



CRÉ CONFÉRENCE RÉGIONALE DES ÉLUS
SAGUENAY-LAC-SAINT-JEAN

**CROISSANCE EN HAUTEUR DE LA RÉGÉNÉRATION
NATURELLE D'ÉPINETTE NOIRE (*Picea Mariana* (Mill.) B.S.P.)
APRÈS UNE COUPE SUR DES SITES SUSCEPTIBLES À
L'ENVAHISSEMENT PAR LES ÉRICACÉES**

REVUE DE LITTÉRATURE

Mars 2015

Recherche et rédaction

Isabelle Delisle, M. Sc., biologiste

En collaboration avec

Mélanie Bouchard, M. Sc., biologiste, MFFP-02

Aldé Gauthier, ing. forestier, CRÉ-02

Diane Larose, ing. forestier, MFFP-02

Daniel Villemure, ing. forestier, MFFP-02

Révision linguistique

Johanne Simard, CRÉ-02

RÉSUMÉ

Le territoire public sous aménagement forestier de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean est composé à environ 25 % de pessières noires à mousses ou à éricacées, soit les types écologiques RE12, RE20, RE21, RE22 et RE37. Dans le fascicule 4.10 sur les éricacées du manuel de détermination des possibilités forestières, le Bureau du forestier en chef a identifié ces types écologiques comme étant susceptibles à l’envahissement par les éricacées. Ces dernières sont connues comme nuisibles à l’établissement et la croissance des épinettes noires et ont la capacité d’envahir rapidement un parterre de coupe. Afin de prendre en compte un retard de croissance induit par les éricacées, le Bureau du forestier en chef, aux fins du calcul des possibilités forestières, applique systématiquement un délai de régénération de 25 ans pour atteindre un mètre de hauteur à la régénération naturelle résineuse après une coupe dans ces types écologiques. Pour la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, ce délai de croissance pourrait influencer l’évaluation de la possibilité forestière et la mise en œuvre des stratégies sylvicoles en ayant comme impact, pour les territoires concernés, une augmentation du temps requis au peuplement pour atteindre sept mètres de hauteur et pour parvenir à sa période de maturité, ainsi qu’un délai supplémentaire pour l’atteinte des critères de structure d’âge et d’habitat pour les besoins d’espèces fauniques. L’analyse des études retrouvées dans la littérature, ainsi que des travaux récents régionaux, a permis de montrer que la croissance de la régénération naturelle des épinettes noires dans les sites susceptibles à l’envahissement par les éricacées n’était pas inférieure à celle de la régénération naturelle dans les peuplements issus d’un feu.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	iii
TABLE DES MATIÈRES	iv
LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES.....	v
1. MISE EN CONTEXTE	1
2. DYNAMIQUE DES ÉPINETTES NOIRES.....	3
3. DYNAMIQUE DES ÉRICACÉES	7
4. PORTRAIT DES UNITÉS D'AMÉNAGEMENT DE LA RÉGION DU SAGUENAY-LAC-SAINT-JEAN	10
5. PROBLÉMATIQUE.....	13
6. ÉTAT DES CONNAISSANCES.....	16
6.1 Études provinciales	16
6.2 Études régionales.....	18
7. TRAVAUX RÉCENTS.....	24
7.1 Travaux de Krause et al.....	24
7.2 Analyse du bureau régional du MFFP	25
8. DISCUSSION	27
9. RECOMMANDATIONS	31
10. CONCLUSION	32
11. RÉFÉRENCES.....	34
12. ANNEXE.....	50

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

Tableau 1. Superficies des types écologiques susceptibles à l’envahissement par les éricacées par unité d’aménagement de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean. Données provenant de la base du CFET-BFEC pour le calcul des possibilités forestières de 2015-2018.....	11
Tableau 2. Description des types écologiques de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean susceptibles à l’envahissement par les éricacées.	12
Tableau 3. Représentation des coupes et des retours de couvert forestier sur des types écologiques susceptibles à l’envahissement par les éricacées – 4 ^e décennal.....	26
Tableau 4. Résumé des études sur la croissance de la régénération naturelle d’épinette noire en pessière à mousses ou à éricacées	50
Figure 1. Localisation des études.....	54

1. MISE EN CONTEXTE

Le territoire public sous aménagement forestier de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean est composé à environ 25 % (1 718 800 hectares) de pessières noires à mousses ou à éricacées, soit les types écologiques RE12, RE20, RE21, RE22 et RE37. Ces peuplements sont composés majoritairement d'un couvert dense d'épinette noire quelquefois accompagné de pin gris, deux essences économiquement et écologiquement importantes pour la région. Les strates arbustives et muscinales sont principalement représentées par des éricacées et des mousses hypnacées. Suite à l'ouverture du milieu, par une perturbation naturelle ou anthropique, ces peuplements sont susceptibles d'être envahis par les éricacées. De nombreuses études ont fait la démonstration que les éricacées, particulièrement *Kalmia angustifolia* L. (ci-après kalmia) et *Rhododendron groenlandicum* (Oeder) Kron et Judd (anciennement *Ledum groenlandicum* Oeder) (ci-après rhododendron), pouvaient constituer une barrière à la croissance des semis en diminuant la disponibilité des éléments nutritifs et de l'eau dans le sol, en exerçant des effets phytotoxiques sur l'environnement des semis et en influençant la colonisation mycorhizienne (Prévost 1992; Yamasaki *et al.* 2002; Thiffault *et al.* 2004a). À long terme, il semble que les éricacées peuvent même modifier les propriétés physico-chimiques du sol, appauvrissant ce dernier (Mallik 1995; Bradley *et al.* 1997a).

Afin de prendre en compte un retard de croissance induit par les éricacées, le Bureau du forestier en chef (ci-après BFEC), aux fins du calcul des possibilités forestières, applique systématiquement un délai de régénération de 25 ans pour atteindre un mètre de hauteur, ainsi qu'une baisse de rendement pour les sites susceptibles à l'envahissement, tel que mentionné dans le fascicule 4.10 sur les éricacées du manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Étant donné l'importance des pessières noires à mousses ou à éricacées susceptibles à cet envahissement dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean et de l'incidence probable de ce délai de croissance sur la possibilité forestière, il importe d'investiguer davantage l'impact réel des éricacées sur la

croissance des épinettes noires après une coupe dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean.

2. DYNAMIQUE DES ÉPINETTES NOIRES

Le domaine de la pessière à mousses est le plus étendu des domaines bioclimatiques du Québec en représentant 28 % de son territoire (Gagnon et Morin 2001; MFFP 2003; Laberge 2007). Ce domaine couvre près de 57 % du territoire de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean (Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire du Saguenay-Lac-Saint-Jean 2011). Sa dynamique est principalement associée aux feux de forêt de fréquences, d'intensités et d'étendues variables (Bergeron 1996). Un gradient croissant de précipitations d'ouest en est le distingue en deux sous-domaines, celui de l'ouest, où les feux y sont plus fréquents, et celui de l'est, où le cycle des feux est beaucoup plus long et où les épidémies d'insectes et les chablis dominent la dynamique (Viereck et Johnston 1990; Pham *et al.* 2004; Saucier *et al.* 2009). Les peuplements les plus fréquents de ce domaine bioclimatique sont constitués de pessières noires à mousses ou à éricacées, caractérisées par une forêt dense d'épinettes noires, quelquefois accompagnées de pins gris (Bergeron 1996; Gagnon et Morin 2001). Ces peuplements sont également présents, en moindre proportion, dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc qui couvre environ 33 % du territoire de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean (Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire du Saguenay-Lac-Saint-Jean 2011). L'épinette noire est l'une des espèces les plus abondantes dans la région et économiquement importantes pour l'industrie forestière (Doucet 1990; Potvin et Gagné 1998; Gagnon et Morin 2001). Généralement, ces pessières croissent sur des milieux mésiques, caractérisées par un sol pauvre et acide (Ordre des Ingénieurs Forestiers du Québec 1996; Laberge 2007). Les différences de croissance chez l'épinette noire présente dans les pessières seraient davantage attribuables à la classe de drainage, les stations mésiques seraient plus favorables à la croissance que les stations humides ou sèches (Jeglum 1974; Buse et Baker 1990; Viereck et Johnston 1990; Blais 2000).

L'épinette noire est une espèce à croissance plus lente que la plupart des arbres et des arbustes qui lui sont associés (Heinselman 1981; Carleton 1982; Viereck et Johnston

1990). Elle est tolérante à l'ombre et peut survivre longtemps sous couvert avec une croissance réduite (Klinka *et al.* 1982; Viereck et Johnston 1990). Les racines des épinettes noires sont fréquemment en symbiose avec des champignons ectomycorhiziens qui favorisent l'absorption racinaire et procurent une protection contre des pathogènes, ce qui peut affecter positivement la croissance des épinettes noires (Smith et Read 2008). L'épinette noire est présente sur une variété de sols (Sims *et al.* 1990; Viereck et Johnston 1990), mais les plus favorables à sa croissance sont le sol minéral de profondeur modérée et de texture moyenne à grossière et le sol d'argile structuré (Buse et Baker 1990), tandis que les sites les moins favorables sont de sol superficiel et sec, de texture fine (Buse et Baker 1990; Viereck et Johnston 1990).

L'épinette noire se régénère selon deux modes de reproduction, soit par graine, soit par marcottage (Boily et Doucet 1993). Ses cônes semi-sérotineux libèrent massivement des réserves de graines sous l'effet de la chaleur ou lorsque ceux-ci sont à maturité (Viereck *et al.* 1983; Viereck et Johnston 1990; Côté 2004). Les épinettes noires produisent des graines chaque année, mais les bonnes années semencières arrivent par intervalles de deux à six ans (Nichols 1976). Les lits de germination plus favorables à l'établissement des semis d'épinette noire se composent de sol minéral et de sol organique, tandis que les moins favorables sont composés de litière de feuillus ou de mousses hypnacées (Jeglum 1979; Viereck et Johnston 1990; St-Pierre *et al.* 1991; Laberge 2007). Les graines d'épinette noire n'étant viables qu'à très court terme dans le sol (Fraser 1976; Thomas et Wein 1985; Potvin et Gagné 1998; Greene *et al.* 1999; Johnstone *et al.* 2009), l'installation des semis après un feu s'effectue rapidement et sur une courte période, soit entre un et cinq ans après le passage du feu (Gagnon *et al.* 1992; St-Pierre *et al.* 1992; Prévost 1997; Potvin et Gagné 1998; Paquin *et al.* 1999; Pothier 2000; Charron et Greene 2002; Fantin et Morin 2002; Côté 2004; Madec *et al.* 2012). Cette installation rapide et abondante mène à la formation de peuplements à structure équiennne (Morin et Gagnon 1991; Groot et Horton 1994). La croissance juvénile de l'épinette noire est représentée par un patron de croissance sigmoïde (Yang et Hazenberg 1994), c'est-à-dire une croissance lente au départ suivie d'une accélération de cette

croissance (Boily et Doucet 1993; Philip 1994; Fournier 1997; Prévost 1997; Grondin et al. 2000; Fantin et Morin 2002; Matboueriahi 2007; Krause *et al.* 2009).

En l'absence de feu, l'épinette noire se reproduit par marcottage (Doucet 1988; Lussier *et al.* 1992; Ordre des Ingénieurs Forestiers du Québec 1996; Gagnon et Morin 2001; Ruel *et al.* 2004). Le marcottage est un mode de reproduction végétatif qui survient lorsque les branches vivantes entrent en contact avec le sol et s'y enracinent (Viereck et Johnston 1990). L'établissement des marcottes est un processus progressif pouvant s'étaler sur une période couvrant plusieurs décennies (Morin et Gagnon 1991; Lussier *et al.* 1992). Les marcottes possèdent le potentiel de régénérer avec succès les sites de coupe, en constituant la régénération préétablie, et de former un peuplement productif à maturité, la productivité des marcottes se comparant à celle des semis issus de graines après feu (Lussier *et al.* 1992; Paquin et Doucet 1992a, b; Pothier *et al.* 1995; Paquin *et al.* 1999).

En vigueur depuis 1994-1995, la coupe avec protection de la régénération et des sols (ci-après CPRS) remplace la coupe à blanc au Québec et est la principale méthode de récolte utilisée (MRN 1994, 2002; Laberge 2007; Hébert 2010). La CPRS a comme objectif de protéger la régénération préétablie et de minimiser la perturbation du sol, ce qui permet le retour d'un peuplement productif à maturité, lorsque la régénération préétablie est suffisante sur le site (Fournier 1997; Anonyme 2006). Le peuplement ainsi formé sera constitué majoritairement de régénération préétablie et sera de structure inéquienne, étant donné leur hauteur variable au moment de la coupe (Doucet 1988; Morin et Gagnon 1991, 1992; Fournier 1997; Lussier *et al.* 2002; Ruel *et al.* 2004). La CPRS crée une ouverture du peuplement, ce qui augmente la quantité de lumière disponible ainsi que des nutriments dans le sol (Frazer *et al.* 1990; Keenan et Kimmins 1993; Prescott 1997; Barg et Edmonds 1999; Burgess et Wetzel 2000; Frey *et al.* 2003; Prévost et Pothier 2003). Cependant, après une coupe, la régénération préétablie aura une croissance lente dans les premières années puisqu'elle a besoin d'un temps

d'acclimatation pour s'ajuster aux nouvelles conditions de croissance (Boily et Doucet 1991; Paquin et Doucet 1992a; Zine El Abidine *et al.* 1994; Pothier *et al.* 1995; Paquin *et al.* 1999; Ruel *et al.* 2004). Ce temps d'acclimatation peut varier de trois à huit années après la coupe (Doucet et Boily 1986; Doucet et Boily 1988; Prévost 1997; Paquin *et al.* 1999; Prévost et Dumais 2003). Somme toute, plusieurs études ont montré que la régénération préétablie, une fois acclimatée, pouvait avoir une croissance comparable aux semis issus de graines et que leur croissance plus lente dans les premières années était compensée par leur hauteur déjà plus élevée au moment de la coupe (Doucet et Boily 1986; Doucet et Boily 1988; Boily et Doucet 1991; Morin et Gagnon 1992; Paquin et Doucet 1992b; Pothier *et al.* 1995; Lussier *et al.* 2002; Ruel *et al.* 2004).

Toutefois, en minimisant les perturbations du sol, la CPRS contribue également à protéger la strate arbustive du peuplement (Harvey et Brais 2002), en s'apparentant davantage à une perturbation légère, comme une épidémie de tordeuse de bourgeons d'épinette (Bergeron *et al.* 1999). Cette protection de la strate arbustive peut favoriser la prolifération d'éricacées (Harvey et Brais 2002; Thiffault et Grondin 2003). De plus, l'augmentation de la disponibilité de lumière créée par l'ouverture du milieu favorise davantage les éricacées que les épinettes noires (Damman 1971; Messier 1992; Mallik 1995; Hébert 2010). Effectivement, le taux de photosynthèse des éricacées, en pleine lumière, est de deux à trois fois plus élevé que celui des épinettes noires (Small 1972; Wallstedt *et al.* 2002). De plus, l'humus accumulé en absence de feu prolongé crée une barrière à l'établissement racinaire des épinettes noires, mais est favorable aux éricacées (Mallik 1982; Aber *et al.* 1997; Bloom 2001; Mallik 2003). La présence d'éricacées, telles que le kalmia ou le rhododendron, peut nuire à l'établissement et la croissance des épinettes noires (Inderjit et Mallik 1996a; Yamasaki *et al.* 1998; Mallik 2001; Thiffault et Grondin 2003; Bloom et Mallik 2004; Hébert 2010).

3. DYNAMIQUE DES ÉRICACÉES

Les perturbations naturelles, comme les feux de forêt ou les chablis, ou anthropiques, comme les coupes forestières, créent une ouverture de la canopée, partielle ou complète, ce qui provoque des changements dans la disponibilité de la lumière, des nutriments et de l'eau du sol (Prescott 1997; Burgess et Wetzel 2000; Wallstedt *et al.* 2002; Prévost et Pothier 2003). Ces changements avantagent les espèces avec une haute flexibilité ou plasticité, comme les éricacées (Aerts *et al.* 1991). Le kalmia et le rhododendron s'acclimatent plus rapidement que l'épinette noire au changement d'environnement (Stratton et Goldstein 2001; Hébert 2010), en plus d'avoir la capacité d'envahir rapidement un site grâce à leurs rhizomes (Mallik 1993; Inderjit et Mallik 1996a; Moola et Mallik 1998). De surcroît, en plein éclaircissement, ils possèdent un taux de photosynthèse nettement plus élevé que celui des épinettes noires (Small 1972; Wallstedt *et al.* 2002; Hébert 2010). Ce taux de photosynthèse supérieur est possible grâce à une masse aérienne et un indice de surface foliaire plus élevés que pour les épinettes noires (Mallik 1994; Bloom et Mallik 2004; Hébert 2010; Hébert *et al.* 2011).

Ces éricacées sont également avantagées, sur les sites pauvres, par leur plus grande capacité à obtenir les nutriments et l'eau du sol (Munson et Timmer 1989; Titus et English 1996; Yamasaki *et al.* 1998; Thiffault *et al.* 2004b; LeBel *et al.* 2008). Effectivement, le rhododendron, pour une même masse racinaire, a une plus grande capacité d'absorption que l'épinette noire (Chapin et Tryon 1983), tandis que le kalmia possède un système racinaire davantage développé (Damman 1971; Mallik 1993; Inderjit et Mallik 1996a; Mallik 1996; Thiffault *et al.* 2004b). En outre, le kalmia réabsorbe une forte proportion de nutriments présents dans ses feuilles avant leur chute, ce qui lui permet de survivre dans des milieux pauvres en azote et en phosphore (Small 1972). Le rhododendron, quant à lui, conserve ses feuilles pendant deux saisons de croissance, ce qui lui confère des bénéfices au niveau du cycle interne d'absorption des éléments nutritifs, en plus de lui permettre d'initier une saison de croissance sans avoir besoin d'assimiler de nouveaux nutriments (Chapin et Tryon 1983).

Outre la compétition directe avec l'épinette noire pour la disponibilité de la lumière, des nutriments et de l'eau du sol (Munson et Timmer 1989; Prévost 1992; Mallik 1993; Yamasaki *et al.* 1998; Wallstedt *et al.* 2002; Yamasaki *et al.* 2002; Hébert *et al.* 2011), les éricacées immobilisent les nutriments dans l'humus (Damman 1971; Titus *et al.* 1995; Titus et English 1996; Bradley *et al.* 1997b; Bradley *et al.* 2000; Yamasaki *et al.* 2002), altèrent chimiquement les conditions du sol en réduisant la disponibilité en nitrogène (Inderjit et Mallik 1996a) et limitent la symbiose avec des mycorhizes (Zhu et Mallik 1994; Titus *et al.* 1995; Inderjit et Mallik 1996a; Yamasaki *et al.* 1998; Kraus *et al.* 2003). Ainsi, la présence d'éricacées causerait un ralentissement de la minéralisation des litières (Damman 1971; Munson et Timmer 1989; Jobidon 1995; Titus *et al.* 1995; Krause 1998; Yamasaki *et al.* 1998), ce qui entraînerait une accumulation d'humus contenant des éléments nutritifs séquestrés sous des formes difficilement absorbables pour l'épinette noire (Damman 1971; Thiffault et Grondin 2003). L'humus récalcitrant accumulé en présence d'éricacées entraînerait une diminution de la température du sol, ce qui réduirait l'absorption racinaire des épinettes noires (Thiffault et Jobidon 2006). Ainsi, la présence à long terme des éricacées sur un site peut modifier les propriétés physico-chimiques du sol, en l'appauvrissant (Mallik 1995; Bradley *et al.* 1997a).

La litière des éricacées est riche en composés phénoliques (Mole et Waterman 1987; Tackechi et Tanaka 1987; Inderjit et Mallik 1996a; Joannisse *et al.* 2007). Ces derniers inhibent la germination des graines d'épinettes noires et limitent la croissance de leurs racines fines (Olsen 1975; Mallik 1987; Pellissier 1993, 1994; Zhu et Mallik 1994; Mallik 1995; Mallik *et al.* 1998; Yamasaki *et al.* 1998), qui sont les principales responsables de l'absorption de l'eau et des nutriments (Chung et Kramer 1975). De plus, ces composés inhibent la croissance des champignons mycorhiziens qui sont favorables à la croissance des épinettes noires et qui leur confèrent une protection contre des pathogènes (Mallik 1987; Zhu et Mallik 1990; Pellissier 1993, 1994; Zhu et Mallik 1994; Titus *et al.* 1995; Mallik *et al.* 1998; Yamasaki *et al.* 2002; Thiffault et Grondin 2003). Les composés phénoliques peuvent créer des déséquilibres des nutriments du sol en diminuant la disponibilité de l'azote et en augmentant la quantité d'autres éléments

minéraux (Damman 1971; Meades 1983, 1986; Mole et Waterman 1987; Tackechi et Tanaka 1987; Mallik 1995; Bending et Read 1996b, a; Inderjit et Mallik 1996b, 1997a, b; Bradley *et al.* 2000; Joannis *et al.* 2009). Les activités enzymatiques et microbiennes du sol sont également diminuées par ces composés (Inderjit et Mallik 1996a; Bradley *et al.* 1997a; Kraus *et al.* 2003; Mallik 2003; Castells *et al.* 2005; Joannis *et al.* 2007; Joannis *et al.* 2009). La présence des éricacées favorise également la colonisation d'un pseudo-mycorhize sur les racines de l'épinette noire qui entraîne une diminution de son absorption des nutriments en limitant l'association avec les mycorhizes bénéfiques à sa croissance (Zhu et Mallik 1994; Titus *et al.* 1995; Inderjit et Mallik 1996a; Newton 1998; Yamasaki *et al.* 1998; Thiffault et Grondin 2003).

Les éricacées sont des espèces semi-tolérantes à l'ombre (Yamasaki *et al.* 1998) qui peuvent s'établir et croître sur une large gamme de conditions édaphiques (Mallik 1993), bien que leur abondance varie selon le drainage et le régime nutritif de la station (Grondin *et al.* 1999; Blais 2000; Yamasaki *et al.* 2002). Effectivement, les éricacées sont plus fréquentes sur les sites acides et pauvres en nutriments, de sol de texture grossière et d'humus du type mor (Hall *et al.* 1973; Mallik 1994; Jobidon 1995; Blais 2000; Laberge 2007). Le kalmia se retrouve sur les sols podzoliques et participe au processus de podzolisation (Damman 1971). Il a une préférence pour les sites bien drainés (Hall *et al.* 1973; Jobidon 1995; Laberge 2007), tandis que le rhododendron, plus tolérant au stress hydrique, préfère les sites de drainage extrême, soit imparfait ou excessif (Vitt et Slack 1975; Lavoie 1989; Munson et Timmer 1989; Jobidon 1995; Stratton et Goldstein 2001; Lavoie *et al.* 2006; Laberge 2007). L'étude de Laberge (2007) a montré que le kalmia dominait tôt dans la succession après l'ouverture du couvert et qu'il avait l'effet d'inhibition le plus fort, mais qu'il était graduellement remplacé par le rhododendron. La présence d'éricacées sur le site au moment de la coupe, même en faible proportion, est indicatrice de leur envahissement rapide après l'ouverture de la canopée (Van Nostrand 1971; Wall 1982; Titus *et al.* 1995; Wallstedt *et al.* 2002; Bloom et Mallik 2004; Laberge 2007).

4. PORTRAIT DES UNITÉS D'AMÉNAGEMENT DE LA RÉGION DU SAGUENAY-LAC-SAINT-JEAN

D'après la base de données du CFET-BFEC (Combiné forestier, écologique et territorial du Bureau du forestier en chef) pour le calcul des possibilités forestières de 2015 à 2018, le territoire public sous aménagement forestier de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean est composé à environ 25 % de peuplements sur types écologiques RE12, RE20, RE21, RE22 et RE37, qui ont été identifiés comme susceptible à l'invasion par les éricacées dans le fascicule 4.10 du manuel de détermination des possibilités forestières. Ce pourcentage représente environ 1 718 800 hectares. Dans certaines unités d'aménagement (ci-après UA), ce pourcentage atteint plus de 40 % du territoire (Ex. : UA 02551). Le pourcentage de type écologique à éricacées dans chaque UA varie de 2 % à 41 %. Le type écologique le plus fréquent dans la région est le type RE22, occupant environ 14 % du territoire, suivi du type écologique RE21 qui en couvre 7 %. La proportion de chacun de ces types écologiques susceptibles à l'invasion par les éricacées par UA est représentée dans le Tableau 1 et une brève description de ces types écologiques est présentée dans le Tableau 2.

Tableau 1. Superficies des types écologiques susceptibles à l’envahissement par les éricacées par unité d’aménagement de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean. Données provenant de la base du CFET-BFEC pour le calcul des possibilités forestières de 2015-2018.

Type écologique		Unité d'aménagement (UA)							Total
		02251	02351	02352	02451	02452	02551	02751	
RE12	Superficie (ha)	1 299	0	49	30 319	19 749	17 396	36 420	105 232
	% par UA	1	0	0	29	19	17	35	100
	% prp total	0,3	0	0,01	4	2	1	3	2
RE20	Superficie (ha)	6 691	1 239	16 029	17 380	5 965	37 991	67 679	152 975
	% par UA	4	1	10	11	4	25	44	100
	% prp total	2	0,4	2	2	1	2	6	2
RE21	Superficie (ha)	20 560	3 223	20 704	59 729	51 965	252 746	88 652	497 578
	% par UA	4	1	4	12	10	51	18	100
	% prp total	6	1	2	7	6	12	8	7
RE22	Superficie (ha)	33 223	382	22 969	95 122	67 826	579 600	151 422	950 544
	% par UA	3	0	2	10	7	61	16	100
	% prp total	9	0	2	11	8	27	13	14
RE37	Superficie (ha)	390	0	283	1 348	1 117	6 501	2 837	12 476
	% par UA	3	0	2	11	9	52	23	100
	% prp total	0,1	0	0,03	0,2	0,1	0,3	0,2	0,2
Total Éricacées	Superficie (ha)	62 164	4 844	60 035	203 898	146 622	894 233	347 009	1 718 805
	% par UA	4	0	3	12	9	52	20	100
	% prp total	17	2	6	24	17	41	30	26
Total superficies forestières région (ha)		371 205	292 663	972 539	839 086	884 271	2 174 096	1 169 771	6 703 631

Tableau 2. Description des types écologiques de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean susceptibles à l’envahissement par les éricacées.

Peuplement	Type écologique	Dépôt	Épaisseur	Texture du sol	Pierrosité	Drainage	Strate arborescente	Strate arbustive
Pessière noire à lichens	RE12	Minéral, till (Glaciaire)	Mince à épais	Moyenne	Élevée	Mésique	Épinette noire	Cladine, Rhododendron, Kalmia
	RE20	Minéral ou organique, till, affleurements rocheux abondants (Glaciaire)	Très mince	Variable	Variable	Xérique à hydrique	Épinette noire et pin gris	Kalmia, Rhododendron, Mousses hypnacées
Pessière noire à mousses ou à éricacées	RE21	Minéral (Fluvioglaciaire)	Mince à épais	Grossière	Faible à modérée	Xérique ou mésique	Épinette noire et pin gris	Kalmia, Rhododendron, Mousses hypnacées
	RE22	Minéral, till (Glaciaire)	Mince à épais	Moyenne	Élevée	Mésique	Épinette noire et pin gris	Kalmia, Rhododendron, Mousses hypnacées, Aulne
Pessière noire à sphaignes	RE37 ¹	Minéral (Lacustre et/ou fluvioglaciaire)	Mince à épais	Variable	Faible	Hydrique (Ombrotrophe)	Épinette noire, mélèze laricin	Kalmia, Rhododendron, Sphaignes, Mousses hypnacées, Chamédaphné

¹ Aux fins des calculs des possibilités forestières, le type écologique RE37 n’est pas compilé avec les types susceptibles à l’envahissement par les éricacées, mais plutôt avec les superficies sujettes à la paludification (BFEC 2013).

5. PROBLÉMATIQUE

Plusieurs études (Jobidon 1995; Yamasaki *et al.* 2002; Mallik 2003; Thiffault et Grondin 2003) font la mention d'une inquiétude quant à une possible baisse de productivité de la régénération naturelle après coupe causée par l'envahissement des éricacées, plus précisément par le kalmia et le rhododendron. Effectivement, la CPRS, qui s'apparente à un feu léger en termes de degré de perturbation, ne serait pas suffisamment agressive pour éradiquer les éricacées. Ces dernières, qui se propagent plus rapidement que la régénération résineuse, envahissent rapidement le parterre de coupe. Étant donné leur effet négatif connu sur la croissance des épinettes noires, le BFEC appréhende un délai de croissance occasionné par les éricacées sur les sites traités par CPRS et susceptibles à l'envahissement.

Ainsi, dans le manuel de détermination des possibilités forestières, le BFEC a retenu un délai de croissance de la régénération naturelle après coupe possible de 25 ans pour certaines strates susceptibles soumises à un scénario sylvicole extensif (Chapitre 4. Objectifs d'aménagement, Fascicule 4.10 Éricacées). En général, dans les peuplements naturels issus d'un feu, ce délai est plutôt estimé à une dizaine d'années (Lussier *et al.* 1992; Pothier et Savard 1998; Paquin *et al.* 1999; Fantin et Morin 2002; Ruel *et al.* 2004; Laflèche *et al.* 2013; Krause *et al.* 2014). Le délai de 25 ans est basé sur des études présentées dans ce fascicule sur les éricacées. Certaines de ces études proviennent de l'extérieur de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean (Côte-Nord et Abitibi-Témiscamingue) (Thiffault *et al.* 2004a; Thiffault *et al.* 2004b; Thiffault et Jobidon 2006) et d'autres de l'extérieur du Québec (Terre-Neuve et Ontario) (Inderjit et Mallik 1996a; Mallik 2003; Thiffault *et al.* 2010). De plus, la plupart des études présentées dans ce fascicule concernent des peuplements scarifiés et reboisés (Inderjit et Mallik 1996a; Thiffault *et al.* 2004a; Thiffault *et al.* 2004b; Thiffault et Jobidon 2006; Thiffault *et al.* 2010) ou des landes à éricacées (Mallik 2003; Thiffault *et al.* 2004a; Thiffault et Jobidon 2006), ce qui est une tout autre problématique que celle portant sur la croissance de la régénération naturelle après récolte. Certaines de ces études dans ce fascicule ne font un

suivi qu'à court terme de la croissance des arbres après traitement, soit moins de 10 ans (Inderjit et Mallik 1996a; Prévost et Dumais 2003; Thiffault *et al.* 2004a; Thiffault *et al.* 2004b; Thiffault et Jobidon 2006). Plusieurs études ont montré que les épinettes noires avaient une croissance lente dans les premières années, suivie d'une accélération de cette croissance (Boily et Doucet 1993; Philip 1994; Fournier 1997; Prévost 1997; Grondin et al. 2000; Fantin et Morin 2002; Bouchard 2003; Matboueriahi 2007; Krause *et al.* 2009). En conséquence, l'extrapolation de la croissance annuelle en hauteur des épinettes noires, dans l'objectif d'estimer un délai pour atteindre un mètre de hauteur, sous-estime sa croissance en hauteur à long terme. Finalement, ni le temps d'acclimatation, ni la hauteur initiale de la régénération préétablie ne sont des éléments pris en compte dans l'estimation du délai pour atteindre un mètre de hauteur. Dans le fascicule, le BFEC conclut que les données pour estimer la perte de productivité ne sont que fragmentaires.

En plus du délai de croissance, des rendements inférieurs au peuplement d'origine peuvent être estimés afin d'anticiper l'ouverture du couvert. Ainsi, pour certaines UA, un rendement correspondant aux strates sur les types écologiques RE3 (Pessière noire à sphaignes) de densité «C-D» (Couvert arborescent de 60 % et moins) est appliqué au peuplement futur. Ces rendements inférieurs sont appliqués aux peuplements traités par CPRS, sans scarifiage, ni plantation (scénario extensif) situés dans les types écologiques RE12, RE20, RE21 et RE22.

Le délai de croissance supplémentaire pourrait influencer l'évaluation de la possibilité forestière et la mise en œuvre des stratégies sylvicoles en ayant comme impact, pour les territoires concernés, une augmentation du temps requis au peuplement pour atteindre sept mètres de hauteur et pour parvenir à sa période de maturité, et donc un délai de récolte dans les unités territoriales de référence (UTR), ainsi qu'un délai supplémentaire pour l'atteinte des critères de structure d'âge et d'habitat pour les besoins des espèces fauniques. Étant donné le pourcentage élevé des types écologiques susceptibles à l'envahissement par les éricacées sur le territoire du Saguenay–Lac-Saint-

Jean, il convient d'investiguer davantage sur les effets des éricacées sur la croissance de la régénération naturelle des peuplements susceptibles à l'envahissement qui sont traités par CPRS sans scarifiage. De plus, l'acquisition de données régionales sur les éricacées permettrait d'identifier plus précisément les secteurs à haut risque d'être envahis par les éricacées et proposer des scénarios sylvicoles adaptés aux sites problématiques.

Les intervenants régionaux, soit la Conférence régionale des élus (ci-après CRÉ-02) et le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (ci-après MFFP-02), désirent donc acquérir davantage d'informations régionales sur l'impact des éricacées sur la croissance de la régénération naturelle des épinettes noires après une coupe, non seulement à cause du pourcentage élevé de sites susceptibles d'être envahis, mais également parce que ce délai n'est pas observé régionalement sur le terrain par les équipes du MFFP-02. Hypothétiquement, il est supposé que la croissance de la régénération naturelle des résineux après CPRS dans les sites susceptibles d'être envahis par les éricacées n'est pas inférieure à celle de la régénération naturelle résineuse dans les peuplements issus d'un feu, soit un délai d'environ 10 ans pour atteindre un mètre de hauteur (Lussier *et al.* 1992; Pothier et Savard 1998; Paquin *et al.* 1999; Fantin et Morin 2002; Ruel *et al.* 2004; Laflèche *et al.* 2013).

6. ÉTAT DES CONNAISSANCES

Les effets négatifs des éricacées sur la croissance des conifères des milieux infertiles sont bien documentés (Mallik 1987; Zhu et Mallik 1994; Mallik 1995; Inderjit et Mallik 1996a; Titus et English 1996; Yamasaki *et al.* 1998; Thiffault *et al.* 2004b). Par contre, l'impact des éricacées sur le délai de croissance des épinettes noires dans les parterres de coupe n'est pas à proprement mentionné dans la littérature. Certaines études portent sur la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire des pessières noires après une coupe sur des sites où il y a présence d'éricacées (Paquin et Doucet 1992a, b; Ruel 1992; Boily et Doucet 1993; Harvey et Brais 2002; Hébert 2010; Hébert *et al.* 2010a; Hébert *et al.* 2010b; Lafleur *et al.* 2010) et, de ces études, certaines sont situées sur le territoire du Saguenay–Lac-Saint-Jean (Boily et Doucet 1991; Morin *et al.* 1991; Lussier *et al.* 1992; Morin et Gagnon 1992; Doucet et Boily 1995; Pothier *et al.* 1995; Prévost 1996; Fournier 1997; Prévost 1997; Paquin *et al.* 1999; Pothier 2000; Lussier *et al.* 2002; Prévost et Dumais 2003; Ruel *et al.* 2004; Krause *et al.* 2014). Un résumé de ces études est présenté à l'annexe du présent document ainsi qu'une carte les localisant (Tableau 4 et Figure 1).

6.1 Études provinciales

En Abitibi-Témiscamingue, dans la sapinière à bouleau blanc de l'ouest, Harvey et Brais (2002) ont étudié la croissance des épinettes noires sept années après une CPRS sur des sites de texture fine à moyenne et d'argile limoneuse, et sur des sites de texture grossière et de sable loameux. Au moment de la coupe, la présence de kalmia, de rhododendron et de vaccinium avait été notée. Après sept années de croissance, la régénération naturelle d'épinette noire avait une croissance annuelle de 6,1 cm/an et une hauteur moyenne entre 55 cm et 80 cm dans les sites de texture fine à moyenne, où le couvert d'éricacées n'excédait pas 1 % de recouvrement, tandis que sur les sites de texture grossière, la croissance annuelle des épinettes noires naturelles était de 4,5 cm/an et leur hauteur moyenne variait de 45 cm à 80 cm. Dans ces sites, 7 années après la coupe, le pourcentage de recouvrement des éricacées était d'environ 25 %. D'ailleurs,

l'étude de Ruel (1992), cinq années après des coupes sur différents sites au Québec, a révélé que les mauvaises régénérations étaient principalement attribuables à une faible abondance de la régénération préétablie d'épinette noire et qu'elles étaient plus fréquentes sur les sites de texture grossière.

Boily et Doucet (1993) ont étudié la croissance en hauteur des épinettes noires environ 20 années après coupes dans la zone boréale de la région de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Outaouais. Dans leur étude, deux types de secteurs étaient comparés, soit les sites humides composés de sol organique à mauvais drainage avec la présence de kalmia et de sphaignes et les sites mésiques de loam sableux ou limoneux avec un drainage bon à modéré et la présence de kalmia et de mousses hypnacées. Après 20 années de croissance suivant la coupe, les épinettes noires des secteurs humides avaient une hauteur moyenne variant de 199 cm à 270 cm, avec une croissance annuelle moyenne entre 14,8 cm/an et 18,5 cm/an, tandis que celles des sites mésiques avaient une hauteur moyenne variant de 339 cm à 513 cm et une croissance annuelle moyenne entre 31,8 cm/an et 36,3 cm/an. Cette étude a également montré que la croissance en hauteur des épinettes noires était très lente immédiatement après la coupe, mais qu'elle augmentait de façon notable dans les années suivantes. Les épinettes noires sur les stations mésiques avaient atteint une croissance annuelle de 15 cm/an, sept à huit années après la coupe, tandis que celles des sites humides atteignaient ce seuil quinze années après la coupe. Tout au long de l'étude, la régénération naturelle des sites mésiques a eu une croissance en hauteur supérieure à celle des sites humides.

L'étude de Paquin et Doucet (1992a) a révélé des résultats similaires. Leur étude était localisée dans la sapinière à bouleau blanc de l'est de la région de la Côte-Nord, sur des sites plus de 40 ans après coupe, représentés par un sol de texture loam sableux, d'humus d'épaisseur moyenne, de drainage bon à rapide et avec la présence de kalmia et de rhododendron, et visait l'évaluation de la croissance en hauteur de la régénération préétablie d'épinette noire. Leurs résultats ont montré que le seuil de croissance de

15 cm/an était atteint environ 7 à 8 années après la coupe et que les taux de croissance maximaux étaient atteints entre 20 et 30 ans après la coupe avec des valeurs de 20 à 25 cm/an.

Dans la pessière à mousses de l'ouest de la région du Nord-du-Québec, Lafleur *et al.* (2010) ont comparé la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire après une CPRS et une coupe totale. Le site à l'étude était composé d'argile glacio-lacustre et limoneuse, et était de drainage varié. La strate arbustive était dominée par le rhododendron, le kalmia et le vaccinium, tandis que celle muscinale par les mousses hypnacées et les sphaignes. Huit années de croissance après traitements, le pourcentage de recouvrement des éricacées était inférieur dans les sites traités par coupe totale comparativement à ceux traités par CPRS. Huit années après coupe, la hauteur de la régénération naturelle dans les sites de coupe totale était de 80 cm et de 67 cm dans les sites de CPRS.

6.2 Études régionales

L'étude de Paquin *et al.* (1999) portait sur la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire après une coupe dans la pessière à mousses de l'ouest, près de Chibougamau. La strate arbustive, couvrant 60 % de l'aire, était représentée par du kalmia, du rhododendron et du vaccinium, et la strate muscinale était dominée par les mousses hypnacées. L'humus avait entre 10 et 20 cm d'épaisseur, le sol était du type podzol humo-ferrique, de texture sable loameux et avait un drainage bon à modéré. L'étude se déroulait 15 années après la coupe. Avant l'ouverture du couvert, la régénération préétablie avait une croissance annuelle moyenne de 3 cm/an et avait une hauteur moyenne, au moment de la coupe, de 41 cm. Dans les cinq années suivant la coupe, les semis naturels issus de graines ont eu un gain de hauteur de 36 cm et la régénération préétablie de 26 cm. Dans les cinq années suivantes, ce gain était de 88 cm pour les semis naturels et de 68 cm pour la régénération préétablie. À partir de la neuvième année après la coupe, les deux types de régénération naturelle avaient une

hauteur moyenne de plus de 100 cm et leur croissance annuelle était similaire. Effectivement, pour la période de la 11^e à la 15^e année après la coupe, les 2 types de régénération naturelle ont eu un gain de hauteur de 126 cm avec une croissance annuelle de 25 cm/an. Après 15 années de croissance, les semis naturels issus de graines avaient une hauteur moyenne de 251 cm et la régénération préétablie de 261 cm. La hauteur initiale de ces dernières au moment de la coupe a compensé pour leur plus faible croissance occasionnée par leur besoin d'acclimatation dans les six à huit premières années après la coupe.

Dans le même secteur de la pessière à mousses de l'ouest que l'étude décrite précédemment, Prévost (1997) a étudié la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire six années après une coupe sur un site de drainage pauvre, constitué de sol podzolique de texture loam sableux et d'humus de type mor entre 15 et 30 cm d'épaisseur. La strate arbustive était représentée par le kalmia et le rhododendron, et la strate muscinale principalement par les mousses hypnacées. Avant la coupe, la régénération préétablie avait une croissance annuelle de 3 cm/an. Cette dernière a augmenté trois à quatre années après la coupe, pour atteindre des taux variant de plus de 10 cm/an à 16 cm/an six ans après la coupe. Le couvert des éricacées était de 35 % de recouvrement cinq années après la coupe. Dans un autre site, avec des caractéristiques comparables, Prévost (1996) a révélé que le pourcentage de recouvrement du kalmia et du rhododendron était similaire avant la même CPRS et trois ans après, soit d'environ 20 %. Après 10 années de croissance suivant la CPRS, Prévost et Dumais (2003) ont montré que la régénération préétablie avait eu une croissance similaire aux semis naturels issus de graines, avec un taux de croissance de 4,4 cm/an pour les préétablis et de 4,1 cm/an pour les semis naturels. Par contre, étant donné la hauteur initiale au moment de la coupe de la régénération préétablie, ces dernières ont atteint 100 cm de hauteur environ huit années après la CPRS et avaient une hauteur totale supérieure à celle des semis plantés.

Dans une CPR de 10 ans, Doucet et Boily (1995) ont évalué la croissance en hauteur de la régénération naturelle d'épinette noire dans la sapinière à bouleau blanc de l'ouest. Le site était constitué de sable de texture grossière et d'humus de type mor de 20 cm d'épaisseur, et était bien drainé. Le kalmia y était abondant et la strate muscinale était dominée par les mousses hypnacées. Au moment de la coupe, la régénération préétablie avait une hauteur moyenne de 45 cm et une croissance annuelle de 3,8 cm/an. Cinq années plus tard, la hauteur moyenne avait atteint plus de 100 cm de haut. Au moment de l'échantillonnage, les épinettes noires avaient une hauteur moyenne de 232 cm et une croissance annuelle de 35 cm/an. Ces mêmes auteurs ont déjà comparé la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire après coupe dans des sites humides et mésiques (Boily et Doucet 1991). Les sites humides étaient caractérisés par un mauvais drainage, de l'argile limoneuse et la présence de rhododendron, de vaccinium et de sphaignes, tandis que les sites mésiques avaient un bon drainage, un sol composé de loam limoneux et le kalmia y était présent avec les mousses hypnacées. Au moment de la coupe, la croissance annuelle de la régénération préétablie d'épinette noire était de 5 cm/an et leur hauteur moyenne était de 15 cm dans les sites humides et de 31 cm dans les sites mésiques. L'ouverture de la canopée a entraîné une augmentation graduelle du taux de croissance. Cette augmentation était plus prononcée chez les épinettes noires des sites mésiques. Effectivement, ces dernières ont atteint le seuil de 15 cm/an plus rapidement que celles des sites humides. Environ 20 ans après la coupe, les épinettes noires des sites humides avaient une hauteur moyenne de 162 cm et un taux de croissance annuelle de 14 cm/an. Les épinettes noires dominantes avaient une hauteur moyenne de 219 cm avec un taux de croissance de 18 cm/an. Dans les sites mésiques, la régénération avait une hauteur moyenne de 217 cm et un taux de croissance de 18 cm/an, tandis que les dominants avaient une hauteur moyenne de 320 cm avec un taux de 24 cm/an.

L'étude de Pothier (2000), dans des coupes de la pessière à mousses de l'ouest et de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest, a montré que la régénération naturelle d'épinette noire, 10 ans après la coupe, atteignait une hauteur moyenne de 120 cm avec un taux de croissance de 16 cm/an dans les sites mésiques et une hauteur de 102 cm avec

un taux de 12 cm/an dans les sites humides. Dans plusieurs sites répartis au Québec, de drainage bon à rapide, d'humus de moins de 30 cm d'épaisseur et de texture majoritairement de loam sableux ou de sable loameux, Pothier *et al.* (1995) ont montré que les épinettes noires préétablies avaient plus de 100 cm de hauteur moyenne 10 années après une coupe et que leur taux de croissance maximal était atteint 15 années après le traitement avec des valeurs de plus de 25 cm/an.

Morin *et al.* (1991) ont étudié la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire dans des sites de la pessière à mousses de l'ouest 20 années après coupe. Les sites étaient composés de tills minces avec un drainage rapide à imparfait. Les résultats ont montré que, 20 ans après la coupe, les épinettes noires avaient une hauteur moyenne de 141 cm à 198 cm et une hauteur supérieure à 100 cm 10 années après la coupe. En cumulant ces 20 années de croissance, la régénération préétablie a eu un taux moyen de croissance de 10 cm/an, tandis que celui de la régénération installée après la coupe était de 6 cm/an. Dans une étude comparative de sites coupés avec ceux issus de feu, Morin et Gagnon (1992) ont montré que la régénération préétablie de seconde venue, sur un site bien drainé, avec des dépôts de tills et la présence de kalmia, de rhododendron et de vaccinium, avait une hauteur totale moyenne supérieure, après 30 ans, à la régénération issue de graines après un feu. La hauteur initiale au moment de la perturbation a conféré un avantage à la régénération sur les sites de coupe.

L'étude de Fournier (1997) a évalué la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire sur un site de coupe de 24 ans de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest, sur un sol podzol humo-ferrique, de dépôt fluvio-glaciaire, avec un humus d'environ 10 cm d'épaisseur et de drainage modéré, où la présence de kalmia, de rhododendron et de vaccinium a été notée. Immédiatement après la coupe, la croissance de la régénération préétablie était de faible amplitude. Une accélération de la croissance a été enregistrée de cinq à sept années après la coupe. Les taux de croissance maximaux ont été atteints vers la 15^e année avec des valeurs supérieures à 28 cm/an pour les arbres de la classe des

dominants et des codominants, et de 10 cm/an pour ceux classés comme supprimés. Au cours des sept premières années suivant la coupe, les arbres dominants ont crû de 104 cm, les codominants de 49 cm et les supprimés de 33 cm.

L'étude de Ruel *et al.* (2004) a comparé la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire après une coupe avec celle d'une régénération issue d'un feu. L'étude s'est déroulée dans la pessière à mousses de l'ouest, sur des sites composés de loam sableux avec un drainage modéré à imparfait. Les peuplements brûlés ont eu une croissance en hauteur plus rapide dans les premières années suivant la perturbation comparativement aux peuplements coupés. La régénération des peuplements brûlés a atteint une croissance annuelle maximale à cinq mètres de hauteur et à des taux de 27cm/an. Tandis que celle des peuplements coupés a atteint sa croissance maximale à huit mètres de hauteur avec des taux de 15 cm/an. De plus, 50 ans après la perturbation, plus de la moitié des sites coupés avait un couvert d'éricacées supérieur à 20 %, tandis que celui des peuplements brûlés n'excédait pas 10 %. Malgré tout, 50 ans après les perturbations, le rendement des peuplements coupés ne différait pas de celui des peuplements brûlés.

Lussier *et al.* (1992) ont également comparé la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire après une coupe avec celle d'une régénération issue d'un feu. Les sites étaient caractérisés par des tills glaciaires d'épaisseur et de drainage variable, et principalement constitués de podzol. La régénération naturelle des peuplements coupés a eu une croissance inférieure, après la perturbation, à celle des peuplements issus de feu. Effectivement, les deux types de régénération ont atteint des taux de croissance maximaux vers la 20^e année après la perturbation, mais avec des valeurs de 40 cm/an pour les tiges issues des coupes et de 50 cm/an pour celles issues des feux. Ces taux sont demeurés stables pour une vingtaine d'années. La hauteur initiale de la régénération préétablie au moment de la coupe a compensé pour cette croissance plus lente dans les

premières années. Après 50 années de croissance, l'origine des tiges n'avait pas d'impact sur la hauteur moyenne et le diamètre moyen de ces dernières (Lussier *et al.* 2002).

7. TRAVAUX RÉCENTS

7.1 Travaux de Krause *et al.*

Afin de répondre aux lacunes de connaissances sur la susceptibilité à l’envahissement par les éricacées des pessières à mousses ou à éricacées après une CPRS, Krause *et al.* (2014) ont initié un projet de recherche. L’étude est en cours, mais des résultats préliminaires sont toutefois disponibles. Jusqu’à maintenant, 29 sites, répartis dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean et du Nord-du-Québec, tous situés sur les types écologiques RE21 ou RE22, ont été échantillonnés. Ces sites étaient dominés par l’épinette noire, avec un coefficient de distribution variant entre 32 et 74 %. Les mesures ont été prises en moyenne 18 années après la CPRS. La majorité des tiges était préétablie. Avant le traitement, la régénération avait une croissance annuelle moyenne de 2,6 cm/an et une hauteur totale moyenne de 49 cm. Le taux de croissance de la régénération préétablie a augmenté après l’ouverture du couvert par la CPRS, avec un délai d’environ deux à trois années.

Après 14 années suivant la CPRS, la régénération naturelle avait un taux de croissance de 16 cm/an et une hauteur totale moyenne de 167 cm. Cette régénération naturelle d’épinette noire, après une CPRS dans les types écologiques RE21 et RE22, a mis en moyenne neuf années pour atteindre le seuil de 100 cm de hauteur. Plus précisément, les épinettes noires ont mis entre cinq et treize années pour atteindre ce seuil. Les résultats préliminaires de cette étude montrent que le potentiel de croissance en hauteur des épinettes noires après une CPRS dans les types écologiques susceptibles à l’envahissement, soit les types RE21 et RE22, ne présente pas de retard par rapport à celui des épinettes noires régénérées après un feu dans ces mêmes types écologiques. Effectivement, une analyse de la base de données du Laboratoire d’écologie végétale et animale de l’Université du Québec à Chicoutimi a montré que la régénération naturelle issue d’un feu dans les types écologiques RE21 et RE22 au Saguenay–Lac-Saint-Jean avait, en moyenne, un délai de douze années pour atteindre 100 cm de hauteur (Krause *et al.* 2014).

7.2 Analyse du bureau régional du MFFP

En lien avec le délai de croissance de 25 ans du manuel de détermination des possibilités forestières du BFEC, le personnel du bureau régional du MFFP de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean a réalisé une analyse cartographique des territoires traités par CPRS. Cette analyse a permis d'établir une concordance entre le nombre d'années écoulées depuis la coupe et la classe de hauteur de la régénération naturelle résineuse et, ainsi, de dresser un portrait des parterres de coupe avec une mauvaise régénération ou une absence de régénération. Pour ce faire, une analyse de la cartographie du 4^e programme d'inventaire a été réalisée. Les territoires coupés sur les types écologiques susceptibles à l'envahissement par les éricacées, soit les types RE12, RE20, RE21, RE22 et RE37, à partir des années 1985 dans les UA 02551 et 02352, ont été analysés. Dans les peuplements traités par CPRS, seulement 10 % des territoires n'ont toujours pas atteint la classe de hauteur de 2 mètres 16 années après l'intervention (Tableau 3). Les territoires considérés dans la classe de hauteur de moins de deux mètres sont ceux dont les types de couvert étaient non identifiables. Ces territoires peuvent être considérés comme mal régénérés, non régénérés ou avec une régénération de moins de deux mètres de hauteur. Lorsque l'ensemble des territoires traités par CPRS depuis plus de 10 ans est considéré, c'est seulement 38 % de la superficie qui n'atteint pas cette classe de hauteur (Tableau 3). Il est fort probable qu'une portion de ce pourcentage représente des tiges qui ont une hauteur inférieure à deux mètres, mais supérieure à un mètre. De plus, il est possible qu'une partie de ce pourcentage soit imputable à une absence de régénération causée par d'autres facteurs que la présence d'éricacées sur le parterre. Cette analyse indique qu'il est très peu probable que l'ensemble des sites susceptibles à l'envahissement par les éricacées présente un délai de croissance de 25 ans pour atteindre 1 mètre de hauteur après une CPRS.

Tableau 3. Représentation des coupes et des retours de couvert forestier sur des types écologiques susceptibles à l’envahissement par les éricacées – 4^e décennal²

Unité d'aménagement	Année	Traitement	Âge	Superficies (ha)	Superficie des 2 m ou plus de hauteur (ha)	Superficie des moins de 2 m de hauteur (ha)	Pourcentage bien régénéré (%)
02551	1985-1989	CT	16 à 20	4 229	3 893	336	92
	1985-1989	CPRS	16 à 20	6 887	6 265	622	91
	1990-1995	CPRS	10 à 15	18 840	10 200	8 640	54
	1996-2001	CPRS	4 à 9	35 501	5 721	29 780	16
02352	1985-1989	CT	17 à 21	673	439	234	65
	1985-1989	CPRS	17 à 21	433	307	126	71
	1990-1995	CPRS	11 à 16	2 022	752	1 270	37

² Préparé par Pascal Baillargeon, MFFP-02, Décembre 2011

8. DISCUSSION

En résumé, les études sur la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire après coupe dans des pessières noires à mousses ou à éricacées ont montré que les sites mésiques étaient plus favorables à leur croissance que les sites humides. Effectivement, il est connu que le drainage est l'un des principaux facteurs influençant la fertilité des sites, ceux avec un mauvais drainage étant moins fertiles que ceux bien drainés (Jeglum 1974; Frisque 1977; Buse et Baker 1990; Viereck et Johnston 1990; Blais 2000). Avant la coupe, la régénération préétablie d'épinette noire avait, en moyenne, un taux de croissance annuel de 3 cm/an. Ce qui soutient que cette espèce est tolérante à l'ombre, mais avec une croissance réduite sous couvert (Klinka *et al.* 1982; Viereck et Johnston 1990). Un délai de trois à huit années a été enregistré avant l'accélération du taux de croissance de la régénération préétablie. Ce délai est imputable au besoin d'acclimatation de la régénération préétablie à l'augmentation de la disponibilité de la lumière, causée par l'ouverture du couvert, à la récolte de l'arbre-mère et aux blessures causées par le passage de la machinerie (Doucet 1988; Ruel *et al.* 1991; Tesch *et al.* 1993; Pominville et Ruel 1995; Ruel *et al.* 1995; Paquin *et al.* 1999; Pothier 2000; Prévost et Dumais 2003). La régénération de petite taille serait plus rapide à s'acclimater que la haute (Morin et Gagnon 1992; Paquin et Doucet 1992a; Pothier *et al.* 1995). Généralement, 7 à 8 années après la coupe, la régénération d'épinette noire atteint le seuil de croissance de 15 cm/an et le taux de croissance maximal, en moyenne, entre la 15^e et la 20^e année. Les semis naturels issus de graines ont un patron de croissance similaire, avec une croissance lente au départ suivie d'une accélération (Yang et Hazenberg 1994; Oliver et Larson 1996; Krause *et al.* 2009). Les premières années de croissance après une coupe ne sont donc pas représentatives du potentiel réel de croissance des épinettes noires naturelles.

Les peuplements régénérés après coupe sont principalement constitués par de la régénération préétablie. Cette forte proportion de régénération préétablie est due au mode de régénération de l'épinette noire et à sa protection par la CPRS, tandis que la faible

proportion de semis naturels issus de graines est attribuable au manque de bons lits de germination. L'établissement et la germination des épinettes noires sont favorables dans le sol minéral ou organique et le sont très peu dans les mousses hypnacées (Jeglum 1979; Viereck et Johnston 1990; St-Pierre *et al.* 1991; Laberge 2007). La coupe perturbe peu le sol, conservant ainsi les mousses hypnacées et la couche d'humus présente, et exposant peu l'horizon minéral. L'humus accumulé est récalcitrant à l'établissement et la germination des semis naturels d'épinette noire (Mallik et Newton 1988; De Montigny 1992; Zackrisson et Nilsson 1992; Pellissier 1993; Zhu et Mallik 1994; Gallet et Pellissier 1997). Malgré la croissance ralentie de la régénération préétablie d'épinette noire dans les premières années suivant la coupe, sa hauteur au moment de cette dernière y compense. Les différentes études ont montré que la régénération préétablie d'épinette noire a le potentiel de former, à maturité, un peuplement productif, en plus d'atteindre le seuil d'un mètre de hauteur dans des délais comparables aux peuplements formés après un feu. Cette hauteur initiale au moment de la coupe pourrait conférer un avantage à l'épinette noire contre l'envahissement des éricacées. Bien que ces dernières aient une réponse plus rapide à l'ouverture du couvert par la coupe, il est possible que cet avantage compétitif disparaisse, ou du moins diminue, une fois la régénération préétablie acclimatée (Hébert 2010).

Les résultats des études ont également montré que la CPRS était moins efficace pour éradiquer les éricacées que la coupe totale, du fait qu'en perturbant peu le sol, elle protège la strate arbustive. Alors que la coupe totale perturbe une plus grande surface du sol et à une profondeur plus importante, détruisant ainsi le système racinaire des éricacées, en plus d'exposer davantage le sol minéral qui crée une barrière à ces dernières (Titus *et al.* 1995). Les résultats ont également fait ressortir que le couvert des éricacées était plus important sur les sites avec un sol de texture grossière, comme les loams sableux et les sables loameux, qui sont leurs sites préférentiels, comparativement aux sols de texture moyenne ou fine, comme les argiles, les limons et les loams. Les sols de texture grossière sont représentatifs des types écologiques RE21. La croissance en hauteur de la régénération naturelle d'épinette noire tend à être inférieure sur les sols de

texture grossière, comparativement aux sols de texture moyenne ou fine. Hypothétiquement, il est possible que cette plus faible croissance soit reliée à la présence plus importante des éricacées sur les sols de texture grossière. Cependant, les résultats comparant la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire dans les sites de texture grossière avec celle dans les sites de texture moyenne ou fine ne portaient que sur de courtes périodes. Ces résultats ne permettent donc pas de conclure si cette différence se maintient dans le temps ou diminue une fois la régénération préétablie acclimatée à son environnement. Enfin, certaines études ont montré qu'une faible abondance de régénération pouvait entraîner des échecs de régénération. Par contre, les études consultées n'ont pas identifié de délai de croissance de la régénération naturelle d'épinette noire après une coupe dans des pessières noires à mousses ou à éricacées.

Les problèmes de régénération devraient davantage être associés aux peuplements du sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'est plutôt qu'à celui de l'ouest, étant donné la plus faible fréquence des feux. L'absence de feu prolongé entraîne une forte accumulation de matières organiques au sol, qui nuit à l'établissement des épinettes noires, mais favorise les éricacées (Mallik 1982; Aber *et al.* 1997; Bloom 2001; Mallik 2003). D'ailleurs, dans le sous-domaine de la pessière à mousses de l'est, 10 à 15 % des peuplements d'épinette noire récoltés par CPRS présenteraient une forte proportion d'éricacées (Hébert 2010). De plus, la grande majorité des problèmes de régénération causés par les éricacées concernerait les strates de densité C (couvert arborescent entre 41 % et 60 %) et D (couvert arborescent entre 26 % et 40 %), les strates de densité D étant principalement des pessières à lichens, de types écologiques RE1 (Hébert 2014, communication personnelle). L'effet des éricacées est donc, du moins en partie, inclus dans la qualité du site. Le fascicule 4.10 sur les éricacées du manuel de détermination des possibilités forestières inclut le type écologique RE12. Par contre, ce type écologique ne devrait pas être pris en considération dans la problématique d'envahissement des parterres de coupe par les éricacées. Ce type écologique représente les pessières à lichens et ces dernières sont soustraites de l'aménagement forestier.

En résumé, la littérature ne laisse présager aucun délai de croissance de 25 ans de la régénération naturelle après coupe dans les pessières noires à mousses ou à éricacées suite à l’envahissement par les éricacées. La réalisation d’un inventaire régional dans ces sites de coupe permettrait de soutenir la littérature et de préciser les données régionales quant à la croissance de la régénération naturelle résineuse après coupe dans les sites envahis par les éricacées. La Direction de la recherche forestière (ci-après DRF) du MFFP poursuit des études sur l’impact des éricacées sur la croissance des épinettes noires, tout comme l’équipe de Krause *et al.* de l’Université du Québec à Chicoutimi (ci-après UQAC). Il serait donc intéressant de refaire une réflexion avec ces nouvelles données. De plus, l’impact réel des éricacées sur la croissance de la régénération naturelle d’épinette noire après une CPRS devrait être étudié plus spécifiquement. Et une évaluation de la proportion des parterres de coupe envahis par les éricacées pouvant être affectés par des délais de croissance devrait être réalisée. Finalement, les types écologiques RE21 devraient être davantage étudiés, puisqu’ils semblent être les sites les plus propices aux éricacées de par leur texture grossière.

9. RECOMMANDATIONS

Suite à l'analyse des différentes études retrouvées dans la littérature sur la croissance en hauteur des épinettes noires après une coupe dans des pessières noires à mousses ou à éricacées, la CRÉ et le MFFP de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean recommandent :

- ❖ De ne pas appliquer un délai de croissance supplémentaire aux peuplements traités par CPRS qu'à ceux issus de feu dans les types écologiques identifiés dans le manuel de détermination des possibilités forestières comme étant susceptibles à l'envahissement par les éricacées, soit RE12, RE20, RE21 et RE22;
- ❖ D'analyser les nouvelles données régionales attendues lorsqu'elles seront disponibles et de les intégrer à cette réflexion;
- ❖ D'étudier l'impact des éricacées sur la croissance à long terme de la régénération résineuse spécifiquement dans les peuplements issus d'une coupe. L'objectif étant de valider si les éricacées ont réellement un impact sur la croissance résineuse après une coupe et si l'effet compétitif des éricacées est plus prononcé dans les premières années après le traitement;
- ❖ D'évaluer dans quelle proportion les pessières noires à mousses ou à éricacées de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean peuvent présenter des problèmes de régénération après coupe;
- ❖ D'identifier les caractéristiques des sites les plus à risques de présenter des problèmes de régénération après coupe attribuable à la présence des éricacées afin d'y appliquer des stratégies sylvicoles particulières;
- ❖ D'exclure le type écologique RE12 de la problématique d'envahissement des parterres de coupe par les éricacées du fascicule 4.10 du manuel de détermination des possibilités forestières. Ce dernier est une pessière à lichens et devrait être regroupé avec l'enjeu d'ouverture des peuplements dans le fascicule 4.11.

10. CONCLUSION

Dans le fascicule 4.10 sur les éricacées du manuel de détermination des possibilités forestières, le BFEC considère un délai de croissance de 25 ans pour atteindre 1 mètre de hauteur dans les sites de coupe qu'ils ont identifiés comme étant les plus susceptibles à l'envahissement par les éricacées, soit les types écologiques RE12, RE20, RE21 et RE22. Ces types écologiques représentent une part importante du territoire forestier de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, soit environ 25 %. Étant donné l'incidence probable du délai de croissance de 25 ans sur l'évaluation de la possibilité forestière, une revue de littérature sur l'impact réel des éricacées sur la croissance en hauteur des épinettes noires après une coupe a été réalisée.

La régénération naturelle des épinettes noires est principalement retrouvée dans les sites mésiques, de sol acide et pauvre, et sa dynamique est majoritairement régie par les feux de forêt. Elle est tolérante à l'ombre et peut survivre longtemps sous couvert avec une croissance réduite. Les semis naturels issus de graines ont une croissance lente dans les premières années, suivie d'une accélération. Les lits de germination les plus favorables sont constitués de sol minéral ou organique. La régénération préétablie, après une coupe, a un patron de croissance similaire étant donné son besoin d'acclimatation suite à la modification de son environnement causée par l'ouverture du couvert. Après une coupe, le peuplement est principalement constitué de régénération préétablie. Sa hauteur au moment de la coupe compense pour sa croissance ralentie dans les premières années et pourrait même lui conférer un avantage pour contrer la compétition occasionnée par la présence des éricacées. Ces dernières sont favorisées par les CPRS qui protègent la strate arbustive et elles ont la capacité d'envahir rapidement les parterres de coupe. Les éricacées sont plus fréquentes sur les sites acides et pauvres, et de texture grossière. Il est donc possible que les types écologiques RE21, caractérisés par un sol de texture grossière, soient plus à risque d'être envahis par les éricacées et de présenter une régénération naturelle avec des délais de croissance. D'ailleurs, la littérature a montré que la régénération naturelle d'épinette noire sur les sites de texture grossière avait une

croissance inférieure à celle des sites de texture fine à moyenne. Le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'est est également plus à risque de présenter des problèmes de régénération dus aux éricacées étant donné l'accumulation importante d'humus causée par l'absence de feu prolongé. Par contre, la littérature n'a pas montré de délai de croissance supplémentaire de la régénération naturelle d'épinette noire après une coupe comparativement à la régénération naturelle issue d'un feu.

À la lueur de cette revue de littérature, la CRÉ-02 et le MFFP-02 remettent en question l'application d'un délai de croissance de 25 ans de la régénération naturelle après coupe pour l'ensemble des pessières noires à mousses ou à éricacées de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, soit les types écologiques RE12, RE20, RE21 et RE22. Par contre, il est probable qu'une certaine portion de ces sites présente des problèmes de régénération. Il est donc essentiel de poursuivre les études régionales afin de valider quels sont les sites les plus susceptibles de présenter ces problèmes de régénération et si la présence d'éricacées nuit à la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire après coupe.

11. RÉFÉRENCES

Aber, J.D., Ollinger, S.V., et Driscoll, C.T. 1997. Modeling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and atmospheric deposition. *Ecological Modelling* **101**: 61-78.

Aerts, R., Boot, R.G.A., et Vandraart, P.J.M. 1991. The Relation between Aboveground and Belowground Biomass Allocation Patterns and Competitive Ability. *Oecologia* **87**: 551-559.

Anonyme. 2006. Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'état. Loi sur les forêts. *Edité par* Gouvernement du Québec, Canada.

Barg, A.K., et Edmonds, L.R. 1999. Influence of partial cutting on site microclimate, soil nitrogen dynamics, and microbial biomass in Douglas-fir stands in western Washington. *Canadian Journal of Forest Research* **20**: 705-713.

Bending, G.D., et Read, J.R. 1996a. Effects of soluble polyphenol tannic acid on the activities of ectomycorrhizal fungi. *Soil Biology & Biochemistry* **28**: 1595-1602.

Bending, G.D., et Read, J.R. 1996b. Nitrogen mobilization from protein-polyphenol complex by ericoid and ectomycorrhizal fungi. *Soil Biology & Biochemistry* **28**: 1603-1612.

Bergeron, J.F. 1996. Domaine de la pessière noire à mousses. *Dans* Bérard, J.A., Côté, M. (Eds.), Manuel de foresterie. *Edité*. Les Presses de l'Université Laval, Québec (Canada). pp. 223-238.

Bergeron, Y., Harvey, A., Leduc, A., et Gauthier, S. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance : stand - and forest-level considerations. *The Forestry Chronicle* **75**: 49-54.

Blais, M.J. 2000. Qualité de station pour l'épinette noire en relation avec les caractéristiques stationnelles et végétales. *Dans* Sciences du bois et de la forêt. *Edité*. Université Laval, Québec. p. 59.

Bloom, R.G. 2001. Direct and indirect effects of post-fire conditions on successional pathways and ecological processes in black spruce-Kalmia forests. *Edité*. Lakehead University, Thunder Bay.

Bloom, R.G., et Mallik, A.U. 2004. Indirect effects of black spruce (*Picea mariana*) cover on community structure and function in sheep laurel (*Kalmia angustifolia*) dominated heath of eastern Canada. *Plant and Soil* **265**: 279-293.

Boily, J., et Doucet, R. 1991. Croissance en hauteur de la régénération de marcottes d'épinette noire dans des coupes d'une vingtaine d'années. *Edité par* Direction de la recherche forestière Ministère des Forêts Gouvernement du Québec, Québec. p. 10p.

Boily, J., et Doucet, R. 1993. Croissance juvénile de marcottes d'épinette noire en régénération après récolte du couvert dominant. *Canadian Journal of Forest Research* **23**(7): 1396-1401.

Bouchard, M.-H. 2003. Croissance et dynamique de l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) dans deux types écologiques de la forêt boréale québécoise, région écologique 6e-Coteaux de la rivière Nestaocano. *Dans* Département des Sciences fondamentales. *Edité*. Université du Québec à Chicoutimi. p. 50.

Bradley, R.L., Fyles, J.W., et Titus, B.D. 1997a. Interactions between *Kalmia* humus quality and chronic low C inputs in controlling microbial and soil nutrient dynamics. *Soil Biology & Biochemistry* **29**: 1275-1283.

Bradley, R.L., Titus, B.D., et Fyles, J.W. 1997b. Nitrogen acquisition and competitive ability of *Kalmia angustifolia* L., paper birch (*Betula papyrifera* Marsh.) and black spruce (*Picea mariana* [Mill.] B.S.P.) seedlings grown on different humus forms. *Plant and Soil* **1995**: 209-220.

Bradley, R.L., Titus, B.D., et Preston, C.P. 2000. Change to mineral N cycling and microbial communities in black spruce humus after additions of (NH₄)₂SO₄ and condensed tannins extracted from *Kalmia angustifolia* and *balsam fir*. *Soil Biology & Biochemistry* **32**: 1227-1240.

Bureau du forestier en chef. 2013. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. *Edité par* Gouvernement du Québec, Roberval, Qc. p. 247.

Burgess, D., et Wetzel, S. 2000. Nutrient availability and regeneration response after partial cutting and site preparation in eastern white pine. *Forest Ecology and Management* **138**: 249-261.

Buse, W., et Baker, W.D. 1990. Preliminary site quality key for black spruce in the NW region. *Edité par* Ontario Ministry of Natural Resources, NW Ontario.

Carleton, T.J. 1982. The pattern of invasion and establishment of *Picea mariana* (Mill.) B.S.P. into the subcanopy layers of *Pinus banksiana* Lamb. dominated stands. Canadian Journal of Forest Research **12**: 973-984.

Castells, E., Penuelas, J., et Valentine, D.W. 2005. Effects on plant leachates from four boreal understory species on soil N mineralisation, and white spruce (*Picea glauca*) germination and seedling growth. Annals of botany **95**: 1247-1252.

Chapin, F.S.I., et Tryon, P.R. 1983. Habitat and leaf habitat as determinants of growth, nutrient absorption, and nutrient use by Alaskan taiga forest species. Canadian Journal of Forest Research **13**: 818-826.

Charron, I., et Greene, D.F. 2002. Post-wildfire seedbeds and tree establishment in the southern mixedwood boreal forest. Canadian Journal of Forest Research **32**(9): 1607-1615. doi: 10.1139/x02-085.

Chung, H.H., et Kramer, P.J. 1975. Absorption of water and P³² through suberized and unsuberized roots of loblolly pine. Canadian Journal of Forest Research **5**: 229-235.

Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire du Saguenay-Lac-Saint-Jean. 2011. Portrait de la ressource forêt du Saguenay-Lac-Saint-Jean. *Édité par* Groupe Optivert. p. 280.

Côté, D. 2004. Mise en place d'une pessière à cladonie dans le domaine des forêts fermées d'épinette noire (*Picea mariana*) et potentiel pour la production forestière. *Édité.* Université du Québec à Chicoutimi, Mémoire de maîtrise en ressources renouvelables, Chicoutimi. p. 96 p.

Damman, A.W.H. 1971. Effect of vegetation changes on the fertility of a Newfoundland forest site. Ecological Monographs **41**(3): 253-270.

De Montigny, L. 1992. An investigation into the factors contributing to the growth-check of conifer regeneration on northern Vancouver island. *Dans* Forest science. *Édité.* University of British Columbia.

Doucet, R. 1988. La régénération préétablie dans les peuplements forestiers naturels au Québec. The Forestry Chronicle **64**(2): 116-120.

Doucet, R. 1990. Long term development of black spruce advance growth released by cutting. *Dans* The silvics and ecology of boreal spruces, 1989 IUFRO Working Party. *Edité par* B.D. Titus et M.B. Lavigne et P.F. Newton et W.J. Meades. Forest canadian Newfoundland, Newfoundland.

Doucet, R., et Boily, J. 1986. Croissance en hauteur comparée de marcottes et de plants à racines nues d'épinette noire, ainsi que de plants de pin gris. *Canadian Journal of Forest Research* **16**: 1365-1368.

Doucet, R., et Boily, J. 1988. Développement des bouquets de marcottes d'épinette noire dans des coupes récentes au Québec. *Naturaliste Canadien* **115**: 139-147.

Doucet, R., et Boily, J. 1995. Croissance en hauteur de la régénération d'épinette noire et de sapin baumier après la coupe. *Edité par* Direction de la recherche forestière Ministère des Ressources naturelles Gouvernement du Québec, Québec. p. 4p.

Fantin, N., et Morin, H. 2002. Croissance juvénile comparée de deux générations successives de semis d'épinette noire issus de graines après feu en forêt boréale, Québec. *Canadian Journal of Forest Research* **32**(8): 1478-1490. doi: 10.1139/x02-053.

Fournier, M. 1997. Structure et croissance d'un peuplement d'épinette noire (*Picea mariana*) issu d'une coupe d'une vingtaine d'années dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean. *Dans* Département des Sciences fondamentales. *Edité*. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. p. 119.

Fraser, J.W. 1976. Viability of black spruce seed in or on a boreal forest seedbed. *The Forestry Chronicle* **52**: 229-231.

Frazer, D.W., McColl, J.G., et Powers, R.F. 1990. Soil nitrogen mineralisation in clearcutting chronosequence in a Northern California conifer forest. *Soil Science Society of America Journal* **54**: 1145-1152.

Frey, B.R., Lieffers, V.J., Munson, A.D., et Blenis, P.V. 2003. The influence of partial harvesting and forest floor disturbance on nutrient availability and understory vegetation in boreal mixedwoods. *Canadian Journal of Forest Research* **33**(7): 1180-1188. doi: 10.1139/x03-042.

Frisque, G. 1977. Régénération naturelle de l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill) B.S.P.) *Edité*. Ecole des gradués, Université Laval. p. 546.

Gagnon, R., et Morin, H. 2001. Les forêts d'épinette noire au Québec : dynamique, perturbations et biodiversité. *Dans* Le Naturaliste Canadien. *Edité*. pp. 26-35.

Gagnon, R., Morin, H., St-Pierre, H., Filion, L., et Villeneuve, G. 1992. La régénération naturelle de l'épinette noire par graines: point de départ d'une méthode efficace d'ensemencement. *Dans* Compte-rendu du Colloque sur les semences forestières. *Edité*. Division de la recherche sur les semences, les boutures et les plants, Service de l'amélioration des arbres et Service du transfert de technologie, Ministère des Forêts, Sainte-Foy. pp. 171-180.

Gallet, C., et Pellissier, F. 1997. Phenolic compounds in natural solutions of coniferous forest. *Journal of Chemical Ecology* **22**: 2401-2412.

Greene, D.F., Zasada, J.C., Sirois, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Charron, L., et Simard, M.J. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research* **29**: 824-839.

Grondin, P., et al., E. 2000. Croissance potentielle en hauteur et dynamique des espèces forestières sur les principaux types des régions écologiques 5a et 6a (Abitibi). *Edité par* Direction de la recherche forestière Ministère des Ressources naturelles Gouvernement du Québec. p. 111.

Grondin, P., Blouin, J., et Racine, P. 1999. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest. *Edité par* Ministère des Ressources Naturelles Direction des inventaires forestiers. p. 229.

Groot, A., et Horton, B.J. 1994. Age and size structure of natural and second-growth peatland *Picea mariana* stands. *Canadian Journal of Forest research* **24**: 225-233.

Hall, I.V., Jackson, L.P., et Everett, C.F. 1973. The biology of canadian weeds. 1. *Kalmia angustifolia* L. *Canadian Journal of Plant Science* **53**: 865-873.

Harvey, B., et Brais, S. 2002. Effects of mechanized careful logging on natural regeneration and vegetation competition in the southeastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* **32**(4): 653-666. doi: 10.1139/x02-006.

Hébert, F. 2010. Perspective écophysiological de l'envahissement des éricacées dans le sous-domaine de la pessière noire à mousses de l'est du Québec. *Dans* Département des sciences du bois et de la forêt. *Edité*. Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique, Université Laval, Québec. p. 119.

Hébert, F., Munson, A., et Thiffault, N. 2011. Éricacées et régénération forestière: quand physiologie et sylviculture se rencontrent. *Edité par* Direction de la recherche forestière Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec. p. 2.

Hébert, F., Thiffault, N., Ruel, J.-C., et Munson, A.D. 2010a. Comparative physiological responses of *Rhododendron groenlandicum* and regenerating *Picea mariana* following partial canopy removal in northeastern Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **40**(9): 1791-1802. doi: 10.1139/x10-124.

Hébert, F., Thiffault, N., Ruel, J.C., et Munson, A.D. 2010b. Ericaceous shrubs affect black spruce physiology independently from inherent site fertility. *Forest Ecology and Management* **260**(2): 219-228. doi: 10.1016/j.foreco.2010.04.026.

Heinselman, M.L. 1981. Fire and succession in the conifer forests of northern North America. *Dans* Forest succession, concepts and application. *Edité par* D.C. West et H.H. Shugart et D.B. Botkin. Springer-Verlag, New York. pp. 374-405.

Inderjit, et Mallik, A.U. 1996a. Growth and physiological responses of black spruce (*Picea mariana*) to sites dominated by *Ledum groenlandicum*. *Journal of Chemical Ecology* **22**: 575-585.

Inderjit, et Mallik, A.U. 1996b. The nature of interference potential of *Kalmia angustifolia*. *Canadian Journal of Forest Research* **26**: 1899-1904.

Inderjit, et Mallik, A.U. 1997a. Effect of *Ledum groenlandicum* amendment on soil characteristics and black spruce seedling growth. *Plant Ecology* **133**: 29-36.

Inderjit, et Mallik, A.U. 1997b. Effect of phenolic compounds on selected soil properties. *Forest Ecology and Management* **92**: 11-18.

Jeglum, J.K. 1974. Relative influence of moisture-aeration and nutrients on vegetation and black spruce growth in northern Ontario. *Canadian Journal of Forest research* **4**(1): 114-126.

Jeglum, J.K. 1979. Effects of some seedbed types and watering frequencies on germination and growth of black spruce: a greenhouse study. *Edité par* Canadian forestry service Great Lakes Forest Research Centre, Sault Ste. Marie, On. p. 20.

Joanisse, G.D., Bradley, R.L., Preston, C.M., et Bending, G.D. 2009. Sequestration of soil nitrogen as tannin-protein complexes may improve the competitive ability of sheep laurel (*Kalmia angustifolia*) relative to black spruce (*Picea mariana*). *New Phytologist* **181**(1): 187-198. doi: 10.1111/j.1469-8137.2008.02622.x.

Joanisse, G.D., Bradley, R.L., Preston, C.M., et Munson, A.D. 2007. Soil enzyme inhibition by condensed litter tannins may drive ecosystem structure and processes: the case of *Kalmia angustifolia*. *New Phytologist* **175**(3): 535-546. doi: 10.1111/j.1469-8137.2007.02113.x.

Jobidon, N. 1995. Autoécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec. *Revue de littérature. Edité par* Direction de la recherche forestière Ministère des Ressources naturelles Gouvernement du Québec, Québec. pp. 102-119.

Johnstone, J., Boby, L., Tissier, E., Mack, M., Verbyla, D., et Walker, X. 2009. Postfire seed rain of black spruce, a semiserotinous conifer, in forests of interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* **39**(8): 1575-1588. doi: 10.1139/x09-068.

Keenan, R.J., et Kimmins, J.P. 1993. The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews* **1**: 121-144.

Klinka, K., Feller, M.C., et Scagel, R.K. 1982. Characterization of the most productive ecosystems for the growth of engelmann spruce (*Picea engelmanni* Parry ex. Engelm.) in Southwestern British Columbia. *Edité par* Land Manage British Columbia Ministry of Forests, Victoria, BC. p. 80.

Kraus, T.E.C., Dahlgren, R.A., et Zasoski, R.J. 2003. Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems- a review. *Plant and Soil* **256**: 41-66.

Krause, C., Morin, H., Lord, D., Hébert, F., Girard, J.-P., et Bouchard, M. 2014. Croissance en hauteur de l'épinette noire en fonction des types écologiques susceptibles à l'envahissement par les éricacées, Saguenay-Lac-Saint-Jean. Université du Québec à Chicoutimi et Ministère des Ressources naturelles.

Krause, C., Morin, H., et Plourde, P.-Y. 2009. Juvenile growth of black spruce (*Picea mariana* (Mill.) BSP) stands established during endemic and epidemic attacks by spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* (Clemens)) in the boreal forest of Quebec, Canada. *The Forestry Chronicle* **85**(2): 267-276.

Krause, H. 1998. Forest floor mass and nutrients in two chronosequences of plantations: Jack pine vs. Black spruce. *Canadian Journal of Soil Science* **78**: 77-83.

Laberge, C.P. 2007. L'environnement des éricacées des forêts de l'est du Québec. *Dans* Département des Sciences du bois et de la forêt. *Edité*. Université Laval, Québec. p. 99.

Laflèche, V., Bernier, S., Saucier, J.P., et Gagné, C. 2013. Indices de qualité de station des principales essences commerciales en fonction des types écologiques du Québec méridional. *Edité par* Ministère des Ressources Naturelles Direction des inventaires forestiers, Québec. p. 115.

Lafleur, B., Pare, D., Fenton, N.J., et Bergeron, Y. 2010. Do harvest methods and soil type impact the regeneration and growth of black spruce stands in northwestern Quebec? *Canadian Journal of Forest Research* **40**(9): 1843-1851. doi: 10.1139/x10-128.

Lavoie, G. 1989. Classification et répartition de la végétation des sols minéraux de la Moyenne-et-Base-Côte-Nord, Québec/Labrador. *Dans* Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. *Edité*. Université Laval, Québec. p. 280.

Lavoie, M., Paré, D., et Bergeron, Y. 2006. Unusual effect of controlling aboveground competition by *Ledum groenlandicum* on black spruce (*Picea mariana*) in boreal forested peatland. *Canadian Journal of Forest Research* **36**(8): 2058-2062. doi: 10.1139/x06-102.

LeBel, P., Thiffault, N., et Bradley, R.L. 2008. Kalmia removal increases nutrient supply and growth of black spruce seedlings: An effect fertilizer cannot emulate. *Forest Ecology and Management* **256**(10): 1780-1784. doi: 10.1016/j.foreco.2008.02.050.

Lussier, J.-M., Morin, H., et Gagnon, R. 2002. Évolution de la structure diamétrale et production ligneuse des pessières noires issues de coupe et de feu. *Canadian Journal of Forest Research* **32**(3): 526-538. doi: 10.1139/x01-204.

Lussier, J.M., Morin, H., et Gagnon, R. 1992. Comparison of the maturation of black spruce layers (*Picea mariana*) after clear cutting and black spruce seedlings after fire. *Canadian Journal of Forest Research* **22**(10): 1524-1535.

Madec, C., Walsh, D., Lord, D., Tremblay, P., Boucher, J.-F., et Bouchard, S. 2012. Afforestation of black spruce lichen woodlands by natural seeding. *Northern Journal of Applied Forestry* **29**(4): 191-196.

Mallik, A.U. 1982. Post-fire microhabitat and plant regeneration in *Calluna* heathland. *Edité*. Aberdeen University, Aberdeen, Scotland.

Mallik, A.U. 1987. Allelopathic potential of *Kalmia angustifolia* to black spruce (*Picea mariana*). *Forest Ecology and Management* **20**: 43-51.

Mallik, A.U. 1993. Ecology of a forest weed of Newfoundland: vegetative regeneration strategy of *Kalmia angustifolia*. *Canadian Journal of Forest Research* **71**: 161-166.

Mallik, A.U. 1994. Autoecological response of *Kalmia angustifolia* to forest types and disturbance regimes. *Forest Ecology and Management* **65**: 231-249.

Mallik, A.U. 1995. Conversion of temperate forests into heaths: Role of ecosystem disturbance and ericaceous plants. *Environmental Management* **19**: 675-684.

Mallik, A.U. 1996. Effect of NPK fertilizations on *Kalmia angustifolia*: implications for forest disturbance and conifer regeneration. *Forest Ecology and Management* **81**: 135-141.

Mallik, A.U. 2001. Black spruce growth and understory species diversity with and without sheep laurel. *Agronomy Journal* **93**: 92-98.

Mallik, A.U. 2003. Conifer regeneration problems in boreal and temperate forests with ericaceous understory: Role of disturbance, seedbed limitation, and keystone species change. *Critical Reviews in Plant Sciences* **22**(3-4): 341-366. doi: 10.1080/713610860.

Mallik, A.U., et Newton, P.F. 1988. Inhibition of black spruce seedling growth on the forest floor substrates of central Newfoundland. *Forest Ecology and Management* **23**: 273-283.

Mallik, A.U., Zhu, H., et Park, Y.G. 1998. Overcoming *Kalmia* induced growth inhibition in black spruce by mycorrhizal inoculation. *Journal of the Korean Forestry Society* **87**: 429-444.

Matboueriahi, M. 2007. La dynamique et la croissance de jeunes peuplements d'épinettes noires (*Picea mariana* (Mil) BSP), entre les 51^{ème} et 52^{ème} degrés de latitude nord au Québec. *Edité*. Chicoutimi : Université du Québec à Chicoutimi, 2007.

Meades, W.J. 1983. The origin and successional status of anthropogenic dwarf shrub heath in Newfoundland. *Advances in Space Research* **2**: 97-101.

Meades, W.J. 1986. Successional status of ericaceous dwarfshrub heath in eastern Newfoundland. *Edité*. University Connecticut.

Messier, C. 1992. Effects of neutral and growing media on growth, biomass allocation and competitive ability of *Gaultheria shallon*. *Canadian Journal of Botany* **70**: 2271-2276.

MFFP. 2003. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec. *Edité par* Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs Gouvernement du Québec, Québec.

Mole, S., et Waterman, P.G. 1987. A critical analysis of techniques for measuring tannins in ecological studies. I. Techniques for chemically defining tannins. *Oecologia* **72**: 137-147.

Moola, F.M., et Mallik, A.U. 1998. Morphological plasticity and regeneration strategies of velvet leaf blueberry (*Vaccinium myrtilloides* Michx.) following canopy disturbance in boreal mixedwood forest. *Forest Ecology and Management* **111**: 35-50.

Morin, H., et Gagnon, R. 1991. Structure et croissance de peuplements d'épinette noire issus de régénération préétalée, une quarantaine d'années après coupe au Lac Saint-Jean, Québec. *The Forestry Chronicle* **67**: 275-283.

Morin, H., et Gagnon, R. 1992. Comparative growth and yield of layer-origin and seed-origin black spruce (*Picea mariana*) stands in Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **22**(4): 465-473.

Morin, H., Gagnon, R., et Frisque, G. 1991. Évolution de la régénération, dans deux vieilles coupes par bandes, dans des peuplements d'épinette noire au Québec. *Canadian Journal of Forest Research* **21**: 1660-1667.

MRN. 1994. Une stratégie: Aménager pour mieux protéger les forêts. *Edité par* Ministère des Ressources Naturelles. Gouvernement du Québec. p. 197.

MRN. 2002. La coupe avec protection de la régénération et des sols. *Edité par* Ministère des Ressources Naturelles. p. 2.

Munson, A.D., et Timmer, V.R. 1989. Site-specific growth and nutrient of planted *Picea mariana* in the Ontario Clay Belt. I. Early performance. Canadian Journal of Forest Research **19**: 162-170.

Newton, P.F. 1998. An integrated approach to deriving site-specific black spruce regeneration standards by management objective. Forest Ecology and Management **102**: 143-156.

Nichols, H. 1976. Historical aspects of the northern Canadian treeline. Arctic **29**(1): 38-47.

Oliver, C.D., et Larson, B.C. 1996. Forest stand dynamics. John Wiley and Sons. New York.

Olsen, O.A. 1975. Ecology, morphology and physiology of *Kalmia angustifolia* L. in Newfoundland. *Edité par* Newfoundland Forestry Center Natural Resources Canada, Newfoundland and Labrador Region. p. 55.

Ordre des Ingénieurs Forestiers du Québec. 1996. Manuel de forestierie. Les presses de l'Université Laval, Québec. pp. 1428.

Paquin, R., et Doucet, R. 1992a. Croissance en hauteur à long terme de la régénération préétablie dans des pessières noires boréales régénérées par marcottages, au Québec. Canadian Journal of Forest Research **22**: 613-621.

Paquin, R., et Doucet, R. 1992b. Productivité des pessières noires boréales régénérées par marcottage à la suite de vieilles coupes totales au Québec. Canadian Journal of Forest Research **22**: 601-612.

Paquin, R., Margolis, H.A., Doucet, R., et Coyea, M.R. 1999. Comparison of growth and physiology of layers and naturally established seedlings of black spruce in a boreal cutover in Quebec. Canadian Journal of Forest Research **29**(1): 1-8.

Pellissier, F. 1993. Allelopathic inhibition of spruce germination. Acta Oecologica **14**: 211-218.

Pellissier, F. 1994. Effect of phenolic compounds in humus on the natural regeneration of spruce. Phytochemistry **36**: 865-867.

Pham, A.T., De Grandpré, L., Gauthier, S., et Bergeron, Y. 2004. Gap dynamics and replacement patterns in gaps of the northeastern boreal of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **34**: 353-363.

Philip, M.S. 1994. *Measuring trees and forests*. CABI Publishing 2nd edition. pp. 336.

Pominville, P., et Ruel, J.C. 1995. Effets de la coupe à blanc et de la coupe par bandes sur la régénération obtenue après 5 ans dans des pessières noires du Québec. *Canadian Journal of Forest Research* **25**(329-342).

Pothier, D. 2000. Ten-year results of strip clear-cutting in Quebec black spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research* **30**(1): 59-66. doi: 10.1139/cjfr-30-1-59.

Pothier, D., Doucet, R., et Boily, J. 1995. The effect of advance regeneration height on future yield of black spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research* **25**(4): 536-544.

Pothier, D., et Savard, F. 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières québécoises se développant en peuplements purs et réguliers. *Edité par* Gouvernement du Québec Ministère des Ressources Naturelles du Québec Direction de la recherche forestières, Sainte-Foy.

Potvin, J., et Gagné, E. 1998. Les bases écologiques de fonctionnement des forêts commerciales d'épinette noire du Saguenay-Lac-St-Jean-Chibougamau-Chapais (Québec) : vers un aménagement forestier durable. *Edité*.

Prescott, C.E. 1997. Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. *Forest Ecology and Management* **95**: 253-260.

Prévost, M. 1992. Effets du scarifiage sur les propriétés du sol, la croissance des semis et la compétition: revue des connaissances actuelles et perspectives de recherches au Québec. *Annals of Forest Science* **49**(3): 277-296. doi: 10.1051/forest:19920306.

Prévost, M. 1996. Effets du scarifiage sur les propriétés du sol et l'ensemencement naturel dans une pessière noire à mousses de la forêt boréale québécoise. *Canadian Journal of Forest Research* **26**: 72-86.

Prévost, M. 1997. Effects of scarification on seedbed coverage and natural regeneration after a group seed-tree cutting in a black spruce (*Picea mariana*) stand. *Forest Ecology and Management* **94**(1-3): 219-231.

Prévost, M., et Dumais, D. 2003. Croissance et statut nutritif de marcottes, de semis naturels et de plants d'épinette noire à la suite du scarifiage : résultats de 10 ans. *Canadian Journal of Forest Research* **33**(11): 2097-2107. doi: 10.1139/x03-130.

Prévost, M., et Pothier, D. 2003. Partial cuts in a trembling aspen-conifer stand: effects on microenvironmental conditions and regeneration dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* **33**(1): 1-15. doi: 10.1139/x02-147.

Ruel, J.C. 1992. Abondance de la régénération 5 ans après la coupe à blanc mécanisée de peuplements d'épinette noire (*Picea mariana*). *Canadian Journal of Forest Research* **22**: 1630-1638.

Ruel, J.C., Doucet, R., et Boily, J. 1991. Étude de la mortalité initiale de la régénération préétablie de sapin et d'épinette noire après une coupe avec protection de la régénération *Edité*. Direction de la recherche forestière., Québec. p. 9.

Ruel, J.C., Doucet, R., et Boily, J. 1995. Mortality of balsam fir and black spruce advance growth 3 years after clear-cutting. *Canadian Journal of Forest research* **25**: 1528-1537.

Ruel, J.C., Horvath, R., Ung, C.H., et Munson, A. 2004. Comparing height growth and biomass production of black spruce trees in logged and burned stands. *Forest Ecology and Management* **193**(3): 371-384. doi: 10.1016/j.foreco.2004.02.007.

Saucier, J.P., Robitaille, A., et Grondin, P. 2009. Cadre bioclimatique du Québec. *Dans* Écologie forestière. Manuel de foresterie. *Edité par* Multimondes. pp. 186-205.

Sims, R.A., Kershaw, H.M., et Wickware, G.M. 1990. Autoecology of major tree species in the north central region of Ontario. *Edité par* Ministry of Supply and Services and Ministry of Natural Resources, Canada. p. 120.

Small, E. 1972. Photosynthetic rates in relation to nitrogen recycling as an adaptation to nutrient deficiency in peat bog plants. *Canadian Journal of Botany* **50**: 2227-2233.

Smith, S., et Read, D.J. 2008. Mycorrhizal symbiosis. Third ed. Academic Press, Cambridge, UK. pp. 800.

St-Pierre, H., Gagnon, R., et Bellefleur, P. 1991. Distribution spatiale de la régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la

forêt boréale, Réserve faunique Ashuapmushuan, Québec. *Canadian Journal of Botany* **69**: 717-721.

St-Pierre, H., Gagnon, R., et Bellefleur, P. 1992. Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec. *Canadian Journal of Forest research* **22**: 474-481.

Stratton, C., et Goldstein, G. 2001. Carbon uptake, growth and resource-use efficiency in one invasive and six native Hawaiian dry forest tree species. *Tree Physiology* **21**: 1327-1334.

Tackechi, M., et Tanaka, Y. 1987. Binding of 1,2,3,4,6-pentagalloylglucose to proteins, lipids, nucleic acids and sugars. *Phytochemistry* **26**: 95-97.

Tesch, S.D., Baker-Katz, K., Korpela, E.J., et Mann, J.W. 1993. Recovery of Douglas-fir seedlings and saplings wounded during overstory removal. *Canadian Journal of Forest research* **23**: 1684-1694.

Thiffault, N., Cyr, G., Prigent, G., Jobidon, R., et Charette, L. 2004a. 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**(1): 141-149.

Thiffault, N., et Grondin, P. 2003. Envahissement des parterres de coupe par les éricacées. *Dans* Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. *Edité par* P. Grondin et A. Cimon. Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier. pp. 103-130.

Thiffault, N., et Jobidon, R. 2006. How to shift unproductive *Kalmia angustifolia* - *Rhododendron groenlandicum* heath to productive conifer plantation. *Canadian Journal of Forest Research* **36**: 2364-2376.

Thiffault, N., Titus, B.D., et Moroni, T. 2010. Silviculture and planted species interact to influence reforestation success on a *Kalmia*-dominated site - a 15-year study. *The Forestry Chronicle* **86**(2): 234-242.

Thiffault, N., Titus, B.D., et Munson, A.D. 2004b. Black spruce seedlings in a *Kalmia*-*Vaccinium* association: microsite manipulation to explore interactions in the field. *Canadian Journal of Forest Research* **34**(8): 1657-1668. doi: 10.1139/x04-046.

Thomas, P.A., et Wein, R.W. 1985. Delayed emergence of four conifer species on postfire seedbeds in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest research* **15**: 727-729.

Titus, B.D., et English, B. 1996. Growth response of conifers following control of *Kalmia angustifolia* L. Expert committee on Weeds.

Titus, B.D., Sidhu, S.S., et Mallik, A.U. 1995. A summary of some studies on *Kalmia angustifolia* L.: a problem species in Newfoundland forestry. *Edité par* Natural Resources Canada Canadian Forest Service, Newfoundland and Labrador region. p. 84.

Van Nostrand, R.S. 1971. Strip cutting black spruce in central Newfoundland to induce regeneration. *Edité par* Department of Fisheries and Forestry Canadian forestry service.

Viereck, L., Wein, R., et MacLean, D. 1983. The effects on fire in black spruce ecosystems of Alaska and Northern Canada. *Dans* The role of fire in Northern Circumpolar ecosystems. *Edité par* John Wiley & Sons Ltd. pp. 201-220.

Viereck, L.A., et Johnston, W.F. 1990. *Picea mariana* (Mill.) B.S.P. Black spruce. *In*: Silvics of North America. Vol. 1, Conifers. Agriculture Handbook 654. *Edité*.

Vitt, D.H., et Slack, N.G. 1975. An analysis of the vegetation of sphagnum-dominated kettle-hole bogs in relation to environmental gradients. *Canadian Journal of Botany* **53**: 332-359.

Wall, R.E. 1982. Secondary succession on recently cut-over forest land in Nova Scotia. *Edité par* Canadian Forest Service Maritimes Forest Research Center. p. 19.

Wallstedt, A., Coughlan, A., Munson, A.D., Nilsson, M.-C., et Margolis, H.A. 2002. Mechanisms of interaction between *Kalmia angustifolia* cover and *Picea mariana* seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* **32**(11): 2022-2031. doi: 10.1139/x02-124.

Yamasaki, S.H., Fyles, J.W., Egger, K.N., et Titus, B.D. 1998. The effect of *Kalmia angustifolia* on the growth, nutrition, and ectomycorrhizal symbiot community of black spruce. *Forest Ecology and Management* **105**: 197-207.

Yamasaki, S.H., Fyles, J.W., et Titus, B.D. 2002. Interactions among *Kalmia angustifolia*, soil characteristics, and the growth and nutrition of black spruce seedlings in two boreal Newfoundland plantations of contrasting fertility. *Canadian Journal of Forest Research* **32**(12): 2215-2224. doi: 10.1139/x02-119.

Yang, K.C., et Hazenberg, G. 1994. Impact of spacing on tracheid length, relative density, and growth rate of juvenile wood and mature wood in *Picea mariana*. Canadian Journal of Forest Research **24**: 996-1007.

Zackrisson, O., et Nilsson, M.C. 1992. Allelopathic effects by *Empetrum hermaphroditum* on seed germination of two boreal tree species. Canadian Journal of Forest Research **22**: 1310-1319.

Zhu, H., et Mallik, A.U. 1990. Selection of ectomycorrhizal fungi to overcome *Kalmia* allelopathy on black spruce in Newfoundland. *Edité par* Conseil national de recherche du Canada, St John. p. 31.

Zhu, H., et Mallik, A.U. 1994. Interactions between *Kalmia* and black spruce: isolation and identification of allelopathic compounds. Journal of Chemical Ecology **20**: 407-421.

Zine El Abidine, A., Bernier, P.Y., et Plamondon, A.P. 1994. Water relations parameters of lowland and upland black spruce: seasonal variations and ecotypic differences. Canadian Journal of Forest Research **24**: 587-593.

12. ANNEXE

Tableau 4. Résumé des études sur la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire en pessière à mousses ou à éricacées

Auteur	Année	Titre	Région administrative	Domaine bioclimatique	Traitement	Croissance après traitement	Présence d'éricacées	Type de régénération	Description du site	Résultats	Recommandations/conclusions	Fiche BFEC
Boily et Doucet	1991	Croissance en hauteur de la régénération de marcottes d'épinette noire dans des coupes d'une vingtaine d'années	Saguenay-Lac-Saint-Jean/Nord-du-Québec/Côte-Nord	Pessière à mousses de l'ouest et de l'est/Sapinière à bouleau blanc de l'est	Coupe entre 1969 et 1974	Entre 16 et 21 ans	Site mésique : Kalmia, Site humide : Rhododendron et Vaccinium	Naturelle	Sites humides : argile limoneuse et sites mésiques loam limoneux	Sur le site situé au SLSJ, après 20 ans, les tiges des sites mésiques ont une hauteur moyenne de 217 cm et un taux de 18 cm/an et celles des sites humides une hauteur de 162 cm et un taux de 14 cm/an	Le drainage a un effet important sur la qualité de la station. Et la croissance des épinettes noires immédiatement après la coupe n'exprime pas son potentiel réel	Non
Boily et Doucet	1993	Croissance juvénile de marcottes d'épinette noire en régénération après récolte du couvert dominant	Abitibi-Témiscamingue/Outaouais	Sapinière à bouleau blanc de l'ouest/Sapinière à bouleau jaune de l'ouest	Coupe entre 1965 et 1968	Entre 18 et 21 ans	Kalmia	Naturelle	Sites humides et sites mésiques	Après 20 ans : Sites boréaux humides : hauteur entre 199 et 270 cm et croissance annuelle moyenne entre 14,8 et 18,5 cm/an. Sites boréaux mésiques : hauteur entre 339 et 513 cm et croissance annuelle entre 31,8 et 36,3 cm/an	L'analyse des données a confirmé que la croissance en hauteur était très lente immédiatement après la coupe, mais qu'elle augmentait de façon importante au cours des années suivantes.	Non
Bouchard	2003	Croissance et dynamique de l'épinette noire (<i>Picea mariana</i> (Mill.) B.S.P.) dans deux types écologiques de la forêt boréale québécoise, région écologique 6e-Coteaux de la rivière Nestaoacano	Saguenay-Lac-Saint-Jean/Nord-du-Québec	Pessière à mousses de l'ouest	Feu de 1850 à 1919	60 ans et plus	Kalmia et Rhododendron	Naturelle	RE22 et RS22 : Dépôt mince à épais, texture moyenne et drainage mésique	Le type écologique (RE22 vs RS22) n'a pas eu d'influence significative sur la croissance en hauteur des épinettes noires	Les 2 types écologiques ont le même potentiel de croissance, mais des structures d'âge différentes	Non
Doucet et Boily	1995	Croissance en hauteur de la régénération d'épinette noire et de sapin baumier après la coupe	Saguenay-Lac-Saint-Jean	Sapinière à bouleau blanc de l'ouest	CPR en 1984	10 ans	Kalmia	Naturelle	Sable de texture grossière, bien drainé. Humus mor de 20 cm d'épaisseur	232 cm de hauteur moyenne 10 ans après la coupe avec un taux de 35 cm/an	La croissance de l'épinette noire est faible sous couvert et augmente graduellement avec l'ouverture de ce dernier. Cette augmentation pourrait se poursuivre pendant une dizaine d'années.	Non
Fournier	1997	Structure et croissance d'un peuplement d'épinette noire (<i>Picea mariana</i>) issu d'une coupe d'une vingtaine d'années dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean	Saguenay-Lac-Saint-Jean	Sapinière à bouleau blanc de l'ouest	Coupe en 1971	24 ans	Kalmia, Rhododendron et Vaccinium	Naturelle	Drainage modéré, podzol humo-ferrique, dépôt fluvio-glaciaire	En 7 ans, les dominants ont crû de 104 cm, les codominants de 49 cm et les supprimés de 33 cm. Les taux de croissance maximaux ont été atteints vers la 15 ^e année	Il y a un délai de croissance immédiatement après la coupe suivi d'une augmentation environ 5 à 7 années après celle-ci	Non
Harvey et Brais	2002	Effects of mechanized careful logging on natural regeneration and vegetation competition in the southeastern Canadian boreal forest	Abitibi-Témiscamingue	Sapinière à bouleau blanc de l'ouest/Sapinière à bouleau jaune de l'ouest	CPRS en 1992	7 ans	Kalmia, Rhododendron et Vaccinium	Naturelle	Sites de texture fine à moyenne d'argile limoneux et sites de texture grossière de sable loameux	Après 7 ans, sites texture fine à moyenne : croissance annuelle de 6,1 cm/an et hauteur moyenne entre 55 et 80 cm, sites texture grossière : croissance annuelle de 4,5 cm/an et hauteur moyenne entre 45 et 80 cm	Les sites de texture grossière ont une régénération plus basse avec un recrutement plus faible que les sites de texture fine à moyenne	Non
Hébert <i>et al.</i>	2010	Comparative physiological responses of <i>Rhododendron groenlandicum</i> and regenerating <i>Picea mariana</i> following partial canopy removal in northeastern Quebec, Canada	Côte-Nord	Pessière à mousses de l'est	CPRS en 2006	2 ans	Kalmia, Rhododendron et Vaccinium	Naturelle	Podzol humo-ferrique, till glaciaire, texture grossière, humus mor de 10 à 12 cm d'épaisseur, modéré à bien drainé	Rhododendron a une acclimatation physiologique plus rapide que l'épinette noire à l'augmentation des ressources induite par l'ouverture du couvert	L'avantage compétitif que semble avoir le rhododendron sur l'épinette noire pourrait disparaître ou diminuer puisque l'acclimatation des marcottes peut prendre jusqu'à 8 ans	Non

Auteur	Année	Titre	Région administrative	Domaine bioclimatique	Traitement	Croissance après traitement	Présence d'éricacées	Type de régénération	Description du site	Résultats	Recommandations/conclusions	Fiche BFEC
Hébert <i>et al.</i>	2010a	Ericaceous shrubs affect black spruce physiology independently from inherent site fertility	Côte-Nord	Pessière à mousses de l'est	CPRS entre 1995 et 1996	10 ans	Kalmia, Rhododendron et Vaccinium	Naturelle	Podzol humo-ferrique, texture moyenne à grossière, drainage bon à modéré	Les effets des éricacées sur la physiologie des épinettes noires et sur la productivité du site n'ont pas été reliés à la fertilité du site	Une évaluation de la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire devrait être réalisée afin de confirmer ces résultats	Non
Krause <i>et al.</i>	2014	Croissance en hauteur de l'épinette noire en fonction des types écologiques susceptibles à l'envahissement par les éricacées, Saguenay–Lac-Saint-Jean	Saguenay–Lac-Saint-Jean	Pessière à mousse de l'ouest et de l'est/Sapinière à bouleau blanc de l'ouest	CPRS entre 1992 et 1999	Entre 14 et 21 ans	Kalmia et Rhododendron	Naturelle	N/A	Dans les types écologiques RE21 et RE22, la régénération naturelle a pris environ 9 ans pour atteindre 1 m de hauteur après une CPRS	Le potentiel de croissance en hauteur après une CPRS ne présente pas de retard face à ceux régénérés après feu dans les types écologiques RE21 et RE22	Non
Laberge	2007	L'environnement des éricacées des forêts de l'est du Québec	Côte-Nord	Pessière à mousses de l'est	Feu	100 ans et plus	Kalmia, Rhododendron et Vaccinium	Naturelle	Tills fluvioglaciers, humus mor d'épaisseur moyenne, podzol humo-ferrique, texture variée, drainage varié	Préfèrent les sites ouverts, pauvres et acides. Rhododendron : drainage imparfait ou excessif, texture grossière à moyenne. Kalmia : bien drainé, texture grossière	L'identification des sites mésiques, pauvres et de textures grossières pourrait indiquer les sites vulnérables à l'envahissement des éricacées	Non
Lafleur <i>et al.</i>	2010	Do harvest methods and soil type impact the regeneration and growth of black spruce stands in northwestern Quebec?	Nord-du-Québec	Pessière à mousses de l'ouest/Sapinière à bouleau blanc de l'ouest	CPRS et CT en 1997	8 ans	Kalmia, Rhododendron et Vaccinium	Naturelle	Argile glacio-lacustre et limoneuse, till compact et drainage varié	Après 8 ans, hauteur moyenne dans les CPRS : 67 cm et dans les CT : 80 cm	L'étude doit se poursuivre plus longtemps, car l'épinette noire est dans une phase critique de croissance qui persistera pendant 20 ans	Non
Lussier <i>et al.</i>	1992	Comparison of the maturation of black spruce layers (<i>Picea mariana</i>) after clear cutting and black spruce seedlings after fire	Saguenay–Lac-Saint-Jean	Sapinière à bouleau blanc de l'ouest et de l'est	Coupe entre 1894 et 1941	50 ans et plus	N/A	Naturelle	Tills glaciaires d'épaisseur et de drainage variable, principalement podzol	Les taux de croissance maximaux ont été atteints vers 20 ans avec des valeurs de 40 cm/an dans les coupes et de 50 cm/an dans les feux	La hauteur initiale au moment de la coupe de la régénération préétablie a compensé pour leur croissance un peu plus lente	Non
Lussier <i>et al.</i>	2002	Évolution de la structure diamétrale et production ligneuse des pessières noires issues de coupe et de feu	Saguenay–Lac-Saint-Jean	Sapinière à bouleau blanc de l'ouest et de l'est	Coupe entre 1894 et 1941	50 ans et plus	N/A	Naturelle	Tills glaciaires d'épaisseur et de drainage variable, principalement podzol	Après 30 ans, il n'y a pas de différence entre les diamètres des tiges issues de coupe et celles issues de feu	La croissance de la régénération préétablie est plus lente au départ, mais sa hauteur initiale compense	Non
Morin <i>et al.</i>	1991	Évolution de la régénération, dans deux vieilles coupes par bandes, dans des peuplements d'épinette noire au Québec	Saguenay–Lac-Saint-Jean	Pessière à mousses de l'ouest	Coupe entre 1968 et 1970 et en 1954	18-20 ans et 30 ans	N/A	Naturelle	Tills minces, drainage rapide à imparfait	Après 20 ans, la hauteur moyenne varie de 141 cm à 198 cm et après 10 ans toutes les tiges avaient une hauteur supérieure à 100 cm.	Les taux de croissance exprimés sont une moyenne pour 20 années de croissance et ne démontrent pas l'augmentation du taux	Non
Morin et Gagnon	1992	Comparative growth and yield of layer-origin and seed-origin black spruce (<i>Picea mariana</i>) stands in Quebec.	Saguenay–Lac-Saint-Jean	Pessière à mousses de l'ouest/Sapinière à bouleau blanc de l'ouest	Coupe entre 1942 et 1953	Entre 32 et 43 ans	Kalmia, Rhododendron et Vaccinium	Naturelle	Bien drainé, dépôts de till	Trente années après la perturbation, les sites coupés ont une hauteur moyenne supérieure aux sites issus d'un feu	La hauteur initiale au moment de la coupe confère un avantage à la régénération préétablie	Non
Paquin et Doucet	1992	Croissance en hauteur à long terme de la régénération préétablie dans des pessières noires boréales régénérées par marcottages, au Québec	Côte-Nord	Sapinière à bouleau blanc de l'est	Coupe de 1940 à 1941 et de 1928 à 1924	46 à 47 ans et 59 à 63 ans	Kalmia et Rhododendron	Naturelle	Loams sableux, humus d'épaisseur moyenne, drainage bon à rapide	Dix ans après coupe, toutes les tiges avaient plus de 1 m de hauteur et les croissances annuelles maximales ont été atteintes une vingtaine d'années après coupe, avec des valeurs supérieures à 20 cm/an	La croissance annuelle en hauteur se stabilise environ 50 à 60 ans après la coupe	Non
Paquin <i>et al.</i>	1999	Comparison of growth and physiology of layers and naturally established seedlings of black spruce in a boreal cutover in Quebec	Nord-du-Québec	Pessière à mousses de l'ouest	Coupe de 1978	15 ans	Kalmia, Rhododendron et Vaccinium	Naturelle	Sol podzol humo-ferrique, humus d'épaisseur entre 10 et 20 cm, texture sable loameux, drainage bon à modéré	Après 15 années de croissance, la hauteur moyenne des marcottes : 261 cm et celle des semis naturels : 251 cm	La hauteur à la coupe des préétablis compense pour leur besoin d'acclimatation dans les premières années suivant la coupe	Non

Auteur	Année	Titre	Région administrative	Domaine bioclimatique	Traitement	Croissance après traitement	Présence d'éricacées	Type de régénération	Description du site	Résultats	Recommandations/conclusions	Fiche BFEC
Pothier <i>et al.</i>	1995	The effect of advance regeneration height on future yield of black spruce stands	Saguenay–Lac-Saint-Jean/Nord-du-Québec/Côte-Nord/Capitale-Nationale/Abitibi/Laurentides/Outaouais	Sapinière à bouleau blanc de l'ouest et de l'est/Sapinière à bouleau jaune de l'ouest et de l'est	Coupe	Entre 38 et 69 ans	N/A	Naturelle	Drainage bon à rapide, humus d'épaisseur inférieure à 30 cm, texture du sol variable (principaux : loam sableux et sable loameux)	Dix ans après coupe, toutes les tiges avaient plus de 1 m de hauteur et les croissances annuelles maximales ont été atteintes vers 15 ans après coupe, avec des valeurs supérieures à 25 cm/an	Les tiges les plus basses ont eu les taux de croissance les plus hauts, même si après 50 ans les dominants sont demeurés dominants	Non
Pothier	2000	Ten-year results of strip clear-cutting in Quebec black spruce stands	Saguenay–Lac-Saint-Jean/Nord-du-Québec	Pessière à mousses de l'ouest/Sapinière à bouleau blanc de l'ouest	Coupe	10 ans	N/A	Naturelle	Sites humides et sites mésiques	Après 10 années de croissance, les épinettes noires avaient une hauteur moyenne supérieure à 1 m	La hauteur totale et la croissance en hauteur sont supérieures dans les sites mésiques comparativement aux sites humides	Non
Prévost	1996	Effets du scarifiage sur les propriétés du sol et l'ensemencement naturel dans une pessière noire à mousses de la forêt boréale québécoise	Saguenay–Lac-Saint-Jean	Sapinière à bouleau blanc de l'ouest	CPRS en 1989	3 ans	Kalmia et Rhododendron	Naturelle	Sol loam sableux podzolique, humus mor d'environ 23 cm, drainage bon à modéré	Avant la CPRS, le couvert des éricacées était de 21 %, 3 ans après, il était de 22 %	Les résultats obtenus ont montré l'importance d'effectuer des études spécifiques aux conditions de la forêt boréale	Non
Prévost	1997	Effects of scarification on seedbed coverage and natural regeneration after a group seed-tree cutting in a black spruce (<i>Picea mariana</i>) stand	Nord-du-Québec	Pessière à mousses de l'ouest	Coupe en 1986	6 ans	Kalmia et Rhododendron	Naturelle	Drainage pauvre, sol loam sableux podzolique, humus mor entre 15 et 30 cm d'épaisseur	Six ans après la coupe, la croissance annuelle de la régénération préétablie est supérieure à 10 cm/an, pouvant même atteindre des taux de 16 cm/an	Le patron de croissance de la régénération préétablie immédiatement après la coupe n'exprime pas le potentiel réel de ces tiges	Non
Prévost et Dumais	2003	Croissance et statut nutritif de marcottes, de semis naturels et de plants d'épinette noire à la suite du scarifiage : résultats de 10 ans	Saguenay–Lac-Saint-Jean	Sapinière à bouleau blanc de l'ouest	CPRS en 1989	10 ans	Kalmia et Rhododendron	Naturelle	Sol loam sableux podzolique, humus mor d'environ 23 cm, drainage bon à modéré	Taux de croissance des marcottes : 4,4 cm/an et des semis naturels : 4,1 cm/an. Les marcottes ont pris environ 8 ans pour atteindre 1 m de hauteur	10 ans après, la hauteur des marcottes dans les témoins (sans scarifiage) était supérieure à celle des plantés et leur patron de croissance ne laisse présager aucun changement	Oui
Ruel	1992	Abondance de la régénération 5 ans après la coupe à blanc mécanisée de peuplements d'épinette noire (<i>Picea mariana</i>)	Plusieurs	Plusieurs	Coupe de 1982 - 1983	5 ans	N/A	Naturelle	Drainage bon à mauvais, épaisseur mince à épais et texture fine à grossière	Les mauvaises régénérations sont principalement attribuables à une faible abondance des marcottes d'épinette noire et sont plus fréquentes sur les sols de texture grossière	Importance de l'abondance de la régénération préétablie d'épinette noire avant la coupe et de sa protection afin d'assurer le succès de régénération	Non
Ruel <i>et al.</i>	2004	Comparing height growth and biomass production of black spruce trees in logged and burned stands	Saguenay–Lac-Saint-Jean	Pessière à mousses de l'ouest	Coupe de 1940 et de 1974	49 et 55 ans	Éricacées	Naturelle	Drainage modéré à imparfait, loam sableux	Après 50 années de croissance, il n'y pas de différence de rendement entre les peuplements coupés et ceux issus de feu, malgré une croissance plus lente au départ dans ceux coupés	Les peuplements coupés sont plus fréquemment envahis par les éricacées que les peuplements brûlés	Oui
Thiffault <i>et al.</i>	2010	Silviculture and planted species interact to influence reforestation success on a Kalmia-dominated site - a 15-year study	Terre-Neuve	-	Coupe et reboisement en 1989	15 ans	Kalmia et Vaccinium	Plantée	Podzol humo-ferrique, humus mor de 9 à 12 cm d'épaisseur, loam limoneux à loam sableux	Environ 2 m de hauteur 15 ans après le reboisement et le scarifiage, et 1,3 m lorsque non scarifié	Les auteurs anticipent que la fermeture du couvert résultera en l'exclusion graduelle du kalmia	Oui
Thiffault <i>et al.</i>	2004a	Régénération artificielle des pessières noires à éricacées : effets du scarifiage, de la fertilisation et du type de plants après 10 ans	Côte-Nord	Sapinière à bouleau blanc de l'est	Site de coupe non régénéré et envahi, reboisé en 1991	10 ans	Kalmia et Rhododendron	Plantée	Surface rocheuse dénudée ou till mince, podzol humo-ferrique, humus mor de 20 cm d'épaisseur	73 cm de hauteur moyenne 10 ans après le reboisement et le scarifiage et 44 cm lorsque non scarifié	Faible nombre de répétitions, donc les effets ne sont applicables que dans les limites des conditions de station à l'étude	Oui
Thiffault <i>et al.</i>	2004b	Black spruce seedlings in a Kalmia-Vaccinium association : microsite manipulation to explore interactions in the field	Abitibi-Témiscamingue	Sapinière à bouleau blanc de l'ouest	Coupe et reboisement en 2000	2 ans	Kalmia et Vaccinium	Plantée	Podzol humo-ferrique, humus mor de 8 cm d'épaisseur, bien drainé, dépôt fluvio-glaciaire, sable loameux	Accroissement annuel en hauteur de 3,8 cm/an 2 ans après le reboisement et le scarifiage	Les résultats ont des implications pour l'établissement des plantations sur les sites dominés par le kalmia	Oui

Auteur	Année	Titre	Région administrative	Domaine bioclimatique	Traitement	Croissance après traitement	Présence d'éricacées	Type de régénération	Description du site	Résultats	Recommandations/conclusions	Fiche BFEC
Thiffault et Jobidon	2006	How to shift unproductive <i>Kalmia angustifolia</i> - <i>Rhododendron groenlandicum</i> heath to productive conifer plantation	Côte-Nord	Pessière à mousses de l'est	Site de coupe non régénéré et envahi, reboisé en 2000	5 ans	Kalmia et Rhododendron	Plantée	Till, texture loam sableux, podzol humo-ferrique, bien drainé, humus mor de 18 cm d'épaisseur	Environ 60 cm de hauteur moyenne 5 ans après le reboisement et le scarifiage et 35 cm, lorsque non scarifié	Les résultats doivent être extrapolés avec prudence, car ils pourraient être attribuables aux interactions entre les traitements et les sites à l'étude	Oui
Inderjit et Mallik (Dans Mallik 2003)	1996	Growth and physiological responses of black spruce (<i>Picea mariana</i>) to sites dominated by <i>Ledum groenlandicum</i>	Ontario	-	Site envahi par le Rhododendron et reboisé	8 ans	Rhododendron	Plantée	Loam argileux, matière organique épaisse constituée de Rhododendron non décomposée	75 cm de hauteur 8 ans après la plantation avec un accroissement annuel en hauteur de 15 cm/an à 8 ans	Résultats applicables pour les semis plantés dans les landes à éricacées	Oui
Mallik	2003	Conifer regeneration problems in boreal and temperate forests with ericaceous understory : Role of disturbance, seedbed limitation, and keystone species change	Terre-Neuve	-	Landes à éricacées (dénudé sec)	-	Kalmia	Naturelle	-	L'établissement par graines peut s'étaler sur une période de 70 à 100 ans dans les landes	Résultats applicables pour les landes à éricacées	Oui

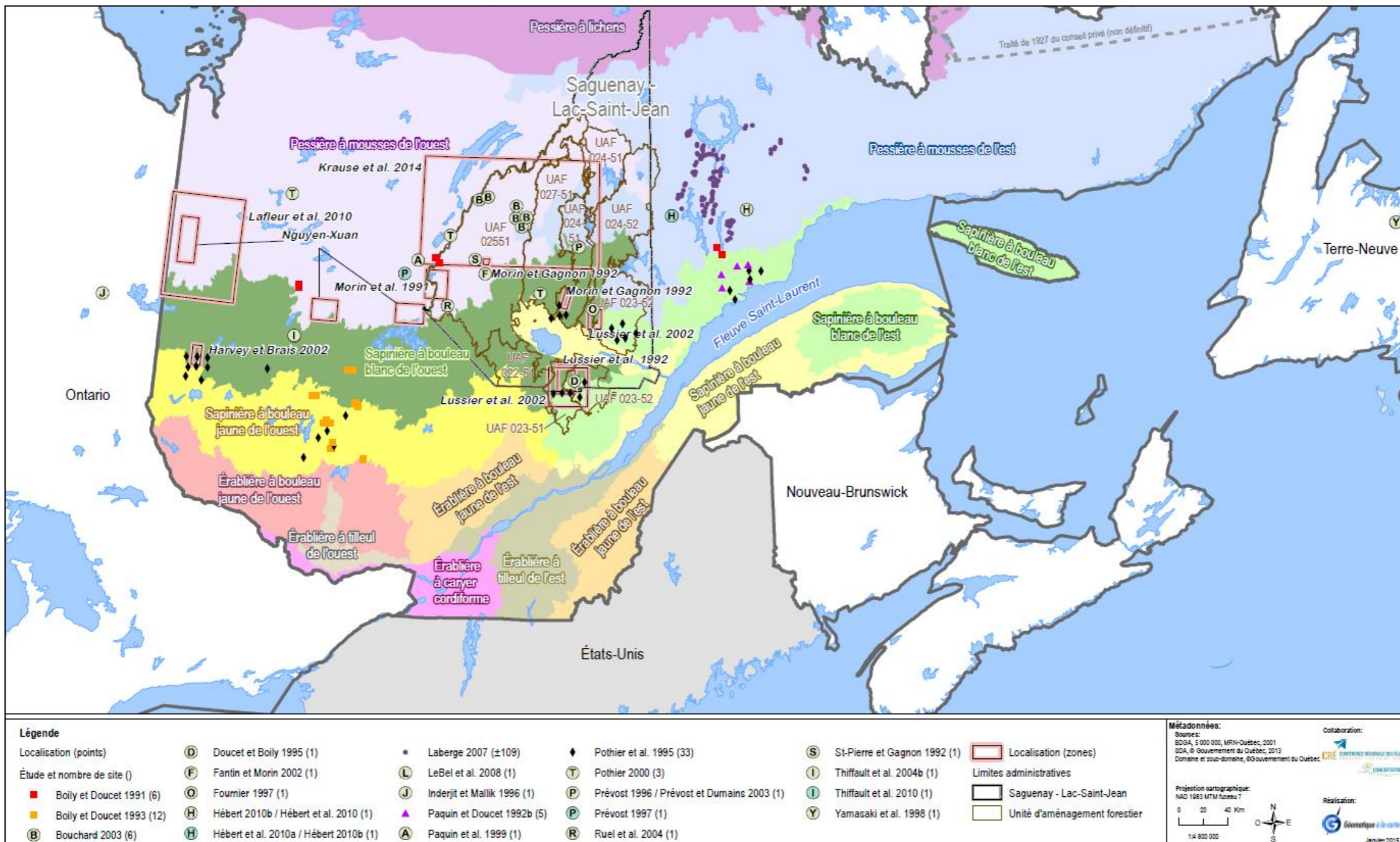


Figure 1. Localisation des études