Guide de l'utilisation, Extension Faune-MQH 1,2,6 pour ArcGIS : modèles de qualité de l'habitat pour la faune. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats. Gouvernement du Québec, ISBN 978-2-550-69095-5, 42 p.
- McLaren, B.E., Roberts, B.A., Djan-Chékar, N. et Lewis, K.P. 2004. Effects of overabundance moose on the Newfoundland landscape. *Alces* 40: 45-59.
- Messier, F. 1991. The Significance of Limiting and Regulating Factors on the Demography of Moose and White-Tailed Deer. *Journal of Animal Ecology* 60(2): 377-393.
- MFFP (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs). 2016. Mesures d'atténuation applicables à l'éclaircie précommerciale (EPC) et au nettoyage. Région du Bas-Saint-Laurent. 46 p.
- MLCP (Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche). 1993. Plan de gestion de l'orignal 1994 1998 : Objectifs de gestion et scénarios d'exploitation. Ministère du Loisir, de la Chasse et de Pêche du Québec, Les Publications du Québec, Canada, 139 p.
- MRN (Ministère des Ressources naturelles). 2013. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 - Les concepts et l'application de la sylviculture. Les Publications du Québec, 752 p.
- Nikula, A. 2017. Resource selection of moose *Alces alces* at multiple scales – from trees, plantations and home ranges up to landscapes and regions. Academic dissertation, University of Helsinki, 54 p.

- OIFQ (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec). 1996. Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval, Québec. 1428 p.
- R core team. 2018. R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL <https://www.R-project.org/>.
- Rea, V.R. 2011. Impacts of moose (*Alces alces*) browsing on paper birch (*Betula papyrifera*) morphology and potential timber quality. *Silva Fennica* 45(2): 227-236.
- Renecker, L.A. et Schwartz, C.C. 1998. Population dynamics, – dans : Franzmann, A.W. et Schwartz, C. C. (eds). *Ecology and management of the North American moose*, Smithsonian Inst. Press, pp. 403–439.
- Ross, S., Larocque, C. et Bélanger, M. 2014. Inventaire aérien de l'orignal dans la zone de chasse 2 à l'hiver 2014. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction des opérations régionales du Bas-Saint-Laurent, Secteur de la faune, 18 p.
- Sanscartier, R., De Baets, N. et LeBreton, M. 2014. L'industrie faunique comme moteur économique régional. Écoressources et Ecotec consultants. ISBN : 978-2-550-70734-9. 71 p.
- Scherrer, B. 2010. Biostatistique. Volume 1. 2<sup>e</sup> édition. Gaëtan Morin Éditeur, Chenelière Éducation. ISBN 13: 9782896320059, 832 p.
- Smith, C., Beazley, K., Duinker, P. et Harper, K.A. 2010. The impact of moose (*Alces alces* Andersoni) on forest regeneration following a severe spruce budworm outbreak in the Cape Breton Highlands, Nova Scotia, Canada. *Alces* 46: 135-150.
- Smith, R., Smith, M., Paul, C. et Bellemore, C. 2015. Hyperabundant moose management plan for north mountain, Cape Breton Highlands National Park, Parcs Canada, 39 p.
- Speed, J.D.M., Austrheim, G., Hester, A.J., Solberg, E.J. et Tremblay, J.-P. 2013. Regional scale alteration of clear-cut forest regeneration caused by moose browsing. *Forest Ecology and Management* 289: 289-299.
- Stephenson, T.R., Ballenberghe, V., Van Peek, J.M. et MacCracken, J.G. 2006. Spatio-temporal constraints on moose habitat and carrying capacity in coastal Alaska: vegetation succession and climate. *Rangeland Ecology & Management* 59(4): 359–372.
- Tinoco Torres, R., Carvalho, J.C., Panzacchi, M., Linnell, J.D.C. et Fonseca, S. 2011. Comparative use of forest habitats by roe deer and moose in a human-modified landscape in southeastern Norway during winter. *Ecological Research* 26: 781-789.
- Thompson, I.D. et Curran, W.J. 1993. A re-examination of moose damage to balsam fir – white birch forests in central Newfoundland: 27 years later. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1388-1395.

Zhu, X., Bourque, C.P.-A., Taylor, S., Cox, R. et Wentzell, C. 2010. Predicting the effects of woodcutting and moose browsing on forest development in Gros Morne National Park. Newfoundland, Canada. *Forestry Chronicle* 86: 178-192.

■ **Annexe 1. Schéma des éléments à recueillir en fonction des rayons de placettes à utiliser.** (D'après Gagnon et al. 2018b).



▪ **Annexe 2 - Type de mesure par groupe d'essences et par type de microplacette pour les variables forestières prises lors de l'inventaire de régénération**

Adapté de Gagnon et al. (2018b).

<i>Variable forestière</i>	<i>No. des microplacettes</i>	<i>Groupe d'essences et rayon de microplacette</i>			
		<i>Essences commerciales et non-commerciales (Rayon=1,13 m)</i>	<i>Groupe d'essences des résineux (Rayon=1,26 m)</i>	<i>Groupe d'essences des feuillus intolérants (Rayon=1,69 m)</i>	<i>Groupe d'essences des feuillus tolérants (Rayon=2,82 m)</i>
<i>Nombre de tiges/ha</i>	<i>3, 6 et 9</i>	<i>Dénombrer toutes les tiges <math>\geq 30</math> cm par groupe d'essences</i>	-	-	-
<i>Hauteur et qualification de la régénération naturelle</i>	<i>Toutes les microplacettes de chaque placette</i>		<i>Mesure de la hauteur (cm près) et qualification de la meilleure tige par essence selon un des états suivants :</i> 0. Absence de tige 1. Tige éclaircie 2. Tige non éclaircie et libre de croître 3. Tige non éclaircie et non libre de croître	<i>Mesure de la hauteur (cm près) et qualification de la meilleure tige par essence selon un des états suivants :</i> 0. Absence de tige 1. Tige éclaircie 2. Tige non éclaircie et non libre de croître	<i>Mesure de la hauteur (cm près) et qualification de la meilleure tige par essence selon un des états suivants :</i> 0. Absence de tige 1. Tige éclaircie 2. Tige non éclaircie et non libre de croître

▪ **Annexe 3 - Type de mesures et de données par rayon de microplacettes pour les variables fauniques**

Adapté de Gagnon et al. (2018b).

<i>Variable faunique</i>	<i>Type de mesure</i>	<i>Type de données</i>	<i>Rayon de microplacette</i>
<i>Présence de masses fécales</i>	Décompte des masses fécales <sup>1</sup> à l'intérieur des microplacettes no 3, 6 et 9.	<i>Quantitatif selon quatre classes</i> 0. 0 1. 1 à 5 2. 6 à 10 3. 11 et plus	2,82 m
<i>Hauteur moyenne de la régénération non commerciale</i>	Mesure de la hauteur moyenne de la régénération des groupes d'essences feuillues non commerciaux dans les microplacettes 3, 6 et 9.	<i>Quantitatif selon six classes</i> 0. Absence de tige 1. > 0,3 et <1 m 2. 2 m (1,1 m à 2,0 m) 3. 3 m (2,1 m à 3,0 m) 4. 4 m (3,1 m à 4,0 m) 5. >4 m	1,13 m
<i>Intensité de brout : du sapin, des feuillus commerciaux, des feuillus non commerciaux</i>	Évaluation qualitative de l'intensité du brout sur le sapin, des feuillus commerciaux et non commerciaux par l'original dans les microplacettes 3, 6 et 9.	<i>Qualitatif à quatre classes</i> 0. Absence de tige 1. Brout absent ou faible 2. Brout apparent 3. Brout intensif	1,13 m

<sup>1</sup> Une masse fécale (ou tas) est l'équivalent de 30 boulettes regroupées (Gagnon et al. 2018b).

▪ **Annexe 4 – Définition des classes qualitatives pour l'évaluation de l'intensité du brout par l'original pour le sapin, les feuillus commerciaux et non commerciaux**

Adapté de Gagnon et al. 2018b

<b>Classe qualitative d'intensité du brout</b>	<b>Définition</b>
Classe 0 : Absence de tige	Aucune tige dans la microplacette
Classe 1 : Brout absent ou faible	Le brout est inexistant ou peu visible, seulement quelques extrémités de rameaux sont utilisées
Classe 2 : Brout apparent	Le brout est apparent et certaines tiges sont mutilées
Classe 3 : Brout intensif	Le brout est intensif, la majorité des tiges sont mutilées et / ou tuées

- **Annexe 5 – Photos illustrant des exemples d'intensité de brout par l'orignal utilisées lors des inventaires fauniques pour la classe 1 (faible ou absent), la classe 2 (apparent) et la classe 3 (intensif)**

Brout faible ou absent (classe 1)



Brout apparent (classe 2)



Brout apparent (classe 2)



Brout intensif (classe 3)



▪ **Annexe 6. - Types et codes d'habitat associés au potentiel de nourriture et au couvert d'abri pour obtenir l'indice de qualité de l'habitat de l'original à l'aide du MQH.**

D'après Dussault *et al.* (2001, 2006).

Type d'habitat	Code d'habitat	Potentiel de nourriture	Valeur de couvert
Peuplements feuillus avec essences intolérantes à l'ombre de classe d'âge 50 ans	Fi50	Modéré	Couvert d'été
Peuplements mixtes avec une dominance d'essences intolérantes à l'ombre de classe d'âge 30 ans	MFi30	Modéré	Couvert d'été
Peuplements mixtes avec une dominance d'essences intolérantes à l'ombre de classe d'âge 50 ans	MFi50	Modéré	Couvert d'été et d'hiver
Peuplements feuillus avec essences tolérantes à l'ombre de classe d'âge 50 ans	FT50	Élevé	Couvert d'été
Peuplements mixtes avec une dominance d'essences tolérantes à l'ombre de classe d'âge 50 ans	MT50	Élevé	Couvert d'été
Peuplements feuillus ou mixtes en régénération de classe d'âge 10 ans peuplements récemment perturbés (perturbations d'origine anthropique ou naturelle)	MF10	Élevé	-
Résineux en régénération de classe d'âge 10 ans	R10	Faible	-
Résineux avec sapin baumier ou épinette blanche de classe d'âge 30 ans (origine naturelle)	RS30	Faible	Couvert d'été et d'hiver
Résineux sans (ou peu) de sapin baumier de classe d'âge 30 ans (plantation d'épinette)	RE30	Faible	Couvert d'été et d'hiver
Autres types d'habitats	AUT	N.A.	N.A.
Superficies improductives (marais, aulnaie...)	IMP	Faible	-

Équation 1 pour le calcul de l'indice de nourriture :

$$\text{Indice de nourriture} = (MF10 + FT50 + MT50) \times 1,0 + (FI50 + MFI30) \times 0,5 + (MFI50) \times 0,4 + (R10) \times 0,3 + (RS30) \times 0,15 + (IMP) \times 0,1 + (RE30) \times 0,05$$