

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/339849177>

Ajustement des stratégies de production de bois dans certaines portions sensibles de la forêt boréale

Technical Report · March 2019

DOI: 10.13140/RG.2.2.24094.28485

CITATION

1

READS

333

18 authors, including:



Tadeusz Bartek Splawinski

Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy

15 PUBLICATIONS 78 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Alain Leduc

Université du Québec à Montréal

131 PUBLICATIONS 4,933 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Osvaldo Valeria

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

78 PUBLICATIONS 319 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Dominic Cyr

Environment and Climate Change Canada

40 PUBLICATIONS 1,193 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Modelling phenology and tree life cycle for eastern canadian forest [View project](#)



Effect of partial cutting in black spruce-feather moss bioclimatic domain on hydromorphic soils [View project](#)

Ajustement des stratégies de production de bois dans certaines portions sensibles de la forêt boréale



Rapport présenté au :
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Chaire
INDUSTRIELLE CRSG - UQAT - UQAM
**en aménagement
forestier durable**

Version finale
Québec, Mars 2019

Rédaction

Tadeusz B. Splawinski, biologiste, *Ph.D.*
Stagiaire postdoctoral,
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Alexis Schab, ing.f.
Candidat à la maîtrise (*M.Sc.*)
Université Laval

Alain Leduc, biologiste, *Ph.D.*
Professeur,
Université du Québec à Montréal

Oswaldo Valeria, *Ph.D.*
Professeur,
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Dominic Cyr, biologiste, *Ph.D.*
Environnement et Changement climatique Canada
Division de l'inventaire national des rejets de polluants

Jesus Pascual Puigdevall, *Ph.D.*
Ressources naturelles Canada
Service canadien des forêts

Sylvie Gauthier, biologiste, *Ph.D.*
Ressources naturelles Canada
Service canadien des forêts

Yves Bergeron, biologiste, *Ph.D.*
Professeur
Université du Québec à Montréal
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Collaboration

Jean-Pierre Jetté, ing.f.
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de l'aménagement et de l'environnement
forestiers

Martin Seto, ing.f., *M.Sc.*
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de l'aménagement et de l'environnement
forestiers

Sonia Légaré, biologiste, *Ph.D.*
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de la gestion des forêts du Nord-du-
Québec

Véronique Christophe, économiste
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Bureau de mise en marché des bois

Alexis Leroux, ing.f., MBA
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Bureau de mise en marché des bois

Yan Boucher, biologiste, *Ph.D.*
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de la recherche forestière

Jérôme Garet, ing.f., *M.Sc.*
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de l'aménagement et de l'environnement
forestiers

Marie-Andrée Vaillancourt, biologiste, *M.Sc.*
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de l'aménagement et de l'environnement
forestiers

Mathieu Bouchard, ing.f., *Ph.D.*
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de la recherche forestière

Jean-Pierre Saucier, ing.f., *Dr.Sc.*
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de la recherche forestière

CITATION RECOMMANDÉE

Splawinski, T.B., Schab, A., Leduc, A., Valeria, O., Cyr, D., Pascual Puigdevall, J., Gauthier, S. et Bergeron, Y., 2019. Ajustement des stratégies de production de bois dans certaines portions sensibles de la forêt boréale. Rapport présenté au Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs par la Chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, 120 p.

Avant-propos

Le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) travaille activement à la préparation d'une stratégie nationale de production de bois qui visent à augmenter la valeur de l'offre de bois récolté dans toutes les régions du Québec. La mise en œuvre de cette stratégie nationale se fera par les stratégies régionales de production de bois. Il est prévu que chaque région ait élaboré sa stratégie pour le 31 mars 2021 (Ministère des Forêts, de la faune et des parcs 2017). La démarche de mise au point de cette stratégie comprend une étape d'analyse de l'état du territoire en vue de caractériser l'offre actuelle et potentielle de matière ligneuse. Cette analyse doit tenir compte du fait que certaines portions de la forêt boréale comportent des caractéristiques biophysiques susceptibles d'affecter de manière particulière la production ligneuse. Le *Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables* (Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013) identifie des zones situées au pourtour de la limite nordique où les conditions de régimes de feu et de potentiel de croissance posent des risques à une production ligneuse durable. Le comité scientifique recommande d'ailleurs que le MFFP développe des stratégies d'aménagement qui prendront en compte la sensibilité de ces territoires.

L'objectif du projet, réalisé conjointement par le MFFP et la Chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, consiste à aider le MFFP à élaborer des stratégies régionales qui permettront d'atténuer les risques reconnus et qui mettra en œuvre les moyens pour créer une valeur durable dans les conditions particulières de ces territoires nordiques. Le besoin de mener une telle réflexion est cruciale à ce moment-ci de l'élaboration de ces stratégies régionales puisque la non-prise en compte de la sensibilité propre aux territoires visés pourrait conduire à des stratégies régionales risquées, susceptibles de connaître des échecs. Le MFFP pourrait alors être amené à revoir l'élaboration de ses stratégies régionales à plus ou moins brève échéance afin de considérer les risques lors des investissements sylvicoles dans les portions sensibles de la forêt boréale.

La réalisation de ce projet à ce stade-ci est aussi importante puisque que deux autres dossiers menés actuellement par le MFFP sont susceptibles d'influencer les stratégies régionales de production de bois, soit la mise en œuvre de la stratégie pour les caribous forestiers et montagnards et l'harmonisation du régime forestier adapté de la Paix des braves (Amendement no. 6) à la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (LADTF) et l'Entente sur la gouvernance dans le territoire d'Eeyou Istchee Baie-James entre les Cris d'Eeyou Istchee et le gouvernement du Québec (2012).

Résumé

Le *Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables* (Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013) distinguait des portions de la forêt boréale où le risque pour la pratique d'un aménagement durable était qualifié de modéré à élevé. Le présent projet portait sur deux de ces zones où l'aménagement peut être durable à condition d'y développer des stratégies d'aménagement adaptées selon les recommandations du rapport scientifique.

Le projet a permis de prendre la mesure du risque que posent les accidents de régénération dans les territoires où les cycles de feu sont courts ou très courts. Après quelques décennies, des pertes de superficies productives s'accumuleront de manière significative. Ces pertes de territoire productif auxquelles s'ajoutent les diminutions de production sur d'autres territoires demeurés productifs affecteraient considérablement la production ligneuse attendue dans les prochaines décennies. Le projet a également permis de prendre la mesure du risque que pose la paludification dans les territoires situés sur le till de Cochrane, c'est-à-dire la partie nord-ouest de la ceinture d'argile qui parcourt l'Ontario et le Québec, entre le district de Cochrane et l'Abitibi-Témiscamingue. Dans la portion Ouest du territoire pilote, l'historique d'évitement des peuplements susceptibles à la paludification fait en sorte que des superficies récoltables susceptibles à la paludification occuperont une proportion significative des superficies récoltables au cours des 40 prochaines années. Les prochaines décennies apparaissent donc cruciales dans la gestion durable des peuplements susceptibles à la paludification. Le feu présente aussi un risque important pour la stabilité des approvisionnements. Au fil du temps, le feu prélèvera une quantité de bois qui devra être soustrait des approvisionnements. Comme à mesure du rajeunissement de la structure d'âge de la forêt, de plus en plus de peuplements jeunes et non marchands brûleront, les coupes de récupération offre peu d'options de mitigation. À long terme, la quantité de bois disponible à la récolte demeure similaire, peu importe le niveau de coupe choisi. Les aménagistes ne peuvent que décider du moment où cette même quantité de bois peut être récoltée le long de l'horizon de planification.

Des solutions existent pour diminuer l'ampleur des problèmes documentés, mais leur efficacité est variable et elles mobiliseront des parts importantes des budgets sylvicoles et de voirie. De plus, les actions requérant des investissements accrus sont risquées en considérant les cycles de feu actifs sur le territoire. Les simulations montrent que les risques de voir les investissements sylvicoles anéantis par l'action du feu sont d'autant plus grands que le cycle de feu est court et que l'âge de maturité est élevé. Les résultats du projet aideront à la mise au point d'une approche de gestion du risque qui permettra de prendre des décisions d'aménagement en contrôlant les facteurs de risque qui peuvent compromettre le succès des stratégies d'aménagement. Il y aurait probablement avantage à canaliser les investissements de façon à valoriser davantage le territoire des zones à sensibilité faible. Toutefois, même si dans les autres portions de la forêt boréale les problèmes sont moins aigus, elles présentent, à des degrés variables, les mêmes risques identifiés dans le rapport. Les stratégies d'aménagement devraient prendre en compte les problèmes potentiels selon le niveau de risque que l'on peut leur associer dans toutes les portions de la forêt boréale.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
DESCRIPTION GÉNÉRALE DU PROJET	2
CHAPITRE 1 LE FEU ET LES RISQUES D'ACCIDENTS DE RÉGÉNÉRATION	4
1.1 Projection de la quantité probable d'accidents de régénération	4
1.1.1 Introduction.....	4
1.1.2 Objectif	5
1.1.3 Méthodologie	6
1.1.3.1 Aire d'étude de la portion Est du territoire pilote	6
1.1.3.2 Le modèle	6
1.1.3.3 Conditions initiales	7
1.1.3.4 Simulations	9
1.1.3.4.1 Simulation des feux	9
1.1.3.4.2 Simulation de la récolte	10
1.1.3.4.3 Simulation des coupes de récupération.....	10
1.1.3.4.4 Contraintes à la coupe – seuils d'altération des structures d'âge.....	11
1.1.3.4.5 Suivi des attributs des peuplements et estimation des accidents de régénération dans les peuplements brûlés	11
1.1.3.4.6 Quantification des accidents de régénération, pertes et gains de productivité dans les peuplements après feu	12
1.1.3.4.7 Scénarios d'accès routiers et coûts associés	12
1.1.4 Résultats	14
1.1.4.1 Les accidents de régénération, pertes de productivité, gains de productivité.....	14
1.1.4.2 L'effet du taux de coupe sur la quantité d'accidents de régénération	16
1.1.4.3 Accès aux superficies en accident de régénération	17
1.2 Les effets sur la superficie productive et sur le flux de bois	20
1.2.1 Perte de superficie productive selon les scénarios d'accès	20
1.2.2 Flux de bois récoltés	21
1.3 Analyse des incidences budgétaires.....	25
1.3.1 Reboisement dans les coupes de récupération	26
1.4 Espérance de profit économique des plantations en fonction du cycle de feu	28
1.4.1 Estimation des volumes produits par essence	30
1.4.2 Autres taux d'actualisation.....	31
1.5 Pistes de solution	34

1.5.1	Plantations et choix des essences	34
1.5.1.1	L'épinette noire	34
1.5.1.2	Pin Gris.....	35
1.5.1.3	Mélèze	35
1.5.1.4	Peuplier faux-tremble.....	35
1.5.1.5	Plantation en mélange par bouquets.....	36
1.5.2	Ensemencement aérien.....	37
1.5.3	Regarni au lieu de plantation	38
1.5.4	Rétention de semenciers.....	38
1.5.5	Modulation des investissements.....	38
1.5.6	Autres solutions envisageables	39
1.5.6.1	L'aménagement intensif des peuplements.....	39
1.6	Conclusion	39
CHAPITRE 2 LA PALUDIFICATION DES SOLS.....		41
2.1	Introduction.....	41
2.2	Portrait de la récolte dans l'unité d'aménagement 085-51	42
2.2.1	Méthodologie	42
2.2.2	Résultats	44
2.2.3	Conclusion sur le portrait de récolte de l'unité d'aménagement 085-51.....	46
2.3	Modélisation des stratégies actuelles et d'une stratégie d'exclusion de paysages sans solutions dans l'unité d'aménagement 085-51 dans un contexte de gestion de la paludification.....	46
2.3.1	Méthodologie	46
2.3.1.1	Description du territoire et des scénarios.....	46
2.3.1.2	Paysages paludifiés sans solutions	48
2.3.1.3	Scénarios simulés	49
2.3.1.4	Sous-scénarios de reboisement	50
2.3.2	Intrants du modèle de dynamique des paysages.....	50
2.3.2.1	Stratification et suivi de la productivité forestière.....	50
2.3.2.2	Calcul des possibilités forestières.....	51
2.3.3	Modèle de dynamique des paysages	51
2.3.3.1	Processus de dynamique du paysage.....	51
2.3.3.1.1	<i>Feu</i>	51
2.3.3.1.2	<i>Paludification</i>	52

2.3.3.1.3	<i>Accidents de régénération causés par le feu :</i>	52
2.3.3.2	Information complémentaire sur le modèle	53
2.3.3.2.1	<i>Stochasticité</i>	53
2.3.3.2.2	<i>Répétabilité</i>	53
2.3.3.2.3	<i>Spatialisation</i>	53
2.3.3.3	Comparaison des scénarios	54
2.4	Résultats	54
2.4.1	Évolution du paysage forestier aménagé avec les scénarios REF et PAL	54
2.4.1.1	Quantité d'accident liée à la paludification et aux feux	54
2.4.1.2	Évolution des types de végétations	56
2.4.1.3	Impact sur le flux de bois	58
2.4.2	Stratégie de reboisement	59
2.4.2.1	Effort de reboisement	59
2.4.2.2	Effet des stratégies de reboisement sur le couvert forestier	59
2.5	Discussion	60
2.5.1	Gestion du risque	60
2.5.2	Contraintes aux opérations	61
2.6	Conclusion	61
CHAPITRE 3	LE RISQUE DE FEU ET LE MAINTIEN DES APPROVISIONNEMENTS EN BOIS	63
3.1	Introduction	63
3.2	Aire d'étude	63
3.3	Caractéristiques forestières du territoire d'étude et contraintes associées	64
3.4	Simulations	65
3.4.1	Scénario de référence	66
3.4.2	Analyses de sensibilité et comparaisons des scénarios	66
3.5	Résultats	67
3.5.1	Effet du taux de coupe	67
3.5.2	Effet du retrait du seuil maximal de jeunes forêts	68
3.6	Mesures d'atténuation du risque	69
3.6.1	Augmenter l'efficacité de la récupération des bois brûlés	69
3.6.2	Réduire le temps d'exposition au risque	69
3.6.3	Réaliser davantage de coupes avec maintien du couvert	70
3.6.4	Réduire le risque en augmentant l'efficacité de la lutte directe aux incendies forestiers	70

3.6.5	Abaisser l'inflammabilité de la forêt – gérer le combustible	71
3.6.6	Liquidation accélérée de la forêt résineuse mature et âgée.....	71
3.6.7	Partager le risque sur plusieurs unités d'aménagement	73
3.6.8	Durée de la période de fermeture et conséquences sur la régularité des approvisionnements.....	74
3.6.9	Abaisser le taux de coupe.....	74
3.7	Conclusions.....	75
SYNTHÈSE ET RECOMMANDATION		77
BIBLIOGRAPHIE.....		79
ANNEXE 1	DÉTAILS DE LA MÉTHODOLOGIE UTILISÉE AU CHAPITRE 1.....	87
ANNEXE 2	DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES SUR LES CHEMINS ET LES ACCÈS	107
ANNEXE 3	CHANCE DE SURVIE SUR 40 À 50 ANS OBSERVÉE DANS LES SIMULATIONS	111
ANNEXE 4	LA COUPE AVEC RÉTENTION DE SEMENCIERS.....	114

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Distribution des superficies selon différentes classes de volume initial	8
Tableau 2	Origine des peuplements qui avaient moins de 50 m ³ dans le territoire inclus au calcul.....	8
Tableau 3	Cycles de feu observés (Gauthier et al. 2015b) et simulés pour chacune des zones de feu présentes dans la portion Est du territoire pilote, et pour toute cette aire d'étude.....	10
Tableau 4	Superficie (ha) et proportion (%) de chaque zone de feu et l'aire d'étude (totale) accessible selon les trois scénarios d'accès	14
Tableau 5	Superficie (ha) des accidents de régénération (de tous types = inclut tous les peuplements dont ceux avec un volume < 50 m ³ ; de type MFFP = les peuplements initiaux avec un volume > 50 m ³) avec le volume moyen perdu (m ³ /ha) associé. Ce volume représente le volume à 120 ans des peuplements initiaux qui deviennent improductifs suite aux accidents de régénération. Les données de l'aire d'étude en gras et italique pour les accidents de régénération de type MFFP sur 50 ans sont celles utilisées dans le tableau 9 à de la section 1.2.1.....	15
Tableau 6	Superficie (ha) des pertes de productivité avec le volume moyen perdu (m ³ /ha) associé, et la superficie (ha) des gains de productivité avec le gain en volume moyen (m ³ /ha) associé.	16
Tableau 7	Superficie (ha) accessible pour les deux types d'accidents de régénération selon les trois scénarios d'accès pour les zones de feu G3, G4 et G5	18
Tableau 8	Superficie (ha) accessible pour les deux types d'accidents de régénération selon les trois scénarios d'accès pour les zones de feu G7, G8 et l'aire d'étude	19
Tableau 9	Perte de superficie productive pour 50 ans	20
Tableau 10	Flux de bois sur 50 ans suite au feu	22
Tableau 11	Coûts des traitements sylvicoles généralement effectués sur le territoire pilote	25
Tableau 12	Coûts déterminés par l'analyse hectare par hectare.....	30
Tableau 13	Rendements par hectare des plantations selon le type écologique	30
Tableau 14	Densité (ratio) estimée à laquelle le pin gris doit être planté pour assurer une régénération adéquate à une hauteur d'arbre (par âge) et une distance constante de 2 mètres entre les tiges plantées.....	37
Tableau 15	Indice de paludification utilisé par la région Nord-du-Québec dans l'analyse de susceptibilité à la paludification	43

Tableau 16	Volume récoltable en % (environ 3 010 000 m ³ /5 ans pour l'unité d'aménagement 085-51) dans les peuplements susceptibles ou non à la paludification par rapport à l'accessibilité par période de 50 ans sur l'horizon de planification.....	44
Tableau 17	Superficie récoltable en % (environ 27 000 ha/5 ans pour l'UA 085-51) dans les peuplements susceptibles ou non à la paludification par rapport à l'accessibilité par période de 50 ans sur l'horizon de planification	44
Tableau 18	Stratégies et modalités spécifiques sur l'unité d'aménagement 085-51	47
Tableau 19	Proportion des paysages paludifiés sans solutions dans l'unité de paysage régional du Lac Grasset et dans l'unité d'aménagement 085-51	48
Tableau 20	Proportion des superficies susceptibles à la paludification par rapport à l'unité de paysage régional du Lac Grasset et l'unité d'aménagement 085-51.....	49
Tableau 21	Description des scénarios simulés	50
Tableau 22	Les sept types de végétation utilisés dans la stratification	51
Tableau 23	Valeurs moyennes des médianes annuelles des superficies récoltées et des accidents par paludification après récolte durant les 50 premières années par localisation et par scénario.....	55
Tableau 24	Cycles de feu simulés sur l'unité d'aménagement 085-51	55
Tableau 25	Superficies aménagées des différentes catégories aux 50 ans pour les scénarios REF et PAL	58
Tableau 26	Moyenne des médianes de la superficie récoltée, la superficie en accident de régénération causé par la paludification et la superficie reboisé durant les 50 premières années de l'horizon de planification	59
Tableau 27	Seuils d'altération utilisés pour déterminer le degré d'altération des unités territoriales d'analyse de l'unité d'aménagement 026-61	65

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Carte présentant : 1) les niveaux de sensibilité de la forêt boréale à l'aménagement durable des forêts (Tirée du <i>Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables</i> [Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013]) et 2) le territoire pilote utilisé pour les travaux <i>sur l'ajustement des stratégies de production de bois dans certaines portions sensibles de la forêt boréale</i> qui font l'objet du présent rapport.....	1
Figure 2	Répartition des classes de composition de la portion Est du territoire pilote	7
Figure 3	Cycles de feu actuellement observés (Gauthier et al. 2015b) dans la portion Est du territoire pilote ainsi que dans les zones de feux autour de ce territoire.....	9
Figure 4	Niveaux d'accessibilité de la portion Est du territoire pilote selon les distances tampon par rapport au réseau routier disponible	13
Figure 5	Taux d'accident annuel médian global (%) en fonction du taux de coupe par seuil de maturité reproductive pour l'ensemble de la portion Est du territoire pilote sous un cycle de feu de 104 ans. Les seuils de maturité pour l'épinette noire et pour le pin gris sont, respectivement, de 30 et 10 ans pour maturité précoce, de 50 et 30 ans pour la maturité intermédiaire et de 90 et 70 ans pour la maturité tardive.....	17
Figure 6	Perte de superficies productives sur 50 ans.....	21
Figure 7	Flux de bois cumulatifs des interventions selon les scénarios d'accès.....	22
Figure 8	Flux de bois cumulatifs suite à une plantation pour le scénario d'accès de 0 à 2 km avec accidents de plantation	23
Figure 9	Flux de de bois cumulatifs suite à une plantation pour le scénario d'accès de 0 à 5 km avec accidents de plantation	24
Figure 10	Flux de bois cumulatifs suite à une plantation pour le scénario d'accès de 0 à 10 km avec accidents de plantation	24
Figure 11	Pourcentage du budget associé aux coûts de réalisation des trois scénarios d'accès.....	25
Figure 12	Structure des éléments influençant les coûts de reboisement des coupes de récupération et hypothèses posées pour calculer ces coûts.....	26
Figure 13	Incidences budgétaires totales des accidents de régénération et du reboisement dans les coupes de récupération avec un taux de récupération de 50 %.....	27
Figure 14	Incidences budgétaires totales des accidents de régénération et du reboisement dans les coupes de récupération avec un taux de récupération de 70 %.....	27

Figure 15	Probabilité de brûler avant la récolte en fonction des cycles de feu et du temps d'exposition au feu	29
Figure 16	Carte présentant les cycles de feu pour des unités de paysage regroupées pour la période 1972-2009 (Tirée du <i>Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables</i> [Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013]).	29
Figure 17	Espérance de profit actualisé à 4 % avec un taux dégressif à 30 ans de l'analyse hectare par hectare selon différents cycles de feu. La courbe en pointillé présente le cas où les coûts sont maximaux, donc l'espérance de profit économique minimaux et le trait plain, la situation inverse	31
Figure 18	Espérance de profit actualisé à 2 %, 3 % et 4 % non-dégressifs pour l'analyse hectare par hectare d'une plantation d'épinettes noires selon différents cycles de feu.....	32
Figure 19	Espérance de profit actualisé à 2 %, 3 % et 4 % non-dégressifs pour l'analyse hectare par hectare d'une plantation de pins gris selon différents cycles de feu.....	32
Figure 20	Comparaison de l'espérance de profit lors de la récupération des plantations de pin gris brûlées pour des taux de récupération de 0 %, 50 % et 70 %	33
Figure 21	Comparaison de l'espérance de profit lors de la récupération des plantations d'épinette noire brûlées pour des taux de récupération de 0 %, 50 % et 70 %.....	33
Figure 22	Accessibilité du territoire suivant la distance du réseau routier stratégique (1 km, 2 km, 5 km, 10 km et plus de 10 km).....	42
Figure 23	Localisation du till de Cochrane et des peuplements susceptibles à la paludification sur l'unité d'aménagement 085-51	43
Figure 24	Diagramme de la proportion des peuplements susceptibles et non-susceptibles à la paludification dans le volume récolté moyen (gauche) et proportion selon l'accessibilité dans les 18 % du volume récolté moyen issu des peuplements susceptibles pour la période 2013-2063	45
Figure 25	Diagramme de la proportion des peuplements susceptibles et non-susceptibles à la paludification dans la superficie récoltée moyenne (gauche) et proportion selon l'accessibilité dans les 26 % des superficies susceptibles récoltées moyennes pour la période 2013-2063	45
Figure 26	Carte de l'unité d'aménagement 085-51 présentant les superficies sous les nouvelles modalités spécifiques à la paludification.....	47
Figure 27	Localisation de l'unité de paysage du Lac Grasset.....	48

Figure 28	Superficie en accident de régénération pour cause de paludification par période de 5 ans sur l'horizon de planification pour les scénarios REF et PAL.....	54
Figure 29	Superficie en accident de régénération par les feux par période de 5 ans sur l'horizon de planification pour les scénarios REF et PAL	56
Figure 30	Proportion des différents types de peuplements par rapport à la superficie aménagée de l'unité d'aménagement 085-51; « f » pour « fermée », « p » pour « paludifiée ouverte » et « o » pour « ouverte ».....	57
Figure 31	Évolution du volume maximal potentiel absolu dans l'unité d'aménagement 085-51 sur l'horizon de planification pour les scénarios REF et PAL	58
Figure 32	Proportion des différents types de peuplements par rapport à la superficie aménagée de l'unité d'aménagement 085-51; « f » pour « fermée », « p » pour « paludifiée ouverte » et « o » pour « ouverte » pour les scénarios REF, PAL, REF-ACC et PAL-ACC	60
Figure 33	Aire retenue pour les fins de simulation. La zone délimitée en rouge correspond à la portion ouest de l'unité d'aménagement 026-61 qui est composée des UTA 2 et 3. La zone délimitée en blanc correspond à celle identifiée dans le rapport sur la limite nordique comme étant particulièrement vulnérable au risque de feu et sur laquelle porte le travail sur les accidents de régénération	64
Figure 34	Évolution de la probabilité d'une baisse importante des approvisionnements (axe y) au cours du temps (axe x) pour les 50 prochaines années. En bleu, le scénario de référence pour lequel le taux de coupe est de 0,62 %. En orangé et en gris, le même scénario mais pour un taux de coupe de 0,51 et 0,31 %/an respectivement.....	67
Figure 35	Comparaison du scénario sans contrainte lié au seuil maximal de jeunes forêts (en orangé) au scénario de référence (en bleu)	68
Figure 36	Comparaison du scénario présentant un taux de coupe (TC) de 0,69 %/an avec contraintes d'altération de structure d'âge (en jaune) et sans contraintes (en bleu). Le scénario de référence présentant un taux de coupe de 0,62 % correspond à la courbe en orangé.....	72
Figure 37	Comparaison de la courbe de risque (en orangée) pour le scénario de référence établi à l'échelle du regroupement des UA (zone identifiée dans <i>Le Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables</i> [Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013]) et celle portant uniquement sur l'UA 026-61 (en bleu).....	73
Figure 38	Distribution de fréquence des durées de périodes en rupture de stock pour le scénario de référence.....	74

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) travaille activement à la préparation d’une stratégie nationale de production de bois qui visent à augmenter la valeur de l’offre de bois récolté dans toutes les régions du Québec. La mise en œuvre de cette stratégie nationale se fera par les stratégies régionales de production de bois. Il est prévu que chaque région ait élaboré sa stratégie pour le 31 mars 2021 (Ministère des Forêts, de la faune et des parcs 2017). La démarche de mise au point de cette stratégie comprend une étape d’analyse de l’état du territoire en vue de caractériser l’offre actuelle et potentielle de matière ligneuse. Cette analyse doit tenir compte du fait que certaines portions accessibles et inaccessibles de la forêt boréale comportent des caractéristiques biophysiques susceptibles d’affecter de manière particulière la production ligneuse. Le *Rapport du Comité scientifique chargé d’examiner la limite nordique des forêts attribuables* (Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013) identifie des zones situées au pourtour de la limite nordique où les conditions de régimes de feu et de potentiel de croissance posent des risques à une production ligneuse durable (Figure 1). Le comité scientifique recommande d’ailleurs que le MFFP développe des stratégies d’aménagement qui prendront en compte la sensibilité de ces territoires.

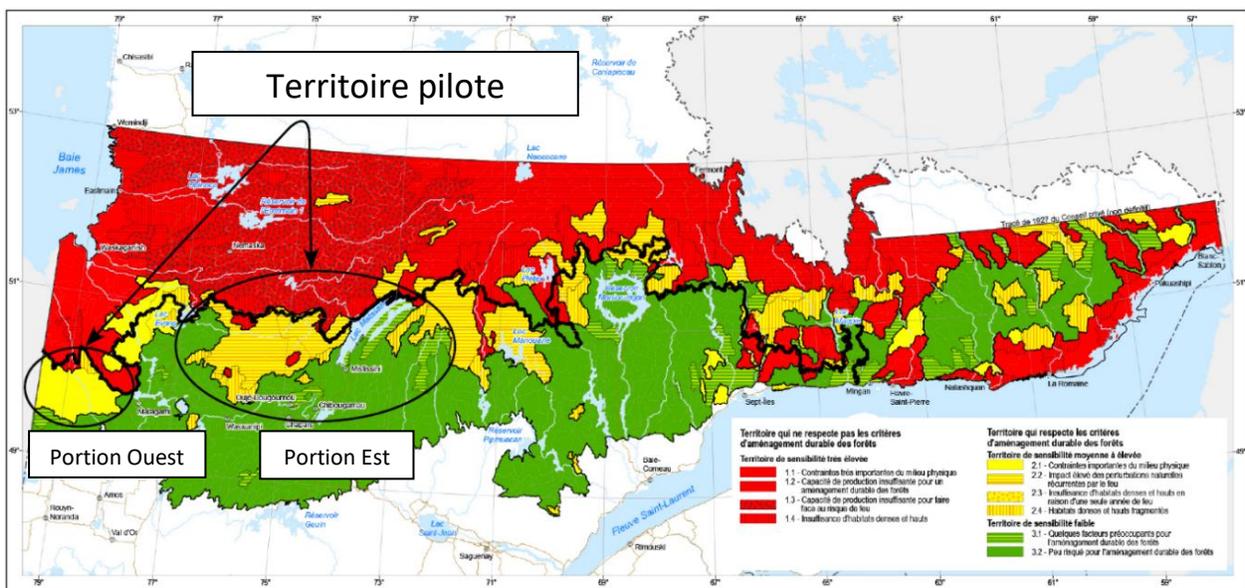


Figure 1 Carte présentant : 1) les niveaux de sensibilité de la forêt boréale à l’aménagement durable des forêts (Tirée du *Rapport du Comité scientifique chargé d’examiner la limite nordique des forêts attribuables* [Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013]) et 2) le territoire pilote utilisé pour les travaux sur l’ajustement des stratégies de production de bois dans certaines portions sensibles de la forêt boréale qui font l’objet du présent rapport.

L’objectif du projet consiste à évaluer les risques pour les stratégies régionales de production de bois et de décrire des pistes de solution d’aménagement adaptées dans deux territoires pilotes. Ces solutions pourraient alors être utilisées par le MFFP pour élaborer des stratégies régionales qui atténueront les risques reconnus et qui mettront en œuvre les moyens pour créer une valeur durable dans les conditions particulières de ces territoires nordiques. Le besoin de mener une telle réflexion est cruciale à ce moment-

ci de l'élaboration des stratégies régionales puisque la non-prise en compte de la sensibilité propre aux territoires visés pourrait conduire à des stratégies régionales risquées, susceptibles de connaître des échecs. Le MFFP pourrait alors être amené à revoir l'élaboration de ses stratégies régionales à plus ou moins brève échéance afin de considérer les risques lors des investissements sylvicoles dans les portions sensibles de la forêt boréale.

La réalisation de ce projet à ce stade-ci est aussi importante puisque que deux autres dossiers menés actuellement par le MFFP sont susceptibles d'influencer les stratégies régionales de production de bois, soit la mise en œuvre de la stratégie pour les caribous forestiers et montagnards et l'harmonisation du régime forestier adapté de la Paix des braves (Amendement no. 6) à la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (LADTF) et l'Entente sur la gouvernance dans le territoire d'Eeyou Istchee Baie-James entre les Cris d'Eeyou Istchee et le gouvernement du Québec (2012).

DESCRIPTION GÉNÉRALE DU PROJET

À partir des paramètres de sensibilité retenus dans le *Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables* (Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013), le projet évalue les risques pour les stratégies régionales de production de bois dans un territoire pilote où portera le projet (voir la figure 1). La portion Ouest du territoire pilote, située le long de la frontière ontarienne, est classée comme sensible en raison de contraintes physiques, notamment la paludification, alors que la portion Est, bordant le lac Mistassini, est classée comme sensible en raison de la fréquence des feux.

En réponse à ces risques, le projet développe et décrit des stratégies d'aménagement adaptées qui pourront être intégrées aux stratégies régionales de production de bois en tenant compte de la stratégie pour les caribous forestiers et montagnards et de l'harmonisation du régime forestier adapté de la Paix des braves (Amendement no. 6) à la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (LADTF) et l'Entente sur la gouvernance dans le territoire d'Eeyou Istchee Baie-James entre les Cris d'Eeyou Istchee et le gouvernement du Québec (2012). En fonction d'enjeux reconnus, le projet se divise en quatre différents volets qui concernent la prise en compte des risques et objectifs suivants :

- 1) Les risques d'accident de régénération et le contrôle des coûts de remise en production;
- 2) La paludification des sols et le maintien de la capacité productive du territoire;
- 3) Le risque de feu et le maintien des approvisionnements aux usines;
- 4) Le maintien ou l'augmentation de la valeur du bois récolté.

Les travaux menés dans chacun de ces volets alimenteront la réflexion pour élaborer des stratégies d'aménagement adaptées. Les éléments de solution examinés concerneront à la fois la répartition spatio-temporelle des coupes (incluant la stratégie de déploiement du réseau routier) ainsi que la stratégie sylvicole.

Les travaux du chapitre 1 (les risques d'accident de régénération et le contrôle des coûts de remise en production) étaient axés sur l'élaboration d'un modèle spatialement explicite intégrant les cycles du feu observés dans la portion Est du territoire pilote. Ce modèle a permis d'estimer la régénération des peuplements ainsi que leur croissance et rendement à la suite d'une perturbation (feu ou coupe) pour projeter la quantité probable d'accidents de régénération (en ha) et de pertes en volume (en m³) par zone de feu et l'incidence du taux de coupe sur la fréquence des accidents de régénération. Ces résultats ont ensuite été utilisés pour examiner les incidences sur les budgets sylvicoles et sur la production ligneuse en

fonction de trois scénarios d'accès routier afin d'estimer des coûts de la voirie et de décrire des options d'atténuation des risques.

Les travaux du chapitre 2 (la paludification des sols) étaient axés sur l'élaboration d'un modèle complémentaire au modèle du chapitre 1 en intégrant l'accumulation de la couche organique dans les peuplements à risque de paludification et ses interactions avec les feux et la coupe sur la fréquence des accidents de régénération. Ces résultats ont ensuite été analysés pour déterminer la quantité d'accidents liée à des interventions dans des peuplements paludifiés, l'évolution de la densité du paysage forestier, et les impacts sur la productivité ligneuse en fonction de deux scénarios de stratégies d'aménagement (actuelle et exclusion de paysages jugés trop contraignants). Les résultats sont complétés par l'estimation de l'effort de reboisement nécessaire.

Le chapitre 3 (le risque de feu sur les approvisionnements en bois) consiste à évaluer la probabilité d'une rupture des approvisionnements en bois (sur un horizon de 50 années) sous différents scénarios d'aménagement et conduit à la formulation de diverses mesures d'atténuation du risque.

Les principaux efforts ont porté sur le chapitre 1, celui-ci constituant la partie la plus complexe du projet. Les résultats permettront donc de fournir les moyens pour mieux intégrer la gestion du risque en termes d'investissement et d'approvisionnement dans le contexte d'une zone de la forêt boréale jugé comme avoir une sensibilité moyenne à élevée en raison des cycles de feu courts (Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013).

CHAPITRE 1 LE FEU ET LES RISQUES D'ACCIDENTS DE RÉGÉNÉRATION

Synthèse de l'enjeu : Bien que l'effet des accidents de régénération qui se sont produits au cours des millénaires ait été inclus dans l'évaluation du potentiel forestier du territoire, ceux-ci sont un phénomène qui continue à se produire. Ne pas en tenir compte aurait pour conséquence de surévaluer les possibilités forestières et de sous-estimer les coûts nécessaires pour pallier l'absence de régénération. Il est donc essentiel de projeter dans le temps leur influence potentielle sur les stratégies régionales de production de bois.

1.1 Projection de la quantité probable d'accidents de régénération

1.1.1 Introduction

La structure, la composition et la dynamique de succession de la forêt boréale de l'Est du Canada est largement contrôlé par le feu, le régime de perturbation dominant (Payette 1992; Stocks *et al.* 2002). Les deux essences les plus communes et commercialement importantes, l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), sont considérées comme des espèces pionnières (Rudolph et Laidly 1990, Viereck et Johnston 1990). Elles sont généralement bien adaptées à cette perturbation en utilisant le sérotinisme en tant que stratégie de reproduction (Lamont *et al.* 1991; Enright *et al.* 1998; Greene *et al.* 1999). À l'échelle du paysage, leur abondance et leur répartition dépendent, entre autres, du climat et, par extension, du cycle de feu régional (Carcaillet *et al.* 2001).

Le stockage de graines dans la banque de graines aériennes présente deux avantages principaux : il assure la disponibilité des graines en cas de feu, permettant ainsi à l'espèce de se régénérer *in situ* plutôt que de compter sur des sources extérieures de propagules; et une dispersion rapide après le feu quand la réceptivité des lits de germination est le plus favorable en raison de la réduction de la couche organique par le feu (Greene *et al.* 1999; Miyanishi 2001; Miyanishi et Johnson 2002; Greene *et al.* 2007). De cette manière, les peuplements se régénèrent généralement à une densité semblable à celle qui existait avant la perturbation (Greene et Johnson 1999; Ilisson et Chen 2009), ce qui maintient la prédominance des espèces au fil du temps (hypothèse de la régénération directe ou d'auto-remplacement [Ilisson et Chen 2009; Johnstone *et al.* 2010]).

Le succès de ces deux espèces à bien se régénérer après feu dépend toutefois de la quantité et de la qualité des semences disponibles, qui sont limitées par le potentiel de production de semences, l'âge de maturité de reproduction propre à l'espèce (Rudolph et Laidly 1990; Viereck et Johnston 1990; Greene et Johnson 1999; Brown et Johnstone 2012; Viglas *et al.* 2013; Van Bogaert *et al.* 2015a,b) ainsi que par la sévérité du feu et l'âge du peuplement affecté (Gauthier *et al.* 2015b; Pinno *et al.* 2013). Les peuplements plus sensibles à des accidents de régénération naturelle sont donc ceux qui sont jeunes ou peu productifs, puisqu'ils ne disposent pas d'une banque de graines suffisante. Ceci fait en sorte qu'ils deviennent particulièrement vulnérables lorsqu'ils sont situés sur des territoires où les cycles de feu sont courts (Gauthier *et al.* 2015b; Raulier *et al.* 2013a; Girard *et al.* 2009; Jasinski et Payette 2005). À l'échelle du peuplement, un accident de régénération se produit lorsque la régénération n'est pas suffisante pour soutenir un rendement équivalent au potentiel existant avant feu. Lorsqu'un tel accident se produit, si l'on

souhaite maintenir la productivité forestière au même niveau (ce qui est attendu en aménagement forestier durable), le MFFP doit procéder à des travaux de reboisement qui requièrent des budgets sylvicoles importants.

Un modèle récemment publié par Splawinski *et al.* (2019), lui-même basé sur le modèle de feu développé par Cyr *et al.* (2016), quantifiait le risque d'accidents de régénération à l'aide d'une approche basée strictement sur l'âge des peuplements. Une telle approche ne permettait donc pas de distinguer un accident de régénération d'une perte de productivité, ni de traduire les résultats en pertes de volume.

Étant donné que la capacité des peuplements forestiers à se régénérer naturellement après feu est un élément critique de la productivité de la forêt boréale, il devient nécessaire d'intégrer le risque de feu dans la prévision de l'approvisionnement en bois et dans la planification de l'aménagement forestier durable (Raulier *et al.* 2013a; Gauthier *et al.* 2015a,b). Une meilleure compréhension du phénomène d'accidents de régénération ainsi qu'une capacité à prévoir son occurrence sont essentielles à la réalisation de plusieurs actions qui concernent, en tout ou en partie, la forêt boréale, soit : l'élaboration des stratégies régionales de production de bois, la mise en œuvre des recommandations du *Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables* (Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013), la mise en œuvre de la stratégie pour les caribous forestiers et montagnards, et le développement d'une stratégie d'adaptation aux changements climatiques.

1.1.2 Objectif

Le présent chapitre vise quatre objectifs principaux :

- 1) Produire une analyse des risques d'accidents de régénération dans des peuplements d'épinette noire et de pin gris purs pour une portion de la forêt boréale la plus à risque, c'est-à-dire une zone de sensibilité moyenne à élevée identifiées dans le *Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables* (Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013). Nous évaluons, au sein d'entités territoriales homogènes en termes de risque de feu, la superficie probable qui sera affectée par des accidents de régénération sur un horizon de 50 ans. Les prévisions sont fournies pour les cinq prochaines décennies. Cette estimation est réalisée d'abord en fonction des fréquences de feu estimées pour la période de référence s'étendant de 1972 à 2009 (taux de feu moyen de 101 ans [Gauthier *et al.* 2015b]), avec un taux de récolte actuel qui est de 0,62 %. Ce taux de récolte correspond à celui qui est en vigueur selon le calcul des possibilités forestières du Bureau du forestier en chef (BFEC) pour la période 2018-2023 dans l'unité d'aménagement (UA) 026-61 pour le groupe d'essences sapin, épinette, pin gris et mélèze (SEPM) en considérant un taux de récupération de 70 % des superficies éligibles (> 70 m³/ha).
- 2) Déterminer comment les superficies affectées par les accidents de régénération et par la perte ou gain de productivité sont distribuées selon l'accès au territoire en fonction de (zones tampons de 2 km, 5 km, et 10 km le long du réseau routier existant (ce qui détermine les scénarios de remise en production));
- 3) Définir des pratiques proactives de gestion forestière qui pourraient réduire le risque d'accidents de régénération naturelle après feu;

- 4) Tester leur effet sur le taux d'accidents de régénération sous les divers scénarios de remise en production. Ce travail nécessite la définition des entités territoriales appropriées, une détermination des âges de maturité reproductive des espèces et une définition des variables prédictives influençant l'occurrence des accidents de régénération (ex. : âge, composition).

1.1.3 Méthodologie¹

1.1.3.1 Aire d'étude de la portion Est du territoire pilote

L'aire d'étude correspond à la portion Est du territoire pilote et est située dans une zone de sensibilité moyenne à élevée (Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013) dans le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'Ouest (voir la figure 1). Située à l'Ouest du lac Mistassini, tout juste au sud de la limite nordique des forêts attribuables, elle est d'une superficie totale de 1,3 Mha, dont 10,1 % est constitué de grands cours d'eau. Le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'Ouest est dominé par des peuplements d'épinettes noires et de pins gris purs, et est caractérisé par des dépôts de surface de till, organiques, et glacio-lacustres. Le climat est continental subpolaire, avec des précipitations annuelles moyennes allant de 700 à 1100 mm, une température moyenne annuelle de - 2,5 à 0°C et une saison de croissance de quatre à cinq mois (Bergeron *et al.* 2018).

1.1.3.2 Le modèle

Nous avons examiné l'effet du cycle de feu et de la récolte sur le taux d'accident de régénération ainsi que sur les pertes et gains en productivité dans les peuplements d'épinettes noires et de pin gris purs. En utilisant le logiciel R (R Core Team 2018), à l'aide d'un modèle de feu spatialement explicite (Cyr *et al.* 2016), nous avons simulé le territoire à l'étude et sa dynamique naturelle sur la base des paramètres du régime des feux documentés par Gauthier *et al.* (2015b).

Nous y avons intégré un aménagement forestier caractérisé principalement par un régime de coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) et de coupes de récupération après feu émulant les principales caractéristiques de l'aménagement forestier planifié pour la période de 2018-2023.

La régénération après feu a été simulée à l'aide d'une version modifiée du modèle de densité de régénération de Splawinski *et al.* (2014b). Ce modèle permettait de mettre à jour la densité de régénération après feu sur la base des caractéristiques du peuplement brûlé (âge et surface terrière).

Les équations de Pothier et Savard (1998) ont été utilisées afin de déterminer les variables dendrométriques (surface terrière et volume marchand) nécessaires à l'application du plan d'aménagement ainsi qu'au modèle de régénération.

Un total de 1000 simulations ont été produites afin de tenir compte de la stochasticité inhérente aux feux de forêts (on les nomme ensuite des répliques). Les simulations étaient d'une durée de 50 ans afin de s'arrimer aux horizons de planification stratégique. Les simulations se font selon la séquence présentée ci-après.

¹ La méthodologie complète est présentée à l'annexe 1.

1.1.3.3 Conditions initiales

Pour l'initialisation des simulations, les données de peuplements obtenues à partir de la carte écoforestière du 4^e décennal (\approx 2015) ont été utilisées pour regrouper les peuplements en fonction des deux principales espèces ciblées dans leur propre classe de composition et pour attribuer à chaque peuplement un âge initial. Notons que les peuplements feuillus ou autres résineux ont également été classés dans des catégories distinctes, mais ils n'ont pas été inclus dans la génération des résultats. Tous les peuplements improductifs et non-forestiers ont été classés comme « autres ». L'eau est aussi exclue du territoire productif. La figure 2 illustre la répartition des classes de composition dans la portion Est du territoire pilote.

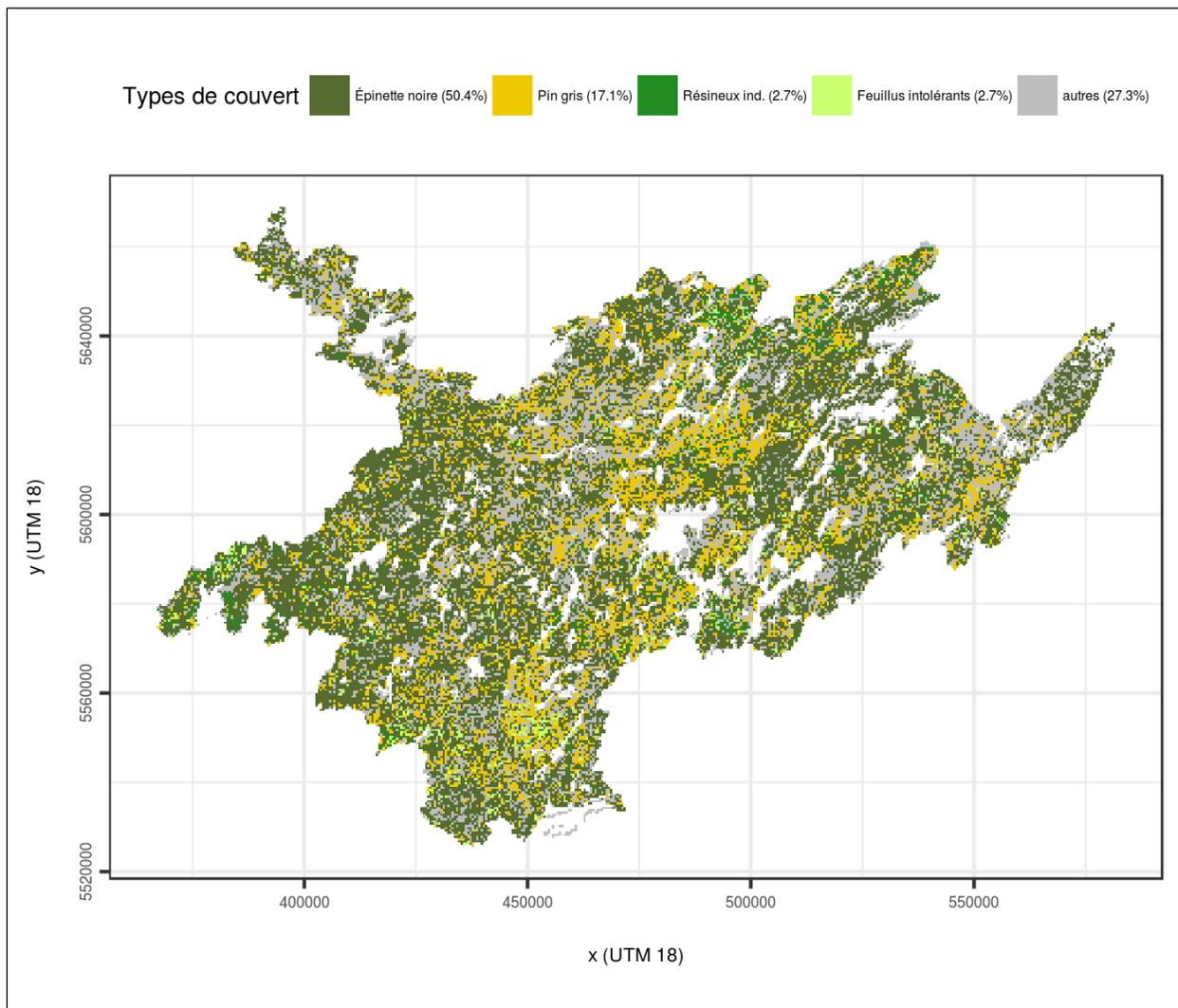


Figure 2 Répartition des classes de composition de la portion Est du territoire pilote.

Ensuite, un indice de qualité de station (IQS) et une densité relative (IDR_{100}) ont été attribués à chacun des peuplements, afin de pouvoir suivre la croissance du peuplement à l'aide des équations de rendement de Pothier et Savard (1998). Lors des simulations notons que l'IQS et l'espèce dominante d'un peuplement

sont considérées comme des constantes donc la dynamique du peuplement après feu sera basée sur des variations de l'indice de densité relative (IDR_{100}) du peuplement après feu.

Les IQS et IDR_{100} ont été attribués à chaque peuplement selon une méthode similaire à celle utilisée dans l'annexe 6 du *Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables* (Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013). Une imputation par k-NN des caractéristiques des peuplements décrits dans les placettes-échantillons appartenant aux classes d'âge 70, 90 et 120 et localisée dans le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'Ouest a été effectuées sur la base de l'espèce dominante, du dépôt de surface et du drainage.

Le tableau 1 présente la superficie initiale (en ha) occupé par chaque espèce (EPN = épinette noire; PIG = pin gris) par classe de volume, pour chaque zone de feu et pour l'ensemble de la portion Est du territoire pilote.

Tableau 1 Distribution des superficies selon différentes classes de volume initial.

Zone de feu	Superficie (ha) par classe de volume initial et zone de feu				Totale
	Espèce	0- 50 m ³ /ha	50 - 80 m ³ /ha	>80 m ³ /ha	
G3	EPN + PIG	57 025	72 825	38 375	168 225
G4	EPN + PIG	101 725	156 475	93 500	351 700
G5	EPN + PIG	11 200	8 100	3 875	23 175
G7	EPN + PIG	4 125	5 675	9 675	19 475
G8	EPN + PIG	11 475	27 475	18 000	56 950
Aire d'étude	EPN + PIG	185 550	270 550	163 425	619 525
	EPN	169 675	186 200	110 225	466 100
	PIG	15 875	84 350	53 200	153 425

Initialement, nous avons passablement de superficies qui ne seraient pas considérées comme étant productives (Tableau 2). En effet, 29,95 % de la superficie totale de la portion Est du territoire pilote ne produirait pas 50 m³ à terme. Nous avons essayé de comprendre pourquoi nous avons autant de ces superficies improductives. Dans notre modélisation nous avons dû imputer des IQS et des IDR à des peuplements pour lesquels ces valeurs n'étaient pas disponibles. À l'échelle de l'ensemble du territoire 38 % de ces superficies (< 50 m³/ha à 120 ans) sont de jeunes brûlis qui sont habituellement inclus aux calculs des possibilités forestières du BFEC. Une bonne partie provient toutefois de peuplements qui ne sont pas perturbés récemment. Il est possible que nos estimations du volume soient moins élevées que ceux utilisés par le BFEC où que ce soit des peuplements qui sur la cartographie sont considérés dans le territoire productif compte tenu des normes cartographiques (> 30 m³ à 120 ans).

Tableau 2 Origine des peuplements qui avaient moins de 50 m³ dans le territoire inclus au calcul.

Zone de Feu	Brûlis total	Autres perturbations récentes	Peuplements matures
G3	42,92%	7,98%	49,10%
G4	40,48%	3,22%	56,30%
G5	16,96%	14,96%	68,08%
G7	21,21%	20,00%	58,79%
G8	20,26%	1,09%	78,65%
Total général	38,13%	5,63%	56,24%

1.1.3.4 Simulations

1.1.3.4.1 Simulation des feux

Les feux ont été simulés de manière spatialement explicite grâce au modèle présenté par Cyr *et al.* (2016), puis amélioré par Splawinski *et al.* (2019). Les principaux paramètres du régime des feux (intervalle moyen et distribution de taille des feux) ont été obtenus à partir de Gauthier *et al.* (2015b), estimées à partir la période de référence s'étendant de 1972 à 2009. Cinq zones de feu distinctes existent dans la portion Est du territoire pilote avec chacune leur cycle de feu propre (Figure 3).

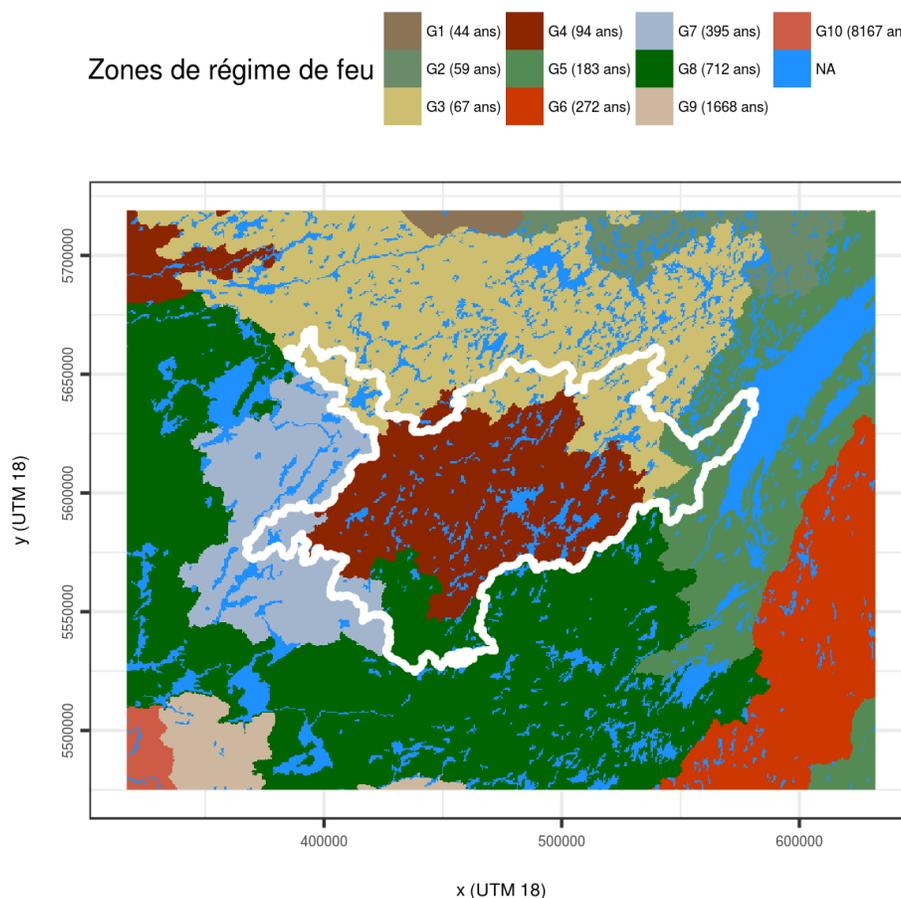


Figure 3 Cycles de feu actuellement observés (Gauthier *et al.* 2015b) dans la portion Est du territoire pilote ainsi que dans les zones de feux autour de ce territoire.

Pour chaque itération et chaque année, des feux sont allumés de manière aléatoire dans le paysage simulé et peuvent se propager jusqu'à atteindre une taille de feu prédéfinie (voir Splawinski *et al.* 2019 pour les détails). Les tailles individuelles des feux ont été établies à partir d'une distribution log-normale ajustée à la distribution empirique de la taille des feux par zone selon les archives des feux de 1972 à 2009 du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Le nombre d'événements de feu à chaque pas de temps annuel a été modélisé comme une variable aléatoire d'une distribution de Poisson de moyenne égale à la moyenne du nombre de feux par année de la zone. Il est important de souligner que, même si notre

approche est de nature spatiale, l'allumage des feux dans un territoire donné est un processus semi-aléatoire. Donc, bien que notre approche nous permette d'obtenir un portrait global du risque de feu, elle ne nous permet pas de savoir exactement où et quand un feu se produira réellement.

Fait à noter que les régimes de feux réalisés dans chacune des zones ne dépendront pas seulement des cibles, mais seront aussi influencés par les régimes de feux simulés dans par les zones avoisinantes; 1- les zones étant relativement petites en comparaison aux tailles de certains grands feux, et, 2-les frontières n'étant pas imperméables à la propagation des feux d'une zone à l'autre. La variabilité simulée sera plus grande lorsque la zone est petite par rapport à la taille moyenne des feux, par rapport au territoire d'étude et par rapport à la zone complète définie dans Gauthier et al. (2015b) ainsi que lorsque le cycle ciblé est long par rapport à la durée de la simulation (ici 50 ans). Cela est cohérent avec les observations empiriques documentées ainsi qu'avec les expériences de simulation antérieures (Bouchard et al. 2015). La distribution des cycles de feu réalisés pour la globalité du territoire est toutefois bien centrée autour du cycle des feux visé (Tableau 3).

Tableau 3 Cycles de feu observés (Gauthier et al. 2015b) et simulés pour chacune des zones de feu présentes dans la portion Est du territoire pilote, et pour toute cette aire d'étude.

Cycle de Feu (années)	G3	G4	G5	G7	G8	Aire d'étude
Observé	67	94	183	395	712	101
Simulé (moyenne 1000 réplicats)	83	99	136	174	189	104

1.1.3.4.2 Simulation de la récolte

Dans le scénario de base, un taux de récolte de 0,62 % a été utilisé, ce qui correspond au taux de récolte révisé (2018-2023) dans l'addenda au sommaire du plan d'aménagement forestier intégré tactique de l'UA 026-61 pour la période 2013-2018 (PAFIT 2018-2023). Ce taux de récolte est appliqué annuellement, et ce de manière stratifiée dans chacun des types de couvert à l'étude (épinette noire et pin gris) lors de nos simulations, sans contrainte de spatialisation. Les peuplements éligibles à la récolte sont sélectionnés aléatoirement au sein de chaque type de couvert, mais devaient avoir un volume minimum de 50 m³/ha (donc productif), calculée selon les équations des tables de productions de Pothier et Savard (1998). La récolte a eu lieu à un pas de temps annuel, juste après la simulation du feu, en considérant qu'il s'agit de CPRS.

1.1.3.4.3 Simulation des coupes de récupération

Immédiatement après feu, le programme évalue les opportunités de coupe de récupération et procède alors en leur récolte. Afin de considérer les pertes de volumes liées au feu ($\approx 25\%$) un peuplement devait présenter un volume sur pied de 70 m³/ha ou plus (comparativement à 50 m³/ha pour les CPRS). On procède alors à la récolte d'un maximum de 70 % des superficies éligibles, le taux de récupération maximal permis afin de maintenir une proportion d'habitats fauniques représentatif des brûlis de forêts matures. Suite à la coupe de récupération, ce qui reste à récolter (afin d'atteindre la cible du taux annuel de récolte) sera réalisé par CPRS dans de la forêt ayant atteint l'âge de maturité commerciale et un volume commercial minimal de 50 m³/ha.

1.1.3.4.4 Contraintes à la coupe – seuils d’altération des structures d’âge

Nous avons retenu les seuils élevés d’altération du couvert identifiés au PAFIT 2013-2018 de l’UA 026-61, soit jamais plus de 35 % de jeunes forêts (de 20 ans et moins) et jamais moins de 14 % de vieilles forêts (plus de 100 ans). Par exemple, s’il survient une grande année de feu qui entraîne un dépassement de la quantité de jeune forêt, on permet la récupération de ces feux jusqu’à l’atteinte des cibles de récolte puis le territoire se referme à toute forme de récolte, et cela durant une période nécessaire à la diminution de la quantité de jeune forêt en dessous du seuil de 35 %.

De la même manière, tout dépassement du seuil minimal de vieilles forêts va entraîner la fermeture du territoire simulé, à toute forme de récolte (sauf celles des forêts brûlées), et cela durant une période nécessaire au rétablissement des superficies en vieilles forêts.

1.1.3.4.5 Suivi des attributs des peuplements et estimation des accidents de régénération dans les peuplements brûlés

Les équations de croissance et de rendement de Pothier et Savard (1998) (équations 11 à 14), et leurs constantes associées ont été utilisées pour suivre la densité des tiges marchandes, le volume du peuplement et la surface terrière du peuplement au fil du temps écoulé depuis le feu et/ou de la récolte. Cette méthode permet de calculer la disponibilité des graines si le peuplement brûlait au cours de la période de simulation à partir de la surface terrière occupée avant le feu, ainsi que de quantifier la superficie et le volume affectés par des accidents de la régénération, les pertes de productivité ou les gains de productivité, par an, par décennie ou pour toute la période de simulation de 50 ans.

Suite à un feu de forêt, afin de déterminer la productivité des peuplements, ainsi que les transitions possibles, l’IQS et le type de couvert ont été considérés constants, mais l’IDR₁₀₀ pouvait varier. Pour ce faire, dans un premier temps, nous avons utilisé le modèle de régénération de Splawinski *et al.* (2014b), qui prédit la densité de semis établis avec succès après feu. Ce modèle calcule la densité de régénération naturelle (semis/ha) au cours de la phase d’établissement suivant un feu, en utilisant la disponibilité initiale de graines en fonction de l’espèce et la surface terrière des arbres sources, de l’abscission des graines en fonction du temps après le feu, et la survie des semis en fonction de la masse de graines, de la proportion du lit de germination et de la granivorie (Splawinski *et al.* 2014b). Ensuite nous postulons qu’en absence d’intervention humaine, la densité du peuplement à maturité, et donc sa productivité potentielle, dépendait principalement de la densité de régénération naturelle (Greene *et al.* 1999).

Une fonction de transfert permettant de déterminer la densité du peuplement à maturité (IDR₁₀₀) en fonction de la densité de régénération a été élaboré à l’aide d’une méthode appelée *quantile mapping* (Maraun 2016). Le *quantile mapping* est le plus souvent utilisé pour la correction de biais et est considéré comme étant une correction non-paramétrique particulièrement robuste des biais de distribution (Maraun 2016). La fonction de transfert associe directement les centiles de la distribution des densités de semis après feu aux centiles de la distribution des densités relative en supposant que : 1) la distribution de la variable IDR₁₀₀ dans les peuplements d’intérêt pour cette étude est fortement corrélée avec la distribution du nombre de semis que ces mêmes peuplements vont produire une fois qu’un feu arrive, et 2) avant l’exploitation forestière industrielle (~ 1990), le paysage était en équilibre avec le régime des feux. Donc, les peuplements dont le nombre de semis produits est près du centile 0,1 devraient donner lieu à des peuplements dont l’IDR₁₀₀ est près du centile 0,1 de la distribution des IDR₁₀₀ et ainsi pour tous les

points de la distribution de la production de semis. Cette façon de faire peut donner à la fois des estimations donnant des pertes ou des gains de volume à 120 ans, selon l'estimation de la quantité de semis établi et le quantile qui en découle.

Pour les peuplements récoltés par CPRS, les IDR_{100} étaient gardés constants. Pour les peuplements brûlés puis récupérés, l' IDR_{100} du peuplement futur était égal ou supérieur à celui du peuplement avant feu dans le cas où un gain de productivité aurait été estimé. Nous avons procédé ainsi pour refléter le fait que suite à la récupération le peuplement devrait être reboisé. Ces peuplements ne subissent donc pas d'accident de régénération dans nos simulations. En effet, nous assumions que les impacts possibles des opérations de récupération sur la régénération naturelle étaient corrigés par des plantations (voir la section 1.3.1).

1.1.3.4.6 Quantification des accidents de régénération, pertes et gains de productivité dans les peuplements après feu

Quatre catégories sont utilisées pour classer l'évolution du volume prévu (le volume qui devrait être atteint à 120 ans selon les tables de rendement de Pothier et Savard (1998)) entre le peuplement avant feu et celui après feu :

- 1) Accident de régénération (tous): le peuplement n'atteint pas 50 m³ de volume marchand à 120 ans suite au feu selon les tables de Pothier et Savard (1998) indépendamment de sa condition initiale (voir le tableau 2 pour l'importance des peuplements peu productifs (< 50 m³) dans le territoire et leur origine potentielle);
- 2) Accident de régénération MFFP : les peuplements étaient initialement productifs (> 50 m³) avant le feu mais n'atteindront pas 50 m³ de volume marchand à 120 ans suite au feu;
- 3) Perte de productivité : Peuplements productifs (> 80 m³) avant le feu et qui atteindront entre 50 et 80 m³ de volume marchand à 120 ans suite au feu;
- 4) Gain de productivité : Peuplements peu productifs (> 50 m³ et < 80 m³) avant le feu et qui atteindront > 80 m³ de volume marchand à 120 ans suite au feu.

Comme on disposait de 1000 répliques on a pu calculer les différents quartiles de superficies affectées par les accidents de régénération. Nous avons également calculé le volume moyen qu'avaient, au préalable, les peuplements affectés par de tels accidents. De la même manière, nous avons calculé les superficies qui pourraient subir des gains ou des pertes de volumes, et le volume moyen perdu ou gagné qui s'y rattache.

1.1.3.4.7 Scénarios d'accès routiers et coûts associés²

L'accessibilité est un enjeu multifacette qui influence à la fois la faisabilité des opérations, leurs rentabilités et le maintien de la productivité forestière. L'accessibilité des parterres de coupe ou des brûlis pour la remise en production est un enjeu opérationnel puisque la majorité des opérations, tels que préparations de terrain, le contrôle de la compétition et le reboisement, nécessitent l'accès par un chemin carrossable. La limite opérationnelle tenant compte de la capacité des travailleurs et du déplacement de la machinerie oscille autour de 2 km. Toutefois, la Commission des normes, de l'équité, de la santé et de la sécurité du travail (CNESST) préconise une possible évacuation en ambulance en moins de 30 minutes du site ce qui correspond plutôt à une distance maximale de 1 km d'un chemin gravelé.

² Voir l'annexe 2 pour plus de détails.

L'accessibilité est aussi un enjeu de rentabilité. La construction de chemin représente un investissement pour aller récolter les volumes de bois disponibles ou remettre en production un secteur. Pour certains peuplements peu productifs, la rentabilité des opérations est possible uniquement lorsqu'un chemin est déjà existant. La rentabilité des opérations peut aussi passer par la construction d'un chemin d'hiver (coûts moindres), mais cette solution a des conséquences sur la capacité d'intervention à soutenir la productivité du peuplement en régénération. Les chemins d'hiver limitent l'accès pour la préparation de terrain qui est souvent nécessaire pour contrer la paludification ou les espèces compétitrices. Le coût de la voirie doit donc être pris en compte lors de l'élaboration du scénario sylvicole pour permettre une cohérence entre l'accès existant ou à développer et les objectifs d'aménagement du point de vue de la rentabilité des investissements.

Pour évaluer l'accès disponible et les investissements à réaliser pour augmenter l'accès au territoire, une analyse à l'aide de zones tampons a été effectuée. Un réseau de chemins stratégiques a été identifié à partir de l'utilisation actuelle du territoire et une zone tampon de 1 km a ensuite été appliquée. Une zone tampon de 1 km a aussi été appliquée sur l'ensemble des chemins carrossables (en plus du réseau stratégique) pour visualiser la superficie actuellement accessible selon les normes de la CNESST. Une zone tampon de 2 km a été ensuite appliquée sur l'ensemble des chemins carrossables pour visualiser la superficie actuellement accessible selon les limites opérationnelles (scénario 1). Finalement, des zones tampons de 5 km et de 10 km ont été appliquées sur l'ensemble des chemins carrossables et ces informations serviront dans l'estimation des coûts du développement du réseau routier (scénarios 2 et 3 respectivement). Les niveaux d'accessibilité de la portion Est du territoire pilote selon les distances euclidiennes de chacun de ces tampons par rapport au réseau routier sont présentés à la figure 4. Les superficies (en ha) et les proportions (en %) couvertes par ces niveaux d'accessibilité pour chacune des zones de feu se trouvant dans cette même portion du territoire pilote sont présentées au tableau 4.

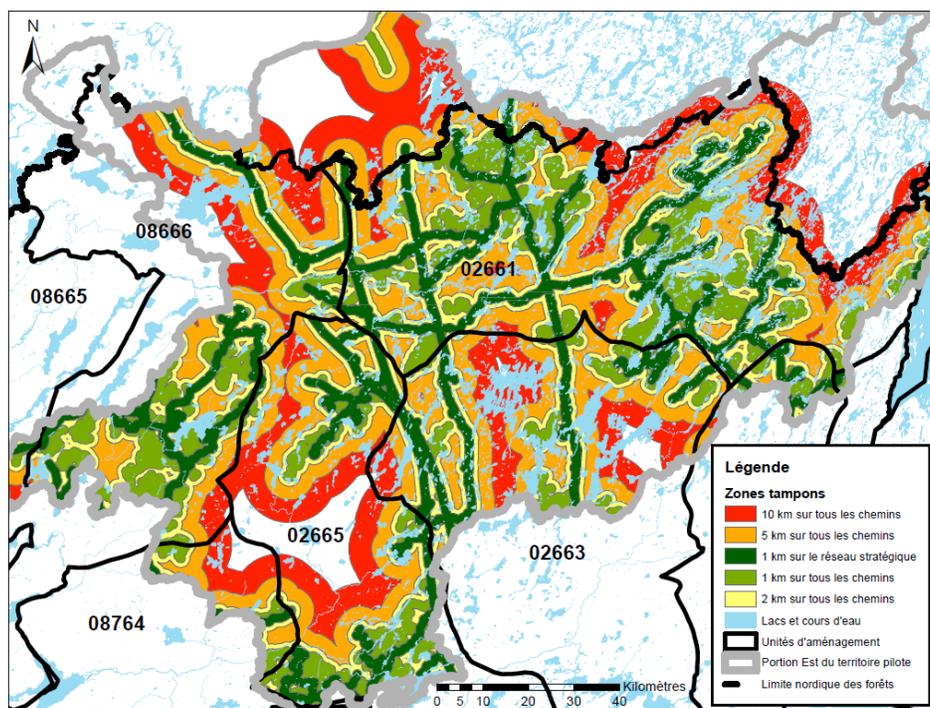


Figure 4 Niveaux d'accessibilité de la portion Est du territoire pilote selon les distances tampon par rapport au réseau routier disponible.

Tableau 4 Superficie (ha) et proportion (%) de chaque zone de feu et l'aire d'étude (totale) accessible selon les trois scénarios d'accès.

Scénario	Zone de feu	Superficie accessible (ha)	Couverture (%)
Scénario 1 (0 - 2 km)	G3	88 500	53%
	G4	195 536	56%
	G5	13 125	57%
	G7	15 125	78%
	G8	30 200	53%
	Aire d'étude	342 486	55%
Scénario 2 (0 - 5 km)	G3	125 975	75%
	G4	291 904	83%
	G5	19 875	86%
	G7	18 875	97%
	G8	38 525	68%
	Aire d'étude	495 154	80%
Scénario 3 (0 - 10 km)	G3	153 925	91%
	G4	344 076	98%
	G5	23 150	100%
	G7	19 475	100%
	G8	47 225	83%
	Aire d'étude	587 851	95%

Le scénario proposé repose sur la construction importante de chemins d'hiver pouvant supporter un accès occasionnel durant la période d'été (travaux de remise en production). La portion de nouveaux chemins d'hiver peut représenter jusqu'à 0,9 km/km² à un coût estimé de 7 000 \$/km et peut se déployer jusqu'à un maximum de 5 km d'une route gravelée. La portion de nouveau chemin gravelée (0,1 km/km²) vient compléter la densité théorique de 1 km/km² à un coût de 50 000 \$/km. Ainsi, pour chaque 10 km², le coût simulé moyen atteint 12 000 \$/km². L'entretien et la réfection du réseau routier n'ont pas été considérés de l'analyse. Les coûts par scénario d'accès 1, 2 et 3 atteignent, dans l'ordre, 0 \$, 34,7 Million \$ et 65,9 Millions \$ pour couvrir respectivement 55, 80 et 95 % du territoire en moyenne.

1.1.4 Résultats

1.1.4.1 Les accidents de régénération, pertes de productivité, gains de productivité

Cette section présente les résultats de l'évolution du volume potentiel (le volume qui devrait être atteint à 120 ans selon les tables de rendement de Pothier et Savard (1998)) sur cinq décennies couvrant la période de simulation de 50 ans, pour la portion Est du territoire pilote, sans intervention (i.e. sans reboisement). Le tableau 5 présente la superficie (ha) des deux types d'accidents de régénération (i.e. de tous types et de type MFFP)³ avec le volume moyen perdu (m³/ha) associé. Ce volume représente le volume à 120 ans des peuplements initiaux, qui deviennent improductifs suite aux accidents de régénération. Le tableau 6 donne la superficie (ha) des pertes de productivité avec le volume moyen perdu (m³/ha) associé, et la superficie (ha) des gains de productivité avec le gain en volume moyen (m³/ha)

³ Accident de régénération de tous types : le peuplement n'atteint pas 50 m³ de volume marchand à 120 ans suite au feu selon les tables de Pothier et Savard (1998) indépendamment de sa condition initiale; Accident de régénération de type MFFP : les peuplements étaient productif (> 50 m³) avant le feu mais n'atteindront pas 50 m³ de volume marchand à 120 ans suite au feu.

associé, pour chaque décennie, dans chaque zone de feu et pour l'ensemble de la portion Est du territoire pilote. Pour chaque type (accident de régénération, perte de productivité, et gain de productivité), les résultats présentent le premier quartile (P25), les valeurs médianes, et le troisième quartile (P75), issues d'un ensemble de 1000 réplifications.

Tableau 5 Superficie (ha) des accidents de régénération (de tous types = inclut tous les peuplements dont ceux avec un volume < 50 m³; de type MFFP = les peuplements initiaux avec un volume > 50 m³) avec le volume moyen perdu (m³/ha) associé. Ce volume représente le volume à 120 ans des peuplements initiaux qui deviennent improductifs suite aux accidents de régénération. Les données de l'aire d'étude en gras et italique pour les accidents de régénération de type MFFP sur 50 ans sont celles utilisées dans le tableau 9 à de la section 1.2.1.

Zone feu	Décennie	Accidents de régénération de tous types (ha)				Accidents de régénération de type MFFP (ha)			
		P25	Médiane	P75	Volume moyen perdu (m ³ /ha)	P25	Médiane	P75	Volume moyen perdu (m ³ /ha)
G3	1	2 625	6 875	15 500	54,4	1 300	3 250	7 825	71,2
	2	3 150	7 813	17 925	54,2	1 581	3 850	9 200	71,4
	3	2 975	7 700	17 250	53,3	1 450	3 800	8 750	70,1
	4	3 050	7 825	17 394	52,4	1 481	3 775	8 113	69,4
	5	3 406	8 038	18 294	51,1	1 475	3 625	7 825	68,8
G4	1	2 950	8 113	20 075	54,7	1 494	4 225	10 294	71,8
	2	3 650	9 025	22 488	56,2	1 975	4 750	12 188	72,5
	3	3 450	9 175	21 650	55,7	1 813	5 050	11 563	72,0
	4	3 469	9 338	22 731	55,2	1 844	4 875	11 931	71,7
	5	3 663	8 825	22 825	53,5	1 813	4 425	11 025	70,5
G5	1	125	575	2 050	45,7	25	200	800	56,9
	2	200	600	2 125	45,9	50	225	875	59,4
	3	150	525	1 881	45,5	50	200	725	59,2
	4	150	650	2 125	45,9	50	250	825	59,1
	5	100	500	1 675	45,6	25	200	650	58,8
G7	1	-	100	619	43,2	-	50	350	49,8
	2	25	150	975	50,2	25	100	575	57,5
	3	25	150	638	47,3	-	100	388	53,8
	4	25	100	650	50,0	25	75	400	56,5
	5	25	125	700	51,4	25	75	450	58,7
G8	1	25	125	750	52,3	25	100	500	56,8
	2	50	175	794	57,0	25	125	575	61,5
	3	50	175	700	58,5	25	125	588	62,1
	4	50	175	825	59,3	50	150	719	61,6
	5	50	275	1 063	60,2	50	250	863	63,3
Aire d'étude	1	5 725	15 788	38 994	54,0	2 844	7 825	19 769	69,0
	2	7 075	17 763	44 306	55,0	3 656	9 050	23 413	70,0
	3	6 650	17 725	42 119	55,0	3 338	9 275	22 013	70,0
	4	6 744	18 088	43 725	54,0	3 450	9 125	21 988	69,0
	5	7 244	17 763	44 556	53,0	3 388	8 575	20 813	69,0
Aire d'étude	1 - 5	33 438	87 125	213 700	54,2	16 675	43 851	107 997	69,4

À l'échelle de l'ensemble de l'aire d'étude (voir le tableau 5), on note que des superficies variant entre 33 438 et 213 700 ha pourraient être affectée par des accidents de régénération sur une superficie médiane de 87 125 ha, lorsque tout le territoire inclus au calcul est considéré. Chacun de ces hectares a un volume moyen excédant légèrement le seuil de productivité (54,2 m³). Les valeurs sont plus faibles pour les accidents de régénération ayant eu cours dans des peuplements productifs (superficie médiane de 43 850 ha) mais le volume perdu moyen est plus important (69,4 m³).

À l'échelle de l'ensemble de l'aire d'étude (tableau 6), on constate que la superficie totale (la somme des superficies médianes) affectée par une perte de productivité au cours des cinq décennies était de 11 250 ha. Pour les gains de productivité la superficie totale (la somme des superficies médianes) affectée

au cours des cinq décennies était de 7 113 ha. Le volume (m³) moyen perdu par ha pour les pertes de productivité était de 39 m³/ha et le gain de volume moyen (m³) moyen par ha pour les gains de productivité était de 30 m³/ha.

Tableau 6 Superficie (ha) des pertes de productivité avec le volume moyen perdu (m³/ha) associé, et la superficie (ha) des gains de productivité avec le gain en volume moyen (m³/ha) associé.

Zone feu	Décennie	Perte de productivité (ha)			Volume moyen perdu (m ³ /ha)	Gain de productivité (ha)			Volume moyen gagné (m ³ /ha)
		P25	Médiane	P75		P25	Médiane	P75	
G3	1	350	1 000	2 225	35,0	200	600	1 500	32,9
	2	375	900	2 125	37,6	175	550	1 400	31,5
	3	300	825	1 875	40,6	125	425	975	29,5
	4	275	775	1 744	41,5	125	350	894	26,6
	5	300	800	1 725	41,3	125	350	869	25,9
G4	1	525	1 325	3 275	36,7	350	1 013	2 681	33,5
	2	488	1 225	3 050	39,0	375	1 000	2 500	32,4
	3	425	1 150	2 663	42,5	275	825	2 050	32,9
	4	425	1 175	2 650	44,7	250	775	2 000	31,9
	5	475	1 175	2 925	43,7	225	650	1 713	31,1
G5	1	-	25	150	26,6	-	25	100	16,5
	2	-	50	250	28,3	-	25	100	17,3
	3	-	25	200	24,8	-	25	75	15,3
	4	-	50	200	27,3	-	-	50	12,2
	5	-	25	150	22,4	-	-	50	11,4
G7	1	25	75	450	44,9	-	25	150	30,7
	2	25	100	650	38,3	-	50	200	33,3
	3	25	75	300	38,9	-	25	100	32,0
	4	-	75	350	33,6	-	25	125	30,3
	5	-	75	275	34,6	-	25	125	27,0
G8	1	25	75	425	25,5	-	75	356	28,6
	2	25	75	350	25,6	25	75	350	28,5
	3	-	50	225	28,4	-	50	275	26,7
	4	-	50	200	30,4	-	75	275	23,3
	5	-	75	275	32,2	25	75	350	23,4
Aire d'étude	1	925	2 500	6 525	35,0	550	1 738	4 788	32,0
	2	913	2 350	6 425	37,0	575	1 700	4 550	31,0
	3	750	2 125	5 263	40,0	400	1 350	3 475	31,0
	4	700	2 125	5 144	41,0	375	1 225	3 344	29,0
	5	775	2 150	5 350	41,0	375	1 100	3 106	28,0
Aire d'étude	1 - 5	4 063	11 250	28 706	38,8	2 275	7 113	19 263	30,2

1.1.4.2 L'effet du taux de coupe sur la quantité d'accidents de régénération

Dans nos simulations, nous n'avons pas évalué l'effet du taux de coupe sur la quantité d'accidents de régénération. Par contre, nous avons utilisé les données de Splawinski *et al.* (2019) pour évaluer cet effet. Dans le travail, les auteurs ont fait varier le taux de coupe annuel de 0 à 1,5 % sous un cycle de feu de 104 ans comme celui de notre aire d'étude complète, et ils ont testé trois âges de maturité de reproduction (précoce, intermédiaire et tardive), définis comme l'âge auquel une banque de semences aérienne adéquate est disponible pour régénérer un peuplement après feu. Ces seuils ont été choisis pour refléter une plage plausible de taux de croissance limités par des facteurs biotiques et abiotiques : 1) maturité précoce de 30 ans pour l'épinette noire et de 10 ans pour le pin gris pour refléter les espèces à croissance plus rapide et taux de croissance plus rapide en plantations et dans les peuplements aménagés, et l'amélioration potentielle de la croissance et de la capacité de reproduction avec le changement climatique prévu (augmentation de l'humidité du sol, des précipitations et du CO₂ atmosphérique); 2) maturité intermédiaire de 50 ans pour l'épinette noire et de 30 ans pour le pin gris pour refléter l'âge moyen de la maturité reproductive de l'épinette noire et du pin gris sur des sites productives; et 3) maturité tardive de 90 ans pour l'épinette noire et de 70 ans pour le pin gris pour refléter la faible productivité des sites en raison de climat froid dans les forêts nordiques, et en raison des augmentations potentielles de température et de la sécheresse causé par le changement climatique prévu

(Splawinski et al. 2019). La figure 5 présente les résultats du taux d'accident annuel médian global (%) en fonction du taux de coupe par seuil de maturité reproductive pour l'ensemble de la portion Est du territoire pilote sous un cycle de feu de 104 ans. Comme on peut le constater, l'augmentation du taux de récolte entraîne une augmentation de taux d'accidents annuel médian. La plage de taux d'accidents de régénération augmente aussi avec l'augmentation du seuil de maturité reproductive.

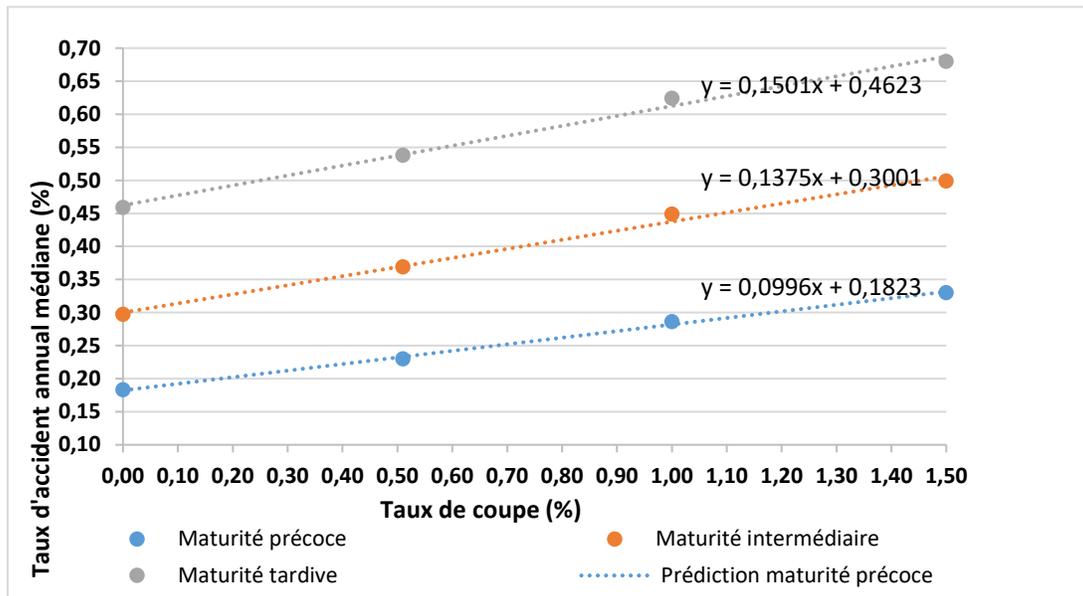


Figure 5 Taux d'accident annuel médian global (%) en fonction du taux de coupe par seuil de maturité reproductive pour l'ensemble de la portion Est du territoire pilote sous un cycle de feu de 104 ans. Les seuils de maturité pour l'épinette noire et pour le pin gris sont, respectivement, de 30 et 10 ans pour maturité précoce, de 50 et 30 ans pour la maturité intermédiaire et de 90 et 70 ans pour la maturité tardive.

Le taux de coupe annuel de 0,62 % (celui que nous avons utilisé dans nos scénarios) serait responsable d'un accroissement des superficies affectées d'accidents de régénération de près de 28 % (entre 20 % et 33 %) comparativement au territoire si seulement des feux y avaient cours. Si on augmentait le taux de coupe à 1 %, les taux d'accidents passeraient à 45 % (entre 32 et 54 %) plus élevé que si le territoire ne subissait que des feux. Notons que ces calculs ne représentent qu'une indication de l'importance de la coupe pour expliquer les accidents de régénération.

1.1.4.3 Accès aux superficies en accident de régénération

Les tableaux 7 et 8 présentent la superficie (en ha) accessible pour les deux types d'accidents de régénération (de tous types = inclus les peuplements initiaux avec un volume < 50 m³; de type MFFP = les peuplements initiaux avec un volume > 50 m³) dans les cinq zones de feu et pour l'aire d'étude selon trois scénarios d'accès (scénario 1, 2 et 3) par décennie. Les résultats présentent le premier quartile (P25), les valeurs médianes (P50), et le troisième quartile (P75), issues d'un ensemble de 1 000 répliques.

Tableau 7 Superficie (ha) accessible pour les deux types d'accidents de régénération selon les trois scénarios d'accès pour les zones de feu G3, G4 et G5.

Zone de feu	Scénario d'accès	Décennie	Accidents de régénération de tous types (ha)			Accidents de régénération de type MFFP (ha)		
			P25	Médiane	P75	P25	Médiane	P75
G3	Scénario 1 (0 - 2 km)	1	1 381	3 617	8 154	684	1 710	4 117
		2	1 657	4 110	9 430	832	2 025	4 840
		3	1 565	4 051	9 075	763	1 999	4 603
		4	1 605	4 117	9 151	779	1 986	4 268
		5	1 792	4 228	9 624	776	1 907	4 117
	Scénario 2 (0 - 5 km)	1	1 966	5 148	11 607	974	2 434	5 860
		2	2 359	5 850	13 423	1 184	2 883	6 889
		3	2 228	5 766	12 918	1 086	2 846	6 552
		4	2 284	5 860	13 025	1 109	2 827	6 075
		5	2 551	6 019	13 699	1 105	2 715	5 860
	Scénario 3 (0 - 10 km)	1	2 402	6 291	14 182	1 189	2 974	7 160
		2	2 882	7 148	16 401	1 447	3 523	8 418
		3	2 722	7 045	15 784	1 327	3 477	8 006
		4	2 791	7 160	15 915	1 355	3 454	7 423
		5	3 117	7 354	16 739	1 350	3 317	7 160
G4	Scénario 1 (0 - 2 km)	1	1 640	4 510	11 161	830	2 349	5 723
		2	2 029	5 018	12 502	1 098	2 641	6 776
		3	1 918	5 101	12 037	1 008	2 808	6 428
		4	1 929	5 191	12 638	1 025	2 710	6 633
		5	2 036	4 906	12 690	1 008	2 460	6 130
	Scénario 2 (0 - 5 km)	1	2 448	6 733	16 662	1 240	3 507	8 544
		2	3 029	7 491	18 664	1 639	3 942	10 115
		3	2 863	7 615	17 969	1 504	4 191	9 597
		4	2 879	7 750	18 867	1 530	4 046	9 903
		5	3 040	7 325	18 944	1 504	3 673	9 151
	Scénario 3 (0 - 10 km)	1	2 886	7 937	19 640	1 461	4 133	10 071
		2	3 571	8 829	22 000	1 932	4 647	11 923
		3	3 375	8 976	21 181	1 773	4 941	11 312
		4	3 394	9 135	22 238	1 804	4 769	11 673
		5	3 583	8 634	22 330	1 773	4 329	10 786
G5	Scénario 1 (0 - 2 km)	1	71	326	1 161	14	113	453
		2	113	340	1 203	28	127	496
		3	85	297	1 065	28	113	411
		4	85	368	1 203	28	142	467
		5	57	283	949	14	113	368
	Scénario 2 (0 - 5 km)	1	107	493	1 758	21	172	686
		2	172	515	1 822	43	193	750
		3	129	450	1 613	43	172	622
		4	129	557	1 822	43	214	708
		5	86	429	1 436	21	172	557
	Scénario 3 (0 - 10 km)	1	125	574	2 048	25	200	799
		2	200	599	2 123	50	225	874
		3	150	524	1 879	50	200	724
		4	150	649	2 123	50	250	824
		5	100	499	1 673	25	200	649

Tableau 8 Superficie (ha) accessible pour les deux types d'accidents de régénération selon les trois scénarios d'accès pour les zones de feu G7, G8 et l'aire d'étude.

Zone de feu	Scénario d'accès	Décennie	Accidents de régénération de tous types (ha)			Accidents de régénération de type MFFP (ha)		
			P25	Médiane	P75	P25	Médiane	P75
G7	Scénario 1 (0 - 2 km)	1	-	78	481	-	39	272
		2	19	116	757	19	78	447
		3	19	116	495	-	78	301
		4	19	78	505	19	58	311
		5	19	97	544	19	58	349
	Scénario 2 (0 - 5 km)	1	-	97	600	-	48	339
		2	24	145	945	24	97	557
		3	24	145	618	-	97	376
		4	24	97	630	24	73	388
		5	24	121	678	24	73	436
	Scénario 3 (0 - 10 km)	1	-	100	620	-	50	350
		2	25	150	976	25	100	576
		3	25	150	638	-	100	388
		4	25	100	651	25	75	401
		5	25	125	701	25	75	451
G8	Scénario 1 (0 - 2 km)	1	13	66	398	13	53	265
		2	27	93	421	13	66	305
		3	27	93	371	13	66	312
		4	27	93	437	27	80	381
		5	27	146	563	27	133	457
	Scénario 2 (0 - 5 km)	1	17	85	507	17	68	338
		2	34	118	537	17	85	389
		3	34	118	474	17	85	397
		4	34	118	558	34	101	486
		5	34	186	719	34	169	583
	Scénario 3 (0 - 10 km)	1	21	104	622	21	83	415
		2	41	145	658	21	104	477
		3	41	145	580	21	104	487
		4	41	145	684	41	124	596
		5	41	228	881	41	207	715
Aire d'étude	Scénario 1 (0 - 2 km)	1	3 105	8 597	21 355	1 542	4 264	10 830
		2	3 846	9 677	24 314	1 991	4 938	12 863
		3	3 614	9 659	23 043	1 812	5 064	12 055
		4	3 664	9 847	23 934	1 879	4 976	12 060
		5	3 931	9 661	24 370	1 844	4 671	11 421
	Scénario 2 (0 - 5 km)	1	4 538	12 556	31 134	2 252	6 228	15 767
		2	5 618	14 119	35 392	2 907	7 200	18 701
		3	5 278	14 095	33 591	2 650	7 390	17 544
		4	5 350	14 382	34 902	2 740	7 262	17 559
		5	5 734	14 079	35 477	2 688	6 801	16 587
	Scénario 3 (0 - 10 km)	1	5 434	15 005	37 111	2 697	7 440	18 795
		2	6 719	16 872	42 158	3 475	8 598	22 268
		3	6 314	16 841	40 062	3 171	8 821	20 917
		4	6 401	17 189	41 611	3 276	8 673	20 916
		5	6 866	16 841	42 324	3 214	8 128	19 761

À l'échelle de la portion Est du territoire pilote (Tableau 8) on note que plus l'accès est grand, plus les superficies en peuplements où il y a eu des accidents de régénération seront accessibles pour l'intervention. Donc, l'accès à la superficie totale (la somme des superficies médianes) accessibles de tous les accidents de régénération au cours des cinq décennies augmente en fonction du scénario d'accès, de 47 440 ha pour le scénario 1, à 69 232 ha pour le scénario 2, et finalement à 82 749 ha pour le scénario 3, ce qui représente respectivement 8 %, 11 %, et 13 % de la superficie totale des forêts productives. Pour les accidents de régénération de type MFFP, ces valeurs sont respectivement de 23 913 ha (4 %), 34 880 ha (6 %), et 41 660 ha (7 %).

1.2 Les effets sur la superficie productive et sur le flux de bois

1.2.1 Perte de superficie productive selon les scénarios d'accès

Les prochains résultats présentent uniquement les accidents de régénération qui auront lieu dans des peuplements qui étaient initialement productifs (voir le tableau 5; accidents de régénération de type MFFP).

Les accidents de régénération sont considérés comme des pertes de superficie productive. Actuellement, la superficie productive totale analysée est de 433 975 ha. Il s'agit de la somme des superficies du territoire qui ont un volume supérieur à 50 m³/ha. Les résultats du modèle prédisent une diminution de la superficie productive totale pour les 50 prochaines années (Tableau 9). Cette perte de superficie productive est la somme des superficies des accidents de régénération (les superficies de plus de 50 m³/ha qui sont passées à moins de 50 m³/ha) des cinq zones de feu. La variable des accidents de régénération de type MFFP a été utilisée afin de calculer la perte de superficie productive.

Tableau 9 Perte de superficie productive pour 50 ans.

	P25	P50 (Médiane)	P75
Total	16 675 ha	43 851 ha	107 997 ha
%	3,8 %	10,1 %	24,9 %

En effet, pour les 50 prochaines années, s'il n'y a aucune plantation, la perte de superficie productive médiane est estimée à 10,1 % du territoire analysé. Comme expliqué dans le tableau 9, sans intervention, il y a 75 % de probabilité que les pertes de superficie soient supérieures à 3,8 % et 25 % de probabilité qu'elles soient supérieures à 24,9 % du territoire initialement productif.

Afin de contrer cette perte, comme décrit à la section 1.1, trois scénarios de remise en production des pertes de superficies productives ont été envisagés selon chaque scénario d'accès (voir les tableaux 7 et 8). Les résultats sont illustrés à la figure 6.

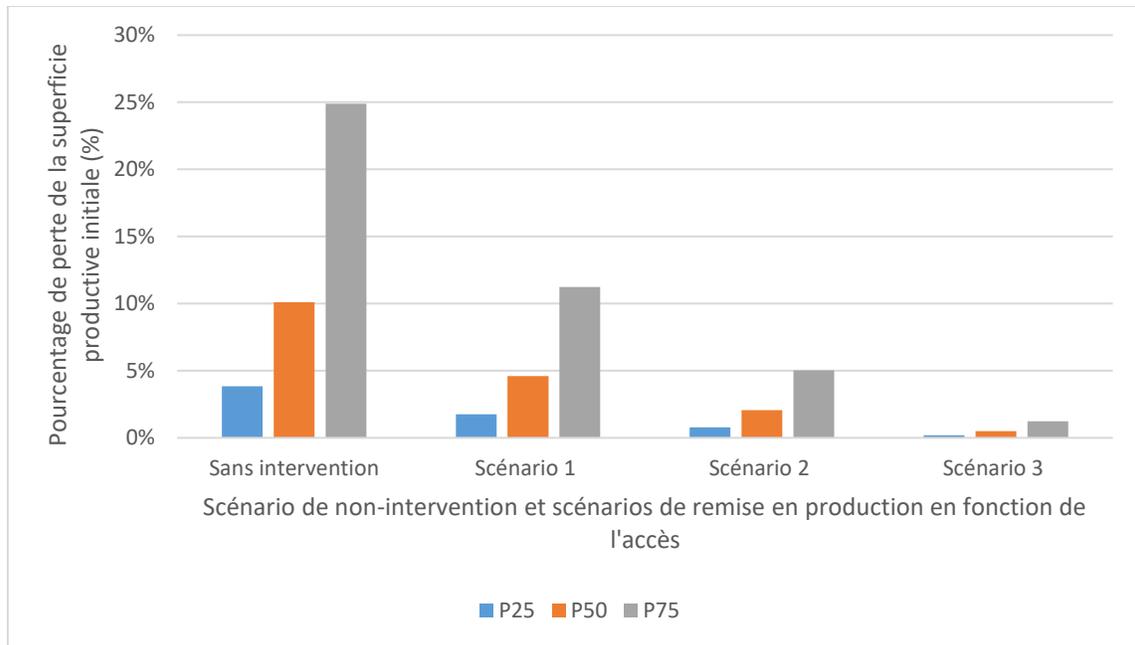


Figure 6 Perte de superficies productives sur 50 ans.

- Scénario 1 : la perte médiane de superficie productive est de 4,6 % du territoire et il y a 75 % de probabilité que la superficie perdue soit inférieure à 11,2 % et 25 % de probabilité qu'elle soit inférieure à 1,8 %. Les pertes de superficie productive du 3^e quartile (P75) sans intervention et l'absence de coûts de construction de chemins de ce scénario d'accès justifient que les interventions soient d'abord réalisées sur cette portion du territoire;
- Scénario 2 : la perte médiane de superficie productive est de 2,1 % du territoire et il y a 75 % de probabilité que la superficie productive perdue soit inférieure à 5,0 % et 25 % de probabilité qu'elle soit inférieure à 0,8%;
- Scénario 3 : la perte médiane de superficie productive est de 0,5 % du territoire et il y a 75 % de probabilité que la superficie productive perdue soit inférieure à 1,2 % et 25 % de probabilité qu'elle soit inférieure à 0,2 %.

Il est à noter qu'aucun des scénarios ne permet de compenser intégralement les pertes de superficies productives puisque certaines superficies productives perdues se trouvent à plus de 10 km du réseau de chemins.

1.2.2 Flux de bois récoltés

Afin d'obtenir un estimé des effets des feux sur les approvisionnements, sans pouvoir procéder à des calculs de possibilité, nous avons utilisé la notion de « flux de bois » en tant qu'approximation de ces effets. Le flux de bois est défini ici comme le volume de bois qui aurait été rendu disponible à la récolte au moment de la maturité des peuplements. Il s'agit donc d'un volume qui varie dans le temps selon l'ampleur du phénomène des accidents de régénération, qui lui, varie selon l'ampleur des feux. Pour calculer le flux de bois, les pertes potentielles de superficies productives dues aux accidents de régénération de type MFFP ont été multipliées par le volume moyen (m³/ha) perdu suite aux accidents de régénération, et additionnées aux superficies des pertes de productivité (ha) multipliées par leur perte médiane de volume

médian (m³/ha) ainsi qu'aux superficies des gains médians de productivité prédits, multipliées par leur gain médian de volume médian (m³/ha).

Ainsi, cette donnée représente un estimé du volume potentiel à 120 ans qui aurait été perdu ou gagné selon nos modèles si aucune intervention n'était réalisée. Cette variable permet de faire le suivi du potentiel de production du territoire. Sur la période de 50 ans, il y a une probabilité de 25 % que les pertes de volume soient inférieure à 1 270 327 m³, mais il y a une probabilité de 25 % que les pertes de volumes soient supérieure à 8 090 247 m³ (Tableau 10). Ces valeurs représentent des pertes potentielles de 3,7 % et 23,31 % du flux de bois initial dans le territoire productif.

Tableau 10 Flux de bois sur 50 ans suite au feu.

	P25	P50 (Médiane)	P75
Total	-1 270 327 m ³	-3 312 713 m ³	-8 090 247 m ³
%	-3,66 %	-9,54 %	-23,31 %

Tous les scénarios de remise en production selon les trois scénarios d'accès permettent de compenser la baisse du flux de bois. Il faut souligner que dans les trois scénarios, les plants replantés suite à un feu ont une période de maturité de 55 ou de 60 ans, selon l'essence, et ont un volume important à terme (160 m³/ha pour l'épinette noire et 240 m³/ha pour le pin gris), selon les données du BFEC, pour un mélange de 80 % d'épinette noire et de 20 % de pin gris (voir la section 1.4.1). La figure 7 présente les flux de bois cumulatifs des différents scénarios de reboisement, soit la somme des volumes perdus dû aux feux sans intervention et la somme des volumes résultants des différents scénarios d'intervention. De plus, un gain en volume supplémentaire pourrait en être tiré en utilisant les rendements de plantations (voir la section 1.4). Notons par ailleurs que cet estimé ne tient pas compte du fait que des aléas tels des feux peuvent survenir avant la récolte future et que ces résultats dépendent beaucoup des rendements prédits par le BFEC.

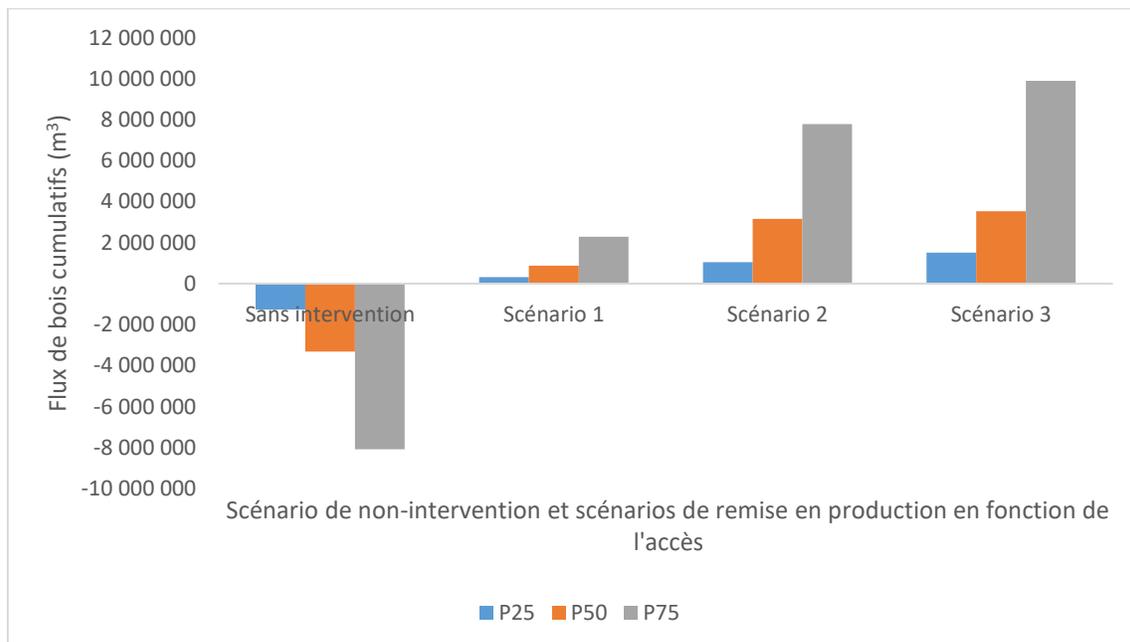


Figure 7 Flux de bois cumulatifs des interventions selon les scénarios d'accès.

En pratique, le taux de succès des plantations n'est pas de 100 %. En effet, des échecs de plantation peuvent survenir et afin d'assurer un portrait plus juste de la réalité, les scénarios d'accès à 0-2 km, 0-5 km et 0-10 km pour des taux de succès de plantation de 70 % et 80 % ont été évalués :

- Les scénarios d'accès 2 et 3 produisent des flux de bois cumulatifs positifs pour le 1^{er} quartile (P25), la médiane (P50) et le 3^e quartile (P75), c'est-à-dire que les flux de bois négatifs de volumes associés aux feux, incluant les pertes des accidents de régénération et dû aux pertes de volumes et aux gains de productivité, sont compensés par les volumes des nouvelles plantations;
- En ce qui concerne le scénario d'accès 1, lorsque les succès de plantation sont de 70 %, le flux de bois attribuable aux nouvelles plantations ne compense pas les pertes pour le 1^{er} quartile, la médiane et le 3^e quartile. Or, il s'agit tout de même d'un gain puisque les volumes perdus sont moins importants que s'il n'y avait pas eu de d'intervention. En ce qui concerne le taux de succès de plantation à 80 %, le flux de bois du premier quartile est faiblement négatif.

Les figures 8, 9 et 10 montrent les impacts de ces tests avec une comparaison de plantation sans échecs.

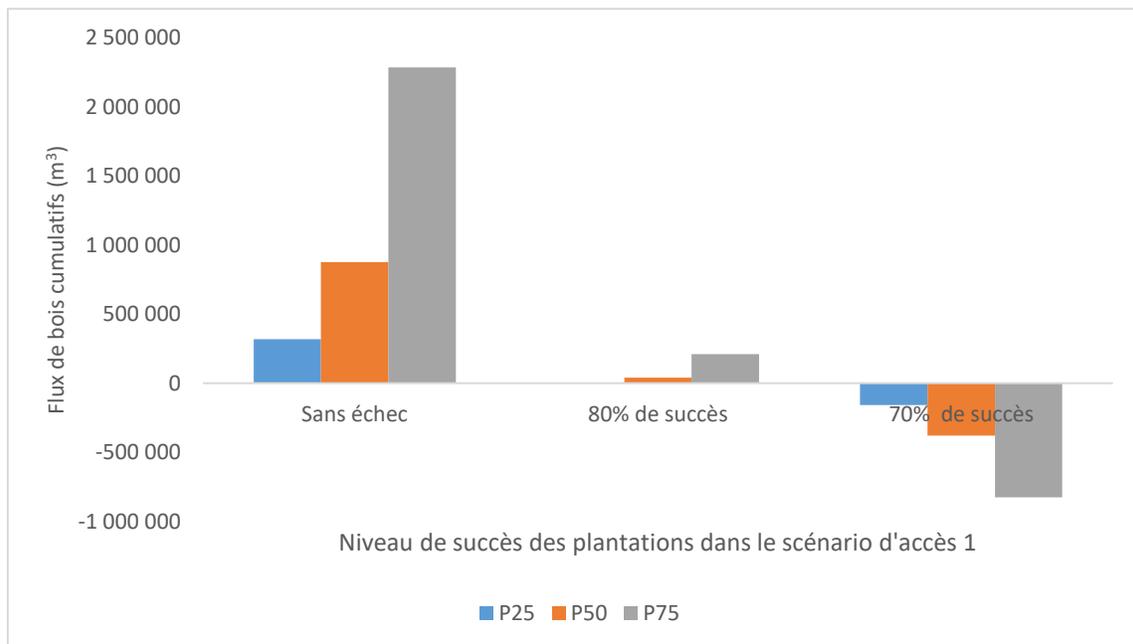


Figure 8 Flux de bois cumulatifs suite à une plantation pour le scénario d'accès de 0 à 2 km avec accidents de plantation.

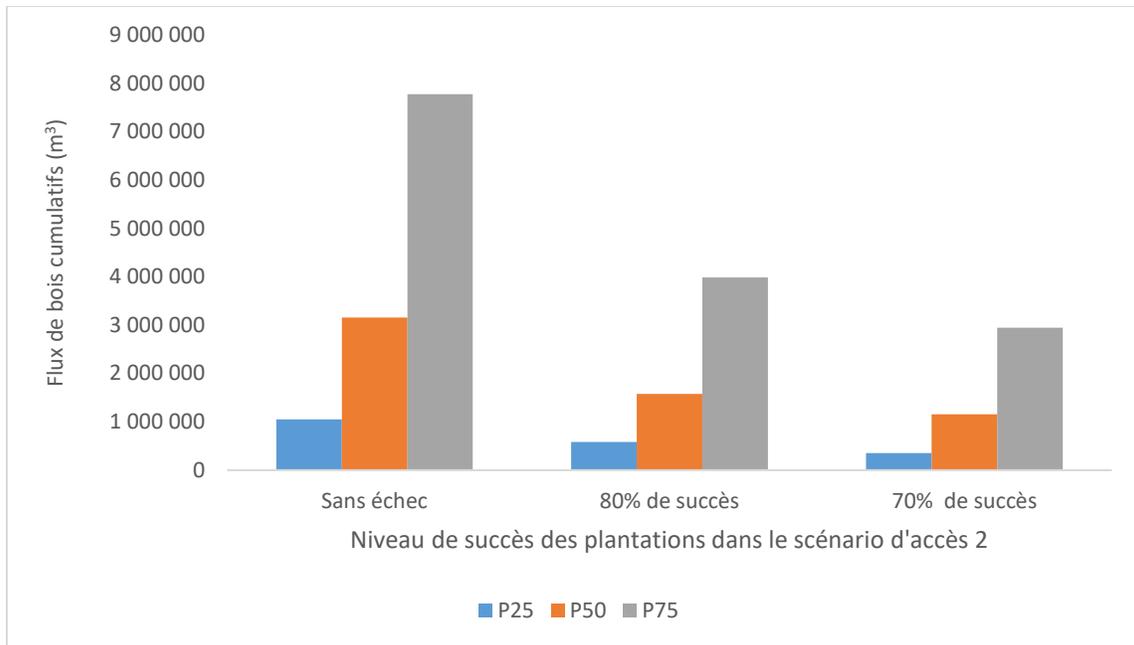


Figure 9 Flux de de bois cumulatifs suite à une plantation pour le scénario d'accès de 0 à 5 km avec accidents de plantation.

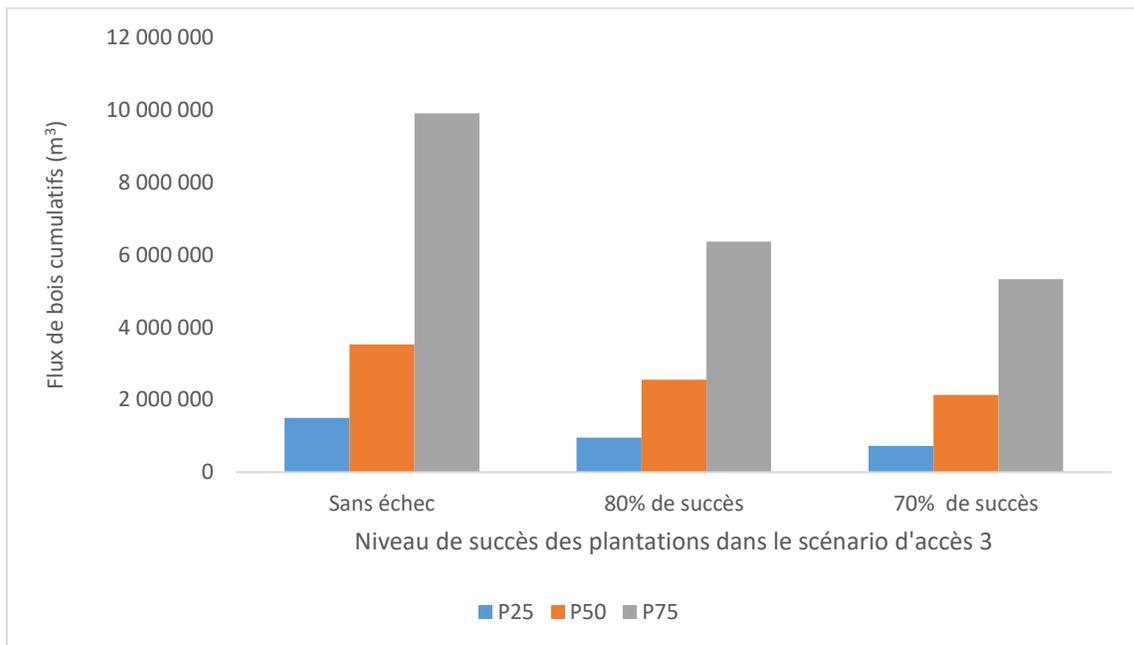


Figure 10 Flux de bois cumulatifs suite à une plantation pour le scénario d'accès de 0 à 10 km avec accidents de plantation.

À des fins de simplification, l'hypothèse avancée dans les analyses (voir les figures 7 à 10) est aussi que les nouvelles plantations ne sont pas affectées par les feux dans le futur, ce qui pourrait surestimer les flux de bois associés à la plantation.

1.3 Analyse des incidences budgétaires

Les scénarios d'accès identifiés ont différents impacts sur les budgets sylvicoles. Afin d'estimer les coûts de la remise en production des accidents de régénération (encore ici seulement ceux de type MFFP), les types de traitements généralement effectués ont été identifiés. Les coûts de ces traitements sont présentés au tableau 11 et proviennent du *Module d'évaluation de la rentabilité des investissements sylvicoles* (MÉRIS) (version février 2019), qui est un outil d'aide à la décision développé par le MFFP.

Tableau 11 Coûts des traitements sylvicoles généralement effectués sur le territoire pilote.

Traitement	Coûts
Scarificateur à disques hydrauliques	391 \$/ha
Plantation	
<ul style="list-style-type: none"> 80 % de la superficie en épinette noire avec une densité de 1 600 plants/ha 	789 \$/ha
<ul style="list-style-type: none"> 20 % de la superficie en pin gris avec une densité de 2 000 plants/ha 	986 \$/ha
Élimination des tiges résiduelles sur 10 % du territoire	950 \$/ha

Afin d'avoir une mesure de référence les données des coûts ont été comparés à une estimation du budget sylvicole projeté pour les 50 prochaines années pour la superficie analysée. Cette estimation du budget sylvicole a été réalisée en prenant le budget moyen quinquennal de 2013 à 2018 des quatre UA incluses dans le territoire analysé (portion Est du territoire pilote), en les divisant par 5 pour avoir les budgets annuels, et en les redivisant, dans chaque cas, par la superficie (en ha) incluse au calcul des possibilités forestières. Puis, la moyenne de ces quatre ratios annuels (en \$/ha) a été multipliée par les superficies de plus de 50 m³/ha de chaque UA et les données ont été multipliées par 50 pour obtenir l'estimation pour 50 ans. Cette estimation du budget totalise 110 321 477 \$ pour 50 ans, si le niveau de l'investissement public reste constant. Ce montant équivaut à un budget annuel de 2 206 430 \$.

L'ampleur des incidences budgétaires des trois scénarios d'accès est très variable (Figure 11).

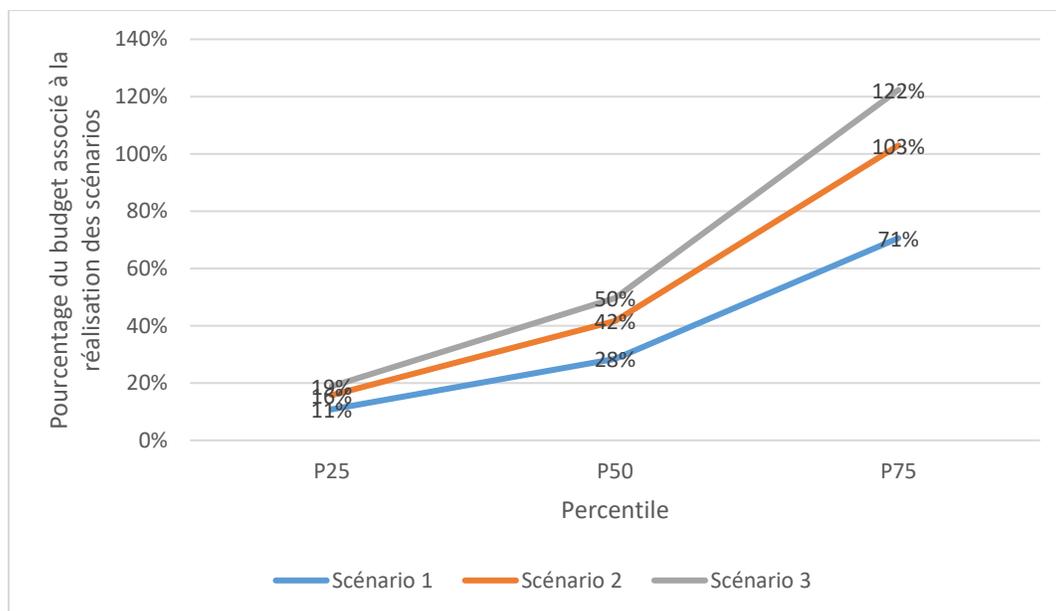


Figure 11 Pourcentage du budget associé aux coûts de réalisation des trois scénarios d'accès.

Comme il y a moins de plantation dans le scénario d'accès 1 que dans le scénario d'accès 2, celui-ci a moins d'incidences budgétaires. De la même manière, le scénario d'accès 2 a moins d'incidences budgétaires que le scénario d'accès 3 :

- Scénario 1 : Si les investissements sont faits, la valeur médiane de la part du budget actuellement consacré qui devrait être réalloué à la remise en production des accidents de régénération est de 28 %. Il y a une probabilité de 25 % que ce montant soit inférieur à 11 % et une probabilité de 25 % qu'il soit supérieur à 71 %;
- Scénario 2 : Si les investissements sont faits, la médiane de la part du budget actuellement consacré qui devrait être réalloué à la remise en production des accidents de régénération est de 42 %. Il y a une probabilité de 25 % que ce montant soit inférieur à 16 % et une probabilité de 25 % qu'il soit supérieur à 103 %;
- Scénario 3 : Si les investissements sont faits, la médiane de la part du budget actuellement consacré qui devrait être réalloué à la remise en production des accidents de régénération est de 50 %. Il y a une probabilité de 25 % que ce montant soit inférieur à 19 % et une probabilité de 25 % qu'il soit supérieur à 122 %.

1.3.1 Reboisement dans les coupes de récupération

La construction de chemins des différents scénarios d'accès offre des occasions de récupération qui varieront en conséquence. Ainsi, aux coûts précédemment mentionnés, il faut ajouter les coûts du reboisement des superficies de bois récoltés dans les coupes de récupération ainsi que les coûts de construction de chemins. La récolte qui varie selon chacun des scénarios et les besoins de plantations qui en découlent, engendreront des coûts supplémentaires et ceux-ci peuvent être projetés dans le temps. La figure 12 illustre la structure des éléments influençant les coûts de reboisement des coupes de récupération et détaille les hypothèses posées pour calculer ces coûts.

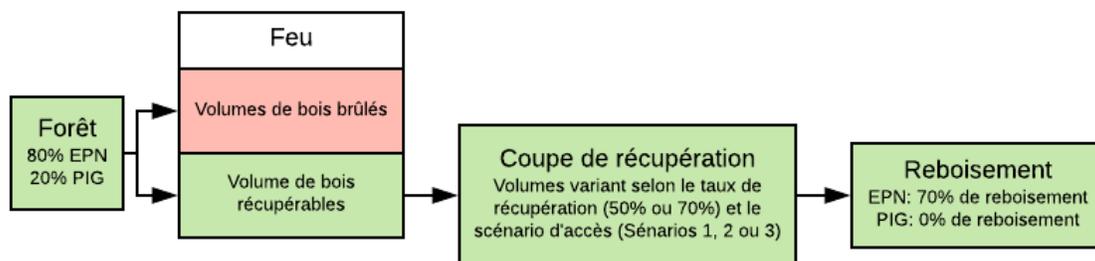


Figure 12 Structure des éléments influençant les coûts de reboisement des coupes de récupération et hypothèses posées pour calculer ces coûts.

Les figures 13 et 14 présentent la somme des incidences budgétaires de la remise en production des accidents de régénération et des incidences budgétaires du reboisement suite aux coupes de récupération. Ces résultats s'appuient sur l'hypothèse que les superficies analysées sont composées de 20 % de pin gris,

qui se régénère seul et de 80 % d'épinette noire qui nécessite un reboisement de 70 % de la superficie récupérée. Ainsi, 56 % des superficies récupérées nécessiteront un reboisement (70 %*80 %).

Afin de simuler ces incidences budgétaires, deux scénarios de récupération sont proposés, ce qui influencera les coûts de reboisement. Le premier prévoit un taux de récupération de 50 % et le second un taux de récupération de 70 %. Ces hypothèses sont présentées dans la figure 12.

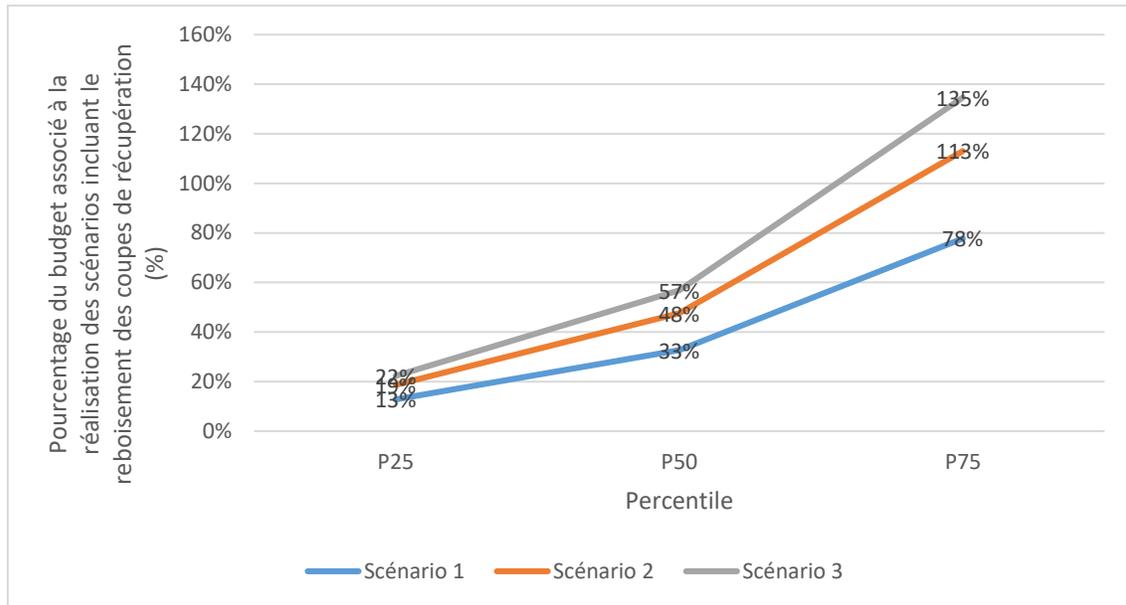


Figure 13 Incidences budgétaires totales des accidents de régénération et du reboisement dans les coupes de récupération avec un taux de récupération de 50 %.

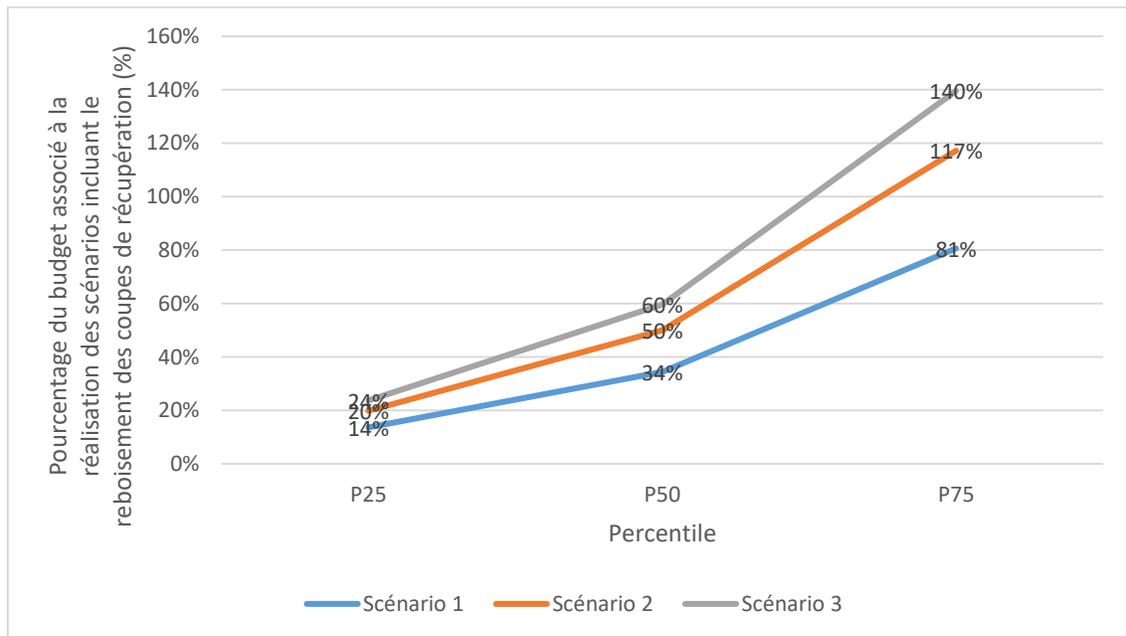


Figure 14 Incidences budgétaires totales des accidents de régénération et du reboisement dans les coupes de récupération avec un taux de récupération de 70 %.

1.4 Espérance de profit économique des plantations en fonction du cycle de feu⁴

Cette section de l'analyse économique se concentre sur une analyse hectare par hectare en incluant les risques de feu. La formule de l'espérance de profit économique des plantations a été utilisée afin de simuler l'impact économique d'une plantation avec risque de feu. L'espérance de profit ($\mathbb{E}(\pi)$) est la moyenne pondérée des profits en fonction des probabilités d'occurrence des feux :

$$\mathbb{E}(\pi) = \rho * \pi_f + (1 - \rho) * \pi_{n-f}$$

Où ρ est la probabilité qu'il y ait un feu avant la période de maturité de l'arbre et $1 - \rho$ est la probabilité qu'il n'y ait pas de feu durant cette période. Quant à π , il s'agit des profits économiques, c'est-à-dire des revenus des bois récoltés (incluant les bénéfices liés à la rente salariale, les revenus des entreprises et la valeur des bois sur pieds), auxquels les coûts (coûts des investissements sylvicoles) sont soustrait. Les profits économiques sont différents s'il y a un feu (π_f) et s'il n'y en a pas (π_{n-f}) durant la période. Dans le cas d'un feu les profits économiques seront négatifs (π_f) puisque dans cette version du modèle aucun volume brûlé n'est récolté, il n'y a donc aucun revenu.

À partir des cycles de feu présentés dans la section 1.1 (voir le tableau 3) et de la formule présentée dans Raulier *et al.* (2013) :

$$p(A_{ht}) = \exp\left(-\frac{A_{ht}}{T_f}\right)$$

où A_{ht} est l'âge de récolte (ans), T_f est la durée du cycle de feu (ans) et $p(A_{ht})$ est la proportion attendue de tige récoltée, une probabilité de feu a pu être établie pour les différentes superficies du territoire analysé.

Ainsi, tel que présenté à la figure 15, plus le cycle de feu est court et plus le temps avant l'atteinte de maturité de l'arbre est long, plus les probabilités de brûler avant la maturité, et donc de ne pas récolter les volumes attendus, sont grandes. La figure 15 n'est pas spécifique à une seule essence puisque le seul élément lié à l'essence dans cette modélisation est l'horizon de récolte et que cette variable est déterminée par le choix de la courbe. Les quatre cycles de feu identifiés (67 ans, 94 ans, 183 ans et 272 ans) sont ceux du territoire analysé et on peut voir à la figure 16 qu'il y a plusieurs autres portions de la forêt boréale où l'on retrouve des cycles de feu similaires.

⁴ Voir l'annexe 3 pour les résultats émanant des simulations sur les probabilités de survie de 40 à 50 ans.

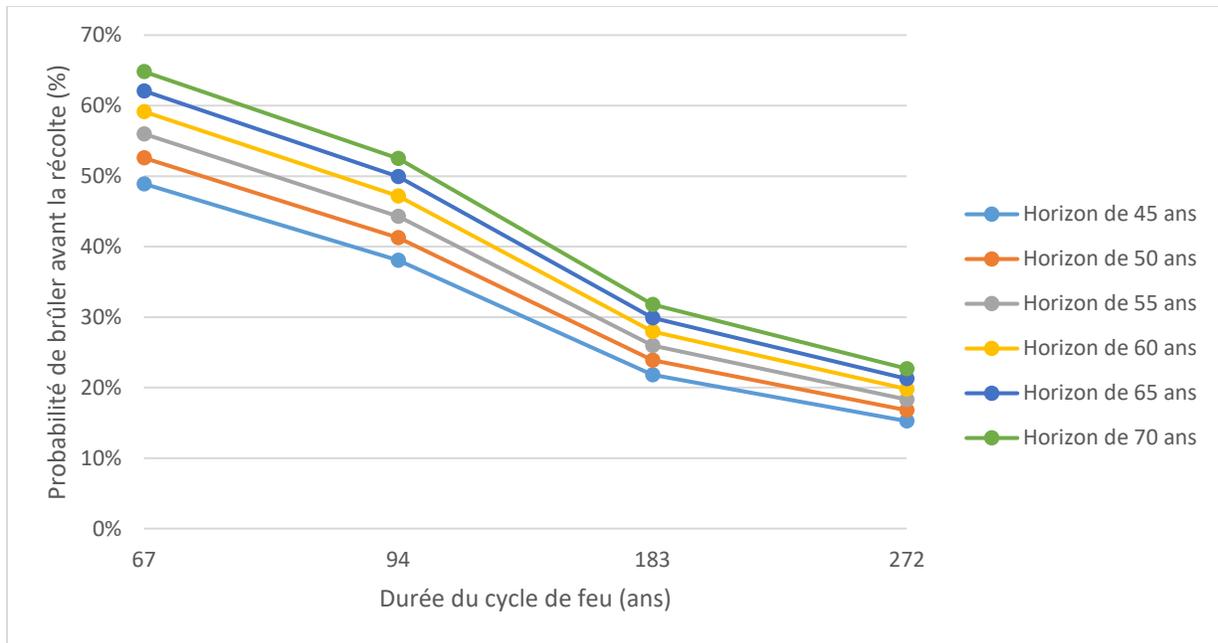


Figure 15 Probabilité de brûler avant la récolte en fonction des cycles de feu et du temps d'exposition au feu.

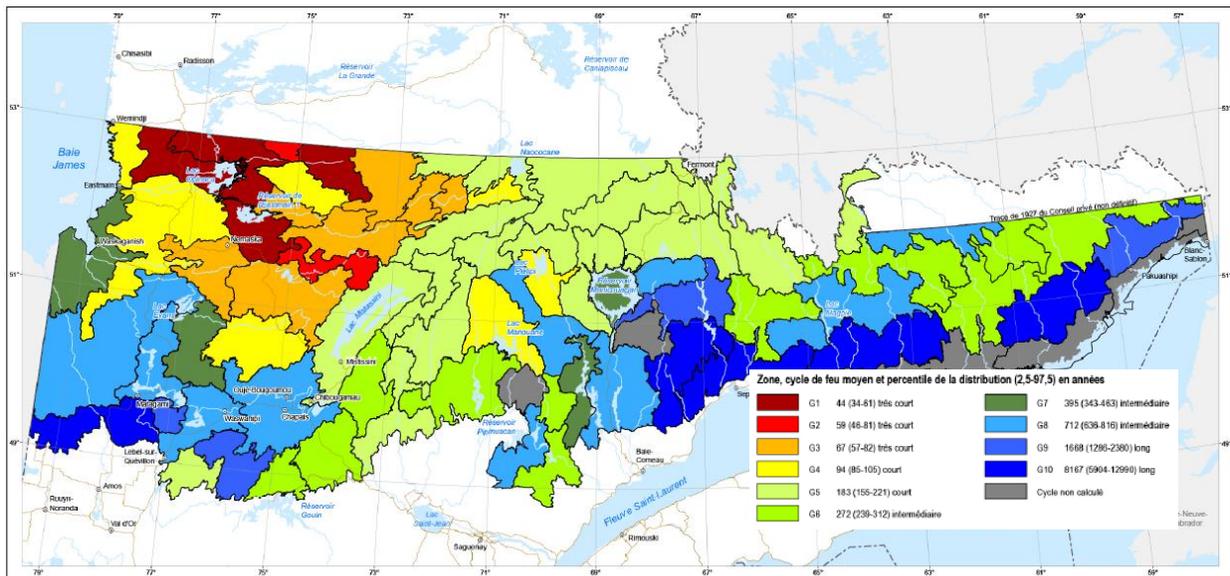


Figure 16 Carte présentant les cycles de feu pour des unités de paysage regroupées pour la période 1972-2009 (Tirée du *Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables* [Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013]).

Les employés régionaux du MFFP ont été consultés afin de déterminer les traitements sylvicoles non commerciaux utilisés à la suite de la récolte. Selon les conditions du terrain sur lequel il était nécessaire de replanter, différents traitements peuvent être effectués. Il n'est cependant pas possible de déterminer les proportions des terrains nécessitant chaque traitement. Ainsi, un coût minimal et maximal des

traitements hectare par hectare a été déterminé (Tableau 12). Les données de ces traitements proviennent de ces discussions et de l'outil MÉRIS (version février 2019).

Tableau 12 Coûts déterminés par l'analyse hectare par hectare.

Minimum		Maximum	
Préparation de terrain avec un scarificateur à disques hydrauliques, TTS hydraulique	347 \$/ha	Préparation de terrain avec un Scarificateur à disques hydrauliques, Bracke T-26	381 \$/ha
Plantation dont le calibre est de 113-25 (mini-plants)	407 \$/1 000 plants	Plantation dont le calibre est de 67-50 (petits plants)	493 \$/1 000 plants
Sans dégagement	0 \$/ha	Avec un dégagement à 10 ans	937 \$/ha

1.4.1 Estimation des volumes produits par essence

Afin d'estimer les rendements par hectare, les courbes de rendement des plantations produites par le BFEC ont été utilisées. Pour l'épinette noire (EPN), une analyse de deux types de plantation de 1 600 plants par hectare dans deux types écologiques a été utilisée et ces plantations prennent 60 ans avant d'arriver à maturité sur un IQS 6 (Tableau 13). Pour le pin gris (PIG), une plantation de 2 000 plants par hectare a été utilisée et cette plantation prend 55 ans avant d'arriver à maturité sur un IQS 6 (Tableau 13).

Tableau 13 Rendements par hectare des plantations selon le type écologique.

Type écologique	Essences	Nombre de plants par ha	Rendement par ha		
			m ³	Nb. de tiges	DHP
Pessière noire	EPN	1600	159	1138	19
Sapinière à épinettes noires	EPN	1600	158	1074	19
	PIG	2000	240	451	30

Les coûts de traitements et les revenus de récolte ont été actualisés. L'actualisation est utilisée dans les analyses coûts-bénéfices des investissements publics et sert à évaluer le rendement d'une dépense ou d'un investissement. Les travaux de Lapointe (2008) sur le choix du taux d'actualisation en situation de projets sylvicoles ont été les fondements du taux choisi dans le cadre des analyses économiques des investissements sylvicoles au Bureau de BMMB. Le taux réel proposé dans les travaux commence à 4 % et est dégressif après 30 ans, pour atteindre 1,89 % après 100 ans. De nombreuses juridictions utilisent les taux dégressifs dans les décisions relatives aux investissements publics, il permet d'incorporer une la notion d'équité intergénérationnelle.

Dans cette modélisation, le scénario de référence est le cas où nous décidons de ne pas intervenir. On peut donc comparer les résultats à un profit de 0 \$, puisqu'il n'y a aucun investissement et aucun revenu. La forêt ne repousse pas suite à un accident de régénération si on n'intervient pas.

L'espérance de profit des trois types de plantations est présentée à la figure 17.

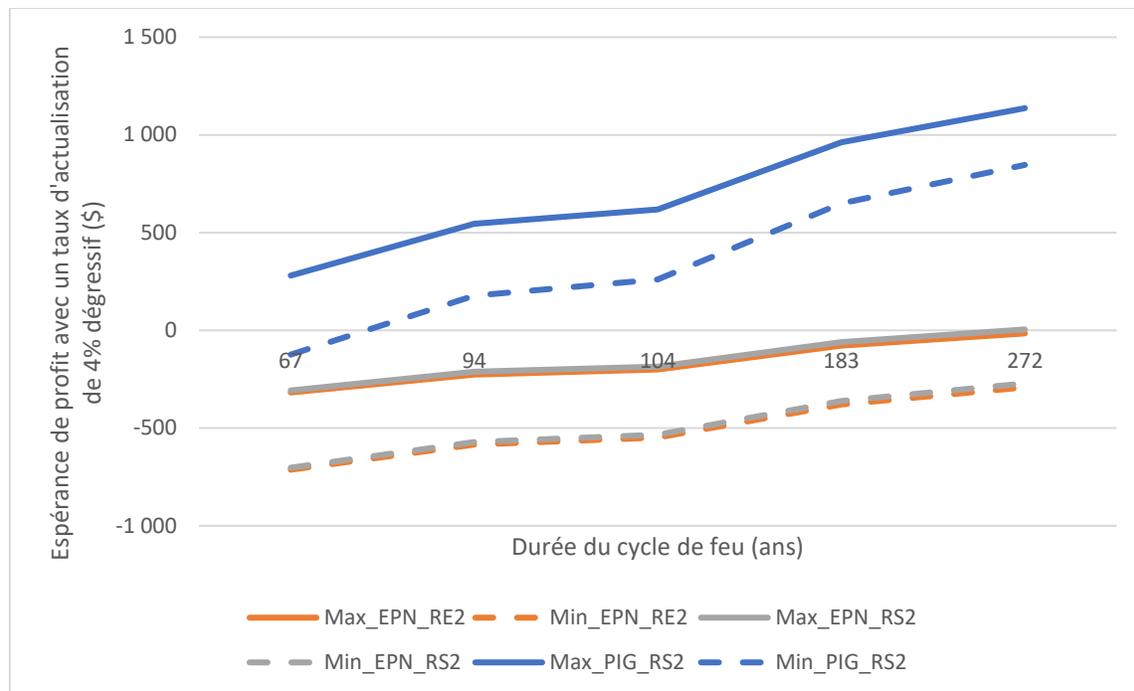


Figure 17 Espérance de profit actualisé à 4 % avec un taux dégressif à 30 ans de l'analyse hectare par hectare selon différents cycles de feu. La courbe en pointillé présente le cas où les coûts sont maximaux, donc l'espérance de profit économique minimaux et le trait plein, la situation inverse.

La figure 17 montre que le pin gris est une essence plus rentable à planter dans ce contexte et qu'avec les données du MFFP, l'épinette noire ne semble pas être un choix rentable pour des cycles de feu court. En effet, lorsque les coûts sont les plus faibles, l'espérance de profit de la plantation de l'épinette noire devient positive seulement sous un cycle de feu plus long que 300 ans. La plantation de pin gris a une espérance de profit supérieure en raison de l'horizon de récolte plus court, ce qui diminue la probabilité de brûler avant la maturité. De plus, le volume récolté à maturité est supérieur à celui de l'épinette noire.

1.4.2 Autres taux d'actualisation

À des fins de comparaison, les figures 18 et 19 présentent les résultats avec des taux d'actualisation de respectivement 2 %, 3 % et 4 % non-dégressifs pour une plantation de pin gris dans une sapinière à épinettes noire, et pour une plantation d'épinette noire dans une sapinière à épinettes noire. Pour assurer la clarté des graphiques, les coûts minimums ont été utilisés pour les quatre cycles de feu.

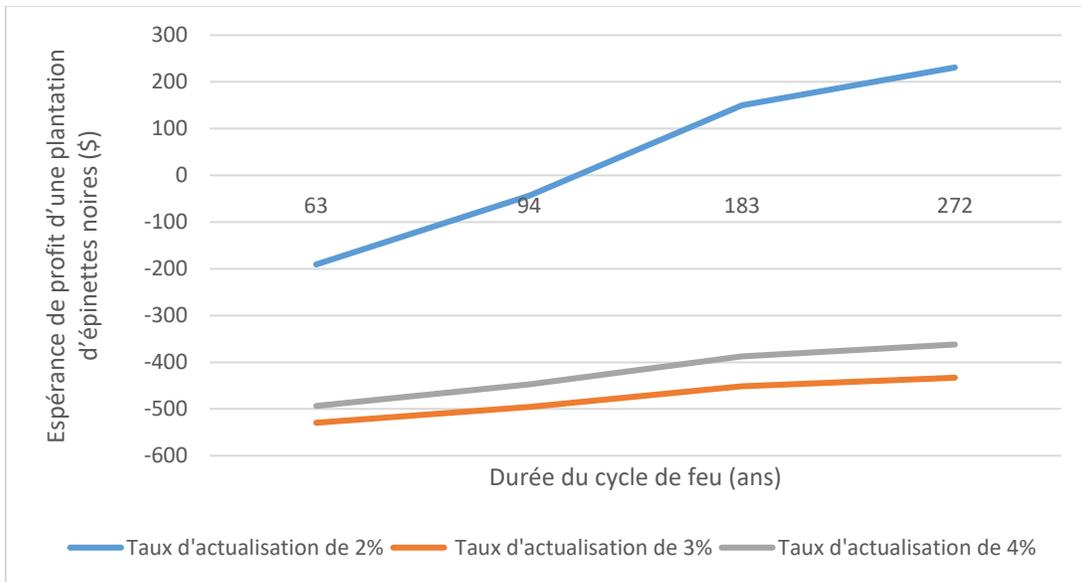


Figure 18 Espérance de profit actualisé à 2 %, 3 % et 4 % non-dégressifs pour l’analyse hectare par hectare d’une plantation d’épinettes noires selon différents cycles de feu.

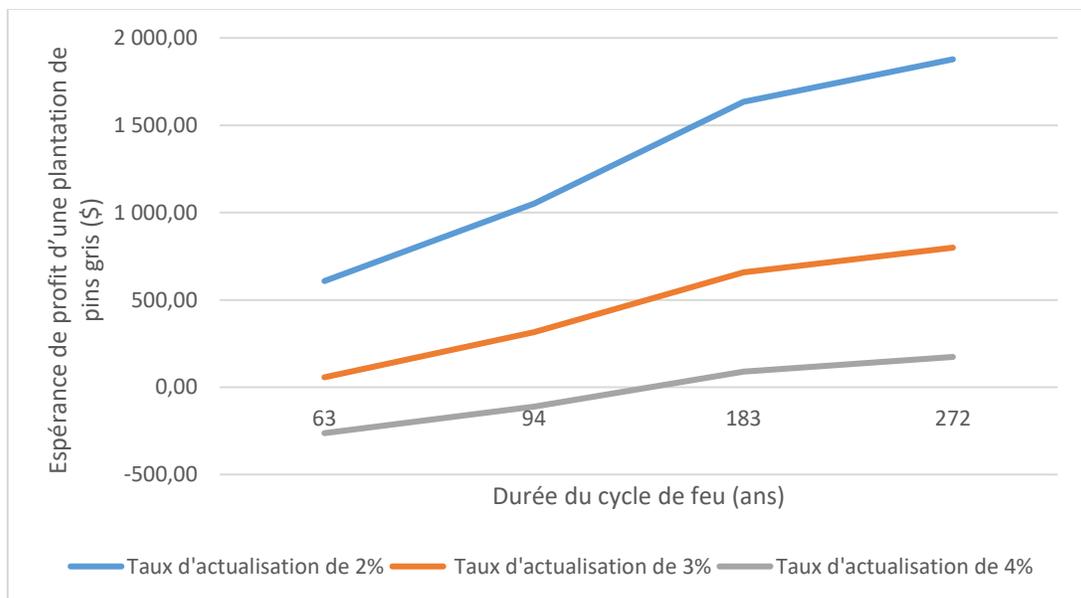


Figure 19 Espérance de profit actualisé à 2 %, 3 % et 4 % non-dégressifs pour l’analyse hectare par hectare d’une plantation de pins gris selon différents cycles de feu.

Dans le cadre de cette étude il n’a pas été possible de présenter cette analyse avec des taux dégressifs. Les figures 18 et 19 montrent que des taux d’actualisations plus faibles augmentent l’espérance de profit des différentes plantations. L’espérance de profit pour l’épinette noire devient positive lorsque le cycle de feu atteint 107 ans à un taux d’actualisation de 2 % non-dégressif.

1.4.3 Effet de la coupe de récupération après feu

Certains éléments du modèle peuvent être modifiés et ils auront pour effet d'accroître l'espérance de profit. En effet, suite à un feu, il pourrait rester certains volumes de bois sur pied pouvant être récoltés dans les superficies brûlées. Ainsi, une modélisation supplémentaire a été effectuée pour les plantations de pin gris et d'épinette noire en sapinière à épinettes noires afin d'estimer l'espérance de profit avec des taux de récupération de 50 % et de 70 %. À des fins de clarté, seules les situations où les coûts sont minimaux ont été comparées (Figures 20 et 21).

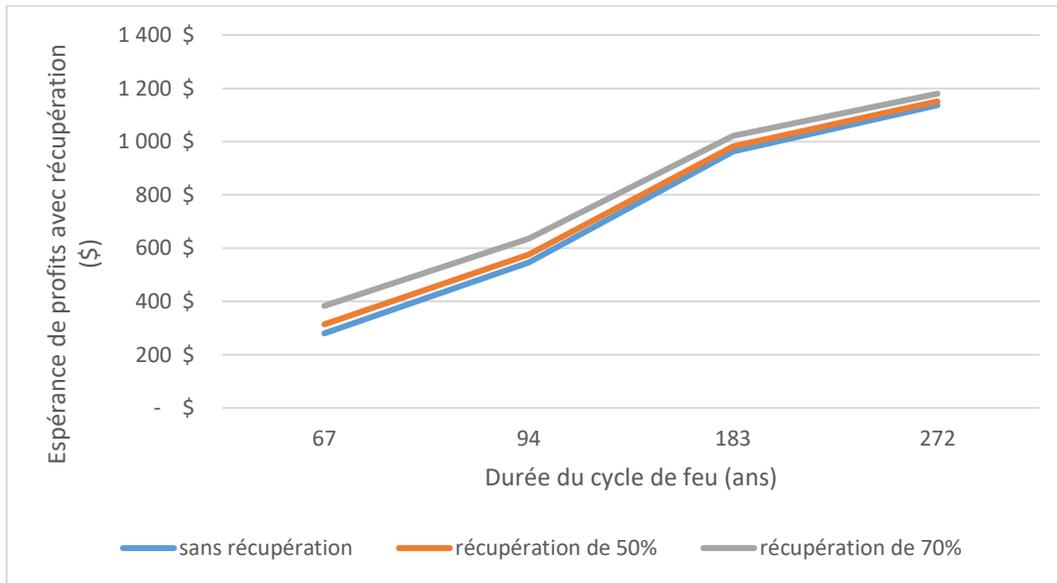


Figure 20 Comparaison de l'espérance de profit lors de la récupération des plantations de pin gris brûlées pour des taux de récupération de 0 %, 50 % et 70 %.

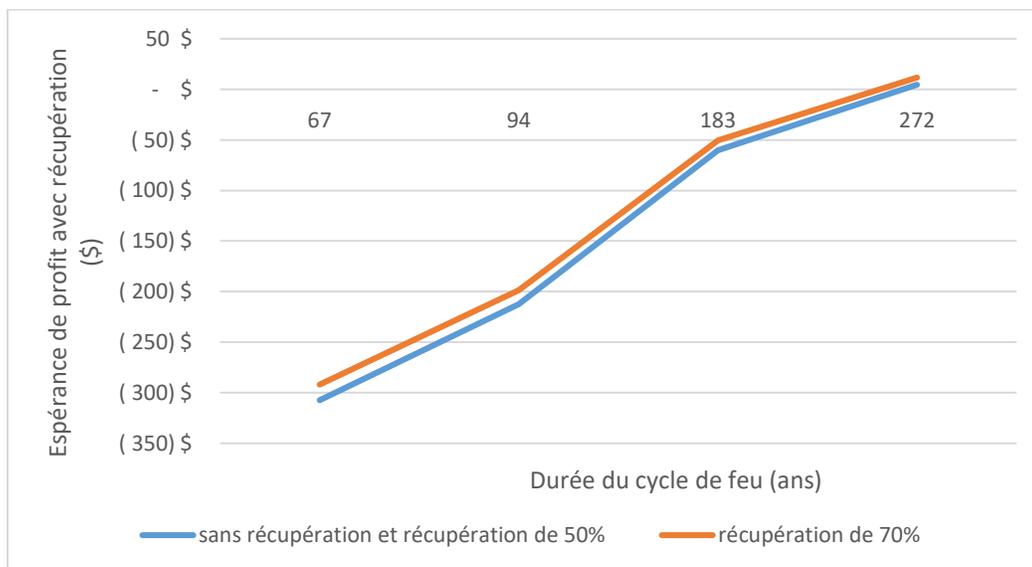


Figure 21 Comparaison de l'espérance de profit lors de la récupération des plantations d'épinette noire brûlées pour des taux de récupération de 0 %, 50 % et 70 %.

Dans la figure 21, l'absence de récupération et la récupération de 50 % ont les mêmes valeurs en raison des conditions de récoltes posées dans les hypothèses du calcul, c'est-à-dire qu'il n'y a pas de récolte si les coûts sont plus élevés que les revenus et qu'il n'y a pas de récolte en deçà de 50 m³/ha.

Les figures 20 et 21 montrent que, dans l'analyse hectare par hectare, la récupération n'aide pas beaucoup à compenser les pertes attribuables aux feux.

De plus, en vue de diminuer le temps d'exposition au feu, il serait possible de récolter avant la période de maturité. La figure 15 montrait qu'une diminution du temps d'exposition au feu (horizon plus court) permettrait d'augmenter la probabilité de récolté, or, si on récolte avant la maturité, les revenus devraient aussi diminuer en raison du plus faible volume de bois.

1.5 Pistes de solution

1.5.1 Plantations et choix des essences

L'établissement des plantations permet de pallier les effets des accidents en reboisant des peuplements où il y a eu un accident de régénération ou une perte de productivité. Toutefois celles-ci se font au risque de brûler avant d'atteindre leur maturité (récolte) et nécessitent l'entretien et le déploiement d'un important réseau routier. Des taux de croissance plus rapides et un espacement contrôlé ont pour résultat que les peuplements plantés atteignent la maturité reproductive et commerciale plus rapidement que leurs homologues naturels (Haavisto et Skeates 1995; Paquette et Messier 2010; Poulin 2013), donc leur utilisation peut également réduire le temps d'exposition au feu, réduisant ainsi le risque de feu à moyen et long terme. Dans le cadre du projet actuel, nous n'avons pas évalué l'effet des plantations comme moyen de réduire les accidents de régénération, étant donné que l'horizon de simulation (50 ans) était trop court.

Le choix des essences à utiliser dans les plantations devrait être influencé par leur comportement face au risque lié au feu et pour atteindre les objectifs de gestion, et non seulement sur la viabilité économique.

1.5.1.1 L'épinette noire

L'épinette noire est actuellement l'espèce la plus économiquement recherchée sur le plan commercial, cependant, son âge de maturité reproductive et commerciale relativement tardive par rapport au pin gris augmente sa temps d'exposition au feu et donc augmente le risque d'accident de régénération ou de brûler avant de pouvoir être récolté, en particulier dans les régions présentant un cycle de feu court (Splawinski *et al.* 2019). Cette espèce devrait donc être utilisée dans les régions où le risque de feu par rapport aux pertes potentielles d'investissement est moindre, et sur des sites où des contraintes physiques (drainage, dépôts surface, paludification par exemple) limitent l'utilisation d'autres espèces. Les stations mésiques et hydriques sont typiquement moins susceptibles de brûler aussi souvent ou aussi sévèrement que leurs contreparties les plus sèches (Terrier *et al.* 2014, 2015; Mansuy *et al.* 2010; Kasischke *et al.* 2010; Shetler *et al.* 2008).

1.5.1.2 Pin Gris

Le pin gris présente non seulement une croissance plus rapide que l'épinette noire (atteignant plus rapidement sa maturité reproductive et commerciale) (Gauthier *et al.* 1993, Rudolph *et al.* 1990; Viereck *et al.* 1990, Viglas *et al.* 2013; Zasada 1971), mais il est également plus résistant à des feux intenses (De Groot *et al.* 2004, Greene *et al.* 1999, Gauthier *et al.* 1996, 2014) et plus tolérant aux conditions de sécheresse (Rudolph *et al.* 1990, Viereck *et al.* 1990), rendant moins probable les accidents de régénération (Splawinski *et al.* 2019). Cependant, l'espèce est plus adaptée aux sites plus secs et n'est pas tolérante à l'ombre (Rudolph *et al.* 1990), nécessitant donc potentiellement des traitements d'éclaircie pré-commerciale.

1.5.1.3 Mélèze

Le Mélèze (*Larix laricina (Du Roi)* K. Koch) est une espèce résineuse qui tolère une large gamme de conditions de sol (Johnston 1990). Il présente une croissance plus rapide que l'épinette noire et le pin gris de sorte qu'il atteint la maturité commerciale plus tôt. Il est cependant mal adapté au feu, et comme le pin gris, est intolérant à l'ombre. Son utilisation serait donc limitée aux plantations où l'objectif est d'assurer une production durable et rapide de bois en réduisant la période de révolution par rapport à d'autres espèces, mais non comme moyen d'éviter les accidents de la régénération, surtout dans le cas du mélèze hybride, car celui-ci ne produit pas de graines, ce qui implique qu'il faille toujours le replanter. Cependant, il n'est pas actuellement considéré comme une espèce à valeur commerciale et le succès du mélèze et du mélèze hybride en tant qu'espèces plantées n'ont pas encore été évalué à grande échelle, en particulier dans les forêts nordiques où le climat exerce un effet limitant plus important sur la croissance des arbres.

1.5.1.4 Peuplier faux-tremble

Le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides Michx.*), est une espèce pionnière et l'espèce feuillue la plus répandue dans la forêt boréale d'Amérique du Nord (Perala 1990). Il se reproduit de manière asexuée après feu par la production abondante de drageons à partir des racines latérales et du collet (Perala 1990; Greene *et al.* 1999; Greene *et al.* 1999). Le peuplier faux-tremble profite de la température du sol plus chaude créée par le feu, par la diminution d'épaisseur des couches organiques et d'un changement d'albédo de surface, de sorte que sa densité est positivement corrélée à la sévérité du feu (Johnstone *et al.* 2005). Les conifères sérotineux, tels que l'épinette noire et le pin gris, doivent atteindre la maturité sexuelle avant de produire des semences, un processus qui peut prendre des décennies en fonction de la productivité du site (Gauthier *et al.* 1993; Viglas *et al.* 2013). Pour le peuplier faux-tremble, tant que le système racinaire reste en vie, il peut continuer à se reproduire de manière asexuelle, même sous des cycles de feu courts (Perala 1990). Le drageonnement peut survenir dès l'année du feu (Perala 1990). Cette espèce peut aussi diminuer la susceptibilité d'un peuplement au feu en raison de son potentiel de combustion plus faible (Girardin *et al.* 2013; Terrier *et al.* 2013). Des hybrides et des géotypes particuliers peuvent également être utilisés dans les plantations pour une meilleure croissance (Gauthier *et al.* 2014). Toutefois, les plantations de peupliers hybrides peuvent nécessiter une intervention supplémentaire telle que l'application de fertilisants afin de répondre aux objectifs de production (Guillemette *et al.* 2008). Il est donc important d'évaluer l'option d'utiliser le peuplier faux-tremble dans les plantations, ou de le laisser proliférer de façon naturelle dans les peuplements productifs,

comme les végétations potentielles RS2, et surtout sur les dépôts argileux. Toutefois, avant de prendre la décision d'introduire ou de faciliter la prolifération d'une telle espèce, il faut rester prudent puisque son utilisation peut modifier la composition de la forêt et elle constitue une décision irréversible. Dans un contexte de grande incertitude, cette décision devrait être prise avec une grande précaution. Bien que la récolte et l'utilisation du peuplier faux-tremble soient en augmentation, l'industrie forestière québécoise reste centrée sur les essences résineuses (Prévost *et al.* 2003). Par conséquent, les limitations économiques et industrielles doivent être considérées.

1.5.1.5 Plantation en mélange par bouquets

Les plantations mixtes peuvent être utilisées pour augmenter la résilience des peuplements résineux au feu tout en maintenant la production des espèces désirées, en minimisant la période d'exposition au feu, ou en réduisant le risque de feu lui-même. Nous proposons trois types de plantations mélangées : 1) l'épinette noire mélangé avec du pin gris; 2) le mélèze mélangé avec du pin gris; et 3) l'épinette noire mélangée avec du peuplier faux-tremble. Dans les deux premiers types, le pin gris serait planté pour assurer une bonne régénération naturelle en cas de feu, minimisant ainsi le potentiel de nouveaux efforts de reboisement. Avec une maturité reproductive d'environ 30 ans et une résilience plus élevée, comparativement à environ 50 ans pour l'épinette noire et à une faible capacité de régénération pour le mélèze après feu, la période d'exposition serait alors considérablement réduite notamment pour le pin gris. Pour le troisième type, le peuplier faux-tremble serait planté afin de réduire le risque de feu car la présence des arbres feuillus peut diminuer la susceptibilité d'un peuplement au feu (Girardin *et al.* 2013; Terrier *et al.* 2013). Selon cette méthode, deux types de plantations sont possibles : une plantation mixte sous une période de révolution ou un système de double révolution tel qu'il est utilisé en Alberta, où le peuplier faux-tremble occupe la canopée avec des épinettes en sous-couvert (Lieffers et Beck 1994). Des travaux suggèrent que sous le premier type, la présence de peuplier faux-tremble peut améliorer la croissance en hauteur de l'épinette noire (Légaré *et al.* 2004).

Une quatrième option (théorique) serait d'utiliser un système de double révolution sous un système de plantation mélangée avec du mélèze et du pin gris. Ici, on suppose que le mélèze atteindra sa maturité commerciale vers 50 ans. Encore, le pin gris serait planté pour assurer une bonne régénération naturelle en cas de feu, mais afin de maximiser ce potentiel et d'augmenter le volume de la tige, les pins gris plantés initialement avec le mélèze ne seraient récoltés qu'à la fin de la deuxième période de révolution du mélèze (100 ans). Comme le pin gris atteint sa maturité reproductive vers 30 ans et maintient une production optimale de graines entre 50 et 100 ans, il garantirait (si le feu n'est pas trop sévère) une régénération adéquate pendant environ 70 ans. Suite à cet argument, une deuxième cohorte de pins gris serait plantée à la fin de la première période de révolution du mélèze (50 ans), afin de fournir à nouveau cette assurance pour les deux prochaines périodes de rotation. De plus, en utilisant un tel schéma, la plantation ne sera sujette à un accident de la régénération que durant les 30 premières années.

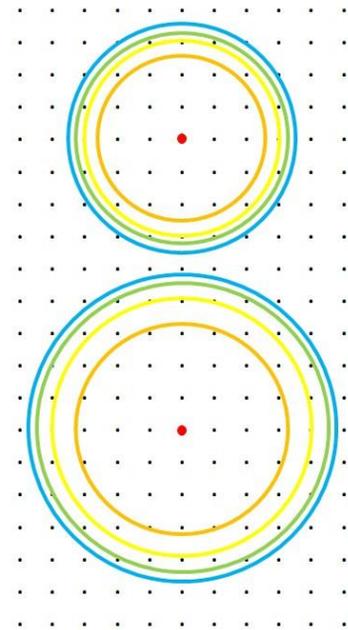
Dans les trois types de plantations résineuses décrits ci-dessus, le pin gris ne sera pas l'espèce principale mais celle qui va être utilisée pour régénérer le peuplement suite au feu. Pour déterminer le ratio des tiges de pin gris plantées par rapport aux autres tiges pour les plantations mélangées, il faut considérer la distance de dispersion effective du pin gris, qui est limitée à environ 1 à 2 hauteurs d'arbre par rapport à la source des graines (Greene et Johnson 1996; Greene *et al.* 1999; Greene et Johnson 2000). Le tableau 14 présente la densité (ratio) estimée à laquelle le pin gris doit être planté pour assurer une régénération adéquate à une hauteur d'arbre (par âge) et une distance constante de 2 mètres entre les tiges plantées.

Les tableaux de rendement de Pothier et Savard (1998) ont été utilisés pour calculer la hauteur d'arbre en fonction d'âge et la productivité du site (IQS de 12 et 16). Le ratio des tiges de pin gris plantées aux autres tiges devrait être basé sur la hauteur à 30 ans (maturité reproductive); les autres rayons ne sont inclus qu'à des fins illustratives de croissance en fonction de l'âge et la productivité du site.

Tableau 14 Densité (ratio) estimée à laquelle le pin gris doit être planté pour assurer une régénération adéquate à une hauteur d'arbre (par âge) et une distance constante de 2 mètres entre les tiges plantées.

Pin Gris IQS = 12				
Âge	Hauteur (m)	Rayon (m)	Ratio (tiges)	Volume pin gris (%)
30	9.6	10	1:20	5
50	12	12	1:24	4
70	13.3	13	1:34	3
90	13.9	14	1:34	3

Pin gris IQS = 16				
Âge	Hauteur (m)	Rayon (m)	Ratio (tiges)	Volume pin gris (%)
30	12.9	13	1:34	3
50	16.2	16	1:42	2
70	18	18	1:56	2
90	18.9	19	1:58	2



1.5.2 Ensemencement aérien

L'ensemencement aérien peut être utilisé pour reboiser des peuplements qui ont eu des accidents de régénération, et pourraient être particulièrement utiles dans les secteurs sans accès routier. Cependant, le succès de ce traitement est plus variable que celle de plantation. En raison de facteurs tels que la disponibilité du lit de semences, la prédation des graines et les conditions météorologiques, la densité du peuplement et la distribution des tiges peuvent être très variables, ce qui peut demander de recourir à des traitements supplémentaires coûteux (Lafleur et Thiffault 2013). Par conséquent, il est possible qu'elle ne soit pas durable présentement, mais pourrait en devenir si la technologie était mieux développée et testée. Par exemple, l'investissement dans la technologie de drones intelligents et autonomes capables de contrôler le taux de dispersion des semences et de le limiter aux bons lits de germination pourrait potentiellement en faire une stratégie réaliste. Nous pensons que cette option mériterait d'être analysée plus en détail compte tenu de la contrainte majeure que pose l'accès dans les territoires nordiques.

1.5.3 Regarni au lieu de plantation

Afin de réduire les pertes d'investissements en cas de feu, une option consisterait à utiliser le regarni au lieu de plantation, étant entendu que la production serait également réduite. Essentiellement, il y aurait un compromis entre un plus faible volume attendu à l'échéance commerciale et une perte d'investissement moindre en cas de feu, car ce traitement est moins coûteux qu'une plantation traditionnelle. Cette stratégie maintiendrait la couverture forestière, mais à une densité inférieure.

1.5.4 Rétention de semenciers⁵

Afin de réduire la vulnérabilité des peuplements récoltés aux accidents de régénération par le feu, la rétention de semenciers lors des opérations de récolte peut être envisagée. Lors d'un feu, même si le peuplement a été récolté, les semenciers pourront fournir une banque de graines suffisante pour régénérer un peuplement naturel. Ainsi, en ne récoltant pas une certaine proportion du peuplement initial, des interventions de plantations pourraient être évitées. La rétention de semenciers peut se faire à l'aide des coupes à rétention variable (CRV) ou des coupes partielles. Les CRV sont une famille de traitements de coupe totale visant à conserver une faible proportion de la végétation déjà présente (Yelle *et al.* 2008). Pour une proportion de rétention identique, la structure résiduelle peut varier de configuration (tiges éparses, îlots, bouquets) entre les différents traitements. L'annexe 2 présente une analyse des effets de l'application d'une augmentation de la proportion de CRV sur la quantité d'accidents de régénération causée par le feu. L'analyse démontre qu'à l'échelle d'un paysage forestier, la rétention de semenciers à l'aide des CRV permet une réduction significative de la quantité d'accident de régénération. Par contre, l'analyse n'a pas abordé l'aspect économique de l'application d'une telle stratégie. En effet, il reste à répondre à la question suivante : le volume destiné à la rétention a-t-il plus de valeurs : sur pieds en tant que semenciers pour gérer le risque d'accidents de régénération ou à l'usine pour financer une éventuelle intervention de reboisement en cas d'accident de régénération (construction de chemin, plantation, etc.)? De manière préliminaire, il apparaît que la rétention de semenciers soit une piste de solution intéressante dans l'atténuation du risque d'accidents de régénération par le feu dans la mesure où elle serait utilisée dans les peuplements récoltés là où l'accessibilité ne sera pas maintenue de manière permanente.

1.5.5 Modulation des investissements

Les investissements peuvent être modulés en fonction des différents scénarios d'accès où chacun offrira des niveaux différents de taux d'intervention pour de remise en production ou de récupération du bois après-feu. L'accès détermine aussi la nature des interventions de remise en production disponibles. Par exemple, la plantation à proximité des chemins ou la rétention variable dans les endroits éloignés. La modulation consiste à trouver les meilleurs compromis possibles en fonction des investissements à consentir pour obtenir une production donnée.

De même, le risque de feu (en particulier en ce qui concerne la probabilité de perte des investissements) peut être intégré dans la modulation des investissements. Le gouvernement pourra choisir d'éviter certains endroits ayant de hauts risques de feux. En effet, les figures 20 et 21 montrent que la durée du

⁵ Voir l'annexe 4 pour plus de détails

cycle de feu et le temps d'exposition au feu ont un impact majeur sur les risques pour les investissements et l'espérance de profit.

1.5.6 Autres solutions envisageables

1.5.6.1 L'aménagement intensif des peuplements

Des pratiques sylvicoles plus intensives comme l'éclaircie précommerciale ou le dégagement peut potentiellement constituer un moyen efficace de réduire le risque de feu et de perte d'investissements (établissement de plantations) en réduisant le temps nécessaire pour atteindre la maturité reproductive et commerciale. Ici, la pratique peut être utilisée à la fois dans les peuplements naturels et les plantations pour éliminer la végétation concurrente ou réduire la densité des tiges (Legris et Couture 1999). Comme la plupart des autres options présentées, elle nécessite un accès routier et, en raison des coûts élevés, doit être soigneusement planifiée pour obtenir une réponse de croissance optimale des tiges conservées (Splawinski *et al.* 2014a, 2017). Toutefois, compte tenu du risque de feu, toute augmentation des investissements contribue à diminuer l'espérance de profit des scénarios sylvicoles envisagés. Ceci limite considérablement la pertinence de cette option dans les territoires où les cycles de feu sont courts.

1.6 Conclusion

Les résultats présentés dans ce chapitre mettent en évidence les risques importants d'accidents de régénération au cours des prochaines 50 années en raison d'un effet cumulatif des feux et des coupes qui rajeunisse les forêts, diminuant ainsi le potentiel de régénération. À titre d'exemples, sur l'horizon de simulation de 50 ans pour l'ensemble de la portion Est du territoire pilote, la perte de superficie productive (>50 m³/ha) médiane sans intervention est estimée à 10,1 % du territoire initialement productif. Ces pertes de territoire productif auxquelles s'ajoutent les diminutions de production sur d'autres territoires demeurés productifs affecteraient considérablement la production ligneuse attendue dans les prochaines décennies.

Il existe toutefois des solutions pour diminuer le risque d'accidents futurs. Ainsi, il est possible de reboiser les secteurs ayant subi un accident de régénération. Toutefois, la remise en production de tous les secteurs ayant subi un accident de régénération nécessitera la mobilisation de budgets sylvicoles supplémentaires ou le transfert de budgets actuellement prévus à d'autres fins dans les stratégies d'aménagement. Les résultats de cette étude montrent que les stratégies de production de bois devront être ajustées de manière à tenir compte de ce phénomène. Par exemple, la remise en production de la quasi-totalité du territoire (95 % selon le scénario 3) mobiliserait l'équivalent de 50 % (valeur médiane) du budget sylvicole actuel estimé sans compter les investissements requis pour la construction et l'entretien d'un important réseau routier donnant un accès permanent à tout le territoire.

Avant de consentir de tels investissements toutefois, le risque de feu doit être rigoureusement pris en compte puisque dans les territoires à cycles de feu courts ou très courts, la probabilité de voir la forêt brûler avant de pouvoir la récolter est souvent très forte. Par exemple, pour une plantation dont l'horizon de récolte est de 60 ans, la probabilité de perdre cet investissement varie entre 20 et 61 %, selon le cycle de feu. Dans ces conditions, non seulement les volumes attendus ne seront pas au rendez-vous, mais l'espérance de profit est d'autant plus faible que le cycle de feu est court et que les investissements sont élevés. L'établissement et le maintien d'un réseau routier étendu et la réalisation de plantations sur

l'ensemble du territoire risque fort de constituer des investissements très risqués pour une espérance de profit la plupart du temps négative.

Face à cette situation, différentes options sylvicoles sont à considérer afin de minimiser les risques d'accidents de régénération et de perte des investissements. Ainsi, lors de la réalisation de plantations, l'utilisation d'espèces à croissance plus rapide (pin gris, mélèze laricin et peuplier faux-tremble) peut réduire le temps d'exposition au feu et réduire le risque d'accidents de régénération (pin gris et peuplier faux-tremble). Toutefois, une modification importante de la nature de l'offre de bois future aura des conséquences auxquelles la chaîne de valeur industrielle devra s'ajuster puisque ces essences présentent souvent un intérêt moindre dans le marché actuel. Le cas du peuplier pose un autre dilemme puisque celui-ci est bon seulement particulièrement résilient au feu, le fait qu'il constitue un mauvais combustible en été pourrait contribuer à allonger les cycles de feu. Par contre, son introduction à des endroits où il a été jusqu'ici absent, entraînerait un changement de composition important qui, de plus, serait irréversible. Pour ces raisons, la prudence est de mise, et cette solution devrait être soumise à des analyses de risque propres où les avantages et désavantages potentiels seraient examinés.

Dans les régions où l'accès routier est limité ou inexistant, la rétention des semenciers dans les peuplements récoltés représente une stratégie moins risquée pour réduire le risque d'accident de régénération. Toutefois, celle-ci implique le « sacrifice » d'un certain volume de bois à court terme et ne peut être appliquée dans tous les peuplements nordiques.

Finalement, l'ensemencement aérien pourrait offrir une option moins risquée parce que moins coûteuse étant donné qu'elle peut se pratiquer avec moins d'investissements (surtout en en voirie). Toutefois, de nouvelles techniques devraient être développées pour en améliorer l'efficacité.

Le plus grand défi pour les aménagistes forestiers est de décider quelle combinaison de stratégies serait la plus efficace pour minimiser le risque d'accident de régénération et optimiser les dépenses en sylviculture et en voirie compte tenu du risque présent. Dans ces conditions, la gestion du risque passe probablement par une modulation des investissements selon un accès optimal à pourvoir sur le territoire. Cette modulation peut représenter le meilleur compromis possible pour mitiger les effets sur la production ligneuse tout en diminuant les risques pour les investissements.

Les travaux futurs devraient viser à tester les différentes solutions proposées afin de mieux comprendre leur efficacité et leurs limites et à améliorer les efforts de modélisation. En ce qui concerne le modèle lui-même, l'incorporation de paramètres sur la sévérité du feu, la sécheresse et autres conditions météorologiques pendant la phase d'établissement, la production de semences dans les vieux peuplements, et la probabilité de brûlage en fonction de l'âge et composition, peut améliorer notre capacité à mieux jauger le risque d'accident de régénération. Présentement, il y a un manque des connaissances et de données fiables sur ces sujets.

CHAPITRE 2 LA PALUDIFICATION DES SOLS

Synthèse de l'enjeu : La paludification des sols engendre une diminution de la productivité forestière. Lors de la récolte, il y a un risque important que les peuplements ayant des sols paludifiés ne puissent pas se régénérer naturellement. Dans le cadre d'un aménagement durable, il faut éviter de passer d'une pessière paludifiée à une tourbière boisée suite aux opérations forestières. Ne pas tenir compte de cet enjeu aurait pour conséquence de surévaluer le potentiel de régénération de la forêt après intervention entraînant à l'échelle du paysage forestier une ouverture progressive du couvert et une diminution des superficies productives. Il est donc essentiel de projeter dans le temps l'interaction entre les peuplements paludifiés et les activités d'aménagement pour mieux adapter la stratégie régionale de production de bois afin de maintenir la productivité de la forêt aménagée.

2.1 Introduction

La partie Ouest du territoire pilote affiche une sensibilité à l'atteinte des objectifs de l'aménagement durable causé par le milieu physique. Cette partie est recouverte par le till de Cochrane, la partie nord-ouest de la ceinture d'argile qui parcourt l'Ontario et le Québec, entre le district de Cochrane et l'Abitibi-Témiscamingue. Le till de Cochrane est une plaine d'argile qui a été comprimée suite à des réavancées des glaciers lors d'une période plus froide de la déglaciation. L'imperméabilité du sol, la faible pente et les conditions climatiques font que le taux de décomposition est inférieur au taux d'accumulation de la matière organique. Ce phénomène, propre à la forêt boréale, correspond à la paludification (Heinselman 1963).

Deux processus de paludification ont été documentés en forêt boréale. Le premier nommé *paludification primaire* (Sjörs, 1983; Payette, 2001; Charman, 2002; Rydin et Jeglum, 2006; Korhola et al., 2010) fait référence à une accumulation de matière organique avant que la végétation arborée ne s'implante. La paludification primaire n'oppose pas de réelle contrainte à l'aménagement forestier, car les superficies concernées ne sont tout simplement pas considérées comme aménageable. Le second processus qui lui amène une contrainte à l'aménagement forestier est la *paludification secondaire* ou *successionnelle*, elle correspond à l'accumulation de matière organique sous un couvert forestier (Heinselman, 1963; Payette, 2001; Charman, 2002). La paludification affecte également la productivité forestière. En effet, les dépôts organiques, dont l'épaisseur moyenne est supérieure à 40 cm, limitent considérablement la croissance des forêts (Simard et al. 2009). Toutefois, la paludification réagit aux feux, car leur passage permet de consommer la couche organique, en partie du moins, et ainsi de réduire son épaisseur (Lecomte et al. 2006).

Au niveau de l'aménagement forestier, le reboisement après récolte des peuplements paludifiés ne peut donc pas reposer sur la régénération naturelle. Il est nécessaire d'effectuer des travaux sylvicoles adaptés pour réactiver la décomposition de la matière organique accumulée et permettre l'enracinement des arbres plantés dans le sol minéral. Or, les peuplements paludifiés sont principalement récoltés en hiver dû à la faible capacité portante des sols ne perturbant pas significativement la couche de matière organique pour garantir un retour de la productivité forestière (Lafleur et al. 2010). Ainsi, ne pas tenir compte de la paludification au niveau stratégique pourrait amener une perte de superficie productive donc une dégradation du paysage forestier aménageable au cours du temps. Il devient alors nécessaire d'estimer la quantité d'intervention dans les peuplements paludifiés permettant l'approvisionnement en bois et les

efforts de reboisement nécessaire pour assurer la durabilité des forêts de la partie Ouest du territoire pilote.

2.2 Portrait de la récolte dans l'unité d'aménagement 085-51

Dans un premier temps, un portrait de récolte de l'unité d'aménagement (UA) 085-51 a été réalisé pour décrire l'enjeu de paludification dans le cas de l'aménagement forestier.

Les objectifs du portrait sont :

- 1) Évaluer la proportion du volume et des superficies récoltables dans les superficies susceptibles à la paludification;
- 2) Évaluer le degré d'accessibilité du volume et des superficies récoltables dans les superficies susceptibles à la paludification.

2.2.1 Méthodologie

Un peuplement susceptible à la paludification est un peuplement forestier qui présente, ou qui risque de présenter, une épaisseur de matière organique importante qui, consécutivement à une activité de récolte, ne permettra pas au couvert forestier de s'établir à nouveau.

L'élaboration du portrait de la récolte dans les zones susceptibles à la paludification dans l'UA 085-51 s'est basée sur deux critères : l'accessibilité et les peuplements susceptibles à la paludification.

L'accessibilité a été évaluée à l'aide de zone tampon (1, 2, 5, 10 et plus de 10 km) par rapport à la cartographie du réseau routier stratégique identifié par la région Nord-du-Québec (Figure 22). Le réseau routier stratégique est constitué des axes principaux d'accès dont l'entretien est régulier et ne constitue pas un coût additionnel.

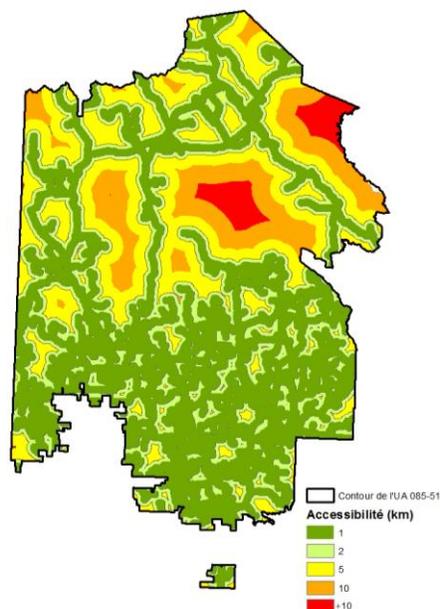


Figure 22 Accessibilité du territoire suivant la distance du réseau routier stratégique (1 km, 2 km, 5 km, 10 km et plus de 10 km).

L'identification des peuplements susceptibles à la paludification a été effectuée avec l'indice de susceptibilité à la paludification des types écologiques développé par la région Nord-du-Québec (tableau 15). Ainsi, un peuplement est classé susceptible à la paludification s'il est localisé dans l'unité de paysage régional du lac Grasset (till de Cochrane) et possède les types écologiques RE26, RE37-38-39 ou RS37-38-39 (Figure 23).

Tableau 15 Indice de paludification utilisé par la région Nord-du-Québec dans l'analyse de susceptibilité à la paludification.

Type écologique, 4 ^e décennal	Cote
DH	0
RE39, RS39	1
RE37, RS37, RE38, RS38	3
RE26	4
Reste des types écologiques	5

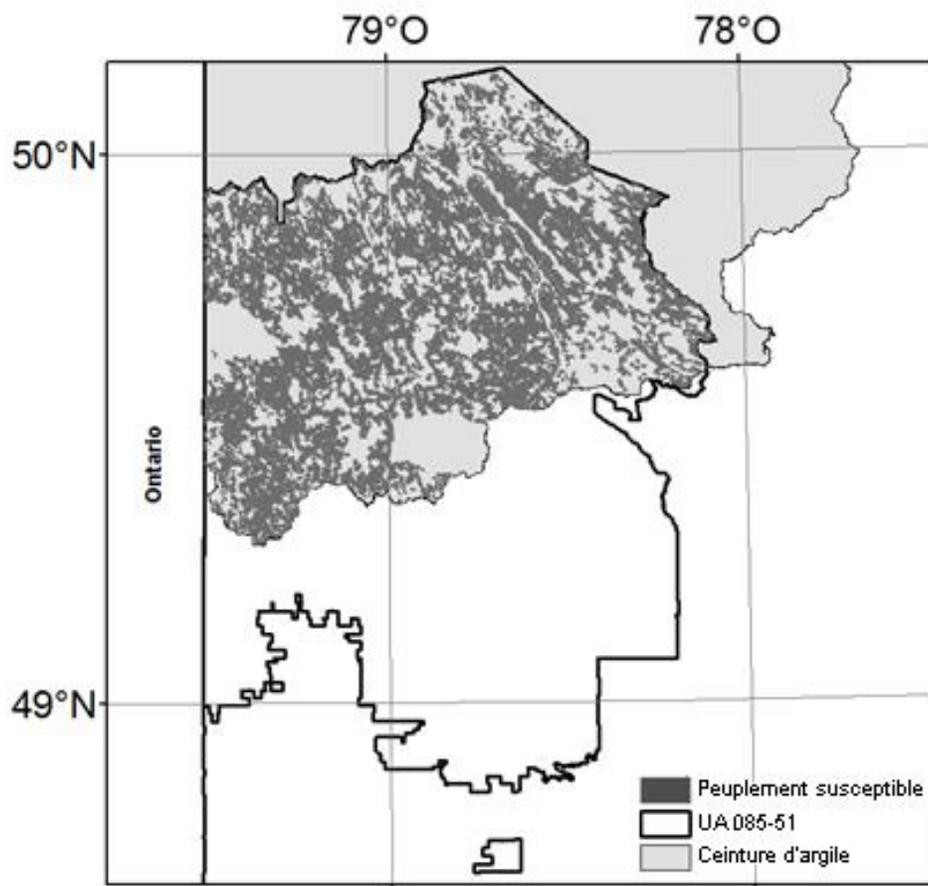


Figure 13 Localisation du till de Cochrane et des peuplements susceptibles à la paludification sur l'unité d'aménagement 085-51.

Le portrait de récolte est construit à l'aide du logiciel d'optimisation Woodstock à partir d'un modèle simplifié du calcul des possibilités forestières officiel de l'UA 085-51 pour la période 2013-2018 où ont été intégrées les données cartographiques d'accessibilité et de susceptibilité à la paludification des

peuplements. Woodstock permet de dresser le portrait du volume et des différentes superficies récoltables sur 150 ans (2013-2163).

2.2.2 Résultats

Les résultats sont présentés sous forme de tableau comportant les pourcentages de chaque catégorie d'accessibilité et pour les moyennes des volumes récoltés (Tableau 16) ou des superficies récoltés (Tableau 17) sur 50 ans pour les périodes 2013-2063, 2063-2113 et 2113-2163.

Tableau 16 Volume récoltable en % (environ 3 010 000 m³/5 ans pour l'unité d'aménagement 085-51) dans les peuplements susceptibles ou non à la paludification par rapport à l'accessibilité par période de 50 ans sur l'horizon de planification.

	2013-2063		2063-2113		2113-2163	
	Paludification		Paludification		Paludification	
Accès (km)	Susceptible	Non Susceptible	Susceptible	Non Susceptible	Susceptible	Non Susceptible
1	2	43	2	57	3	49
2	3	27	1	27	3	26
5	6	12	1	10	4	10
10	5	1	1	1	3	1
plus de 10	2	0	0	0	1	0
Total	18	82	5	95	14	86

Tableau 17 Superficie récoltable en % (environ 27 000 ha/5ans pour l'UA 085-51) dans les peuplements susceptibles ou non à la paludification par rapport à l'accessibilité par période de 50 ans sur l'horizon de planification.

	2013-2063		2063-2113		2113-2163	
	Paludification		Paludification		Paludification	
Accès (km)	Susceptible	Non Susceptible	Susceptible	Non Susceptible	Susceptible	Non Susceptible
1	2	38	2	56	3	47
2	4	23	2	26	4	25
5	9	11	2	11	5	10
10	8	2	1	0	3	2
plus de 10	3	0	0	0	1	0
Total	26	74	7	93	16	84

Le volume et la superficie récoltables nous indiquent que les interventions de récolte dans les peuplements susceptibles à la paludification ne sont pas uniformément réparties sur l'horizon de planification. En effet, les superficies récoltables de la période actuelle (2013-2063) comprennent 26 % de superficies susceptibles à la paludification alors que pour la période suivante (2063-2113) la superficie susceptible récoltable représente plus que 7 % du total de la superficie récoltable.

Le ratio volume et superficie récoltables dans les peuplements susceptibles est inférieur (0,69 soit 18 % du volume pour 26 % des superficies récoltables) à celui des peuplements récoltables non susceptibles (1,11). Ces ratios indiquent que les superficies susceptibles à la paludification possèdent un volume récoltable à l'hectare inférieur au reste des peuplements de l'UA 085-51.

Afin de visualiser plus aisément les résultats de l'accessibilité de la période 2013-2063 qui est la période critique en termes d'intervention dans les peuplements susceptibles à la paludification, les résultats sont exprimés à l'aide des diagrammes des figures 24 et 25.

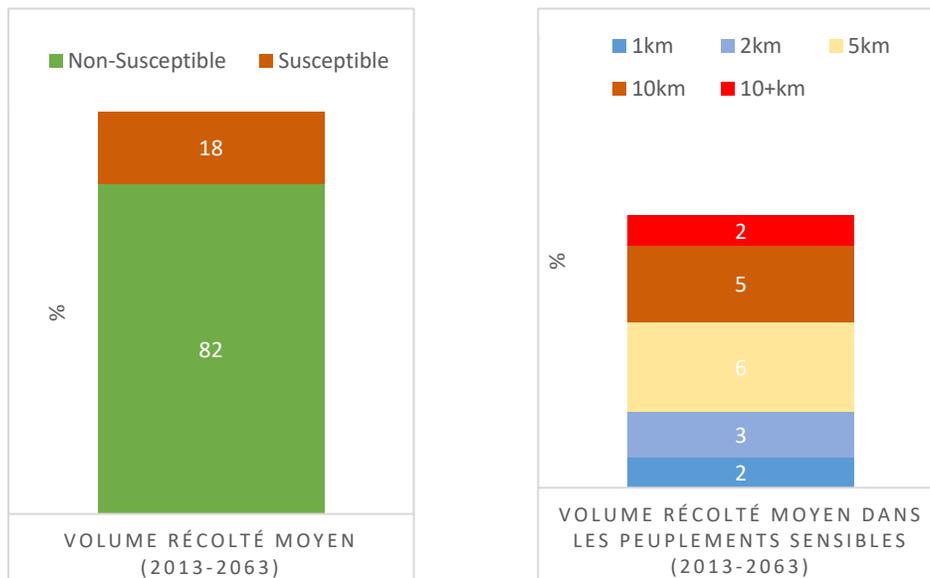


Figure 24 Diagramme de la proportion des peuplements susceptibles et non-susceptibles à la paludification dans le volume récolté moyen (gauche) et proportion selon l'accessibilité dans les 18 % du volume récolté moyen issu des peuplements susceptibles pour la période 2013-2063.

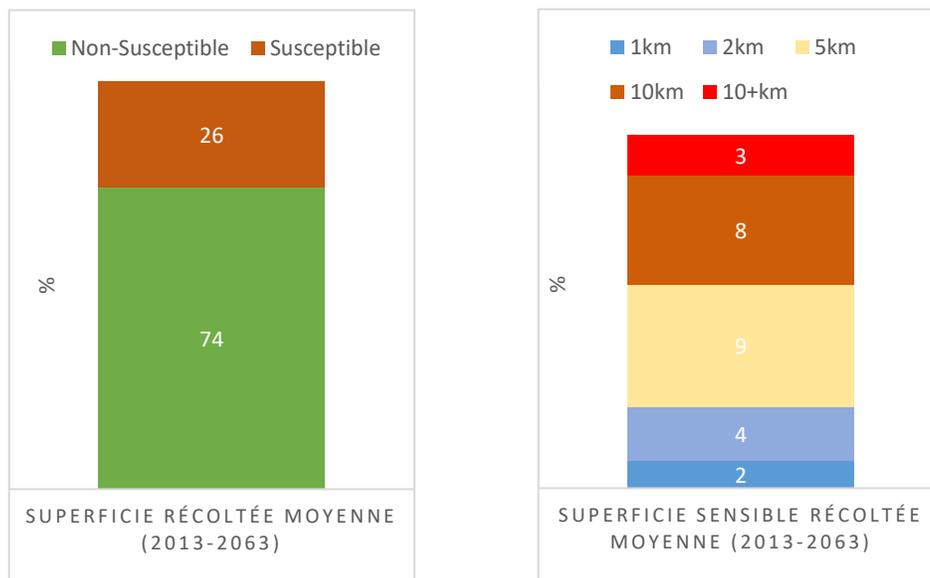


Figure 25 Diagramme de la proportion des peuplements susceptibles et non-susceptibles à la paludification dans la superficie récoltée moyenne (gauche) et proportion selon l'accessibilité dans les 26 % des superficies susceptibles récoltées moyennes pour la période 2013-2063.

Concernant l'accessibilité, la majorité (20/26 = 77 %) des superficies récoltables dans les peuplements susceptibles à la paludification pour la période 2013-2063 se situe au-delà de 2 km d'une route permanente. Ainsi, une part importante des peuplements susceptibles à la paludification nécessitera la création de route pour y accéder.

2.2.3 Conclusion sur le portrait de récolte de l'unité d'aménagement 085-51

Les superficies susceptibles à la paludification occupent le quart des superficies récoltables pour les prochaines années (2013-2063). Ces superficies semblent avoir un volume récoltable inférieur au peuplement moyen de l'UA. De plus, la majorité de ces peuplements ne sont pas accessibles sans la création d'importants tronçons de chemin forestier.

Le portrait de récolte ne permet pas d'estimer l'impact de la récolte des peuplements susceptibles sur le paysage forestier et l'application d'un aménagement durable des forêts. L'analyse des stratégies d'aménagement de l'UA 085-51 dans un modèle de dynamique des paysages incluant la paludification vient raffiner les résultats du portrait de récolte.

2.3 Modélisation des stratégies actuelles et d'une stratégie d'exclusion de paysages sans solutions dans l'unité d'aménagement 085-51 dans un contexte de gestion de la paludification

Les objectifs des analyses présentées dans cette sous-section sont :

- 1) Déterminer l'évolution de la productivité de l'UA 085-51 soumise aux stratégies d'aménagement actuelles;
- 2) Déterminer si l'exclusion de « paysages paludifiés sans solution » de la superficie aménagée aurait un effet bénéfique sur le maintien de la productivité de l'UA 085-51;
- 3) Estimer l'effort de reboisement supplémentaire nécessaire pour remettre en production les secteurs paludifiés.

2.3.1 Méthodologie

2.3.1.1 Description du territoire et des scénarios

Contrairement aux feux, la paludification est un phénomène géographiquement prévisible à l'échelle du peuplement forestier. La localisation des peuplements susceptibles à la paludification étant déduite par l'inventaire (voir la figure 23), la mise en place de modalités spécifiques sur les paysages les plus à risque apparaît comme une stratégie d'aménagement envisageable (Tableau 18). La région Nord-du-Québec a développé une « Stratégie d'aménagement pour la problématique de paludification » qui propose l'exclusion de paysages paludifiés « sans solutions » qui regroupent des peuplements susceptibles à la paludification, de faibles rentabilités pour l'aménagement forestier et peu accessibles.

Tableau 18 Stratégies et modalités spécifiques sur l'unité d'aménagement 085-51.

Stratégies	Modalités spécifiques	Justifications
Actuelle	aucune	Stratégie actuelle servant de référence
PAL	Exclusion de superficies à l'aménagement	Analyse des paysages paludifiés sans solution dans la « Stratégie d'aménagement pour la problématique de paludification »

Les peuplements qui font l'objet de modalités spécifiques sont identifiés dans la carte qui sert d'intrant aux calculs des possibilités forestières (Figure 26) et serviront d'intrant à la modélisation des différentes stratégies.

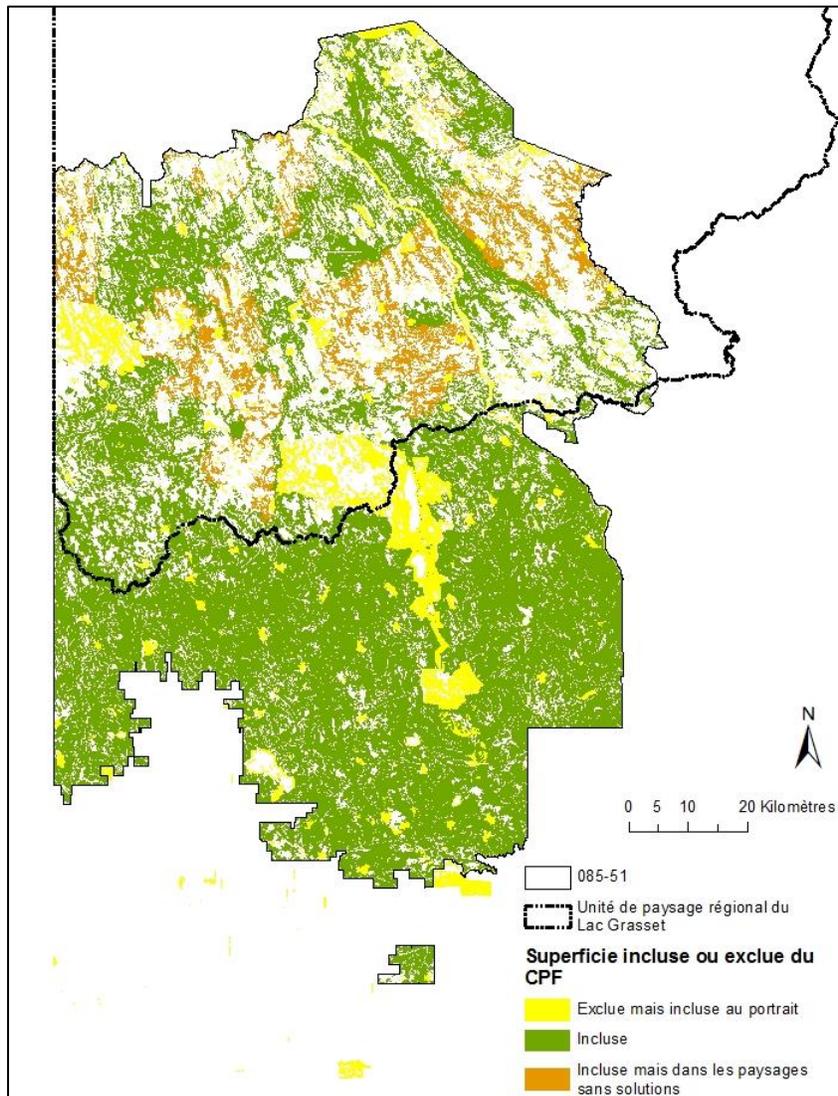


Figure 26 Carte de l'unité d'aménagement 085-51 présentant les superficies sous les nouvelles modalités spécifiques à la paludification.

2.3.1.2 Paysages paludifiés sans solutions

Les paysages paludifiés sans solutions sont localisés dans l'unité de paysage régional du Lac Grasset (UPLG) (Figure 27).

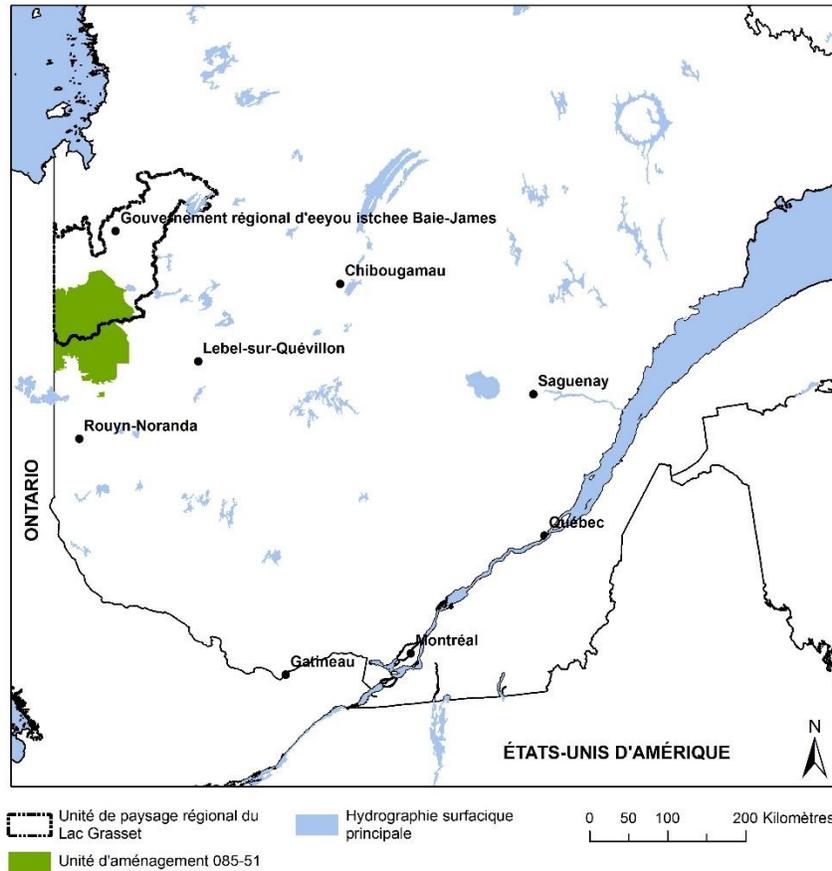


Figure 27 Localisation de l'unité de paysage du Lac Grasset.

Un portrait succinct des superficies affectées par la classification en « paysages paludifiés sans solutions » est présenté dans le tableau 19.

Tableau 19 Proportion des paysages paludifiés sans solutions dans l'unité de paysage régional du Lac Grasset et dans l'unité d'aménagement 085-51.

Type de superficie	Superficie incluse à l'aménagement UPLG (ha)	% sur la superficie incluse à l'aménagement UPLG	% de la superficie incluse à l'aménagement de l'UA (597 846 ha)
Inclus à l'aménagement	178 888	73	30
Paysages paludifiés sans solution	65 924	27	10
Total	244 812	100	40

L’UPLG recouvre 40 % des superficies aménagées de l’UA 085-51. Les paysages paludifiés identifiés comme sans solutions représentent 27 % de la superficie aménagées de l’UPLG et 10 % de l’UA 085-51, soit 65 924 ha. Toutefois, même si exclusive à l’UPLG, la paludification n’est pas présente dans la totalité des peuplements de l’UPLG (Tableau 20).

Tableau 20 Proportion des superficies susceptibles à la paludification par rapport à l’unité de paysage régional du Lac Grasset et l’unité d’aménagement 085-51.

	Superficie incluse susceptibles à la paludification (ha)	% de la superficie aménagée de l’UPLG (244 812 ha)	% de la superficie aménagée de l’UA (597 846 ha)
Total	171 206	70	29
Paysages paludifiés sans solution	58 669	24	9
Restant (Total – paysage)	112 537	46	20

Comme le montre le tableau 20, la classification des peuplements susceptibles à la paludification indique que 70 % des superficies incluses à l’aménagement de l’UPLG sont susceptibles d’être paludifiées ce qui correspond à 29 % de la superficie aménagée de l’UA 085-51. L’exclusion des paysages paludifiés correspond à 9 % des peuplements inclus susceptibles à l’échelle de l’UA 085-51. Il reste alors 112 537 ha de peuplement inclus à risque de paludification non classés dans les paysages sans solutions soit 20 % de la superficie aménagée actuelle de l’UA 085-51. La stratégie d’exclusion des paysages sans solutions ne réduit pas à zéro les interventions dans les peuplements à risques. Elle permet d’exclure au préalable les superficies les plus critiques (faible accessibilité, forte proportion de peuplements à risque de paludification).

2.3.1.3 Scénarios simulés

Les stratégies permettent d’obtenir deux scénarios : le scénario REF et le scénario PAL.

Scénario REF : Scénario de référence

Stratégie : Stratégie actuelle de référence, aucune modalités supplémentaires pour les superficies paludifiées ou à risque de paludification

Objectifs :

Établir un scénario de référence pour :

- La quantité et la distribution dans le temps des accidents de régénération par le feu et la récolte des peuplements susceptible à la paludification;
- L’évolution de la proportion de peuplements fermés, ouverts et paludifiés ouverts;
- L’évolution de la productivité du territoire.

Scénario PAL : Exclusion des paysages paludifiés sans solutions

Stratégie : Exclusion des PAL

Objectifs :

- Quantifier l'impact de l'exclusion des paysages paludifiés sans solution par comparaison avec le scénario REF sur :
 - Quantité et distribution dans le temps des accidents de régénération par le feu et la récolte des peuplements susceptibles à la paludification;
 - Évolution de la proportion de peuplements fermés, ouverts et paludifiés ouverts;
 - Évolution de la productivité du territoire;
 - Les scénarios REF et PAL ont été modélisés dans un calcul des possibilités forestières simplifié puis dans le modèle de dynamique des paysages avec une absence de reboisement en cas d'accidents de régénération causés par la paludification et le feu.

2.3.1.4 Sous-scénarios de reboisement

L'effort en reboisement a pour objectif le maintien de la forêt fermée, il est estimé par l'ajout de trois stratégies avec trois sous-scénarios aux scénarios REF et PAL. La stratégie « Référence » correspond à l'absence totale d'intervention. La stratégie « Totale » intervient sur l'ensemble de la superficie productive brûlée même s'il n'y a pas d'accidents de régénération et sur l'ensemble des peuplements récoltés paludifiés. La stratégie « Chemin » reboise uniquement les accidents de régénération (feu ou récolte en peuplement paludifié) lorsqu'ils sont situés dans un tampon de 2 km des principaux axes routiers du territoire. Si un peuplement présente un accident de régénération et n'est pas dans le tampon de 2 km, il ne sera pas reboisé. Nous avons évalué six scénarios (tableau 21). Ils ont pour objectif de comparer les différentes stratégies de reboisement associées aux stratégies REF et PAL.

Tableau 21 Description des scénarios simulés.

Scénario	Stratégie de maintien de la forêt fermée	Modalités spécifiques
REF	Référence	Aucune
REF-TOT	Totale : Reboisement total	Aucune
REF-ACC	Chemin : Reboisement à 2 km du réseau routier stratégique	Aucune
PAL	Référence	Exclusion des paysages paludifiés sans solution
PAL-TOT	Totale : Reboisement total	Exclusion des paysages paludifiés sans solution
PAL-ACC	Chemin : Reboisement à 2 km du réseau routier stratégique	Exclusion des paysages paludifiés sans solution

2.3.2 Intrants du modèle de dynamique des paysages

2.3.2.1 Stratification et suivi de la productivité forestière

Le paysage forestier de l'UA 085-51 a été stratifié en sept types de végétation chacun ayant une productivité différente (Tableau 22).

Tableau 22 Les sept types de végétation utilisés dans la stratification.

Type de végétation	Appellation	Éléments discriminants
Résineux Tolérants fermées	Rtf	Type forestier : Epn, Sab
Résineux Tolérants ouverts	Rto	Type forestier : Epn, Sab Volume maximal < 60 m ³ /ha
Résineux Tolérants paludifiés ouverts	Rtp	Type écologique : RS26, RE36-38, RS36-38 Volume maximal < 60 m ³ /ha
Résineux Intolérants fermés	Rif	Type forestier : Pig
Résineux Intolérants ouverts	Rio	Type forestier : Pig Volume maximal < 60 m ³ /ha
Feuillus Intolérants fermées	Fif	Type forestier : Bop, Peu
Feuillus Intolérants ouverts	Fio	Type forestier : Bop, Peu Volume maximal < 60 m ³ /ha

Cette stratification permet le suivi de la productivité en prenant en compte l'ouverture (perte) ou la fermeture (gain) des peuplements forestiers causées par les processus dynamiques (feux, récolte, paludification).

2.3.2.2 Calcul des possibilités forestières

Afin d'obtenir un calendrier de récolte qui intègre les stratégies d'aménagement de nos scénarios, nous avons réalisé un calcul de possibilité. Le calendrier de récolte sert d'intrant dans nos simulations au modèle de dynamique des paysages pour simuler la coupe. Le calcul de possibilité est le résultat d'un problème d'optimisation résolu par optimisation linéaire. L'horizon de planification est de 150 ans divisé par 30 périodes de 5 ans. Le problème a été élaboré dans le logiciel Woodstock (Remsoft Inc., Fredericton, NB) sous la forme d'un Modèle de type II (Gunn 2007) et résolu avec Mosek (Mosek ApS, Copenhagen, DK). La solution du problème est transformée en calendrier de récolte (volume à récolter par période, par COS et par type de végétation) pour être intégrée dans un modèle de dynamique du paysage.

2.3.3 Modèle de dynamique des paysages

Afin de pouvoir inclure l'effet aléatoire dû aux feux de forêts, nous avons développé un modèle de dynamique du paysage en langage R avec le logiciel R version 3.5.1 (Team 2000) qui s'inspire du « Vermillion Landscape Model » ou VLM (Fall 2004) implanté à l'origine dans l'outil de modélisation SELES (Spatially Explicit Landscape Event Simulator – Fall et Fall 2001). Le modèle VLM a été décrit en détail à plusieurs reprises par Fall et al. (2004), Didion et al. (2007), James et al. (2011), Tittler et al. (2012) et Rapanoela et al. (2016).

2.3.3.1 Processus de dynamique du paysage

2.3.3.1.1 Feu

Les feux sont simulés à partir de données empiriques de feux et de taux de brûlage annuels observées entre 1972 et 2015. À chaque période, n taux de brûlage annuel (n étant le nombre d'année par période)

sont aléatoirement tirés qui rapportés à la superficie du territoire indiquent une superficie cible à brûler pour la période. Par la suite, les tailles de feu sont sélectionnées aléatoirement et initialisées. L'ignition pour chacun des feux s'effectue par tirage aléatoire d'une cellule inflammable. Le feu se propage avec une probabilité de 0,32 sur les cellules inflammables suivant le modèle de propagation de Cyr et al (2016). Les feux peuvent ne pas se propager du fait de l'inflammabilité de chacune des cellules voisines et de la probabilité de propagation. Une cellule ayant brûlé ne peut plus brûler une deuxième fois au cours de la même période. L'inflammabilité des cellules est déterminée par l'hydrographie du territoire de la carte écoforestière du 4^{ème} décennal d'inventaire, les lacs et rivières étant non inflammable. Les feux continuent de se propager tant que la superficie cible n'est pas atteinte. Les cellules brûlées se font attribuer un TDF (temps depuis le dernier feu) et un âge de 0.

2.3.3.1.2 Paludification

La paludification représente un défi pour l'aménagement durable des forêts autant du point de vue opérationnel que de celui de la productivité des peuplements. Les contraintes opérationnelles s'observent pendant et après récolte par la traficabilité difficile sur le terrain, voire l'impossibilité de réaliser la récolte et le scarifiage, et conséquemment le reboisement lorsque l'épaisseur de la couche organique atteint un seuil maximum. Après la récolte, s'il est impossible de réaliser efficacement la préparation de terrain, la productivité du peuplement de seconde venue est plus faible et peut se traduire par le passage d'un type de peuplement productif à un type de peuplement paludifié ou même ouvert (Rtp) ayant une productivité négligeable. Dans ce travail, le seuil maximum d'épaisseur à partir duquel les accidents se produisent (TDMax) a été fixé à 40 cm. En effet, les dépôts organiques, dont l'épaisseur moyenne est supérieure à 40 cm, limitent considérablement la croissance des forêts (Simard et al. 2009). Les zones susceptibles à la paludification (voir la figure 23) correspondent à des peuplements situés sur le till de Cochrane et dont le type écologique est à risque de paludification.

Le processus de paludification simule l'accumulation de la couche organique (MO) au cours du temps pour chacune des cellules susceptibles. La paludification utilise les équations de Simard et al. (2009) pour déterminer l'épaisseur totale de MO (TD) par cellule :

$$\log(TD) = 0.3728 \log(TDF) - 0.02089S + 0.8510 \pm \mu$$

$$TD = 10^{(0.3728 \log(TDF) - 0.02089S + 0.8510 \pm \mu)}$$

Où TD (cm) est l'épaisseur de MO accumulée en fonction de l'âge TDF, S (%) est la pente du peuplement, A (années) est l'âge depuis le dernier feu et μ (0,15) l'effet aléatoire du peuplement sur la vitesse d'accumulation de MO.

Ce processus interagit avec les processus de feu et de récolte. Le TDF est calculé à chaque période dépendamment des feux ayant eu lieu lors des périodes précédentes et indépendamment de la récolte. Le feu vient réinitialiser l'âge et le TDF par son passage. L'épaisseur de MO intervient dans les accidents de régénération après coupe par la paludification quand le seuil « *TDMax* » d'épaisseur de MO est dépassé (fixé à 40 cm).

2.3.3.1.3 Accidents de régénération causés par le feu :

En plus des accidents de régénération causés par le processus de paludification, les accidents de régénération causés par le feu dépendent de l'âge de maturité sexuelle des essences (Burns et Honkala

1990, Rudolph 1985). Ainsi, l'âge et le type de végétation avant feu des peuplements brûlés permettent de déterminer l'apparition d'un accident de régénération suivant les règles ci-dessous :

- Si le peuplement est dominé par les résineux tolérants et à moins de 50 ans;
- Si le peuplement est dominé par les résineux intolérants et à moins de 30 ans;
- Si le peuplement est dominé par les feuillus tolérants et à moins de 30 ans.

Si ces règles ne sont pas respectées (c'est-à-dire si le peuplement est assez âgé pour son type de végétation), le peuplement de retour après feu aura un type de végétation fermé.

2.3.3.2 Information complémentaire sur le modèle

2.3.3.2.1 Stochasticité

Tous les paramètres affectant le feu sont probabilistes. Le taux de brûlage périodique et la taille des feux sont sélectionnés aléatoirement parmi les taux historiques de la région, et la distribution empirique de tailles de feux. Une cellule où le feu s'allume est choisi aléatoirement. À cela s'ajoute l'inflammabilité des cellules et la probabilité de propagation du feu aux cellules voisines pour produire des formes irrégulières typiques des feux de forêts (Cyr *et al.* 2016). La paludification se comporte également de manière stochastique. Au début de chaque simulation un paramètre aléatoire est attribué à chaque cellule susceptible à la paludification (voir la figure 23). Ce paramètre représente l'effet aléatoire du peuplement sur la vitesse d'accumulation de la MO depuis le temps du dernier feu (TDF). La stochasticité des feux affecte également la paludification car l'accumulation de MO dépend du TDF. La récolte n'est pas stochastique car elle est déterminée à priori par le calendrier de récolte. Cependant, l'effet des feux et de la paludification peut entraîner une variation de la localisation et du nombre de cellules récoltées pour un même volume, voire même un volume récolté inférieur à celui prévu initialement par le calendrier de récolte.

2.3.3.2.2 Répétabilité

La stochasticité des feux et de la paludification entraînent une variabilité des réplifications pour un même scénario de simulation. Cette variabilité peut être problématique lors de la comparaison de scénarios de simulation (la variation est-elle causée par la stratégie simulée ou par les différents feux et l'abondance de peuplements paludifiés ?). Afin de corriger cette situation, le modèle génère les feux avant de débiter les simulations, pour chaque période et pour un nombre donné de réplifications (*nRep*), et sauvegarde les feux de chaque période sous la forme d'un raster jusqu'à atteindre le nombre de périodes par simulation. L'effet aléatoire de la vitesse de paludification est contrôlé de la même façon en tirant un nombre aléatoire μ (0,15) sur une distribution normale pour chaque cellule de la carte et en le sauvant sous forme de raster. Le modèle génère un raster unique pour le nombre de réplifications (*nRep*) choisi par l'utilisateur. Les réplifications de feux et de paludification sont par la suite réutilisées à chaque simulation de scénario garantissant un effet stochastique semblable, ce qui facilite les comparaisons entre les scénarios. Ce système de réplifications est similaire à l'utilisation des « *seed* » pour contrôler l'aléatoire en programmation (Wichmann *et Hill* 1982).

2.3.3.2.3 Spatialisation

Le feu est le seul agent spatialement explicite puisqu'il se propage de cellules voisines en cellules voisines à l'aide d'un automate cellulaire (Cyr *et al.* 2016). La coupe est quant à elle, un agent initialement spatialement explicite à l'échelle des COS et devient aspatiale à l'intérieur des COS.

2.3.3.3 Comparaison des scénarios

Des analyses ont été effectuées sur les 3 000 valeurs par variables obtenues par 100 simulations de 30 périodes pour chacun des six scénarios testés avec le logiciel « R version 3.5.1 ». Notre décision d'utiliser 100 simulations par scénarios est uniquement basée sur la contrainte du temps nécessaire pour réaliser une simulation. La vérification des feux simulés est effectuée par le calcul des taux de brûlage simulés. Un taux de brûlage annuel est calculé pour chacun des 100 réplifications puis une moyenne est effectuée sur les 100 taux de brûlage annuel pour obtenir le taux de brûlage annuel moyen simulés dans les scénarios. Ensuite, nous avons comparé l'impact des scénarios sur le paysage forestier aménagé avec l'analyse de la quantité d'accident de régénération, du type de couvert et du flux de bois. Pour chaque figure, les résultats sont exprimés en quantiles sur l'horizon de planification. Les quantiles servent à mesurer la variabilité des paramètres suivis dans les différents scénarios. Nous avons défini 3 zones pour les quantiles : a) 0 à 0,33 pour la zone des valeurs les plus basses, b) 0,33 à 0,66 pour la zone médiane, et c) 0,66 à 1 pour la zone des valeurs les plus élevées. À cela nous avons ajouté la médiane pour illustrer le résultat des variables dans 50 % des cas.

2.4 Résultats

2.4.1 Évolution du paysage forestier aménagé avec les scénarios REF et PAL

2.4.1.1 Quantité d'accident liée à la paludification et aux feux

La figure 28 fait le suivi des superficies en accidents de régénération sur l'horizon de planification.

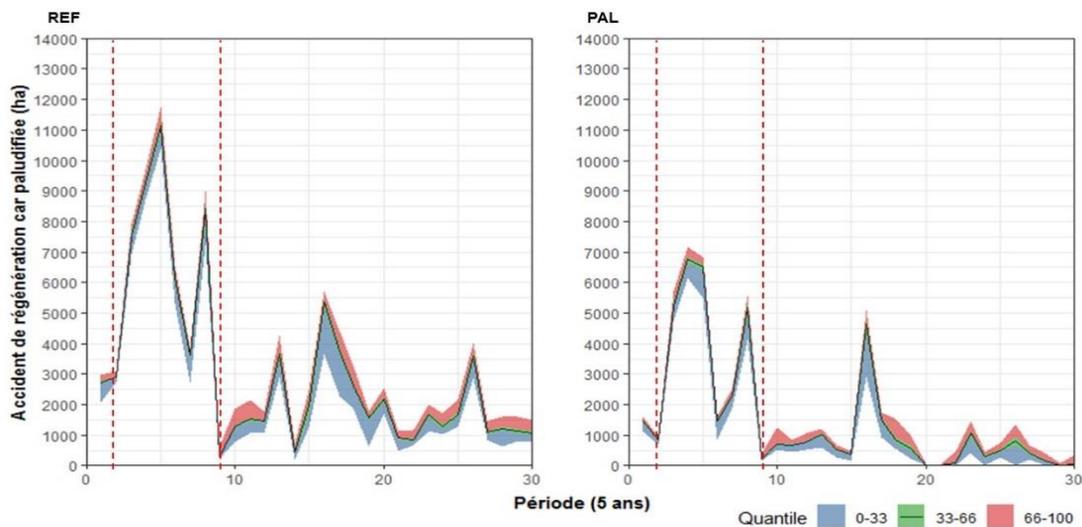


Figure 28 Superficie en accident de régénération pour cause de paludification par période de 5 ans sur l'horizon de planification pour les scénarios REF et PAL.

Graphiquement, il apparaît qu'au cours de l'horizon de planification les accidents régénération causés par la paludification sont très stables entre les simulations (faible variation par rapport à la médiane au sein de la même période) et ils ont une très forte fluctuation entre les périodes. Il apparaît une grande période où les accidents de régénération pour cause de paludification sont importants entre les périodes 2 et 8. Le

scénario PAL présente une quantité plus faible d'accident de régénération pour cause de paludification que le scénario REF.

Le tableau 23 présente les résultats des moyennes des médianes annuelles pour les superficies récoltées et les superficies en accidents de régénération causées par la paludification après récolte durant les 50 premières années.

Tableau 23 Valeurs moyennes des médianes annuelles des superficies récoltées et des accidents par paludification après récolte durant les 50 premières années par localisation et par scénario.

Localisation	Scénario					
	REF			PAL		
	UA	UPLG	Partie Sud	UA	UPLG	Partie Sud
Superficie récoltée (ha/an)	5 287	1 968	3 319	4 565	1 320	3 245
Accident de régénération après récolte causés par la paludification (ha/an)	1 068	1 068	0	615	615	0
Taux ha accident/ha récolté (%)	20	54	0	13	47	0

La moyenne des superficies annuelles récoltées médianes diminue de 14 % entre les scénarios REF et PAL. La diminution de superficie récoltée est causée par l'exclusion des paysages paludifiés sans solutions et affecte uniquement l'UPLG. En effet, les superficies récoltées dans la partie sud de l'UA sont semblables pour les deux scénarios (3 319 ha scénario REF et 3 245 ha scénario PAL). Le scénario PAL a alors un effet de réduction de la quantité d'accident de régénération causé par :

- La diminution de la récolte dans l'UPLG par rapport au scénario REF;
- L'exclusion de peuplements soumis à une forte paludification abaissant le taux d'accident par hectare récolté de 7 % par rapport au scénario REF.

La combinaison de ces deux facteurs entraîne ainsi une réduction moyenne des accidents de régénération après coupe de 453 ha annuellement pour une réduction de superficies récoltées de 719 ha annuellement sur les 50 premières années.

Concernant les feux, les résultats des 100 simulations de 30 périodes sont présentés dans le tableau 24. Les cycles de feu simulés sont de 688 et 2 474 ans pour des cycles de feu empiriques de 700 et 2 703 ans, respectivement.

Tableau 24 Cycles de feu simulés sur l'unité d'aménagement 085-51.

Zone de feu	Proportion de l'UA 085-51 (%)	Cycle de feu (années)		
		Référence*	Empirique (1972-2015)	Simulé
G8	55,8	712	700	688
G10	44,2	8 167	2 703	2 474

*le cycle de feu de référence par zone de feu provient de Gauthier et al. (2015).

Sur le territoire de l'UA 085-51, les feux simulés affectent en moyenne 1 046 ha par année soit un cycle de feu de 1 012 ans.

Du point de vue des accidents de régénération, la quantité d'accidents de régénération causés par les feux (Figure 29) présente un profil différent des accidents pour cause de paludification (voir la figure 28).

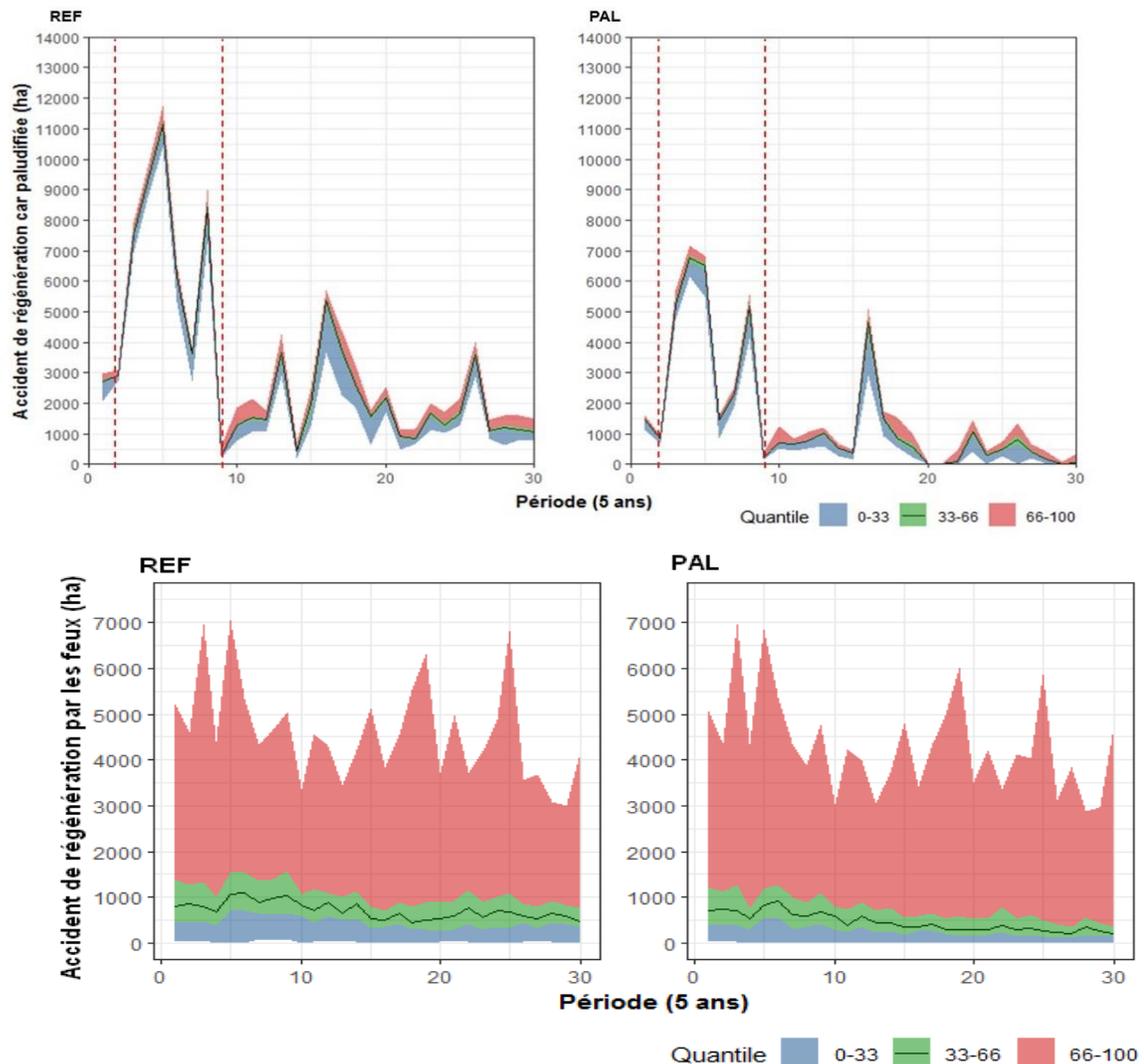


figure 28

Figure 29 Superficie en accident de régénération par les feux par période de 5 ans sur l'horizon de planification pour les scénarios REF et PAL.

En effet, les valeurs au sein d'une même période sont volatiles avec des valeurs extrêmes éloignées de la médiane (par exemple pour la période 5 du scénario REF, la médiane est de 1 055 ha alors que les extrêmes sont 30 ha et 7 070 ha pour le minimum et le maximum). Alors que, la médiane entre les périodes est relativement stable avec des valeurs moyennes sur 150 ans de 142 ha/an et 90 ha pour les scénarios REF et PAL respectivement (voir la figure 29). Comparativement aux accidents causés par les interventions dans les peuplements susceptibles à la paludification, les accidents de régénération causés par le feu apparaissent marginaux.

2.4.1.2 Évolution des types de végétations

Les strates forestières (voir le tableau 22) sont regroupées en trois catégories : 1) fermée (Rtf, Rif et Fif), 2) ouverte (Rto, Rio et Fio) et 3) paludifiée ouverte (Rtp). L'évolution de la proportion de ces trois

catégories sur la superficie aménagée au cours de l’horizon de planification est présentée à la figure 30 pour les scénarios REF et PAL.

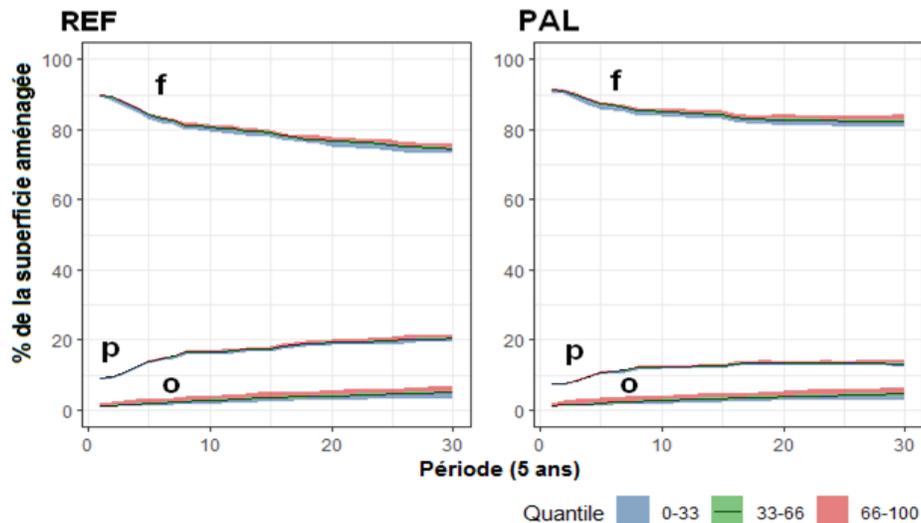


Figure 30 Proportion des différents types de peuplements par rapport à la superficie aménagée de l’unité d’aménagement 085-51; « f » pour « fermée », « p » pour « paludifiée ouverte » et « o » pour « ouverte ».

Rappel : les scénarios n’incluent aucun reboisement en cas d’accident de régénération.

La figure 30 soulève trois points :

- L’augmentation des superficies paludifiées ouvertes a majoritairement lieu entre les périodes 1 à 8 (2013 à 2053) pour les deux scénarios;
- Il y a une réduction de l’augmentation des superficies paludifiées ouvertes dans le scénario PAL par rapport au scénario REF;
- Pour ce territoire, le feu apparaît comme marginal (environ 5 % de la superficie en accident de régénération).

La principale augmentation des superficies paludifiées ouvertes a lieu lors des 40 premières années (période 1 à 8) pour, en partant de 8 %, atteindre 20 % de la superficie aménagée totale pour le scénario REF et 13 % pour le scénario PAL en 150 ans. L’effet de l’exclusion se ressent principalement lors de ces 40 premières années où une forte proportion des coupes planifiées dans le scénario REF se situe dans les paysages paludifiées sans solution dorénavant exclus du scénario PAL.

L’évolution des différentes catégories de superficies est très stable dans le temps, il y a peu de variations entre les 100 simulations. Les superficies ouvertes pour le feu sont identiques entre les deux scénarios et représentent 5 % de la superficie totale incluse à l’aménagement à la fin de l’horizon de planification.

Concernant la paludification, la proportion de superficie paludifiée augmente fortement lors des 8 premières périodes de 9 à 16,5 % et 7 à 12 % pour les scénarios REF et PAL, respectivement. Le scénario REF atteint une proportion paludifiée ouverte de 20,4 % en fin d’horizon de planification alors que le scénario PAL se stabilise autour de 13 % à partir de la 13^{ème} période. La stabilisation du scénario PAL indique que plus aucune récolte n’a lieu dans des secteurs paludifiées. La proportion de superficie fermée décroît pour les deux scénarios. Dans le scénario REF, la proportion de superficie fermée diminue jusqu’à

75 % de la superficie aménagée totale. Dans le scénario PAL, la superficie fermée se stabilise autour de 82 %.

En termes de superficie, les résultats des scénarios REF et PAL sont présentés dans le tableau 25 aux 50 ans.

Tableau 25 Superficies aménagées des différentes catégories aux 50 ans pour les scénarios REF et PAL.

Scénario	Catégorie	Superficie (en ha) pour les années			
		0 (2013)	50 (2063)	100 (2113)	150 (2163)
REF	Fermée	554 060	494 800	470 375	456 895
	Ouverte	5 850	16 840	24 025	30 630
	Paludifiée ouverte	52 760	100 990	118 180	124 935
PAL	Fermée	501 370	464 645	452 435	449 175
	Ouverte	5 760	15 230	20 240	24 750
	Paludifiée ouverte	38 900	66 440	73 060	71 790

Note : La somme des superficies n'est pas exactement identique à la superficie aménagée officielle cela est causée par la transformation de la donnée cartographique en raster de résolution de 10 ha. Par exemple, pour le scénario REF, la superficie aménagée dans le tableau 25 est de 612 670 ha au lieu de 597 846 ha soit une variation d'environ 2 %.

2.4.1.3 Impact sur le flux de bois

Le flux de bois est estimé par le suivi du volume maximal potentiel absolu (VMPA). Le VMPA est la somme des volumes maximums que peuvent atteindre chacun des peuplements sur la superficie aménagée en absence de perturbations. Cette variable fait le suivi du potentiel de production du territoire permettant d'évaluer l'évolution de la productivité en termes de volume sur l'horizon de planification. Un accident de régénération entraîne par définition une baisse de VMPA. Le VMPA est calculé pour les deux scénarios et son évolution est présentée à la figure 31.

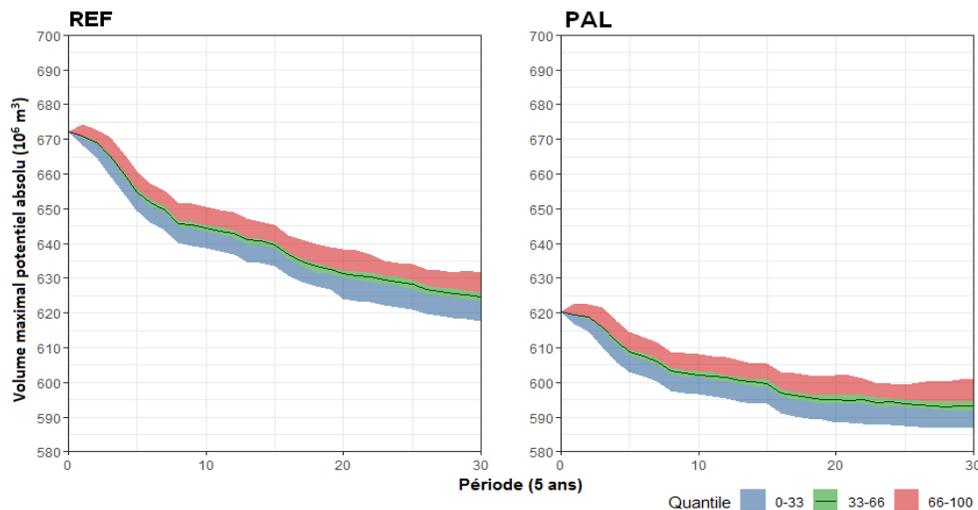


Figure 31 Évolution du volume maximal potentiel absolu dans l'unité d'aménagement 085-51 sur l'horizon de planification pour les scénarios REF et PAL.

Premier constat, le VMPA est inférieur pour le scénario PAL que le VMPA du scénario REF à cause de l'exclusion des paysages paludifiés sans solutions. Le second constat concerne l'évolution du VMPA. Pour les deux scénarios le VMPA diminue, il y a une perte de productivité forestière au cours du temps.

Cependant, la perte de productivité n'est pas égale au cours du temps pour les deux scénarios comme pour les accidents de régénération. Elle est nettement plus importante lors des 40 premières années que par la suite. Cette baisse durant cette période est également moins marquée dans le scénario PAL par rapport au scénario REF.

2.4.2 Stratégie de reboisement

2.4.2.1 Effort de reboisement

Le suivi des interventions de reboisement en cas de paludification est présenté au tableau 26.

Tableau 26 Moyenne des médianes de la superficie récoltée, la superficie en accident de régénération causé par la paludification et la superficie reboisée durant les 50 premières années de l'horizon de planification.

Scénario	Superficie récoltée (ha) dans l'UPLG	Superficie en accident (ha) par la paludification	% d'accident suite à la coupe	Superficie plantée (ha) en cas de paludification	% d'intervention sur les accidents
	Moyenne des médianes annuelle (sur 50 ans)	Moyenne des médianes annuelle (sur 50 ans)		Moyenne des médianes annuelle (sur 50 ans)	
REF	1 968	1 068	54	0	0
REF-TOT	1 968	1 068	54	1 068	100
REF-ACC	1 968	1 068	54	705	66
PAL	1 320	615	47	0	0
PAL-TOT	1 320	615	47	615	100
PAL-ACC	1 320	615	47	321	52

Comme dans le tableau 23, le taux d'accident de régénération pour cause de paludification dans le scénario PAL est inférieur à celui du scénario REF. Le taux de reboisement des secteurs paludifiés apparaît également plus faible dans le scénario PAL par rapport au scénario REF avec les sous-scénarios ACC. L'exclusion est compensée par une légère augmentation de la récolte dans des superficies éloignées. Cependant, si on comptabilise les superficies en accidents non reboisés annuellement pour les deux scénarios REF-ACC et PAL-ACC, on obtient respectivement 363 et 294 ha soit une perte supplémentaire de superficie productive annuelle de 69 ha pour le scénario REF-ACC.

2.4.2.2 Effet des stratégies de reboisement sur le couvert forestier

Le reboisement des accidents de régénération a pour effet d'éviter le passage d'un type de couvert forestier fermé à ouvert. Les scénarios de reboisement TOT permettent le maintien du couvert forestier fermé dans les proportions de l'état initial car 100 % des accidents sont reboisés. Le reboisement à proximité du réseau routier principal dans les scénarios ACC permet une réduction de l'ouverture du couvert forestier dans les deux scénarios REF et PAL (Figure 32). Une fois la 8^{ème} période passée, le reboisement à 2 km du réseau routier permet le maintien du couvert forestier fermé avec une stabilisation du couvert paludifié ouvert à 15 % (20 % sans reboisement) pour le scénario REF-ACC et 10 % (13 % sans reboisement) pour le scénario PAL-ACC.

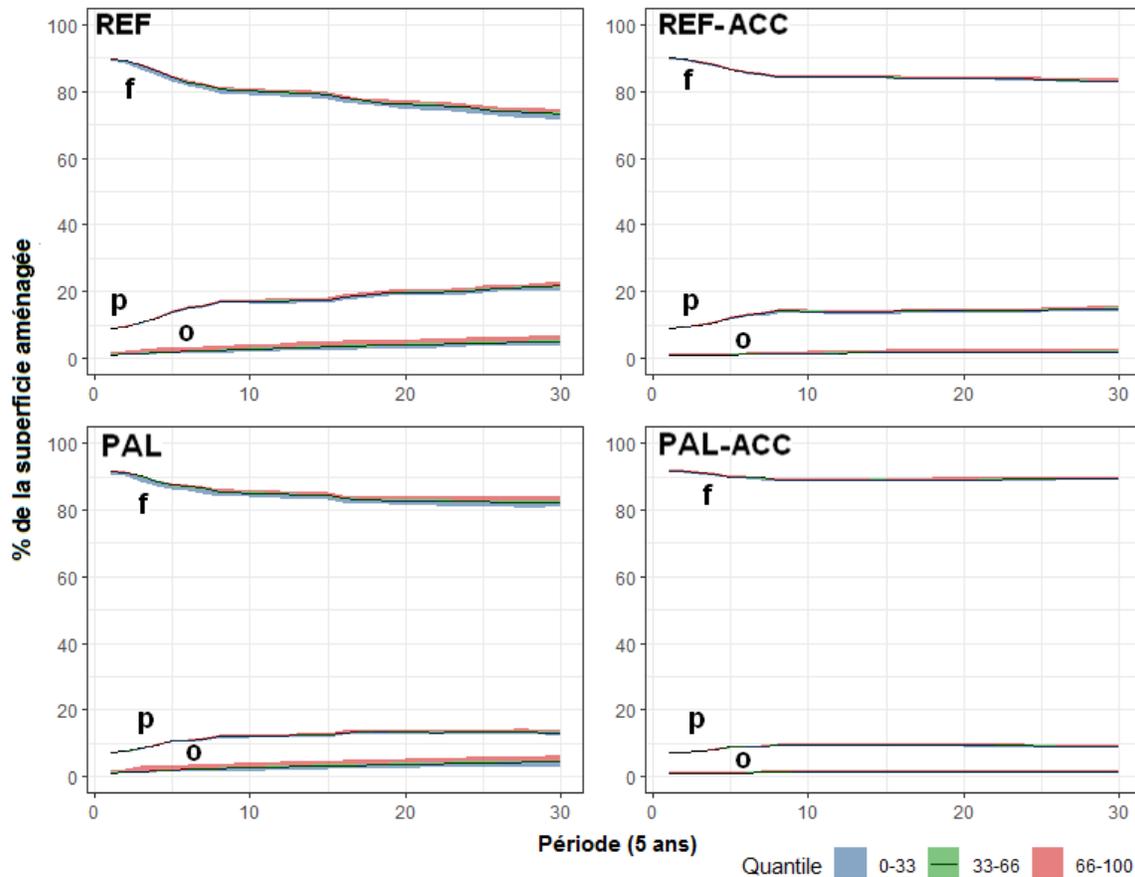


Figure 32 Proportion des différents types de peuplements par rapport à la superficie aménagée de l'unité d'aménagement 085-51; « f » pour « fermée », « p » pour « paludifiée ouverte » et « o » pour « ouverte » pour les scénarios REF, PAL, REF-ACC et PAL-ACC.

2.5 Discussion

2.5.1 Gestion du risque

Les accidents de régénération causée par les feux et la paludification ont des comportements très différents. Les accidents de régénération par la paludification ont lieu après une activité de récolte dans des peuplements à risques identifiables. La gestion de ces accidents est alors aisée car le risque est :

- Connu par l'inventaire ou modélisation de l'accumulation de MO;
- Localisé à des peuplements;
- Prévisible car il dépend de la coupe.

L'exclusion des peuplements comportant un risque trop important comme l'exclusion des paysages paludifiés sans solutions apparait comme une stratégie viable. Cependant malgré l'exclusion des paysages paludifiés sans solution, une partie importante des peuplements récoltables sont encore soumis à cet enjeu. **Une stratégie supplémentaire consisterait en une dilution dans le temps.** Il s'agit de répartir de manière homogène sur l'horizon de planification la récolte des peuplements récoltables à risque. Ainsi, les

efforts de récolte, de reboisement et de budget concernant le risque de paludification pourraient devenir acceptable et la remise en production réalisable.

Néanmoins pour l'UA 085-51, il apparaît que la stratégie de répartition des peuplements à risque dans le temps soit compromise. En effet, l'historique de ce territoire fait que les peuplements à fort risque (faible volume, éparses, coût élevé en construction de chemin) composent une partie importante des peuplements matures actuels, les peuplements les plus rentables (volume élevé, superficie importante, coût faible en construction de chemin) ayant été prioritairement récoltés par le passé. Ainsi, le risque ne peut plus être réparti complètement sur l'horizon de planification et oblige la récolte très probablement non rentables des peuplements sensibles si aucune baisse de volume récoltable n'est tolérée.

2.5.2 Contraintes aux opérations

Notre analyse a posé deux hypothèses concernant le reboisement dans les peuplements paludifiés ouverts. La première était que le taux de réussite du reboisement est de 100 % et la seconde était que l'épaisseur de couche organique n'oppose aucune limitation quant à la traficabilité de la machinerie. Or dans la réalité, le taux de réussite du reboisement dans les peuplements paludifiés semble incertain. Simard *et al.* (2009) avait indiqué qu'une épaisseur de couche organique supérieure à 40 cm limitée de manière significative la croissance des arbres. Il est nécessaire d'effectuer une préparation de terrain pour réduire l'épaisseur de matière organique avant la plantation à l'aide de scarificateur. Ainsi, la problématique de traficabilité de la machinerie apparaît. Henneb *et al.* (2015) ont documenté que les traitements devenaient peu efficace pour une épaisseur de couche organique supérieure à 60 cm et que le risque d'embourbement devenait très important.

2.6 Conclusion

Dans la partie Ouest du territoire pilote, la proportion des superficies récoltables susceptible à la paludification au cours des prochaines 40 années est estimée à 26 % des superficies totales récoltables, ce qui représente 18 % du volume total récoltable. Après les 50 prochaines années, les superficies récoltables à risque ne comptent plus que pour 7 % de la superficie récoltable totale. Cette situation témoigne d'un historique d'évitement des peuplements susceptibles à la paludification amenant une pression de récolte plus importante sur les peuplements plus productifs et plus faciles d'accès. Les prochaines décennies apparaissent cruciales dans la gestion durable des peuplements susceptibles à la paludification car une partie importante des aménagements forestiers de la portion Ouest du territoire pilote seront concentrés dans ce type de peuplement. Une fois cette période critique de 40 ans dépassée, les peuplements coupés par le passé atteindront l'âge d'exploitabilité diminuant les interventions dans les peuplements susceptibles à la paludification.

Contrairement à la localisation des futurs feux, la localisation des endroits qui seront touchés par des accidents de régénération liées à la paludification est prévisible (calendrier des opérations de récolte). Ainsi, la perte de couvert forestier et les investissements en reboisement pour le maintenir pourraient être atténués par l'exclusion de portions du paysage forestier jugées sans solution au prix d'une diminution de la possibilité forestière (diminution de superficie récoltable).

Comme pour les feux, l'accès routier joue un rôle essentiel dans notre capacité à remettre en production les peuplements paludifiés. La remise en production des peuplements accessibles (à 2 km des chemins carrossables existants) permet une réduction de l'ouverture de la forêt (66 % des accidents pour cause de paludification reboisables) durant la période critique de 40 ans puis le maintien de la forêt fermée sur le reste de l'horizon de planification passé cette période. L'exclusion des paysages sans solutions a

également un effet synergique avec le reboisement des peuplements accessibles permettant une réduction de la perte de superficie productive d'environ 70 ha par année par rapport au scénario actuel de référence.

Les travaux futurs devraient viser à tester la faisabilité des différents scénarios de reboisement en documentant plus précisément les variables économiques et l'incertitude sur le résultat (probabilité de succès de l'activité de remise en production). En effet, les peuplements susceptibles à la paludification comportent généralement une valeur (faible diamètre, faible volume) inférieure à la moyenne des peuplements du territoire pour des coûts de remises en production plus importants (construction de chemin carrossable au lieu de chemin d'hiver, préparation de terrain importante pour éliminer la couche de matière organique). Des études sur la réussite des plantations en peuplements paludifiés sur le territoire d'étude devraient également être menées pour s'assurer de la pertinence et de la réussite des investissements passés et futurs.

La modélisation et l'échelle de l'analyse impliquent une prudence à l'égard des résultats. Les résultats sont obtenus à partir d'un calcul des possibilités simplifiées et de nombreuses hypothèses permettant la modélisation. Les résultats restent toutefois robustes dans l'estimation du futur comportement du paysage forestier aménagé vis-à-vis de l'enjeu de paludification.

CHAPITRE 3 LE RISQUE DE FEU ET LE MAINTIEN DES APPROVISIONNEMENTS EN BOIS

3.1 Introduction

L'effet des feux sur les approvisionnements a été fréquemment documenté dans la littérature scientifique. De par leurs actions, les feux viennent compromettre l'atteinte d'une structure d'âge régularisée ciblée par la production de bois optimisée. Il s'en suit une augmentation du risque de rupture soudaine des bois disponibles ce qui peut entraîner une fluctuation importante des volumes attribuables. Afin de minimiser ces risques, il est habituellement proposé de réduire le taux de récolte de manière à constituer une réserve forestière qui sera utilisée comme source d'approvisionnement d'appoint en période de grandes années de feux. La modélisation du risque de feu dans un système soumis à l'aménagement permet une évaluation du taux de récolte qui minimise la probabilité de devoir faire face à une rupture d'approvisionnement dans un avenir plus ou moins rapproché. Il va sans dire que cette probabilité dépendra de plusieurs facteurs dont le taux de brûlage escompté, la structure d'âge actuelle de la mosaïque forestière, le régime d'aménagement (équienne versus inéquienne) et la productivité moyenne des peuplements.

La prise en considération de ces facteurs à l'intérieur de l'exercice de simulation peut être plus ou moins fastidieuse selon le niveau de détails désirés. Dans le présent exercice l'emphase sera mise sur l'évaluation de la probabilité de l'arrivée imminente d'une rupture d'approvisionnement soit sur un horizon de 50 années. Bien que l'horizon de planification soit de 150 ans, nous accorderons une attention particulière sur un proche avenir dans la prise en compte du risque de feu. Pour les autres facteurs, Leduc *et al.* (2014) analysa l'effet de la coupe de récupération comme stratégie alternative à la diminution du taux de coupe. Ces travaux ont démontré un effet mitigé de la coupe de récupération surtout en présence de structure d'âge régularisée (ou quasi régularisée). De même, le gradient de productivité habituellement rencontré en territoire nordique est relativement faible avec des indices de qualité de station variant de 9 à 12 (Mussenberger *et al.* 2010). Il y a donc peu de gain potentiel à espérer de la prise en compte de cette source de variabilité. Pour sa part, la coupe partielle demeure une pratique marginale en forêt boréale. Face au risque de feu, la coupe partielle pourrait augmenter légèrement les volumes éligibles à la coupe de récupération mais considérant l'efficacité globale de la coupe de récupération, il y a peu d'espoir qu'une légère augmentation de son efficacité puisse entraîner un changement notable. Finalement les accidents de régénération pourraient assombrir les scénarios de récolte viable en diminuant encore davantage les niveaux de récolte. Pour cette raison, nous ne considérerons pas pour l'heure leurs effets. En d'autres mots, les simulations considèrent que tous les efforts sont mis pour la remise en production des peuplements incendiés à leur niveau de productivité initiale.

3.2 Aire d'étude

Pour cet exercice de simulation l'aire d'étude se limite à la portion ouest de l'unité d'aménagement (UA) 026-61 (Figure 33). Cette unité a été retenue en raison de son appartenance à un groupe d'UA identifiés comme devant faire l'objet de stratégies d'aménagement adaptées à un territoire à haut risque de feu.

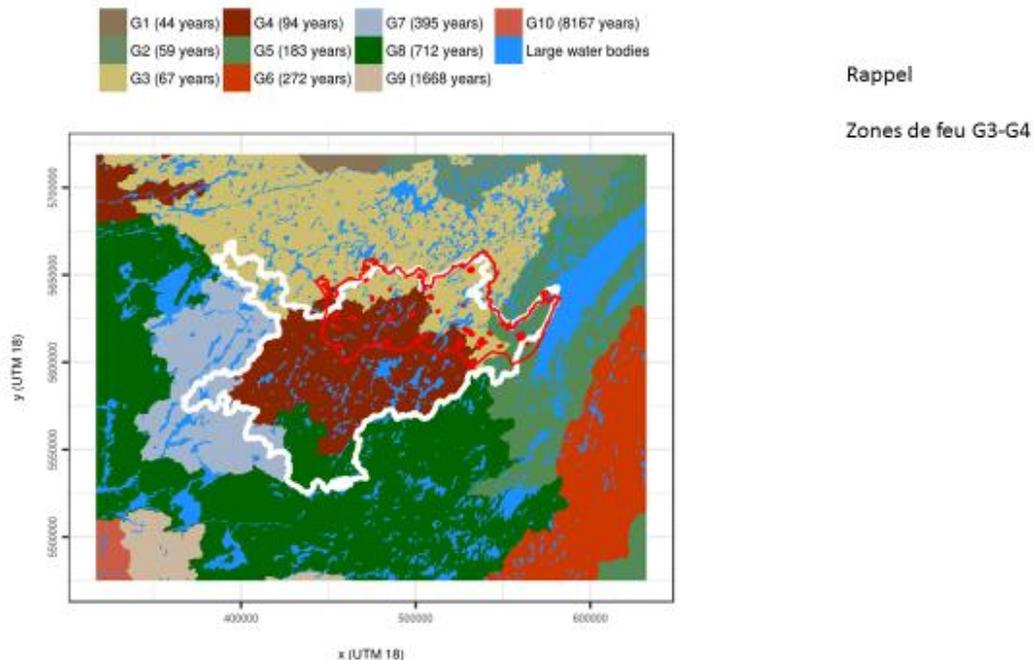


Figure 33 Aire retenue pour les fins de simulation. La zone délimitée en rouge correspond à la portion ouest de l’unité d’aménagement 026-61 qui est composée des UTA 2 et 3. La zone délimitée en blanc correspond à celle identifiée dans le rapport sur la limite nordique comme étant particulièrement vulnérable au risque de feu et sur laquelle porte le travail sur les accidents de régénération.

Cette portion de l’UA 026-61 se caractérise par un cycle de feu court (entre 67 et 94 ans) selon qu’on se situe dans la portion la plus nordique ou non. Selon l’exponentielle négative, un tel cycle de feu devrait générer entre 19 et 26 % de jeunes forêts (< 20 ans) et de 23 à 35 % de forêts âgées (> 100 ans) lorsque le système est à l’équilibre avec son régime de feu.

3.3 Caractéristiques forestières du territoire d’étude et contraintes associées

Selon le PAFIT 2013-2018, l’UA 026-61 fait un total de 821 260 ha dont 326 830 ha (28,5 %) sont considérés comme improductifs. Parmi les superficies productives quelques 105 990 ha (21 %) sont exclus du calcul de la possibilité forestière pour diverses raisons. Les superficies figurant au calcul de la possibilité forestière sont de 388 430 ha. Ce secteur se compose principalement de peuplements d’épinette noire (à 75 %) ayant un IQS de 11-12. On y retrouve également en moins grands nombres, des peuplements de pin gris ayant également des IQS similaires à ceux de l’épinette noire.

Parmi les contraintes retenues lors de nos simulations, notons que la possibilité forestière a été abaissée de 20 % en raison du risque de feu. De plus un 15 % de réduction supplémentaire a été établie afin de tenir compte du plan de rétablissement du Caribou forestier.

La structure d’âge de l’UA 026-61 en 2015 a été héritée de son histoire passée combinant les effets d’incendies et les coupes réalisées avant 2015. On y retrouve alors 28 % de jeunes forêts (moins de 20 ans) et 18 % de vieilles forêts (plus de 100 ans), ce qui suggère un rajeunissement de la mosaïque forestière en

raison de la coupe. En absence de coupe, la structure d'âge à l'équilibre avec le régime de feu actuel devrait plutôt comporter 23 % de jeunes forêts et 26 % de vieilles forêts. Le tableau 27 présente les contraintes liées au maintien de cibles d'altération de la structure d'âge pour les UTA de l'UA 026-61.

Tableau 27 Seuils d'altération utilisés pour déterminer le degré d'altération des unités territoriales d'analyse de l'unité d'aménagement 026-61.

Seuils d'altération	Stade régénération (seuil maximal)	Stade de vieux peuplement (seuil minimal)
Seuil d'altération acceptable : entre degré d'altération faible et moyen	25 %	UTA 1 = 33 % UTA 2 et 3 = 24 %
Seuil d'alerte : entre degré d'altération moyen et élevé	35 %	UTA1 = 20 % UTA 2 et 3 = 14 %

Pour les jeunes forêts (stade en régénération < 20 ans) on considère que ces dernières ne devraient jamais dépasser les 35 % des superficies productives. Quant aux vieilles forêts (100 ans et plus), leurs superficies ne devraient jamais aller en dessous des 14 % dans la portion ouest de l'UA 026-61 (UTA 2 et 3).

Finalement, le PAFIT indique également que ce territoire fait face à des contraintes découlant de la présence de peuplements orphelins (25 % des volumes de bois) et de territoires fauniques structurés (49 % des volumes de bois).

Au bilan, le taux de coupe retenu pour aménager l'UA 026-61 pour la période 2013-2018 était de 0,52 %/an. À noter que pour la période 2018-2023, ce taux de coupe annuel a été rehaussé et se situe maintenant à 0,62 % des superficies incluses au calcul des possibilités forestières.

3.4 Simulations

Dans le présent travail, les simulations n'avaient pas pour objectif de déterminer une solution unique et optimale aux défis que soulèvent l'aménagement spécifique de l'UA 026-61. Elles sont plutôt utilisées afin de comparer différents scénarios d'aménagement et ainsi faciliter la recherche de solutions ou de mesures potentielles d'atténuation du risque de feu dans l'élaboration des stratégies d'aménagement.

Le programme retenu pour les simulations est le même que celui utilisé dans le chapitre 1 qui traite des accidents de régénération. Brièvement, il s'agit d'une modélisation spatialement explicite, qui fait interagir les feux (taux de brûlage) avec la récolte de bois (taux de récolte en superficie) dans un environnement soumis à des contraintes de rendement des volumes (âge minimal d'exploitabilité) et de maintien de cible d'altération des structures d'âge. On y a également rajouté un module de récolte des bois brûlés afin de tenir compte de la coupe de récupération.

Le modèle permet aux taux de brûlage de varier au cours du temps. D'une séquence à l'autre (une suite de 50 années de récoltes et de feux), les feux peuvent survenir dans différents secteurs de l'aire d'étude et sévir sur une superficie et des secteurs variables. Au total, 1000 réplifications sont simulées par scénarios. La médiane de ces 1000 réalisations est alors retenue afin de décrire le comportement (la réponse) du scénario. Même si l'aire d'étude dans ce chapitre se limite à la portion ouest de l'UA 026-61, la simulation se fait d'abord à l'échelle de l'ensemble des UA appartenant à la zone à risque (voir la figure 33) et les résultats spécifiques à portion ouest de l'UA 026-61 sont ensuite compilés.

3.4.1 Scénario de référence

Le scénario de référence a pour objectif de nous fournir un point d’ancrage par rapport à l’ensemble des scénarios explorés. Cela permet ainsi de limiter le nombre de scénarios à comparer en se rapportant principalement au même et unique scénario de référence. On définit ce scénario comme étant celui du point de départ. Il doit donc correspondre aux conditions actuellement vraisemblables sous lesquelles est aménagé la portion ouest de l’UA 026-61.

Le scénario de référence présente les caractéristiques suivantes :

- Taux de coupe de 0,62 %/an des superficies incluses au calcul des possibilités forestières;
- Taux de brûlage de ~1,0 %/an (voir le chapitre 1 pour les détails);
- Taux de récupération de 70 % des superficies brûlées (en considérant une perte de 25 % du volume dû au feu);
- Seuil maximal de jeunes peuplements (35 % de forêts de 20 ans et moins);
- Seuil minimal de vieux peuplements (14 % et plus de forêt > 100 ans);
- Âge minimal d’exploitabilité de 90 ans pour l’épinette noire et de 76 ans pour le pin gris;
- Volume marchand minimal de 50 m³/ha en forêt verte et de 70 m³/ha en forêt incendiée.

Le taux annuel de coupe de 0,62 % des superficies incluses au calcul des possibilités forestières est celui retenu pour les années 2018-2023. Le taux annuel de brûlage de 1 % est celui qui caractérise la moyenne générale des UA appartenant au secteur à l’étude. Les contraintes d’altération des structures d’âge s’appuient sur les seuils critiques d’altération. Les âges minimaux d’exploitabilité correspondent à ceux décrits dans les tables de Pothier et Savard (1998) pour les peuplements d’épinette noire ou de pin gris présentant un IQS de 12 et un IDR moyen. Le volume marchand minimal pour susciter une récolte est de 50 m³/ha. En dessous de ce niveau, aucune récolte n’est réalisée même si l’âge d’exploitabilité est atteint. Finalement, l’efficacité des coupes de récupération a été fixée à 70 % des superficies éligibles (> 70 m³/ha). Pour ces superficies on considère que les volumes récupérés correspondent à 75 % des volumes avant feu (soit une perte de 25 % des volumes).

Même si certaines conditions apparaissent pessimistes (seuil d’altération) alors que d’autres peuvent apparaître optimistes (niveau de récupération des superficies brûlées), ce scénario de référence apparaît refléter les conditions actuelles d’aménagement de la portion ouest de l’UA 026-61.

3.4.2 Analyses de sensibilité et comparaisons des scénarios

Afin d’évaluer l’influence des feux sur les approvisionnements en bois, le modèle permet de suivre dans le temps (sur une période de 50 ans) l’évolution de la probabilité d’avoir à faire face à une baisse de plus de 25 % de récolte (en superficies) en raison de leur disponibilité (i.e., une rupture de stock). Un scénario sera alors désigné à risque lorsque plus de 50 % de ses répliques présentent au moins une rupture de stock sur un intervalle de temps donné. La courbe évolutive de la probabilité de rupture de stock constitue alors la variable réponse sur laquelle la comparaison des scénarios sera établie.

Les analyses de sensibilité ont pour objectif de mesurer l’influence de certaines composantes du scénario de référence (i.e., contrainte d’âge, taux de coupe, taux de récupération, etc.) sur la variable réponse, ici la probabilité de rupture de stock. De plus, ces analyses permettent de vérifier le comportement général du modèle : en quoi les résultats obtenus sont conformes à ceux attendus, ou en quoi certains résultats inattendus sont finalement explicables et conformes à la réalité simulée.

La comparaison de scénarios hypothétiques au scénario de référence permet d'évaluer la valeur d'une mesure d'atténuation afin de minimiser la probabilité de faire face à une rupture de stock. Par exemple, on peut évaluer l'importance de rehausser l'efficacité avec laquelle on récupère les superficies brûlées sur la probabilité de rupture de stock en comparant un scénario où l'on récupère 50 % des superficies éligibles à un scénario où on récupère 70 % de ces superficies en prenant soin de maintenir toutes les autres composantes des scénarios identiques.

3.5 Résultats

3.5.1 Effet du taux de coupe

La figure 34 présente le scénario de référence ainsi que deux autres scénarios hypothétiques qui décrivent l'effet de la baisse du taux de coupe.

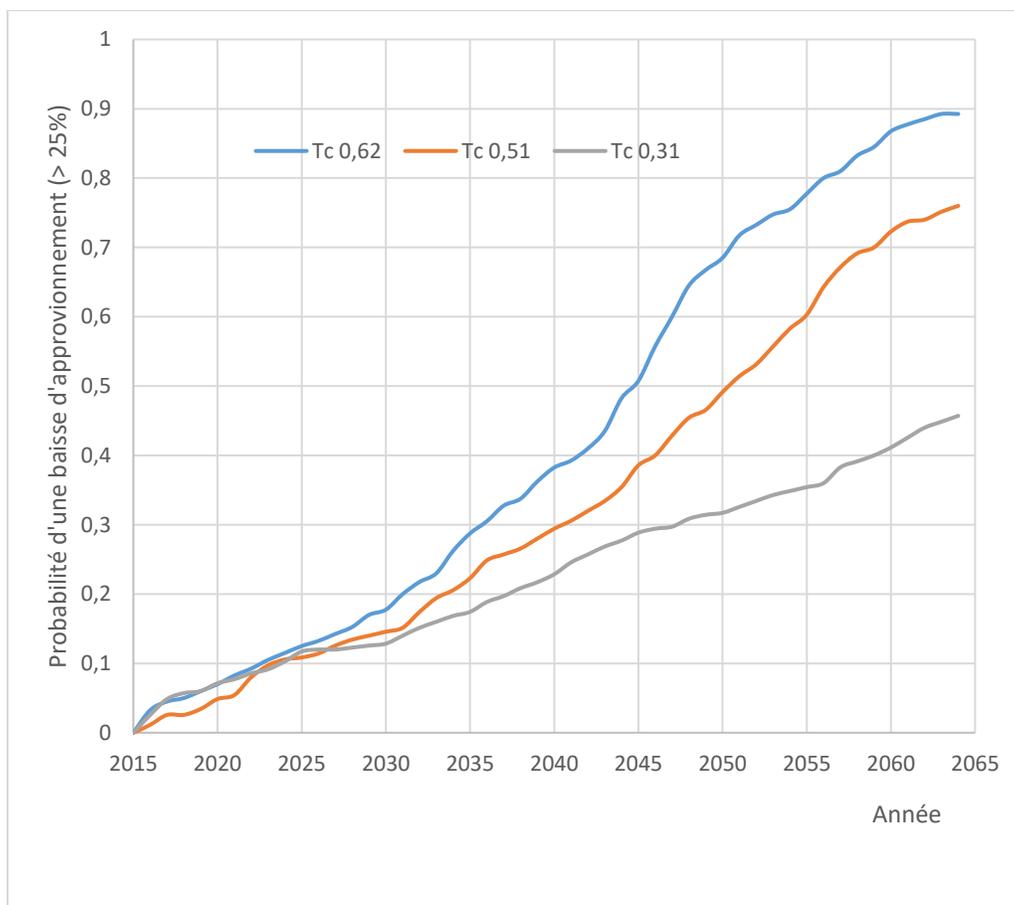


Figure 34 Évolution de la probabilité d'une baisse importante des approvisionnements (axe y) au cours du temps (axe x) pour les 50 prochaines années. En bleu, le scénario de référence pour lequel le taux de coupe est de 0,62 %. En orangé et en gris, le même scénario mais pour un taux de coupe de 0,51 et 0,31 %/an respectivement.

L'effet d'abaisser le taux de coupe sur la probabilité de baisse des approvisionnements est faible au début de la période simulée mais s'accroît avec le temps. En d'autres termes, les effets d'une stratégie d'aménagement demandent passablement de temps avant de se manifester et il faut souvent attendre 25

à 30 années avant de voir les effets sur la mosaïque forestière. Si on retient un seuil de 50 % des séquences ayant subi au moins une rupture de stock, on constate que ce seuil est franchi en 2045 pour un taux de coupe de 0,62 %/an versus 2050 pour un taux de coupe de 0,51 %/an. Seul le scénario correspondant à un taux de coupe de 0,31 %/an permet de traverser tout l’horizon de simulation sans atteindre le seuil de 50 % des séquences.

3.5.2 Effet du retrait du seuil maximal de jeunes forêts

L’un des premiers constats émanant des résultats du scénario de référence et des autres scénarios présentant des taux de coupe moindre, est que tous les scénarios enregistrent très tôt dans la simulation des ruptures de stock occasionnelles. Cela laisse croire que ces ruptures sont en bonne partie causées par les feux et la contrainte de ne pas dépasser 35 % en jeunes forêts sur les superficies incluses au calcul des possibilités forestières. Afin de vérifier cette hypothèse, on a réalisé une simulation dans laquelle on a retiré cette contrainte (Figure 35).

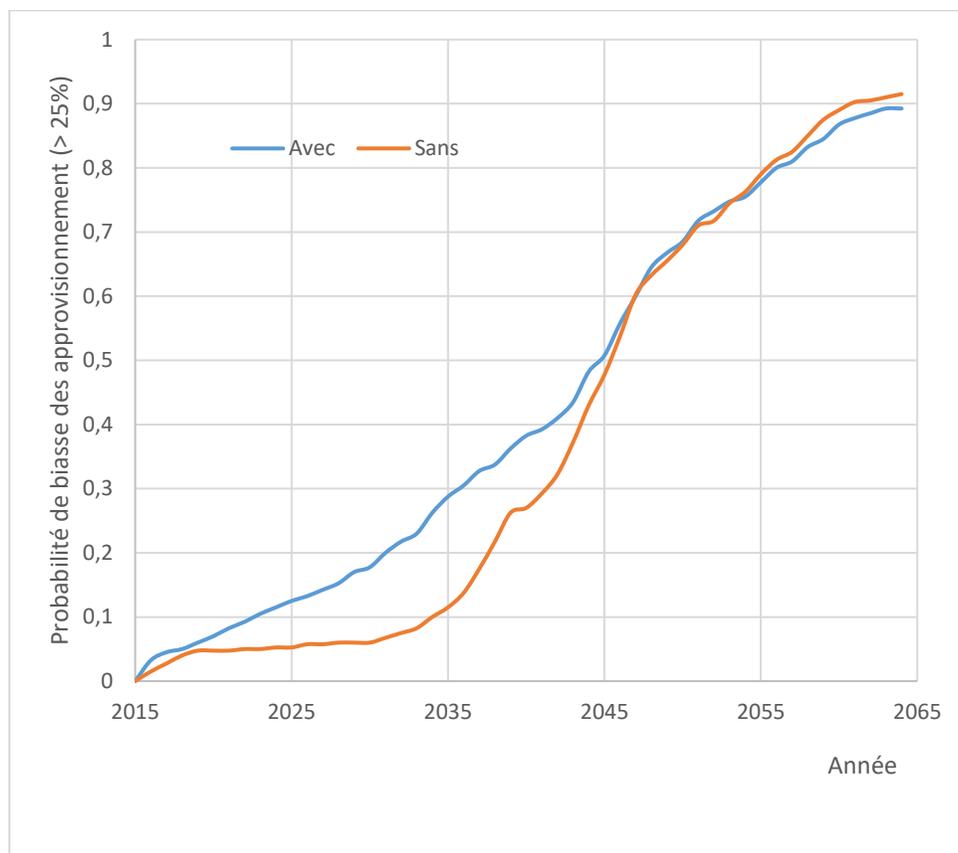


Figure 35 Comparaison du scénario sans contrainte lié au seuil maximal de jeunes forêts (en orangé) au scénario de référence (en bleu).

On constate que le retrait de la contrainte visant à limiter la quantité de jeunes forêts abaisse la fréquence de rupture de stock au cours des 20-25 premières années (voir la figure 35). Par la suite, vers les années 2040, les courbes se rapprochent pour finalement se chevaucher à partir de 2045. Le respect d’un seuil maximal de jeunes forêts est donc responsable des baisses d’approvisionnement observées au début de la période de simulation mais l’avantage tiré du retrait de cette contrainte s’estompe à partir des années

2040-2045. Il est vraisemblable que ce soit alors le maintien du seuil minimal de vieilles forêts qui entraîne une baisse des approvisionnements pour la période allant au-delà des années 2045.

On verra parmi les prochains scénarios, l'effet de retirer toutes les contraintes d'altération des structures d'âge sur la probabilité de rupture de stock.

À cette étape, on peut conclure que le modèle se comporte comme prévu et peut, par conséquent, être utilisé comme un outil permettant d'explorer différents scénarios d'atténuation du risque de feu sur les approvisionnements en bois. La prochaine section sera consacrée à l'exploration de ces scénarios.

3.6 Mesures d'atténuation du risque

3.6.1 Augmenter l'efficacité de la récupération des bois brûlés

Si les incendies ne survenaient que dans des peuplements matures on pourrait théoriquement récupérer la majorité des pertes occasionnées par les feux. Cependant, en paysage forestier, les feux frappent la plupart des peuplements sans égard à leur âge. Lorsqu'un feu survient dans un peuplement n'ayant pas atteint l'âge de maturité commerciale, seulement une fraction de ses tiges peuvent être récupérable. Leduc *et al.* (2014) montrent qu'en rajeunissant la mosaïque forestière, l'aménagement tend à réduire l'éligibilité à la coupe de récupération. De son côté, le BFEC mentionne que seulement 6 % des superficies brûlées entre 2008 et 2013, ont fait l'objet d'une coupe de récupération (Bureau du forestier en chef, 2015).

Dans le présent exercice on a évalué l'apport des superficies récupérées sur l'ensemble des superficies coupées. Sous le scénario de référence avec un taux de récupération de 50 % des superficies éligibles, les superficies en provenance des brûlis composent pour 6 % des récoltes totales, ce qui représente en moyenne 64 ha/an pour la portion ouest de l'UA 026-61 (sur les 1660 ha/an de récolte). Si on augmente le taux de récupération à 70 % (taux figurant au scénario de référence), les récoltes en provenance des brûlis représentent maintenant 8 % des superficies totales récoltées, soit quelques 83 ha/an en moyenne. Le gain se situe donc autour de 20 ha de plus par an (200 ha par décennie), si on passe de 50 à 70 % d'efficacité en ce qui a trait aux taux de récupération.

Cet apport potentiel de volume de bois, qui nécessiterait des investissements supplémentaires à la remise en production et à l'implantation d'un réseau routier permettant d'accéder rapidement aux brûlis, apparaît négligeable comme moyen pour contrer les pertes causées par les incendies forestiers. Les courbes de risque provenant des scénarios présentant des taux de récupération de 50 % versus 70 % ne présentent à cet effet aucune différence. Par ailleurs, le rajeunissement global du couvert forestier découlant de la régularisation de sa structure d'âge, entraîne l'érosion des superficies éligibles à la coupe de récupération dans les territoires présentant un long historique de coupe (Leduc *et al.* 2015). En corolaire, toutes stratégies d'aménagement visant le rehaussement des superficies en forêts matures à l'échelle de l'UA (coupe partielles, allongement de la révolution forestière) va se traduire par une augmentation des superficies éligibles à la coupe de récupération.

3.6.2 Réduire le temps d'exposition au risque

En ayant recours à des essences à croissance rapide, il serait possible de réduire l'âge minimal d'exploitabilité et ainsi augmenter les chances de récolter le peuplement avant qu'il ne brûle. L'exponentielle négative permet d'évaluer l'espérance de survie d'un peuplement dans un environnement à risque. On peut ainsi comparer la proportion de peuplements dépassant un certain âge sous un cycle de

feu donné. Par exemple, pour un peuplement de pin gris, on estime à 76 ans l'âge minimal d'exploitabilité. Dans un territoire comme l'UA 026-61, la proportion de peuplement dépassant cet âge est de 47 %. C'est donc dire que sur les superficies forestières productives, seulement 47 % des peuplements de pin gris vont dépasser l'âge de 76 ans. En établissant des plantations de pin gris, il serait possible de réduire cet âge d'exploitabilité à 45 ans. Pour ce même territoire, on peut espérer que 64 % des peuplements vont dépasser l'âge de 45 ans. On génère alors un gain de superficies pouvant être menées à maturité de 17 %.

De réduire l'âge d'exploitabilité en favorisant une conversion vers des peuplements à croissance rapide ne constitue pas une solution dépourvue de risque. Plusieurs des plantations à croissance rapide risquent de passer au feu avant même qu'elles n'atteignent leur maturité entraînant une perte d'investissement.

3.6.3 Réaliser davantage de coupes avec maintien du couvert

Une autre manière de réduire le temps d'exposition au risque consiste en la réduction de la révolution forestière. Actuellement, la forêt d'épinettes noires soumise à un régime équienné d'aménagement présente une révolution théorique de 90 ans. On pourrait espérer utiliser une rotation de 45 ans si on y réalise plutôt des coupes partielles qui maintiennent une bonne proportion de tiges commerciales dans le peuplement résiduel. Le maintien d'un couvert forestier après coupe pourrait présenter certains avantages :

- Il réduit le temps où le peuplement n'est pas éligible à la coupe de récupération car dépourvu d'un volume marchand suffisant pour justifier l'opération;
- Il réduit également les accidents de régénération en maintenant en tout temps une banque aérienne de semence;
- Tout en permettant un flux de bois, les coupes partielles n'augmentent pas la quantité de jeunes peuplements (< 20 ans) car elles maintiennent un couvert forestier;
- Permettre le maintien d'un habitat minimal pour certaines espèces affectées négativement par la coupe totale.

Les avantages de la coupe partielle quant au maintien du flux de bois demeurent toutefois très incertains, particulièrement en région éloignée. Souvent les volumes avant coupe ne sont pas suffisamment élevés pour rendre l'opération rentable en termes de récolte initiale de bois, faisant en sorte de rendre inéligible la plupart des peuplements d'épinette noire des régions nordiques (voir le chapitre 1).

3.6.4 Réduire le risque en augmentant l'efficacité de la lutte directe aux incendies forestiers

La mesure la plus directe de contrer les pertes de bois découlant des incendies forestiers consiste à éteindre les feux avant qu'ils ne se propagent. Bien qu'en apparence évidente, cette mesure n'est pas facile à mettre en place dans des territoires aussi vaste et éloignés des régions habitées. Même si l'UA 026-61 est incluse parmi les secteurs où il se fait de la lutte intensive aux incendies forestiers depuis le début des années '70, son taux de brûlage actuel demeure aux alentours de 1 %/an. Pour plus d'information sur les modalités susceptibles d'augmenter l'efficacité de la lutte aux incendies, voir Cardil *et al.* (2018).

On peut estimer le gain potentiel lié à des politiques plus agressives de lutte aux incendies forestiers. En appliquant à l'épinette noire l'exemple du pin gris développé à la section 3.6.2, on estime que 41 % des superficies productives de cette essence vont franchir l'âge de 90 ans soit celui de leur maturité commerciale moyenne, sous un taux annuel moyen de brûlage de 1 %. Si maintenant on en arrivait à abaisser ce taux annuel moyen à 0,75 %, c'est à dire qu'on parvienne à réduire les superficies brûlées de

25 %, le pourcentage de pessières atteignant 90 ans passerait à 51 %. On enregistre donc un gain de 10 % des superficies productives si on parvient à abaisser de 25 %, les superficies brûlées. On réalise que la loi du hasard fait en sorte que chaque hectare sauvé du feu ne se traduit pas systématiquement par un hectare de plus de forêt mature.

3.6.5 Abaisser l'inflammabilité de la forêt – gérer le combustible

Surtout développé dans l'ouest canadien, l'aménagement Intélli-Feu (Hirsch *et al.* 2001) a été proposé afin d'abaisser le risque de feu en orientant les activités d'aménagement forestier (reboisement, construction de chemin, etc.) de manière à réduire, les sources d'allumage et la propagation des incendies. Par exemple, on va proposer d'utiliser les emprises routières qui sont orientées du sud au nord, afin d'implanter des corridors bris-flammes en reboisant avec des feuillues, ces derniers étant moins inflammable que les résineux (Bernier *et al.* 2016; Girardin *et al.* 2015).

De plus, on estime que la diminution de la biomasse sur pied pourrait produire une baisse de la vulnérabilité au feu. Par exemple, Bernier *et al.* (2016) constatent que les jeunes peuplements semblent être évités par les feux car ils présentent moins de biomasse que des peuplements matures. Si on compare l'effet de la quantité de combustible (bien souvent lié à l'âge) à celui de la qualité du combustible (lié à la composition plus ou moins résineuse des peuplements), on observe que le caractère résineux (6 fois plus de chance de brûler) des peuplements est nettement plus prédisposant que leur âge (1,5 fois plus de chance de brûler) (Bernier *et al.* 2016). Finalement, Boulanger *et al.* (2017) montrent que les gains potentiels liés à une diminution de combustible se font sentir seulement dans des territoires soumis à de très forts taux de brûlage (i.e., > 1 %/an).

Il va sans dire que ces stratégies jouant sur la qualité et la quantité de combustible demandent des années à être mise en place et qu'on a peu d'études qui documentent son effet réel. Dans le territoire à l'étude, il existe déjà un réseau routier qui le traverse dans un axe quasi nord-sud. Les feuillus ne semblent cependant pas y être très répandus. On pourrait favoriser l'expansion de ces derniers mais cela va devoir se faire au détriment de la vocation résineuse du territoire. De plus, ce territoire va continuer d'être soumis à un climat propice aux incendies, c'est à dire des périodes de sécheresse suivies d'orages violents générant plusieurs coups de foudre touchant terre. Lors d'années de grands feux (comme celles survenant dans le nord de l'Alberta), la composition du couvert offre une protection limitée à l'expansion des incendies forestiers.

3.6.6 Liquidation accélérée de la forêt résineuse mature et âgée

En lien avec la gestion du combustible, certains proposent que face à l'incertitude que pose l'avenir de la forêt, surtout celle qui sera exposée à un risque accru des incendies en raison des changements climatiques appréhendés, on pourrait opter pour une récolte accélérée de celle-ci. L'idée ici est de procéder à leur récolte avant que le feu ne le fasse.

Afin d'évaluer cette mesure, on a élaboré un scénario dans lequel le taux de récolte est rehausser à 0,69 %/an. Ce taux de récolte apparaît comme étant celui qui ne compromet pas la stratégie de coupe en mosaïque qui constitue la pierre d'assise du traité de la Paix-des-Braves. Si on désire demeurer conséquent avec ce scénario, il faut lever toutes contraintes découlant de l'altération des structures d'âge. On a quand même conservé un scénario dans lequel les contraintes d'une quantité limite de jeunes et de vieilles forêts sont appliquées afin d'en évaluer l'effet (Figure 36).

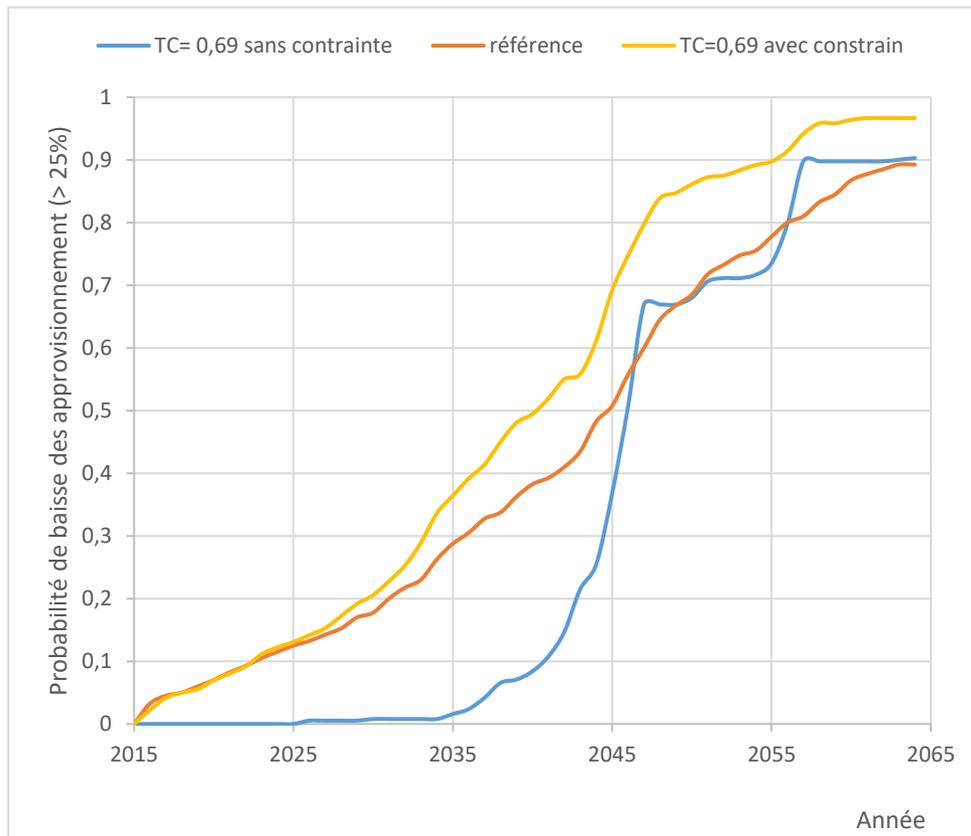


Figure 36 Comparaison du scénario présentant un taux de coupe (TC) de 0,69 %/an avec contraintes d'altération de structure d'âge (en jaune) et sans contraintes (en bleu). Le scénario de référence présentant un taux de coupe de 0,62 % correspond à la courbe en orange.

Si on conserve les mêmes contraintes que celles figurant au scénario de référence, on constate que le rehaussement du taux de coupe à 0,69 %/an génère un déplacement de la courbe de risque vers la gauche. Ainsi le point de bascule où plus de 50 % des répliques présentent au moins une rupture de stock est devancé de 5 années, c'est à dire qu'il se produit en 2040 plutôt qu'en 2045.

Le retrait des contraintes liées au respect de seuils de jeunes et vieilles forêts permet d'abaisser la probabilité de rupture de stock pour les 25-30 premières années de simulation. Par la suite cependant la courbe s'infléchit et rejoint rapidement celle du scénario de référence en 2046. Le retrait des contraintes permet donc de garantir les approvisionnements pour les 25 premières années. Par la suite, l'UA se referme faute de peuplements matures disponibles à la récolte. Au-delà de cette période, il est possible qu'on assiste à érosion des superficies productives en raison d'accidents de régénération causé par les feux. En fait en rehaussant le taux de coupe, on favorise l'expansion de jeunes peuplements qui sont plus vulnérables aux accidents de régénération.

En conclusion, bien que ce scénario permette de sécuriser les approvisionnements à courts termes, il risque d'entraîner une dégradation de la productivité forestière à moyens termes.

3.6.7 Partager le risque sur plusieurs unités d'aménagement

On a émis l'idée que la mise en commun de plusieurs UA dans un territoire à risque permettrait de partager ce risque et ainsi de l'amoinrir. Effectivement, on pourrait y voir un avantage car lorsqu'une UA connaît une période de débordement de ses seuils d'altération, la récolte pourrait alors être redirigée vers des UA voisines encore ouvertes à la récolte. Cette stratégie existe déjà à l'échelle des compartiments d'organisation spatiale (COS), des entités qui font entre 30 et 150 km². Les seuils d'altération des structures d'âge sont quant à eux établis à l'échelle d'unités territoriales d'analyse (UTA). À titre d'exemple l'UA 026-61 comporte 3 UTA. Il est donc déjà prévu que si une UTA se ferme en raison du dépassement de son seuil d'altération de la structure d'âge, la récolte sera déplacée dans les UTA voisines. Cependant, si les UTA voisines sont également en dépassement, c'est toute l'UA qui pourrait se fermer à la récolte.

On a comparé la courbe de risque du scénario de référence de notre aire d'étude à celle du *Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables* (Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013) (voir la figure 33). Cette comparaison indique que la probabilité de faire face à une rupture de stock (baisse de plus de 25 % des approvisionnements) est plus grande lorsqu'on compile les résultats sur l'ensemble du secteur regroupant plusieurs UA (Figure 37). Ce résultat apparaît contre-intuitif par rapport à ce qui est habituellement attendu du partage du risque sur de grandes superficies d'aménagement. Par conséquent, des analyses supplémentaires devraient être réalisées avant de conclure à l'inefficacité de cette option.

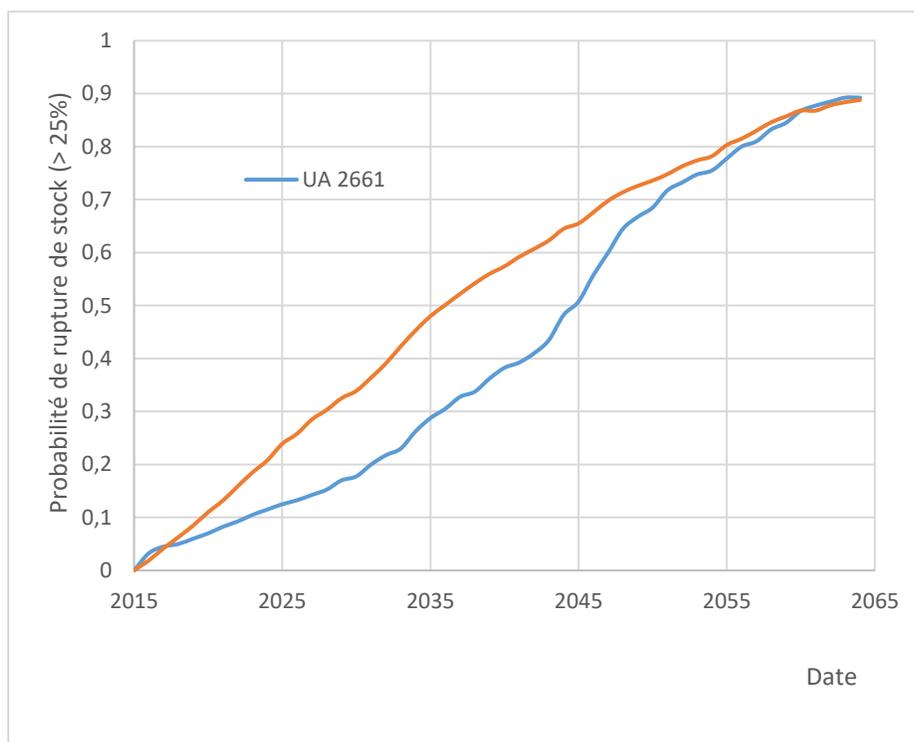


Figure 37 Comparaison de la courbe de risque (en orangée) pour le scénario de référence établi à l'échelle du regroupement des UA (zone identifiée dans Le *Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables* [Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013]) et celle portant uniquement sur l'UA 026-61 (en bleu).

3.6.8 Durée de la période de fermeture et conséquences sur la régularité des approvisionnements

Cette mesure est en lien avec la précédente car elle implique une planification à une échelle supérieure à celle d'une seule UA. Dans les simulations, on a également compilé la durée des périodes en rupture de stock. Pour le scénario de référence cette durée médiane est de 12 ans (Figure 38). Ce résultat montre comment il peut être hasardeux de ne prévoir aucune réserve forestière afin de faire face à des années de grands feux. Lorsqu'une année de grands feux survient dans une mosaïque forestière dont la structure d'âge est déjà appuyée sur ces seuils d'altération, il s'en suit inévitablement un dépassement. Bergeron *et al.* (2017) ont montré combien il peut être difficile de respecter des cibles de quantité minimale de vieilles forêts, avec une stratégie d'aménagement qui incorpore partiellement le risque de feu. Si on admet que la quasi fermeture plus ou moins prolongée d'une UA comme étant incontournable en raison du risque élevé des années de grands feux, on doit alors considérer ces UA comme des sources d'approvisionnement d'appoint.

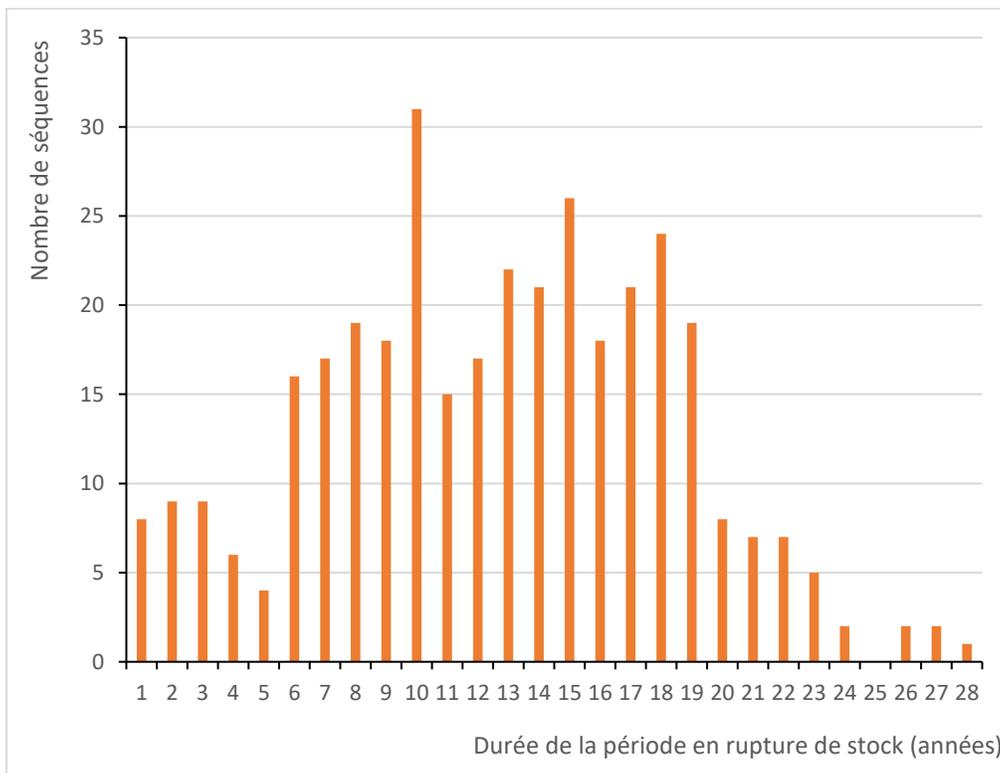


Figure 38 Distribution de fréquence des durées de périodes en rupture de stock pour le scénario de référence.

3.6.9 Abaisser le taux de coupe

Maintes fois relatée dans la littérature portant sur la gestion du risque de feu sur les approvisionnements en bois, la réduction du taux de coupe demeure une façon efficace de stabiliser les approvisionnements à travers le temps. En réduisant le taux de coupe, la courbe de risque tend à se déporter plus loin dans le temps et à s'aplanir (voir la figure 34) indiquant que les ruptures de stock deviennent moins fréquentes lorsque le taux de coupe est plus faible.

Une manière simple d’imaginer l’effet du feu sur la disponibilité en peuplements matures consiste à calculer la probabilité pour un peuplement d’atteindre la maturité commerciale dans un territoire à risque de feu (Gauthier *et al.* 2015). Le calcul de cette probabilité pour l’UA 026-61 nécessite de connaître l’âge minimal d’exploitabilité (90ans pour l’épinette noire sur un site dont l’IQS de 12 avec un IDR moyen) et le taux annuel de brûlage qui oscille autour de 1 %. L’exponentielle négative indique alors que 41 % des peuplements d’épinette noire devraient atteindre et même dépasser l’âge de 90ans. C’est donc dire que 59 % des superficies en épinette noire incluses au calcul des possibilités forestières ne parviendront à produire des peuplements de 90 ans ou plus en raison du risque de feu. En d’autres mots, seulement 41 % des superficies en épinettes noires sont aptes à produire des peuplements matures. Par conséquent, un taux de coupe de 0,41 %/an devrait permettre un approvisionnement stable. Bien que simpliste, cet exemple permet de se faire une idée sur l’ampleur de l’effet des incendies sur la disponibilité des bois.

La réduction du taux de coupe est souvent décrite comme trop coûteuse et difficilement acceptable pour être mise en place compte tenu de la structure d’approvisionnement actuelle des usines du Nord. On optera plutôt pour une réduction plus modérée afin de tenir compte du risque de feu. Par exemple, dans le cas de l’UA 026-61, une réduction de 20 % de la possibilité a été retenue afin de tenir compte du risque de feu. Toutefois, Leduc *et al.* (2014) montrent que le coût à long terme de la réduction du taux devrait être établi sur le volume total de bois extrait d’une unité d’aménagement à long terme. En comparant un scénario de gestion a posteriori des feux (impliquant un nouveau calcul aux 5 ans) avec une gestion a priori du risque de feu, on observe que le volume de bois total obtenu au bout de 100 ans demeure similaire (Leduc *et al.* 2014; Savage *et al.* 2010). En d’autres mots, la réduction du taux de coupe a priori ne semble pas entraîner une baisse du volume de bois à long terme dans une unité soumise à un risque de feu relativement stable. La décision des aménagistes revient donc à répartir dans le temps le même volume total de bois pouvant être extrait du territoire. Un taux de coupe plus élevé implique nécessairement des baisses ultérieures alors qu’un taux de coupe plus bas permet une stabilité des approvisionnements à moyen et à long terme.

Sous cet environnement, les avantages découlant de l’abaissement du taux de coupe sont nombreux :

- Stabilise les approvisionnements;
- Facilite le respect de seuil d’altération et diminue le risque de les voir dépassés;
- Augmente l’âge moyen des forêts récoltées (valeur des gros bois);
- Augmente l’éligibilité à la coupe de récupération en augmentant la proportion de forêts mûres à l’échelle de l’UA;
- En corollaire, diminue les accidents de régénération.

Pour toutes ces raisons, l’abaissement du taux de coupe devrait être envisagé dans une stratégie visant l’atténuation des risques de feu sur les approvisionnements en bois.

3.7 Conclusions

Il n’existe pas de solution universelle à la gestion du risque de feu sur les approvisionnements en bois en provenance de secteurs à fort risque. L’exploitation forestière de ces secteurs pose tout un défi à l’aménagiste car la perte au feu des jeunes peuplements (voire plantations) va irrémédiablement diminuer les possibilités forestières. La gestion du combustible (conversion vers des peuplements feuillus) pourrait constituer un moyen efficace de contrer le rehaussement attendu des taux de brûlage entraînés par les changements climatiques. Mais cela devra se faire quelque peu au détriment de la vocation résineuse du territoire. Il serait également possible de réduire le temps d’exposition au risque en optant pour des essences à croissance rapide. Mais encore ici, le retour sur les investissements sylvicoles reste à être

évalué. Finalement, de considérer ces territoires comme ayant une vocation forestière marginale desquels on peut tirer des approvisionnements d'appoint, constitue possiblement l'option la moins à risque.

La réduction du taux de coupe est souvent décrite comme trop coûteuse pour être mise en place. On optera plutôt pour une réduction plus modérée afin de tenir compte du risque de feu. Par exemple, dans le cas de l'UA 026-61, une réduction de 20 % de la possibilité a été retenue afin de tenir compte du risque de feu. Leduc *et al.* (2014) montrent que le coût à long terme de la réduction du taux devrait être établi sur le volume de bois extrait d'une unité d'aménagement à long terme. En comparant un scénario de gestion a posteriori des feux (impliquant un nouveau calcul aux 5 ans) avec une gestion a priori du risque de feu, on observe que le volume de bois total obtenu au bout de 100 ans demeure similaire (Leduc *et al.* 2014; Savage *et al.* 2010). En d'autres mots, la réduction du taux de coupe a priori ne semble pas entraîner une baisse du volume de bois à long terme dans une unité soumise à un risque de feu relativement stable.

Sous cet environnement, les avantages découlant de l'abaissement du taux de coupe sont nombreux :

- Stabilise les approvisionnements;
- Facilite le respect de seuil d'altération et diminue le risque de les voir dépassés;
- Augmente l'âge moyen des forêts récoltées (valeur des gros bois);
- Augmente l'éligibilité à la coupe de récupération en augmentant la proportion de forêts mûres à l'échelle de l'UA;
- En corollaire, diminue les accidents de régénération.

Pour toutes ces raisons, l'abaissement du taux de coupe devrait faire partie de la stratégie visant l'atténuation des risques de feu sur les approvisionnements en bois.

Bien que le territoire étudié représente un cas extrême en termes de taux de brûlage par rapport à celui qui a cours dans les unités d'aménagement en général, les conclusions tirées sont riches d'enseignement pour gérer adéquatement le risque que représente le feu pour les approvisionnements des usines.

Il n'existe pas de solution universelle à la gestion du risque de feu sur les approvisionnements en bois en provenance de secteurs à fort risque. L'exploitation forestière de ces secteurs pose tout un défi à l'aménagiste car la perte au feu des jeunes peuplements (y compris les plantations) va irrémédiablement diminuer les possibilités forestières. La gestion du combustible (conversion vers des peuplements feuillus) pourrait constituer un moyen efficace de contrer le rehaussement attendu des taux de brûlage entraînés par les changements climatiques. Mais cela devra se faire quelque peu au détriment de la vocation résineuse du territoire. Il serait également possible de réduire le temps d'exposition au risque en optant pour des essences à croissance rapide. Mais encore ici, le retour sur les investissements sylvicoles demeure à risque. Dans les deux cas, le temps de mise en place de ces mesures s'échelonne sur plusieurs décennies. Finalement, comme la quantité de bois disponible à la récolte demeure la même à long terme, le choix du niveau de récolte optimal relève de la planification stratégique et dépend de la tolérance des investisseurs à subir des baisses progressives de volume disponible à moyen ou à long terme. Pour diminuer le risque, les territoires où les cycles de feu sont courts devraient être considérés comme des sources de bois variables desquelles on peut tirer des approvisionnements d'appoint, dans un bassin d'approvisionnement plus grand, où le risque est alors dilué.

SYNTHÈSE ET RECOMMANDATION

Le rapport scientifique sur la limite nordique des forêts attribuables (MFFP 2013) distinguait des portions de la forêt boréale où le risque pour la pratique d'un aménagement durable était qualifié de modéré à élevé. Le présent projet portait sur deux de ces zones où l'aménagement peut être durable à condition d'y développer des stratégies d'aménagement adaptées selon les recommandations du rapport scientifique. La réalisation du projet a permis de documenter les risques associés à ces zones et montrer comment ceux-ci peuvent compromettre la durabilité de l'aménagement et la rentabilité des investissements sylvicoles et industriels qui y sont consentis. À défaut d'ajuster les stratégies d'aménagement en conséquence de ces risques, force est de constater que le statut de ces territoires mériterait d'être révisé.

Le projet a permis de prendre la mesure du risque que posent les accidents de régénération dans les territoires où les cycles de feu sont courts ou très courts. Après quelques décennies, des pertes de superficies productives s'accumuleront de manière significative. À titre d'exemples, sur l'horizon de simulation de 50 ans pour l'ensemble de la portion Est du territoire pilote, la perte de superficie productive (> 50 m³/ha) médiane sans intervention est estimée à 10 % du territoire initialement productif. Ces pertes de territoire productif auxquelles s'ajoutent les diminutions de production sur d'autres territoires demeurés productifs affecteraient considérablement la production ligneuse attendue dans les prochaines décennies.

Le projet a également permis de prendre la mesure du risque que pose la paludification dans les territoires situés sur le till de Cochrane, c'est-à-dire la partie nord-ouest de la ceinture d'argile qui parcourt l'Ontario et le Québec, entre le district de Cochrane et l'Abitibi-Témiscamingue. Dans la portion Ouest du territoire pilote, l'historique d'évitement des peuplements susceptibles à la paludification fait en sorte que la proportion des superficies récoltables susceptibles à la paludification au cours des prochaines 40 années est estimée à 26 % des superficies récoltables pour 18 % du volume total récoltable. Les prochaines décennies apparaissent donc cruciales dans la gestion durable des peuplements susceptibles à la paludification car une partie importante des aménagements forestiers seront concentrés dans ce type de peuplements.

Le feu présente aussi un risque important pour la stabilité des approvisionnements. Au fil du temps, le feu prélèvera une quantité de bois qui devra être soustrait des approvisionnements. Comme à mesure du rajeunissement de la structure d'âge de la forêt, de plus en plus de peuplements jeunes et non marchands brûleront, les coupes de récupération offre peu d'options de mitigation. À long terme, la quantité de bois disponible à la récolte demeure similaire, peu importe le niveau de coupe choisi. Les aménagistes ne peuvent que décider du moment où cette même quantité de bois peut être récoltée le long de l'horizon de planification.

Des solutions existent pour diminuer l'ampleur des problèmes documentés, mais leur efficacité est variable et elles mobiliseront des parts importantes des budgets sylvicoles et de voirie. De plus, les actions requérant des investissements accrus sont risquées en considérant les cycles de feu actifs sur le territoire (surtout la portion est des secteurs étudiés). Les simulations montrent que les risques de voir les investissements sylvicoles anéantis par l'action du feu sont d'autant plus grands que le cycle de feu est court et que l'âge de maturité est élevé.

Il y a donc place à poursuivre les analyses afin d'intégrer de façon plus concrète, dans la planification forestière, les renseignements présentés dans ce rapport. Plusieurs incertitudes quant, entre autres, à la productivité des plantations, les possibilités de récupération et le degré de couverture du réseau routier nécessaire demeurent à être analysés de façon plus concrète au niveau de chacune des unités d'aménagement.

Le projet définit les risques selon les conditions actuelles connues. Les changements climatiques introduisent une plus grande incertitude par rapport aux conditions qui sont en train de prendre place. Les projections liées aux changements climatiques ne montrent pas d'amélioration sensible aux contraintes décrites dans ce rapport. On prévoit en effet davantage de feux (Boulangier *et al.* 2018) et une productivité qui pourrait devenir plus faible (Girardin *et al.* 2016; Chaste *et al.* 2019; d'Orangeville *et al.* 2018). Malgré l'augmentation prévue des feux, ceux-ci ne peuvent que rarement augmenter la productivité de sites déjà gravement paludifiés (Terrier *et al.* 2015).

Les résultats du projet aideront à la mise au point d'une approche de gestion du risque qui permettra de prendre des décisions d'aménagement en contrôlant les facteurs de risque qui peuvent compromettre le succès des stratégies d'aménagement. Le plus grand défi pour les aménagistes est de décider de quelles combinaisons d'actions seraient les plus efficaces pour minimiser les risques et optimiser les dépenses en sylviculture et en voirie compte tenu du risque présent. Des stratégies peuvent être définies pour trouver les meilleurs compromis possibles entre les objectifs de production et les risques pour les investissements. Il y aurait probablement avantage à canaliser les investissements de façon à valoriser davantage le territoire des zones à sensibilité faible.

En plus de mettre en place des actions qui peuvent atténuer les risques ou en diminuer les effets, l'approvisionnement des usines gagnerait en stabilité si le risque de rupture de stock était dilué en comptant sur des sources de bois provenant de territoires situés à l'extérieur des zones problématiques. Cette action mériterait d'être menée de manière raisonnée à partir des enseignements tirés du projet.

Toutefois, même si dans les autres portions de la forêt boréale les problèmes sont moins aigus, elles présentent, à des degrés variables, les mêmes risques identifiés dans le rapport. Les stratégies d'aménagement devraient prendre en compte les problèmes potentiels selon le niveau de risque que l'on peut leur associer dans toutes les portions de la forêt boréale.

BIBLIOGRAPHIE

Bergeron, J.-F., Grondin, P., et Blouin, J. 1998. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'ouest. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers. 204 p.

Bergeron, Y., Irulappa Pillai Vijayakumar, D.B., Ouzennou, H., Raulier, F., Leduc, A., et Gauthier, S. 2017. Projections of future forest age class structure under the influence of fire and harvesting: implications for forest management in the boreal forest of eastern Canada. *Forestry : An Int. J. For. Res.* p. 485-495.

Bernier, P., Gauthier, S., Jean, P.-O., Manka, F., Boulanger, Y., Beaudoin, A., et Guindon, L. 2016. Mapping local effects of forest properties on fire risk across Canada. *Forests* 7(8):157.

BMMB, 2017. Modèle d'évaluation de rentabilité des investissements sylvicoles (MÉRIS). <https://bmmmb.gouv.qc.ca/analyses-economiques/outils-d-analyse/>

Bouchard, M., Boucher, Y., Belleau, A., et Boulanger, Y. 2015. Modélisation de la variabilité naturelle de la structure d'âge des forêts du Québec. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière no. 175, 32 p.

Boulanger, Y., Girardin, M., Bernier, P.-Y., Gauthier, S., Beaudoin, A., Guindon, L. 2017. Changes in mean forest age in Canada's forests could limit future increases in area burned but compromise potential harvestable conifer volumes. *Canadian Journal of Forest Research* 47(6):755-764.

Brown, C.D. et Johnstone, J.F. 2012. Once burned, twice shy: repeat fires reduce seed availability and alter substrate constraints on *Picea mariana* regeneration. *Forest Ecology and Management* 266: 34–41. doi:10.1016/j.foreco.2011.11.006.

Bureau du forestier en chef. 2015. État de la forêt publique du Québec et de son aménagement durable – Bilan 2008-2013. Gouvernement du Québec, Roberval, Québec, 382 p.

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

Burn, R.M. et B.H. Honkala (eds.). *Agriculture Handbook 654*, USDA For. Serv., Washington, DC, 227–237 in *Silvics of North America: 1. Conifers*. Chabot, M., Blanchet, P., Drapeau, P., Fortin, F., Gauthier, S., Imbeau, L., Lacasse, G., Lemaire, G., Nappi, A., Quenneville, R., Thiffault, E., 2009. Le feu en milieu forestier. In: *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie, 2e édition. Ouvrage collectif, Québec, pp. 1037–1090.*

Carcaillet, C., Bergeron, Y., Richard, P.J.H., Frechette, B., Gauthier, S., et Prairie, Y.T. 2001. Change of fire frequency in the eastern Canadian boreal forests during the Holocene: Does vegetation composition or climate trigger the fire regime? *Ecology* 89:930-946.

Cardil, A., Lorente, M., Boucher, D., Boucher, J., Gauthier, S. 2018. Factors influencing fire suppression success in the province of Quebec (Canada). *Canadian Journal of Forest Research* (sous presse).

Charman, D. 2002. *Peatlands and Environmental Change*. Wiley, West Sussex, UK.

Cyr, D., Gauthier, S., Boulanger, Y., et Bergeron, Y. 2016. Quantifying fire cycle from dendroecological records using survival analyses. *Forests* 7(7):131.

De Groot, W.J., Bothwell, P.M., Taylor, S.W., Wotton, B.M., Stocks, B.J., et Alexander, M.E. 2004. Jack pine regeneration and crown fires. *Canadian Journal of Forest Research* 34:1634–1641.

Didion, M.; Fortin, M.-J.; Fall, A. 2007. Forest age structure as indicator of boreal forest sustainability under alternative management and fire regimes: A landscape level sensitivity analysis. *Ecol. Model.* 200 :45–58.

Enright, N.J., Marsula, R., Lamont, B.B., et Wissel, C. 1998. The ecological significance of canopy seed storage in fire-prone environments: a model for resprouting shrubs. *J. Ecol.* 86:960–73.

Fall, A.; Fall, J. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecol. Model.* 141 :1–18.

Fall, A., Fortin, M.-J., Kneeshaw, D.D., Yamasaki, S.H., Messier, C., Bouthillier, L., et Smyth, C. 2004. Consequences of various landscape-scale ecosystem management strategies and fire cycles on age-class structure and harvest in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 34:310-322.

Gauthier, S., Bergeron, Y., et Simon, J.-P. 1993. Cone serotiny in jack pine: ontogenetic, positional, and environmental effects. *Canadian Journal of Forest Research* 23:394-401.

Gauthier, S., Bernier, P. Y., Boulanger, Y., Guo, J., et Guindon, L. 2015a. Vulnerability of timber supply to projected changes in fire regime in Canada's managed forests. *Canadian Journal of Forest Research* 45(11):1439-1447.

Gauthier, S., Raulier, F., Ouzennou, H., et Saucier, J.-P. 2015b. Strategic analysis of forest vulnerability to risk related to fire: an example from the coniferous boreal forest of Quebec 1. *Canadian Journal of Forest Research* 45(5):553-565.

Gauthier, S., Bergeron, Y., et Simon, J.-P. 1996. Effects of fire regime on the serotiny level of jack pine. *Journal of Ecology* 84(4):539-548.

Gauthier, S., Bernier, P., Burton, P.J., Edwards, J., Isaac, K., Isabel, N., Jayen, K., Le Goff, H., et Nelson, E.A. 2014. Climate change vulnerability and adaptation in the managed Canadian boreal forest. *Environ. Rev.* 22:256–285. doi: 10.1139/er-2013-0013.

Girard, F., Payette, S., et Gagnon, R. 2009. Origin of the lichen–spruce woodland in the closed-crown forest zone of eastern Canada. *Glob. Ecol. and Biogeog.* 18:291-303.

Girardin, M.P., Ali, A.A., Carcaillet, C., Blarquez, O., Hély, C., Terrier, A., Genries, A., et Bergeron, Y. 2013. Vegetation limits the impact of a warm climate on boreal wildfires. *New Phytologist* 199(4) :1001-1011.

Girardin, M.P. et Terrier, A. 2015. Mitigating risks of future wildfires by management of the forest composition: an analysis of the offsetting potential through boreal Canada. *Climatic Change* 130(4):587-601.

Greene, D.F. et Johnson, E.A. 1996. Wind dispersal of seeds from a forest into a clearing. *Ecology* 77(2) :595-609.

Greene, D.F., et Johnson, E.A. 1999. Modelling recruitment of *Populus tremuloides*, *Pinus banksiana*, and *Picea mariana* following fire in the mixedwood boreal forest of central Saskatchewan. *Canadian Journal of Forest Research* 29:462–473.

Greene, D.F. et Johnson, E.A. 2000. Tree recruitment from burn edges. *Canadian Journal of Forest Research* 30(8):1264-1274.

Greene, D.F., Macdonald, S.E., Haeussler, S., Domenicano, J.N., Jayen, K., Charron, I., Gauthier, S., Hunt, S., Gielau, E.T., Bergeron, Y., et Swift, L. 2007. The reduction of organic-layer depth by wildfire in the North American boreal forest and its effect on tree recruitment by seed. *Canadian Journal of Forest Research* 37:1012–1023.

Greene, D. F., Zasada, J. C., Sirois, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Charron, I., 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.

Guillemette, T. et DesRochers, A. 2008. Early growth and nutrition of hybrid poplars fertilized at planting in the boreal forest of western Quebec. *Forest Ecology and Management* 255(7) :2981-2989.

Gunn, E.A. 2007. Models for strategic forest management. In *Handbook of operations research in natural resources* (pp. 317-341). Springer, Boston, MA.

Haavisto, V.F. et Skeates, D.A. 1995. Variability in black spruce cone and seed production. *Frontline, Forestry Research Applications, Canadian Forest Service, Sault Ste. Marie, Ontario, Technical note No. 26.* 4 p.

Heinselman, M. 1981. Fire and succession in the conifer forests of northern North America., *dans: Forest Succession.* pp. 374–405.

Henneb, M., Valeria, O., Fenton, N. J., Thiffault, N., & Bergeron, Y. 2015. Mechanical site preparation: Key to microsite creation success on Clay Belt paludified sites. *The Forestry Chronicle* 91(2) :187-196.

Hirsch, K., Kafka, V., Tymstra, C., McAlpine, R., Hawkes, B., Stegehuis, H., Quintilio, S., Gauthier, S., Peck, K. 2001. Fire-smart forest management: a pragmatic approach to sustainable forest management in fire-dominated ecosystems. *The Forestry Chronicle* 77(2):357-363.

Ilisson, T. et Chen, H.Y.H. 2009. The direct regeneration hypothesis in northern forests. *J. Veg. Sci.* 20:735-744.

James, P.M.A.; Fortin, M.-J.; Sturtevant, B.R.; Fall, A.; Kneeshaw, D.D. 2011. Modelling spatial interactions among fire, spruce budworm, and logging in the boreal forest. *Ecosystems* 14 :60–75.

Jasinski, J. P. et Payette, S. 2005. The creation of alternative stable states in the southern boreal forest, Quebec, Canada. *Ecological Monographs* 75(4) :561-583.

Johnston, W.F. 1990. *Larix laricina* (Du Roi) K. Koch, Tamarack. P. 260—280 Dans *Silvics of North America: 1. Conifers*, Burn, R.M., et B.H. Honkala (eds.). Agriculture Handbook 654, USDA For. Serv., Washington, DC.

Johnstone, J.F., Hollingsworth, T.N., Chapin, F.S., et Mack, M.C. 2010. Changes in fire regime break the legacy lock on successional trajectories in Alaskan boreal forest. *Global Change Biology* 16(4):1281-1295.

Johnstone, J. F. et Kasischke, E. S. 2005. Stand-level effects of soil burn severity on postfire regeneration in a recently burned black spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research* 35(9) :2151-2163.

Kasischke, E.S., Verbyla, D.L., Rupp, T.S., McGuire, A.D., Murphy, K.A., Jandt, R., Barnes, J.L., Hoy, E.E., Duffy, P.A., Calef, M., et Turetsky, M.R. 2010. Alaska's changing fire regime – implications for the vulnerability of its boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 40:1313–1324. doi:10.1139/X10-098.

Korhola, A.A. 1994. Radiocarbon evidence for rates of lateral expansion in raised mires in southern Finland. *Quaternary Research* 42:299-307.

Lafleur, B. et Thiffault, N. 2013. L'ensemencement artificiel. Dans *Le guide sylvicole du Québec. Tome 2. Les concepts et l'application de la sylviculture*. C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier (eds.), Les Publications du Québec, Québec, QC. pp. 227-241.

Lafleur, B., N.J. Fenton, D. Paré, M. Simard et Bergeron, Y. 2010. Contrasting effects of season and method of harvest on soil properties and the growth of black spruce regeneration in the boreal forested peatlands of eastern Canada. *Silva Fenn.* 44(5):799–813.

Lamont, B.B., Lemaitre, D.C., Cowling, R.M., et Enright, N.J. 1991. Canopy seed storage in woody-plants. *The Botanical Review* 57(4):277-317. doi:10.1007/BF02858770.

Lapointe, M.-A. 2008. Évaluation des travaux sylvicoles : Le choix du taux d'actualisation. Rapport scientifique déposé au Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune.

Lecomte, N., Simard, M. et Bergeron, Y., 2006. Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Québec, Canada. *Écoscience* 13 :152–163.

Leduc, A., Bernier, P., Mansuy, N., Raulier, F., Gauthier, S., Bergeron, Y. 2014. Using salvage logging and tolerance to risk to reduce the impact of forest fires on timber supply calculations. *Canadian Journal of Forest Research* 45(4):480-486.

Légaré, S., Paré, D., et Bergeron, Y. 2004. The responses of black spruce growth to an increased proportion of aspen in mixed stands. *Canadian Journal of Forest Research* 34(2) :405-416.

Legris, J. et Couture, G. 1999. L'éclaircie précommerciale au Québec dans un cadre d'aménagement durable des forêts, Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, 80 p.

Lieffers, V. J. et Beck Jr, J. A. 1994. A semi-natural approach to mixedwood management in the prairie provinces. *The Forestry Chronicle* 70(3):260-264.

Mansuy, N., Gauthier, S., Robitaille, A., et Bergeron, Y. 2010. The effects of surficial deposit–drainage combinations on spatial variations of fire cycles in the boreal forest of eastern Canada. *International Journal of Wildland Fire* 19(8):1083-1098.

Maraun, D. 2016. Bias correcting climate change simulations-a critical review. *Current Climate Change Reports* 2(4):211-220.

Ministère des Forêts, de la faune et des parcs, 2017. Addenda au sommaire du plan d'aménagement forestier intégré tactique 2013-2018 pour la période 2018-2023. Gouvernement du Québec, Direction de la gestion des forêts du Nord-du-Québec, 149 p.
<https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/consultation/nord-du-quebec/PAFIT-2018-2023-2661.pdf>

Ministère des Forêts, de la faune et des parcs, 2017. Guide d'élaboration d'une stratégie régionale de production de bois, Québec, gouvernement du Québec, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 63 p.

Ministère des Ressources naturelles du Québec, 2013. Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables. Secteur des forêts. 148 p. + 6 annexes.

Miyaniishi, K. 2001. Duff consumption. Dans *Forest fires: behaviors and ecological effects*. E.A. Johnson et K. Miyaniishi (eds.). Academic Press, San Diego. 437–470.

Miyaniishi, K. et Johnson, E.A. 2002. Process and patterns of duff consumption in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32:1285–1295.

Mosek, A. P. S. 2010. The MOSEK optimization software. Online at <http://www.mosek.com>, 54(2-1), 5.

Müssenberger, F., S. Miron, M. Riopel, V. Lafèche, J. Bégin et J.-P. Saucier, 2010. Le potentiel d'accroissement d'une station écoforestière : prédiction de l'indice de qualité de station et de l'accroissement annuel moyen potentiel par polygone forestier pour la forêt publique commerciale du Québec. Université Laval. Québec, QC. 251 p.

Paquette, A. et Messier, C. 2010. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8(1):27-34.

Payette, S. 2001. Les principaux types de tourbières. In: Payette, S., Rochefort, L. (Eds.), *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec City, QC, Canada, pp. 39-90.

Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. In: *A Systems Analysis of the Global Boreal Forest* (Eds. Shugart H.H., Leemans R., and Bonan G.B.), pp. 144–169. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Perala, D.A. 1990. *Populus tremuloides* Michx., Quaking Aspen. P. 1082–1115 Dans *Silvics of North America: Volume 2. Hardwoods*, Burn, R.M., et B.H. Honkala (eds.). Agriculture Handbook 654, USDA For. Serv., Washington, DC.

Pinno, B.D., Errington, R. C., et Thompson, D. K. 2013. Young jack pine and high severity fire combine to create potentially expansive areas of understocked forest. *Forest Ecology and Management* 310:517-522.

Pothier, D. et Savard, F. 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Direction des inventaires forestiers, ministère des Ressources Naturelles du Québec, Québec, Que. 196 pp.

Poulin, J. 2013. Plantation. Fascicule 3.1. Dans Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 77-81.

Prévost, M., Roy, V., et Raymond, P. 2003. Sylviculture et régénération des forêts mixtes du Québec (Canada): une approche qui respecte la dynamique naturelle des peuplements. Direction de la recherche forestière.

Rapanoela, R., Raulier, F., Gauthier, S., Ouzennou, H., Saucier, J. P., et Bergeron, Y. 2015. Contrasting current and potential productivity and the influence of fire and species composition in the boreal forest: a case study in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 45(5) :541-552.

Raulier, F., Le Goff, H., Gauthier, S., Rapanoela, R., et Bergeron, Y. 2013. Introducing two indicators for fire risk consideration in the management of boreal forests. *Ecological indicators* 24 :451-461.

Remsoft, I. (1999). Woodstock User Guide.

Rijal, B., LeBel, L., Martell, D.L., Gauthier, S., Lussier, J.M., et Raulier, F. 2018a. Value-added forest management planning: A new perspective on old-growth forest conservation in the fire-prone boreal landscape of Canada. *Forest Ecology and Management* 429:44-56.

Rijal, B., Raulier, F., et Martell, D.L. 2018b. A value-added forest management policy reduces the impact of fire on timber production in Canadian boreal forests. *Forest policy and economics* 97 :21-32.

Rudolph, T. D. et Laidly, P. R. 1990. *Pinus banksiana* (Lamb.) Jack pine. P. 280–293 Dans *Silvics of North America: 1. Conifers*, Burn, R.M., et B.H. Honkala (eds.). Agriculture Handbook 654, USDA For. Serv., Washington, DC.

Rydin, H. et Jeglum, J.K. 2006. *The Biology of Peatlands*. Oxford University Press, Oxford.

Savage, D.W., Martell, D.L., Wotton, B.M. 2010. Evaluation of two risk mitigation strategies for dealing with fire-related uncertainty in timber supply modelling. *Canadian Journal of Forest Research* 40(6):1136-1154.

Shetler, G., Turetsky, M.R., Kane, E., et Kasischke, E. 2008. Sphagnum mosses limit total carbon consumption during fire in Alaskan black spruce forests. *Canadian Journal of Forest Research* 38(8):2328-2336.

Simard, M., Bernier, P.Y., Bergeron, Y., Pare, D., et Guérine, L. 2009. Paludification dynamics in the boreal forest of the James Bay Lowlands: effect of time since fire and topography. *Canadian Journal of Forest Research* 39(3):546-552.

Sjörs, H. 1983. Mires of Sweden. In: Gore, A.J.P. (Ed.), *Ecosystems of the World: Mires—Swamp, Bog, Fen and Moor*. Regional Studies 4B. Elsevier, Amsterdam, pp. 69–93.

Splawinski, T.B., Drobyshev, I., Gauthier, S., Bergeron, Y., Greene, D.F. et Thiffault, N. 2017. Precommercial thinning of *Picea mariana* and *Pinus banksiana*: Impact of treatment timing and competitors on growth response. *Forest Science* 63(1):62-70.

Splawinski, T.B., Cyr, D., Gauthier, S., Jette, J.-P., et Bergeron, Y. 2019. Analyzing risk of regeneration failure in the managed boreal forest of northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* (sous presse).

Splawinski, T.B., Gauthier S., Bergeron, Y., et Greene, D.F. 2014a. The impact of early pre-commercial thinning of dense jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.) stands on the mortality of thinned stems. *Forestry Chronicle* 90:371-377.

Splawinski, T.B., Greene D.F., et Gauthier S. 2014b. A model of the post-fire recruitment of *Picea mariana* and *Pinus banksiana* as a function of salvage timing and intensity. *Ecological Modeling* 282:35-43.

Stocks, B.J., Mason, J.A., Todd, J.B., Bosch, E.M., Wotton, B.M., Amiro, B.D., Flannigan, M.D., Hirsch, K.G., Logan, K.A., Martell, D.L., et Skinner, W.R. 2002. Large forest fires in Canada, 1959–1997. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 107(D1), FFR 5-1–FFR 5-12.

Team, R. C. (2000). R language definition. Vienna, Austria: R foundation for statistical computing.

Terrier, A., Girardin, M.P., Périé, C., Legendre, P., et Bergeron, Y. 2013. Potential changes in forest composition could reduce impacts of climate change on boreal wildfires. *Ecological Applications* 23(1):21-35.

Terrier, A., de Groot, W J., Girardin, M.P., et Bergeron, Y. 2014. Dynamics of moisture content in spruce–feather moss and spruce–Sphagnum organic layers during an extreme fire season and implications for future depths of burn in Clay Belt black spruce forests. *Int. J. Wildland fire* 23:490-502.

Terrier, A., Girardin, M.P., Cantin, A., Groot, W.J., Anyomi, K.A., Gauthier, S., et Bergeron, Y. 2015. Disturbance legacies and paludification mediate the ecological impact of an intensifying wildfire regime in the Clay Belt boreal forest of eastern North America. *J. Veg. Sci.* 26:588-602.

Tittler, R., Messier, C., et Fall, A. 2012. Concentrating anthropogenic disturbance to balance ecological and economic values: Applications to forest management. *Ecol. Appl.* 22:1268–1277.

Van Bogaert, R., Gauthier, S., Drobyshev, I., Jayen, K., Greene, D.F., et Bergeron, Y. 2015a. Prolonged absence of disturbance associated with increased environmental stress may lead to reduced seedbank size in *Picea mariana* in boreal eastern North America. *Ecosystems* 18(7):1135-1150.

Van Bogaert, R., Gauthier, S., Raulier, F., Saucier, J.P., Boucher, D., Robitaille, A., et Bergeron, Y. 2015b. Exploring forest productivity at an early age after fire: a case study at the northern limit of commercial forests in Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 45(5):579-593.

Viereck, L.A. et Johnston, W.F. 1990. *Picea mariana* (Mill.) B.S.P. black spruce. p. 227—237 Dans *Silvics of North America: 1. Conifers*, Burn, R.M. et B.H. Honkala (eds.). Agriculture Handbook 654, USDA For. Serv., Washington, DC.

Viglas, J.N., Brown, C.D., et Johnstone, J.F. 2013. Age and size effects on seed productivity of northern black spruce. *Canadian Journal of Forest Research* 43:534-543.

Wichmann, B.A. et Hill, I.D. 1982. Algorithm AS 183: An efficient and portable pseudo-random number generator. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)* 31(2):188-190.

Zasada, J. 1971. Natural regeneration of interior Alaska forests—seed, seedbed, and vegetative reproduction considerations. p. 231—246 Dans *Proc. of Conf. on Fire in the Northern Environment—A Symposium*, USDA For. Serv. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, OR.

ANNEXE 1 DÉTAILS DE LA MÉTHODOLOGIE UTILISÉE AU CHAPITRE 1

Cette annexe présente les détails de la méthodologie utilisée au chapitre 1 qui porte sur le feu et les risques d'accidents de régénération.

Aire d'étude de la portion Est du territoire pilote

L'aire d'étude correspond à la portion Est du territoire pilote et est située dans une zone de sensibilité moyenne à élevée (Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013) dans le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'Ouest (Figure 1). Situé à l'ouest du lac Mistassini, tout juste au sud de la limite nordique des forêts attribuables, elle est d'une superficie totale de 1,3 Mha, dont 10,1 % est constitué de grands cours d'eau. Le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'Ouest est dominé par des peuplements d'épinettes noires et de pins gris purs, et est caractérisé par des dépôts de surface de till, organiques, et glacio-lacustres. Le climat est continental subpolaire, avec des précipitations annuelles moyennes allant de 900 à 1100 mm, une température moyenne annuelle de -2,5 à 0 °C et une saison de croissance de quatre à cinq mois (Bergeron *et al.* 2018).

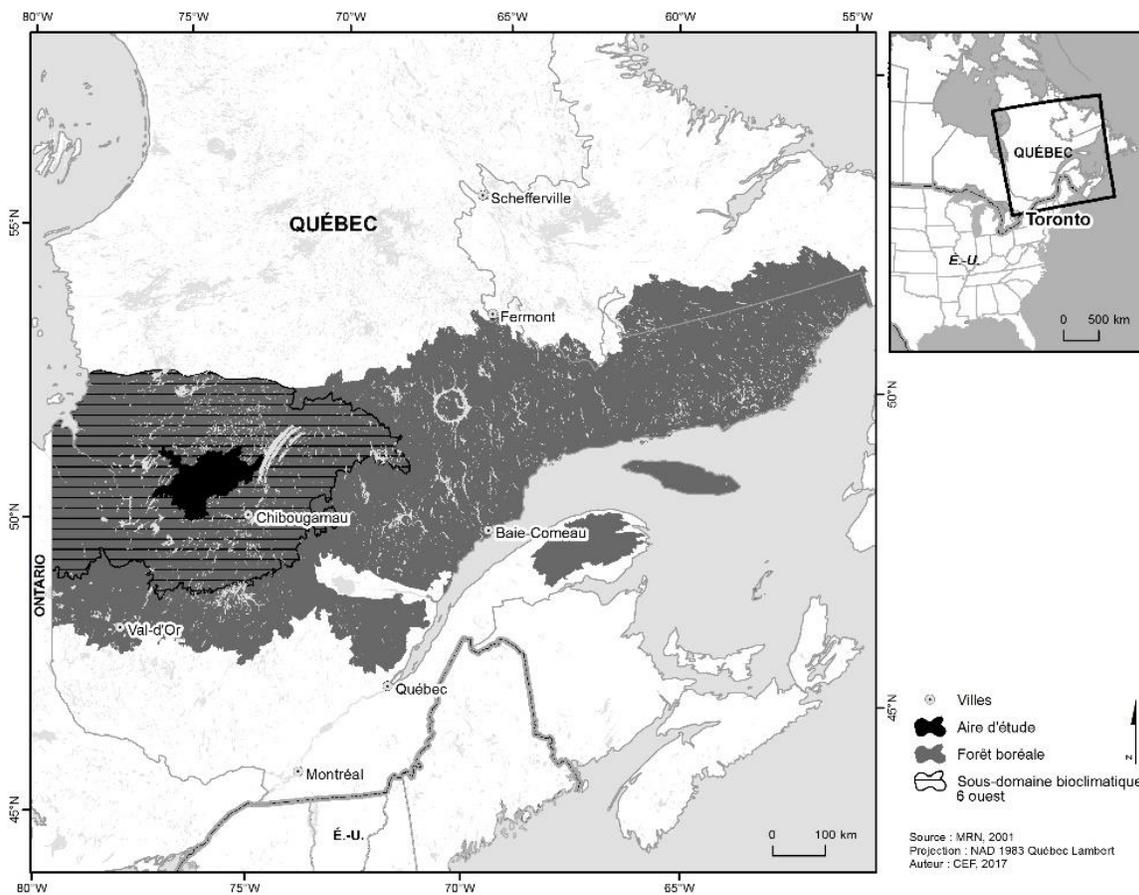


Figure 1 Carte illustrant l'aire d'étude dans le sous-domaine bioclimatique 6-Ouest de la forêt boréale du Québec.

Le modèle

Approche générale

Nous avons examiné l'effet du cycle de feu et de la récolte sur le taux d'accident de régénération ainsi que sur les pertes et gains en productivité dans les peuplements d'épinettes noires et de pin gris purs. En utilisant le logiciel R (R Core Team 2018), à l'aide d'un modèle de feu spatialement explicite (Cyr et al. 2016), nous avons simulé le territoire à l'étude et sa dynamique naturelle sur la base des paramètres du régime des feux documentés par Gauthier et al. (2015b).

Nous y avons intégré un aménagement forestier caractérisé principalement par un régime de coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) et de coupes de récupération après feu émulant les principales caractéristiques de l'aménagement forestier planifié pour la période de 2018-2023.

La régénération après feu a été simulée à l'aide d'une version modifiée du modèle de densité de régénération de Splawinski et al. (2014b). Ce modèle permettait de mettre à jour la densité de régénération après feu sur la base des caractéristiques du peuplement brûlé (âge et surface terrière).

Les équations de Pothier et Savard (1998) ont été utilisées afin de déterminer les variables dendrométriques (surface terrière et volume marchand) nécessaires à l'application du plan d'aménagement ainsi qu'au modèle de régénération.

Un total de 1000 simulations ont été produites afin de tenir compte de la stochasticité inhérente aux feux de forêts (on les nomme ensuite des répliques). Les simulations étaient d'une durée de 50 ans afin de s'arrimer aux horizons de planification stratégique. Les simulations se font selon la séquence présentée ci-après.

Conditions initiales

Regroupement d'essences en classe de composition

Pour l'initialisation des simulations, les données de peuplements obtenues à partir de la carte écoforestière du 4^e décennal (\approx 2015) ont été utilisées pour regrouper les peuplements en classes de composition (Tableau 1). Les détails sur le système de stratification écoforestière et les codes associés peuvent être obtenus auprès du MFFP (2015).

Tableau 1 Schéma de regroupement initial des espèces.

Désignation	Paramètres de stratification écoforestière	Codes
Épinette noire pur (EN)	Groupe d'essences (GR_ESS)	EE, EN, ENEBPT, ENEN, ENENBP, ENENFI, ENENFN, ENENFX, ENENPT, ENFI, ENFN, ENML, ENMLBP, ENMLFI, ENMLFN, ENPG, ENPGBP, ENPGFI, ENPGFN, ENPGFX, ENPGPT, ENRX, ENRXBP, ENRXFI, ENRXFN, ENRXPT, ENSB, ENSBBP, ENSBFI, ENSBFN, ENSBPT, ENSE, ENSEFI, EPG
Pin Gris pur (PG)	Groupe d'essences (GR_ESS)	PG, PGE, PGEb, PGEN, PGENBP, PGENFI, PGENFN, PGENFX, PGENPT, PGML, PGPG, PGPGBP, PGPGFI, PGPGFN, PGPGFX, PGPGPT, PGRX, PGRXBP, PGRXFN, PGRXPT, PGSB, PGSBBP, PGSBPT
Résineux (RX)	Groupe d'essences (GR_ESS)	EBEB, EBEBBP, EBPg, EBSB, MLEN, MLML, MLPG, MLRX, MR, PIRZ, RXEN, RXENBP, RXENFI, RXENPT, RXFNrZ, RXFXRZ, RXML, RXPG, RXPGBP, RXRX, RXRXBP, RXRXFI, RXRXFN, RXRXFX, RXRZ, RXSB, RXSBBP, SBEB, SBEN, SBENBP, SBENFI, SBENFN, SBPG, SBPGBP, SBRX, SBRXBP, SBSB, SBSBBP, SEEN
Résineux planté indéterminé (RZ)	Groupe d'essences (GR_ESS)	RZ, RZFI, RZFN, RZFNFx, RZFX, RZFXFN, RZRZ, RZRFXN, RZRFX
Feuillu (FX)	Groupe d'essences (GR_ESS)	BPBP, BPBPB, BPBPEN, BPBPg, BPBPPrX, BPBPsb, BPBPSE, BPFN, BPFNEN, BPFNPG, BPFNRX, BPFNSB, BPFx, BPFxEN, BPFxPG, BPFxRX, BPFxSB, BPPT, BPPTEN, BPPTPG, BPPTRX, BPPTSB, FIBP, FIBPEN, FIBPPG, FIEN, FIFI, FIFIEN, FIFIPG, FIFIRX, FIFISB, FIFN, FIFNEN, FIFNPG, FIFNRX, FIFNSB, FIPG, FIPT, FIRZ, FNBP, FNBPEN, FNBPg, FNBPPrX, FNFI, FNFIEN, FNFIg, FNFIrX, FNFN, FNFNEN, FNFNPG, FNFNrX, FNFNsb, FNFX, FNFXRX, FNPT, FNPTEN, FXFN, FXFNrX, FXFX, FXFXEN, FXFXRX, FXRZ, FZ, FZFN, PTBP, PTBPEN, PTBPg, PTBPPrX, PTBPsb, PTFN, PTFNEN, PTFX, PTFXEN, PTFXPG, PTPT, PTPTEN, PTPTML, PTPTPG
Plantation (P)	Perturbation ou intervention d'origine (ORIGINE)	P, PRR
Eau (E)	Code de terrain (CO_TER)	EAU, INO
Terrains non forestière (NF)	Code de terrain (CO_TER)	ANT, A, GR, ILE, RO, AF, LTE, NF, NX
Terrains forestiers improductifs (FI)	Code de terrain (CO_TER)	AL, DH, DS

Les espèces ont été regroupées de la manière suivante : Tous les peuplements ou le groupe d'essence (GR_ESS) a commencé avec EN (épinette noire) ou PG (pin gris) ont été considérés comme de l'épinette noire pure et du pin gris pure. Les peuplements avec une composante feuillue étiquetée comme la première espèce ont été attribués une composition d'espèces feuillus (FX). Les peuplements avec une composante résineux étiquetée comme la première espèce (à l'exception de RZ), ont été attribués une composition d'espèces résineux (RX). Les peuplements avec une composante de «résineux planté indéterminé» (RZ) étiquetée comme la première espèce ou sans groupe d'essence (41 633 peuplements au total), ont été attribués une composition d'espèces EN ou PG basée sur les proportions de EN et PG pure observé dans la zone d'étude (75,8 % et 24,2 % respectivement). Cela a conduit à la classification de 31 566 peuplements en EN et 10 067 peuplements en PG. Cela a été fait parce que les espèces utilisées pour les plantations sont principalement l'épinette noire et le pin gris. Tous les peuplements forestiers qui

ont été plantés (P, PRR), ont été attribués une composition d'espèces EN ou PG en suivant les méthodes suivantes : A) toutes les plantations (sans GR_ESS et sans REB_ESS1) ont été considérées comme de l'épinette noire pure; B) dans toutes les plantations sans GR_ESS mais avec un REB_ESS1, le REB_ESS1 a été considérée comme la nouvelle essence; C) si il y'avait deux essences de reboisement (REB_ESS1 et REB_ESS2), REB_ESS1 a été considérée comme la nouvelle essence; D) si il y'avait un GR_ESS (EN ou PG) mais pas de REB_ESS1, le GR_ESS a été considérée comme l'essence; E) si il y'avait un GR_ESS (EN ou PG) et un REB_ESS1 (EN ou PG) qui était différent, le GR_ESS a été considérée comme l'essence; F) dans un peuplement où le GR_ESS avait un composant de conifère étiqueté comme la première espèce (à l'exclusion de EN ou PG), il a été considérée comme EN sauf si REB_ESS1 (EN ou PG) était connu, auquel cas il été utilisée; et G) dans un peuplement où le GR_ESS avait une composante décidue marquée comme première espèce (exemple : FX, BP, PT etc.), mais a été planté (P ou PRR) avec une espèce conifère, les espèces plantées ont été choisie comme type d'espèce.

Il existe 1 929 des 207 789 polygones forestiers qui n'avaient aucune information sur l'âge d'origine, la composition des espèces, la densité, la taille ou la classe d'âge. Ces polygones ont été considérés comme non-forestiers. Tous les peuplements/polygones improductifs et non-forestiers ont été classés comme « autres ». L'eau est aussi exclue du territoire productif. La figure 2 illustre la répartition des classes de composition dans la portion Est du territoire pilote.

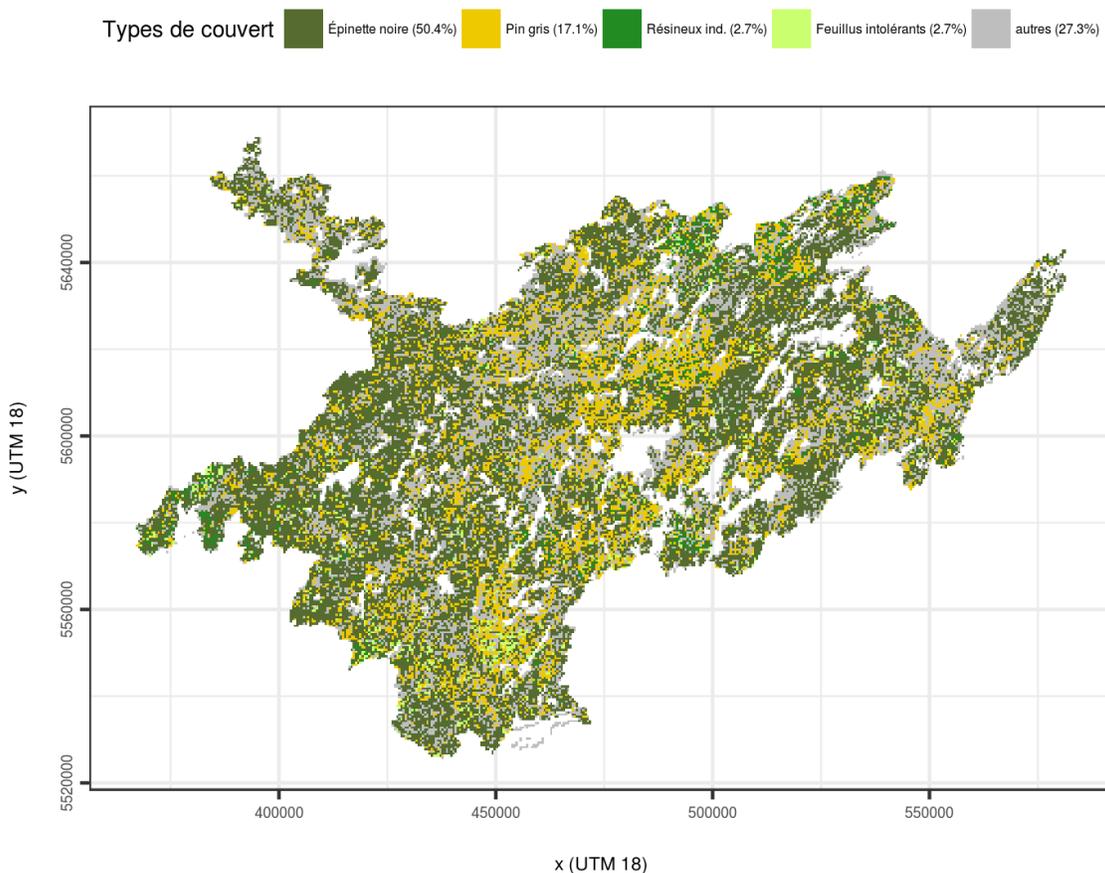


Figure 2 Répartition des classes de composition dans la portion Est du territoire pilote.

Âge initial des peuplements

Afin de déterminer l'âge initial du peuplement au début des simulations, nous avons soustrait l'année d'origine du peuplement de l'année 2016 (valeur de référence). Pour les peuplements qui n'avaient pas une année d'origine associée, nous avons basé leur âge sur la classe d'âge attribuée. Pour les peuplements d'âge équiennes, nous avons simplement attribué le milieu de la classe d'âge comme leur âge initial. Pour les peuplements inéquiennes, leur âge était basé sur le premier âge apparaissant dans leur classe d'âge associée (par exemple, une classe d'âge de 12030 se traduit à un âge initial de 120). Les peuplements inéquiennes (vieux inéquiennes (VIN), jeunes inéquiennes (JIN)) d'âge inconnu se sont vus attribué un âge tiré aléatoirement d'une distribution représentant un paysage à l'équilibre avec un cycle des feux constant de 101 ans, à l'intérieur d'une plage prédéfinie pour chacune des catégories (ex. VIN : 81-999 ; JIN : 21-80). La figure 3 présente la répartition spatiale des peuplements dans la portion Est du territoire pilote, en fonction du temps (années) depuis la dernière perturbation (l'âge initial au début des simulations). Les détails sur les codes des classes d'âge selon la structure des peuplements peuvent être obtenus auprès du MFFP (2015).

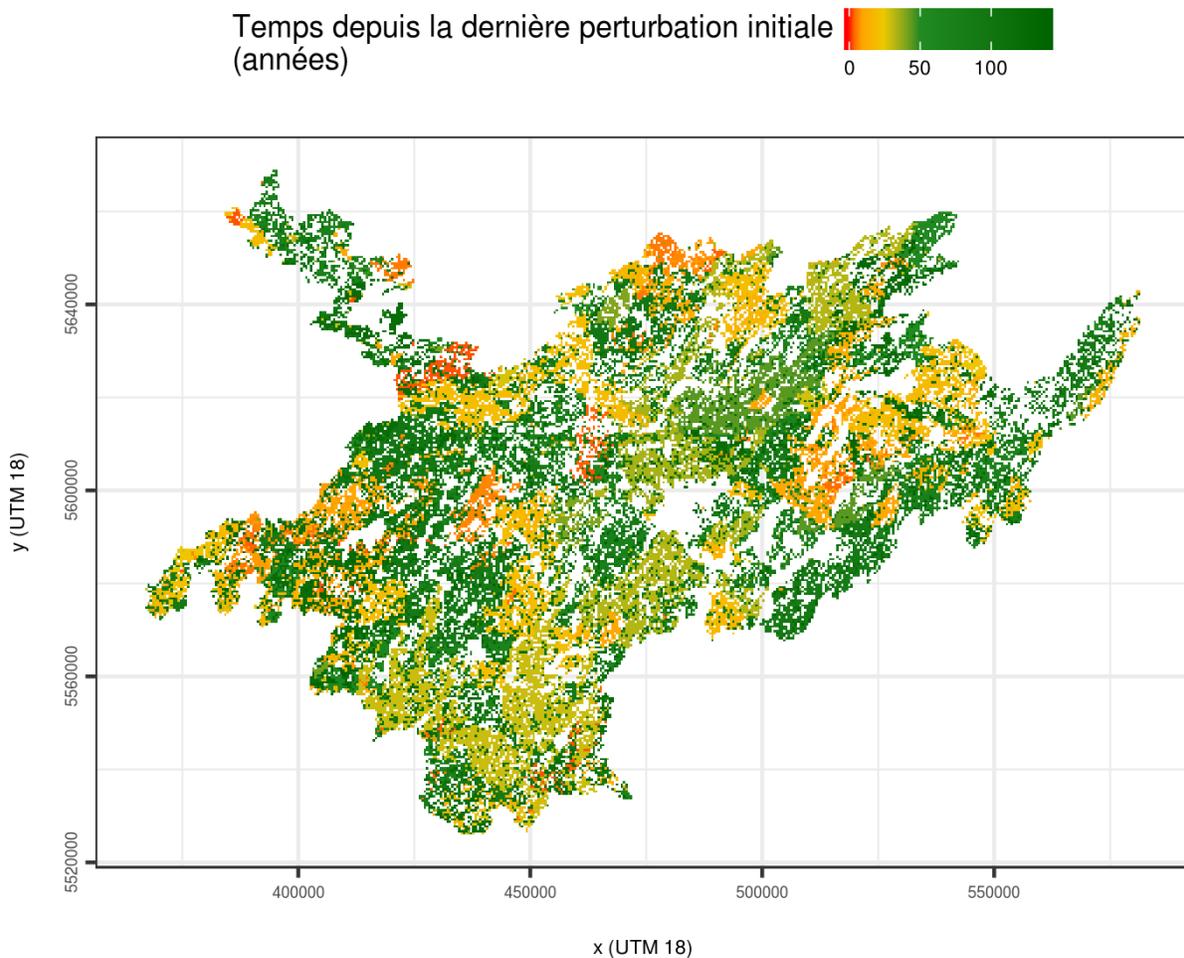


Figure 3 Répartition spatiale des peuplements dans la portion Est du territoire pilote, en fonction du temps (années) depuis la dernière perturbation (l'âge initial).

IQS et IDR100 initial des peuplements

Un indice de qualité de station (IQS) et une densité relative (IDR₁₀₀) ont été attribués à chacun des peuplements, afin de pouvoir suivre la croissance du peuplement à l'aide des équations de rendement de Pothier et Savard (1998). Lors des simulations notons que l'IQS et l'espèce dominante d'un peuplement sont considérées comme des constantes donc la dynamique du peuplement après feu sera basée sur des variations de l'indice de densité relative (IDR₁₀₀) du peuplement après feu.

Les IQS et IDR₁₀₀ ont été attribués à chaque peuplement selon une méthode similaire à celle utilisée dans l'annexe 6 du *Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables* (Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013). Une imputation par k-NN des caractéristiques des peuplements décrits dans les placettes-échantillons appartenant aux classes d'âge 70, 90 et 120 et localisée dans le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'Ouest a été effectuées sur la base de l'espèce dominante, du dépôt de surface et du drainage.

Distribution des superficies selon différentes classes de volume initial

Le tableau 2 présente la superficie initiale (en ha) occupé par chaque espèce (EPN = épinette noire; PIG = pin gris) par classe de volume, pour chaque zone de feu et pour l'ensemble de la portion Est du territoire pilote.

Tableau 2 Distribution des superficies selon différentes classes de volume initial.

Zone de feu	Superficie (ha) par classe de volume initial et zone de feu				Totale
	Espèce	0- 50 m ³ /ha	50 - 80 m ³ /ha	>80 m ³ /ha	
G3	EPN + PIG	57 025	72 825	38 375	168 225
G4	EPN + PIG	101 725	156 475	93 500	351 700
G5	EPN + PIG	11 200	8 100	3 875	23 175
G7	EPN + PIG	4 125	5 675	9 675	19 475
G8	EPN + PIG	11 475	27 475	18 000	56 950
Aire d'étude	EPN + PIG	185 550	270 550	163 425	619 525
	EPN	169 675	186 200	110 225	466 100
	PIG	15 875	84 350	53 200	153 425

Les superficies de 50 m³ et moins

Initialement nous avons passablement de superficies qui ne seraient pas considérées productives au départ (Tableau 3). En effet, 29,95 % de la superficie totale de la portion Est du territoire pilote ne produirait pas 50 m³ à terme. Nous avons essayé de comprendre pourquoi nous avons autant de ces superficies improductives. Dans notre modélisation nous avons dû imputer des IQS et des IDR à des peuplements pour lesquels ces valeurs n'étaient pas disponibles. À l'échelle de l'ensemble du territoire 38 % de ces superficies (< 50 m³/ha à 120 ans) sont de jeunes brulis qui sont habituellement inclus aux calculs des possibilités forestières du BFEC. Une bonne partie provient toutefois de peuplements qui ne sont pas perturbés récemment. Il est possible que nos estimations du volume soient moins élevées que ceux utilisés par le BFEC où que ce soit des peuplements qui sur la cartographie sont considérés dans le territoire productif compte tenu des normes cartographiques (> 30 m³ à 120 ans).

Tableau 3 Origine des peuplements qui avaient moins de 50 m³ dans le territoire inclus au calcul.

Zone de Feu	Brûlis total	Autres perturbations récentes	Peuplements matures
G3	42,92%	7,98%	49,10%
G4	40,48%	3,22%	56,30%
G5	16,96%	14,96%	68,08%
G7	21,21%	20,00%	58,79%
G8	20,26%	1,09%	78,65%
Total général	38,13%	5,63%	56,24%

Simulations

Simulation du feu

Les feux ont été simulés de manière spatialement explicite grâce au modèle présenté par Cyr *et al.* (2016), puis amélioré par Splawinski *et al.* (2019). Les principaux paramètres du régime des feux (intervalle moyen et distribution de taille des feux) ont été obtenus à partir de Gauthier *et al.* (2015b), estimées à partir la période de référence s'étendant de 1972 à 2009. Cinq zones de feu distinctes existent dans la portion Est du territoire pilote avec chacune leur cycle de feu propre (Figure 4; Tableau 4).

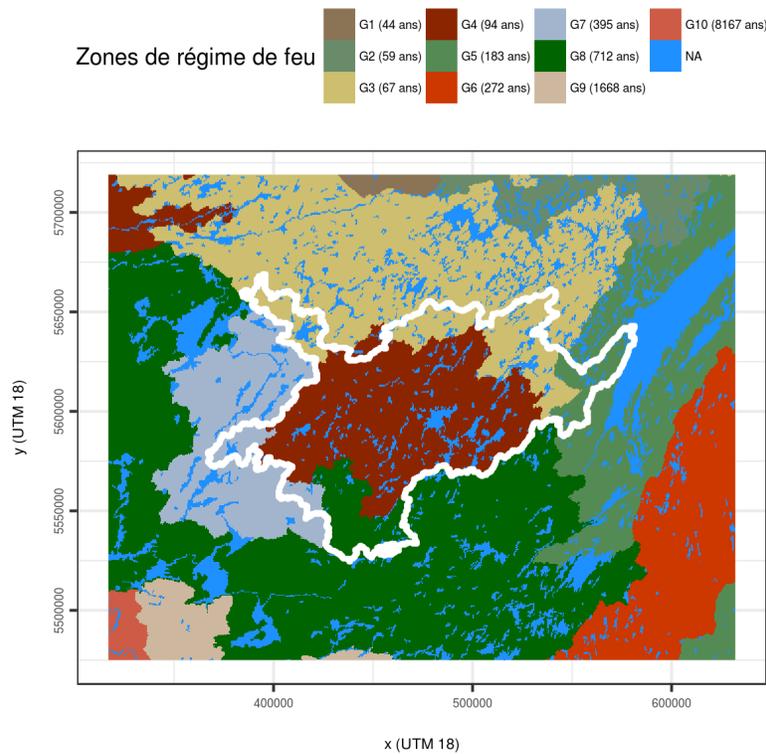


Figure 4 Cycles de feu actuellement observés (Gauthier *et al.* 2015b) dans la portion Est du territoire pilote ainsi que dans les zones de feux autour de ce territoire.

Tableau 4 Cycles de feu observés (Gauthier *et al.* 2015b) et simulés pour chacune des zones de feu présentes dans la portion Est du territoire pilote, et pour toute cette aire d'étude.

Cycle de Feu (années)	G3	G4	G5	G7	G8	Aire d'étude
Observé	67	94	183	395	712	101
Simulé (moyenne 1000 réplicats)	83	99	136	174	189	104

Le modèle de feu est basé sur l'expérience de simulation décrite dans Cyr *et al.* (2016), qui visait à évaluer la justesse et précision de 3 types d'analyses de survie pouvant être utilisées pour estimer les cycles de feux à partir de données dendroécologiques. Le modèle de feu a pour objectif de générer de manière stochastique et spatialement explicite autant de séries d'événements de feux que souhaité dans un paysage donné. Ce paysage peut être formé uniquement de pixels "inflammables" ou d'une combinaison de pixels inflammables et de pixels ne pouvant pas brûler (ex. cours d'eau). Une description de l'expérience de simulation ainsi que la totalité du code permettant de reproduire cette expérience est disponible en ligne (<https://github.com/dcyr/risqueAccidentRegen>).

Afin de générer des séries d'événements de feu réalistes, les paramètres suivants du régime des feux devaient être spécifiés:

- Le risque moyen (ou la durée du cycle des feux);
- La distribution de la taille de feux.

Pour chaque itération et chaque année, des feux sont allumés de manière aléatoire dans le paysage simulé et peuvent se propager jusqu'à atteindre une taille de feu prédéfinie (voir Splawinski *et al.* 2019 pour les détails). Les tailles individuelles des feux ont été établies à partir d'une distribution log-normale ajustée à la distribution empirique de la taille des feux par zone selon les archives des feux de 1972 à 2009 du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Le nombre d'événements de feu à chaque pas de temps annuel a été modélisé comme une variable aléatoire d'une distribution de Poisson de moyenne égale à la moyenne du nombre de feux par année de la zone.

Le cœur du modèle est un [automate cellulaire](#) de propagation stochastique aux cellules avoisinantes, c'est-à-dire que les cellules "allumées" ont une probabilité prédéterminée de propager le feu aux cellules avoisinantes jusqu'à l'atteinte d'une superficie totale elle aussi prédéterminée (voir Splawinski *et al.* 2019 pour le détail).

Tel qu'actuellement configuré, le modèle de propagation épargne entre 5 % et 15 % des pixels éligibles lors de feux de grandes superficies. Il s'agit de proportions comparables aux observations faites par imagerie satellitaire Madoui *et al.* (2010) dans un territoire similaire.

Puisque les feux ne peuvent pas « déborder » des frontières du territoire simulé, mais qu'ils doivent atteindre une taille prédéterminée, il est possible que les frontières du territoire simulé soient soumises à un cycle des feux plus court que celui visé. Pour cette raison, nous avons ajouté un tampon de 50 km autour du territoire à l'étude, tampon autour duquel les feux pouvaient se propager, mais dont nous avons fait abstraction lors de la compilation des résultats.

Les paramètres du régime des feux (cycles et distributions de taille) pouvaient varier dans l'espace et le temps. Dans le cas présent, les cycles de feux sont tirés de Gauthier *et al.* (2015b). Ce scénario est constitué d'un régime des feux hétérogène dans l'espace, mais constant sur toute la durée des simulations.

Fait à noter que les régimes de feux réalisés dans chacune des zones ne dépendront pas seulement des cibles, mais seront aussi influencés par les régimes de feux simulés dans par les zones avoisinantes; 1) les zones étant relativement petites en comparaison aux tailles de certains grands feux, et, 2) les frontières n'étant pas imperméables à la propagation des feux d'une zone à l'autre. La variabilité simulée sera plus grande lorsque la zone est petite par rapport à la taille moyenne des feux, par rapport au territoire d'étude et par rapport à la zone complète définie dans Gauthier *et al.* (2015b) ainsi que lorsque le cycle ciblé est long par rapport à la durée de la simulation (ici 50 ans). Cela est cohérent avec les observations empiriques documentées ainsi qu'avec les expériences de simulation antérieures (Bouchard *et al.* 2015). La distribution des cycles de feu réalisés pour la globalité du territoire est toutefois bien centrée autour du cycle des feux visé (Figure 5). La figure 6 présente un exemple de feux simulés dans notre aire d'étude après une simulation de 50 ans.

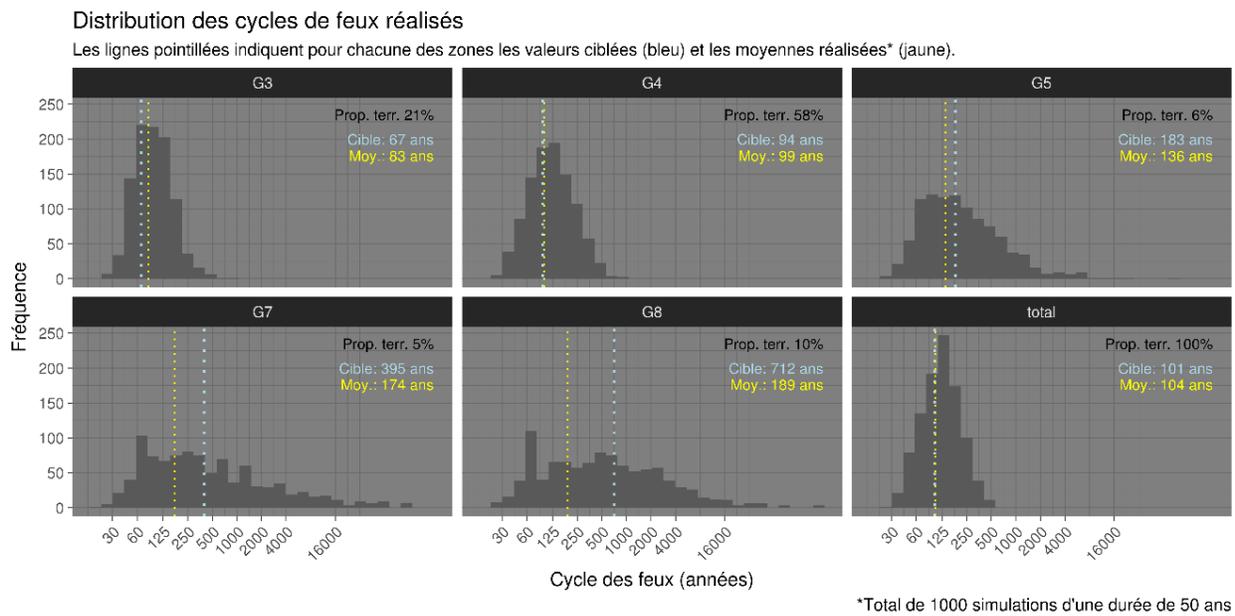


Figure 5 Cycles de feu ciblé et simulé (moyen).

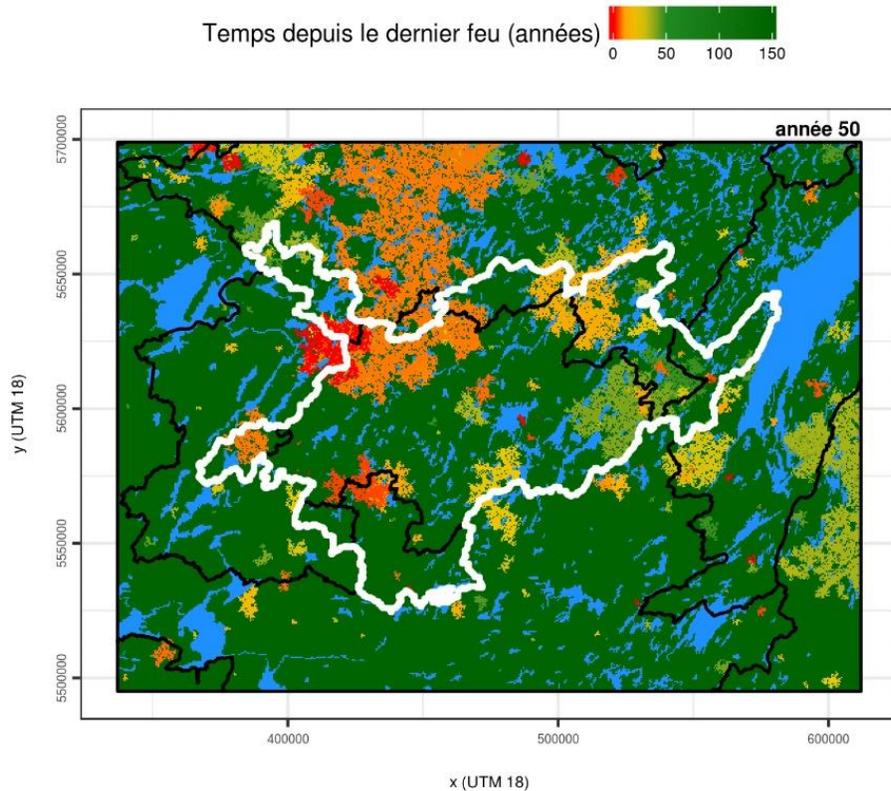


Figure 6 Exemple de feux simulés dans la portion Est du territoire pilote après une simulation de 50 ans.

Simulation de la récolte

Dans le scénario de base, un taux de récolte de 0,62 % a été utilisé, ce qui représente le taux de récolte révisé (2018-2023) par l'addenda au Plan d'aménagement forestier intégré tactique de l'UA 026-61 pour la période 2013-2018 (PAFIT 2013-2018). Ce taux de récolte est appliqué annuellement, et ce de manière stratifiée dans chacun des types de couvert à l'étude (épinette noire et pin gris) lors de nos simulations. Les peuplements éligibles à la récolte sont sélectionnés aléatoirement au sein de chaque type de couvert, mais devaient avoir un volume minimum de 50 m³/ha, calculée selon les équations des tables de productions de Pothier et Savard (1998). La récolte a eu lieu à un pas de temps annuel, juste après la simulation du feu, en considérant qu'il s'agit de CPRS.

Simulation des coupes de récupération

Immédiatement après feu, le programme évalue les opportunités de coupe de récupération et procède alors en leur récolte. Afin de considérer les pertes de volumes liées au feu ($\approx 25\%$) un peuplement devait présenter un volume sur pied de 70 m³/ha ou plus (comparativement à 50 m³/ha pour les CPRS). On procède alors à la récolte de 70 % des superficies éligibles, le taux de récupération maximal permis afin de maintenir une proportion d'habitats fauniques représentatif des brûlis de forêts matures.

Suite à la coupe de récupération, ce qui reste à récolter (afin d’atteindre la cible du taux annuel de récolte) sera réalisé dans de la forêt ayant atteint l’âge de maturité commerciale et un volume commercial minimal de 50 m³/ha.

Contraintes à la coupe – seuils d’altération des structures d’âge.

Nous avons retenu les seuils élevés d’altération du couvert identifiés au PAFIT 2013-2018 de l’UA 026-61, soit jamais plus de 35 % de jeunes forêts (de 20 ans et moins) et jamais moins de 14 % de vieilles forêts (plus de 100 ans). Par exemple, s’il survient une grande année de feu qui entraîne un dépassement de la quantité de jeune forêt, on permet la récupération de ces feux jusqu’à l’atteinte des cibles de récolte puis le territoire se referme à toute forme de récolte, et cela durant une période nécessaire à la diminution de la quantité de jeune forêt en dessous du seuil de 35 %.

De la même manière, tout dépassement du seuil minimal de vieilles forêts va entraîner la fermeture du territoire simulé, à toute forme de récolte (sauf celles des forêts brûlées), et cela durant une période nécessaire au rétablissement des superficies en vieilles forêts.

Suivi des attributs des peuplements et estimation des accidents de régénération dans les peuplements brûlés

Les équations de croissance et de rendement de Pothier et Savard (1998) (équations 1 à 4), et leurs constantes associées (Tableaux 5 et 6) ont été utilisées pour suivre la densité des tiges marchandes, le volume du peuplement et la surface terrière du peuplement au fil du temps écoulé depuis le feu et/ou de la récolte. Cette méthode permet de calculer la disponibilité des graines si le peuplement brûlait au cours de la période de simulation à partir de la surface terrière occupée avant le feu, ainsi que de quantifier la superficie et le volume affectés par des accidents de la régénération, les pertes de productivité ou les gains de productivité, par an, par décennie ou pour toute la période de simulation de 50 ans.

L’équation 1 calcule la densité relative (P_r) en fonction du temps. Il a été modifié pour inclure la sénescence des arbres :

$$(1) P_r = \text{EXP}((\text{rau}_{b10} + \text{rau}_{b11} * P_{100}) / A_c) * \text{IF}(A_c < A_{sd}, 1, \text{IF}(A_c > A_{sf}, 0, (1 - (A_c - A_{sd})^2 / (A_{sf} - A_{sd})^2)))$$

L’équation 2 calcule la hauteur des arbres dominants (H_d) en mètres en fonction du temps :

$$(2) H_d = \text{psb}_{10} + \text{psb}_{11} * \text{SI}^{\text{psb}_{12}} * (1 - \text{EXP}(-\text{psb}_{13} * A_c))^{\text{psb}_{14} * \text{SI}^{\text{psb}_{15}}}$$

L’équation 3 calcule le diamètre quadratique moyen (D_q) en centimètres d’arbres marchands (≥ 9 cm DHP) dans le peuplement en fonction du temps :

$$(3) D_q = \text{IF}(P_r = 0, 0, \text{psb}_{21} * \text{psb}_{22}^{\text{psb}_{23}} * H_d * A_c^{\text{psb}_{23}} * P_r^{\text{psb}_{24}})$$

L’équation 4 calcule la surface terrière (G) (m²/ha) de tiges marchandes (≥ 9 cm de DHP) dans le peuplement en fonction du temps :

$$(4) G = \text{psb}_{31} * H_d^{\text{psb}_{32}} * \text{psb}_{33}^{\text{psb}_{34}} * H_d * A_c^{\text{psb}_{34}} * P_r^{\text{psb}_{35}} * \text{EXP}(\text{psb}_{36} / A_c)$$

Tableau 5 Valeurs constantes pour l'épinette noire (EN) et le pin gris (PG) pour les équations de croissance et de rendement de Pothier et Savard (1998).

Paramètre	Valeur EPN	Valeur PIG	Référence Pothier et Savard (1998)
b10	0.25533	0.03293	Hauteur dominante, équation 12, tableau 6
b11	1.0007	1.1486	Hauteur dominante, équation 12, tableau 6
b12	1.0751	1.0271	Hauteur dominante, équation 12, tableau 6
b13	0.03088	0.03077	Hauteur dominante, équation 12, tableau 6
b14	0.7465	0.9838	Hauteur dominante, équation 12, tableau 6
b15	-0.06118	0.04563	Hauteur dominante, équation 12, tableau 6
b21	6.7667	5.9328	Diamètre moyen, équation 13, tableau 7
b22	1.0451	1.057	Diamètre moyen, équation 13, tableau 7
b23	0.01259	-0.02324	Diamètre moyen, équation 13, tableau 7
b24	-0.04749	-0.11686	Diamètre moyen, équation 13, tableau 7
b31	0.02172	0.74618	Surface terrière, équation 14, tableau 8
b32	3.9468	2.1353	Surface terrière, équation 14, tableau 8
b33	0.81186	0.89724	Surface terrière, équation 14, tableau 8
b34	-0.0134	-0.04384	Surface terrière, équation 14, tableau 8
b35	0.91455	0.86574	Surface terrière, équation 14, tableau 8
b36	-2.5608	-2.0883	Surface terrière, équation 14, tableau 8
rau_b10	-214.22	-187.73	Équation 11, tableau 10
rau_b11	262.14	215	Équation 11, tableau 10
Asd	125	100	Équation 18, tableau 11
Asf	215	145	Équation 18, tableau 11

Tableau 6 Âges de senescence de l'épinette noire (EPN) et du pin gris (PIG) pour les équations de croissance et de rendement de Pothier et Savard (1998).

Classe IQS	Essence	Nom	Asd	Asf
6	EPN	EPN06	135	245
9	EPN	EPN09	135	245
12	EPN	EPN12	130	220
15	EPN	EPN15	130	220
18	EPN	EPN18	130	220
21	EPN	EPN21	125	215
9	PIG	PIG09	100	150
12	PIG	PIG12	100	150
15	PIG	PIG15	100	145
18	PIG	PIG18	100	145
21	PIG	PIG21	100	145
24	PIG	PIG24	100	145

Estimation de la densité de régénération naturelle après feu et mise à jour des courbes de croissance

Suite à un feu de forêt, afin de déterminer la productivité des peuplements l'IQS et le type de couvert demeurent constants, mais l'IDR100 peut varier. Pour ce faire, dans un premier temps, nous avons utilisé le modèle de régénération de Splawinski *et al.* (2014b), qui prédit la densité de semis établis avec succès après feu. Ce modèle calcule la densité de régénération naturelle (semis/ha) au cours de la phase d'établissement suivant un feu, en utilisant la disponibilité initiale de graines en fonction de l'espèce et la surface terrière des arbres sources, de l'abscission des graines en fonction du temps, et la survie des semis en fonction de la masse de graines, de la proportion du lit de semences et de la granivorie (Splawinski *et al.* 2014b). Ensuite nous postulons qu'en absence d'intervention humaine, la densité du peuplement à maturité, et donc sa productivité potentielle, dépendait principalement de la densité de régénération naturelle (Greene *et al.* 1999).

La quantité de graines disponibles dans la banque de graines aériennes au moment du feu est directement proportionnelle à la surface terrière par surface (B_D , m^2/m^2) des arbres sources (Greene et Johnson, 1999). Pour l'épinette noire et le pin gris, les graines disponibles par m^2 (Q_D) peuvent être dérivées des équations 5 et 6 respectivement :

$$(5) Q_D = 163\,400 B_D^{0.95}$$

$$(6) Q_D = 35\,097 B_D^{0.86}$$

Le modèle de régénération de Splawinski *et al.* (2014) intègre le calendrier d'abscission de l'épinette noire et du pin gris pour déterminer la disponibilité mensuelle des semences pendant la phase d'établissement (6 ans). La régénération après feu est limitée à cette période en raison de la disponibilité de lit de semences appropriées. Le calendrier d'abscission n'est pas nécessaire pour notre approche actuelle, nous devons néanmoins tenir compte de la proportion des semences totale disponibles au cours de cette période. (Splawinski *et al.* 2014; Greene *et al.* 2013).

La quantité de graines disponibles après le feu dépendra de la viabilité après le passage du feu. Pour prendre en compte le total des semences disponibles et leur viabilité après feu, les équations 7 et 8 sont donc modifiées comme suit :

$$(7) Q_D = (163\,400 (TD) B_D^{0.95}) (VS)$$

$$(8) Q_D = (35\,097 (TD) B_D^{0.86}) (VS)$$

Où la proportion des semences totale disponibles (TD) pour l'épinette noire et le pin gris est 91 % et 100 %, respectivement (Splawinski *et al.* 2014; Greene *et al.* 2013), et la viabilité des semences (VS) pour l'épinette noire et le pin gris est fixée à 58 % et 100 %, respectivement (Greene et Johnson, 1999).

Ces équations de production de graines (Greene et Johnson, 1999) sont basées sur des peuplements matures où il est supposé que toutes les tiges soient capables de produire des semences et que, par conséquent, la surface terrière totale par surface (m^2/m^2) serait généralement utilisée. Cependant, lorsque l'on considère l'écologie de la reproduction de l'épinette noire et du pin gris, la probabilité de produire des cônes varie entre les deux espèces et en fonction de l'âge.

Pour tenir en compte cette différence entre les deux espèces et le fait que le modèle est fortement influencé par la surface terrière indépendamment de l'âge, on a introduit des fonctions qui vont estimer la probabilité de produire des cônes à un âge donné pour chaque espèce et pour tant la quantité de graines dans la banque de graines aériennes est ajustée. Pour le pin gris on a obtenu des données du pourcentage d'arbres avec des cônes par classe d'âge de Briand *et al.* (2014) pendant que pour l'épinette noire les données procèdent de la figure de Viglas *et al.* (2013) qui montre la probabilité d'avoir de cônes en fonction de l'âge.

Suivant l'approche de Splawinski *et al.* (2014), nous avons utilisé l'équation 9 tirée de Greene et Johnson (1998) pour calculer la survie cumulée des semis après feu, qui a été modifiée pour tenir compte de la proportion des lits de semences mortelles :

$$(9) S = gw[1 - \exp(-f_L m^b)] + gv[1 - \exp(-f_H m^d)]$$

Où la survie (S) dépend de la masse de la graine (m), de la granivorie (g), et de la proportion du lit de semence ($w = \text{bon}$, $v = \text{mauvais}$). La masse des graines de l'épinette noire a été fixée à 0,0012 g et à 0,0045 g pour le pin gris (Greene et Johnson, 1999), b et d ont été fixés à 0,43 et 0,76, respectivement, et f_L et f_H à 1,83 et 0,33, respectivement (Greene et Johnson 1998). Nous avons employé un taux de survie des graines fixe de 43% pendant la phase granivorie (Greene et Johnson, 1998). Les lits de semences ont été divisés en classes, tel qu'utilisé par Splawinski *et al.* (2014) : bonne (sol minéral, mousses vivantes), pauvre c.-à-d. haut porosité (duff résiduel, épaisse couche de feuilles, mousses mortes, lichens) et mortelle (roches exposées, bûches dure, bûches carbonisées, flaques). Nous avons utilisé les proportions moyennes des lits de semences, calculées à partir de l'échantillonnage de 24 sites (Tableau 7) situé dans trois feux (Lebel-sur-Quevillion (2008), Val Paradis (1999), La Tuque (2010)) survenus dans la forêt boréale du Québec (Splawinski *et al.* 2016); qui nous donne une valeur de 7 % pour les bons lits de semences, et 82 % pour les pauvres lits de semences. La méthode d'échantillonnage détaillée est décrite dans Splawinski *et al.* (2014).

La densité de régénération (tiges/m²) après feu a été déterminée en multipliant le nombre de graines disponibles (Q_D) calculé à l'aide des équations 7 et 8 par la proportion de survie (S) calculée par l'équation 9 :

$$(10) R_D = Q_D S$$

La densité de régénération résultante (R_D) (semis / m²) a ensuite été convertie en semis / ha (S_{ha}):

$$(11) S_{ha} = R_D 10000$$

Tableau 7 Proportions des bonnes et mauvais lit de semences, échantillonné dans 24 sites situé dans trois feux de forêt (Val Paradis : VP; Lebel-sur-Quevillion : LSQ; La Tuque : LT).

Feu	Site	Date d'échantillonnage		Bonne (w)	Mauvais (v)
		(année)	Espèce dominante	(%)	(%)
VP	RM1	1999	Épinette noire	7	94
VP	RM2	1999	Mélangé	0	100
VP	RM3	1999	Pin gris	10	87
VP	RM4	1999	Épinette noire	23	65
VP	RS1	1999	Épinette noire	13	87
VP	RS2	1999	Épinette noire	6	84
VP	RS3	1999	Épinette noire	6	81
VP	RS4	1999	Épinette noire	0	77
VP	MS1	1999	Épinette noire	6	80
VP	MS4	1999	Pin gris	0	94
VP	MM1	1999	Épinette noire	20	77
VP	MM2	1999	Épinette noire	13	77
VP	MM3	1999	Épinette noire	6	87
VP	MM4	1999	Épinette noire	0	90
VP	MS2	1999	Épinette noire	6	87
LSQ	BN	2008	Épinette noire	11	76
LT	BS1	2010	Épinette noire	1	87
LT	BS2	2010	Épinette noire	0	83
LT	BS3	2010	Épinette noire	0	84
LT	BS4	2010	Épinette noire	2	83
LT	BS5	2010	Épinette noire	12	81
LT	JP2	2010	Pin gris	8	69
LT	JP3	2010	Pin gris	11	66
LT	JP4	2010	Pin gris	10	74

Indice de densité relative (IDR100) du nouveau peuplement après feu

Une fonction de transfert permettant de déterminer la densité du peuplement à maturité (IDR_{100}) en fonction de la densité de régénération a été élaboré à l'aide d'une méthode appelée *quantile mapping* (Maraun 2016). Le *quantile mapping* est le plus souvent utilisé pour la correction de biais et est considéré comme étant une correction non-paramétrique particulièrement robuste des biais de distribution (Maraun 2016). La fonction de transfert associe directement les centiles de la distribution des densités de semis après feu aux centiles de la distribution des densités relative en supposant que : 1) la distribution de la variable IDR_{100} dans les peuplements d'intérêt pour cette étude est fortement corrélée avec la distribution du nombre de semis que ces mêmes peuplements vont produire une fois qu'un feu arrive, et 2) avant l'exploitation forestière industrielle (~ 1990), le paysage était en équilibre avec le régime des feux. Donc, les peuplements dont le nombre de semis produits est près du centile 0,1 devraient donner lieu à des peuplements dont l' IDR_{100} est près du centile 0,1 de la distribution des IDR_{100} et ainsi pour tous les points de la distribution de la production de semis. Cette façon de faire peut donner à la fois des estimations donnant des pertes ou des gains de volume à 120 ans, selon l'estimation de la quantité de semis établi et le quantile qui en découle.

Suite à un feu, la variation du volume à 120 ans pour un peuplement donné sera fonction de la variation de son IDR_{100} . Cette variation d' IDR_{100} dépend de l'âge au moment de la perturbation, de l'essence, de la surface terrière (fonction de l'âge, IQS, IDR_{100} et de l'essence) et de la fonction de transfert. Selon le modèle de Splawinski (2019) pour chaque peuplement l'essence et l'IQS restent constantes pendant toute la période de simulation, et comme la fonction de transfert est la même pour toute la simulation, cette variation de volume à 120 ans pour un peuplement donné est contrôlé pour l'âge au moment de la perturbation. Pour chaque peuplement il y a un âge pour lequel le volume à 120 ans reste quasi-constante après-perturbation (quasi-constante car l'âge est utilisé comme numéro entier). Des valeurs inférieures à cet âge produiront des pertes de volume et des valeurs supérieures produiront des gains de volume.

Pour les peuplements récoltés par CPRS, les IDR_{100} étaient gardés constants. Pour les peuplements brûlés puis récupérés, l' IDR_{100} du peuplement futur était égal ou supérieur à celui du peuplement avant feu dans le cas où un gain de productivité aurait été estimé. Nous avons procédé ainsi pour refléter le fait que suite à la récupération le peuplement devrait être reboisé. Ces peuplements ne subissent donc pas d'accident de régénération dans nos simulations. En effet, nous assumions que les impacts possibles des opérations de récupération sur la régénération naturelle étaient corrigés par des plantations (voir la section 1.3.1).

Quantification des accidents de régénération, pertes et gains de productivité dans les peuplements après feu

Quatre catégories sont utilisées pour classer l'évolution du volume prévu (le volume qui devrait être atteint à 120 ans selon les tables de rendement de Pothier et Savard (1998)) entre le peuplement avant feu et celui après feu :

- 1) Accident de régénération de tous types : le peuplement n'atteint pas 50 m^3 de volume marchand à 120 ans suite au feu selon les tables de Pothier et Savard (1998) indépendamment de sa condition initiale (voir Tableau 3 pour l'importance des peuplements peu productifs ($< 50 \text{ m}^3$) dans le territoire et leur origine potentielle);
- 2) Accidents de régénération de type MFFP : les peuplements étaient productifs ($> 50 \text{ m}^3$) avant le feu mais n'atteindront pas 50 m^3 de volume marchand à 120 ans suite au feu;
- 3) Perte de productivité : Peuplements productifs ($> 80 \text{ m}^3$) avant le feu et qui atteindront entre 50 et 80 m^3 de volume marchand à 120 ans suite au feu;
- 4) Gain de productivité : Peuplements peu productifs ($> 50 \text{ m}^3$ et $< 80 \text{ m}^3$) avant le feu et qui atteindront $> 80 \text{ m}^3$ de volume marchand à 120 ans suite au feu.

Comme on disposait de 1000 répliques on a pu calculer les différents quartiles de superficies affectées par les accidents de régénération. Nous avons également calculé le volume moyen qu'avaient au préalable, les peuplements souffrant de tels accidents. De la même manière, nous avons calculé les superficies qui pourraient subir des gains ou des pertes de volumes, et le volume moyen perdu ou gagné qui s'y rattache.

Scénarios d'accès routiers et coûts associés

L'accessibilité est un enjeu multifacette qui influence à la fois la faisabilité des opérations, leurs rentabilités et le maintien de la productivité forestière. L'accessibilité des parterres de coupe ou des brûlis pour la remise en production est un enjeu opérationnel puisque la majorité des opérations, tels que préparations de terrain, le contrôle de la compétition et le reboisement, nécessitent l'accès à un chemin carrossable. La

limite opérationnelle tenant compte de la capacité des travailleurs et du déplacement de la machinerie oscille autour de 2 km. Toutefois, la Commission des normes, de l'équité, de la santé et de la sécurité du travail (CNESST) préconise plutôt une distance maximale de 1 km à partir des chemins gravelés.

L'accessibilité est aussi un enjeu de rentabilité. La construction de chemin représente un investissement pour aller récolter les volumes de bois disponibles ou remettre en production un secteur. Pour certains peuplements peu productifs, la rentabilité des opérations est possible uniquement lorsqu'un chemin est déjà existant. La rentabilité des opérations peut aussi passer par la construction d'un chemin d'hiver, mais cette solution a des conséquences sur la productivité du peuplement en régénération. Les chemins d'hiver limitent l'accès pour la préparation de terrain qui est souvent nécessaire pour contrer la paludification ou les espèces compétitrices. La rentabilité doit donc être évaluée lors de l'élaboration du scénario sylvicole pour permettre une cohérence entre l'accès existant ou à développer et les objectifs d'aménagement.

Pour évaluer l'accès disponible et les investissements à réaliser pour augmenter l'accès au territoire, une analyse à l'aide de zones tampons a été effectuée. Un réseau de chemins stratégiques a été identifié à partir de l'utilisation actuelle du territoire et une zone tampon de 1 km a ensuite été appliquée. Une zone tampon de 1 km a aussi été appliquée sur l'ensemble des chemins carrossables pour visualiser la superficie actuellement accessible selon les normes de la CNESST. Une zone tampon de 2 km a été ensuite appliquée sur l'ensemble des chemins carrossables pour visualiser la superficie actuellement accessible selon les limites opérationnelles (scénario 1). Finalement, des zones tampons de 5 km et de 10 km ont été appliquées sur l'ensemble des chemins carrossables et ces informations serviront dans l'estimation des coûts du développement du réseau routier (scénarios 2 et 3 respectivement). Les niveaux d'accessibilité de la portion Est du territoire pilote selon les distances euclidiens tampons par rapport au réseau routier sont présentés à la figure 7. Les superficies (en ha) et les proportions (en %) couvertes par ces niveaux d'accessibilité pour chacune des zones de feu se trouvant dans cette même portion du territoire pilote sont présentées au tableau 8. Des informations complémentaires sur l'accessibilité à l'échelle des UA 026-61, 085-85 et 085-62 sont disponibles à l'annexe 2.

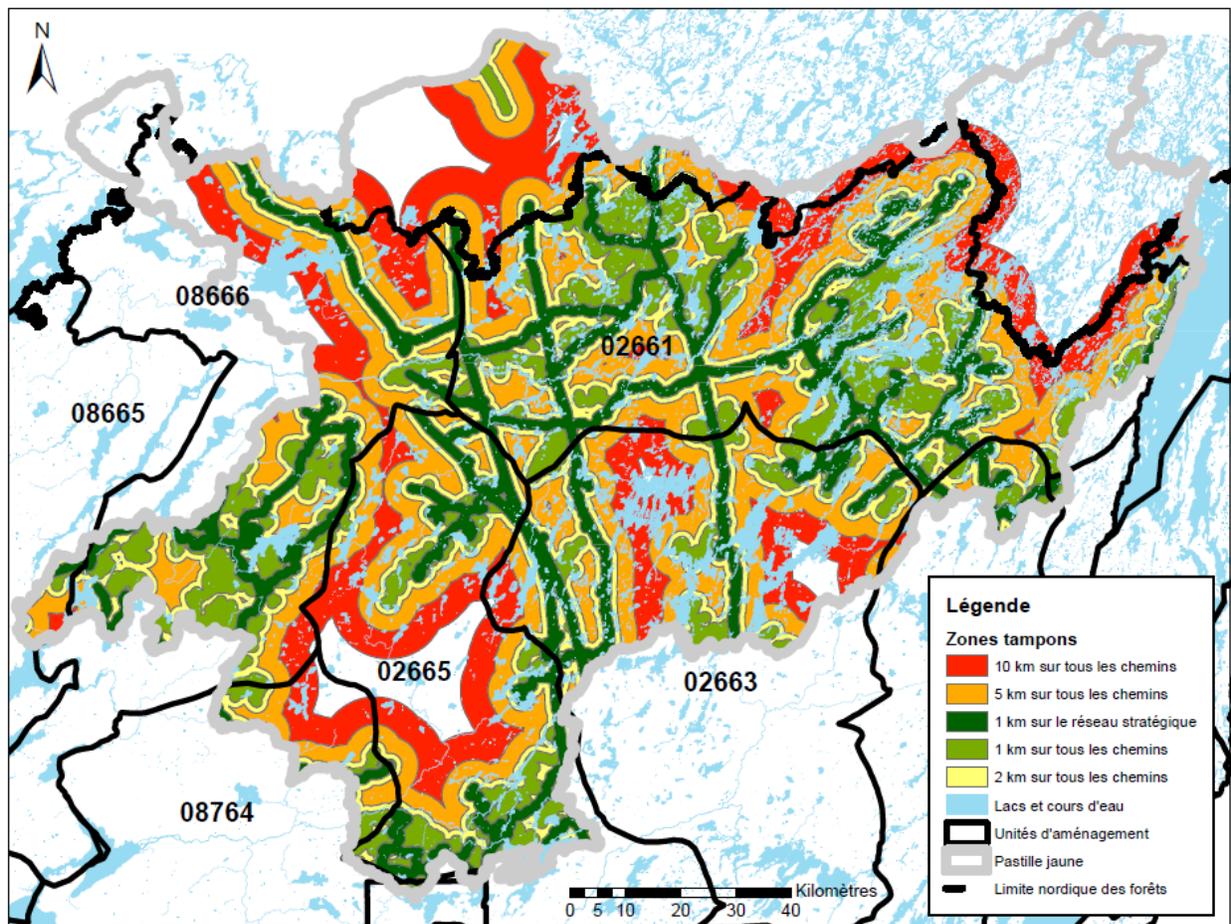


Figure 7 Niveaux d'accessibilité de la portion Est du territoire pilote selon les distances tampon par rapport au réseau routier disponible.

Tableau 8 Superficie (ha) et proportion (%) de chaque zone de feu et l'aire d'étude (total) accessible selon les trois scénarios d'accès.

Scénario	Zone de feu	Superficie accesible (ha)	Couverture (%)
Scénario 1 (0 - 2 km)	G3	88 500	52,61%
	G4	195 536	55,60%
	G5	13 125	56,63%
	G7	15 125	77,66%
	G8	30 200	53,03%
	Aire d'étude	342 486	55,28%
Scénario 2 (0 - 5 km)	G3	125 975	74,88%
	G4	291 904	83,00%
	G5	19 875	85,76%
	G7	18 875	96,92%
	G8	38 525	67,65%
	Aire d'étude	495 154	79,92%
Scénario 3 (0 - 10 km)	G3	153 925	91,50%
	G4	344 076	97,83%
	G5	23 150	99,89%
	G7	19 475	100,00%
	G8	47 225	82,92%
	Aire d'étude	587 851	94,89%

La stratégie proposée repose sur la construction importante de chemins d'hiver qui peuvent supporter un accès occasionnel durant la période d'été (travaux de remise en production). La portion de nouveaux chemins d'hiver peut représenter jusqu'à 0,9 km/km² à un coût estimé de 7 000 \$/km et peut se déployer jusqu'à un maximum de 5 km d'une route gravellée. La portion de nouveau chemin gravellée (0,1 km/km²) vient compléter la densité théorique de 1 km/km² à un coût de 50 000 \$/km. Ainsi pour chaque 10 km², le coût simulé moyen atteint 12 000 \$/km². L'entretien et la réfection du réseau routier n'ont pas été considérés de l'analyse. Les coûts par scénario d'accès 1, 2 et 3 atteignent dans l'ordre 0 \$, 34,7 Millions \$ et 65,9 Millions \$ pour couvrir respectivement 55,3 %, 79,9 % et 94,9 % du territoire en moyenne.

Références

Bergeron, J.-F., Grondin, P., et Blouin, J. 1998. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'ouest. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers. 204 p.

Bouchard, M., Boucher, Y., Belleau, A., et Boulanger, Y. 2015. Modélisation de la variabilité naturelle de la structure d'âge des forêts du Québec. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière no. 175, 32 p.

Briand, C. H., Schwilk, D. W., Gauthier, S., et Bergeron, Y. 2015. Does fire regime influence life history traits of jack pine in the southern boreal forest of Québec, Canada? *Plant Ecology* 216(1):157-164.

Cyr, D., Gauthier, S., Boulanger, Y., et Bergeron, Y. 2016. Quantifying fire cycle from dendroecological records using survival analyses. *Forests* 7(7):131.

Gauthier, S., Raulier, F., Ouzennou, H., et Saucier, J. P. 2015. Strategic analysis of forest vulnerability to risk related to fire: an example from the coniferous boreal forest of Quebec 1. *Canadian Journal of Forest Research* 45(5):553-565.

Greene, D.F., et Johnson, E.A. 1998. Seed mass and early survivorship of tree species in upland clearings and shelterwoods. *Canadian Journal of Forest Research* 28:1307–1316.

Greene, D.F., et Johnson, E.A. 1999. Modelling recruitment of *Populus tremuloides*, *Pinus banksiana*, and *Picea mariana* following fire in the mixedwood boreal forest of central Saskatchewan. *Canadian Journal of Forest Research* 29:462–473.

Greene, D.F., Splawinski, T.B., Gauthier, S., et Bergeron, Y. 2013. Seed abscission schedules and the timing of post-fire salvage of *Picea mariana* and *Pinus banksiana*. *Forest Ecology Management* 303:20-24.

Madoui, A., Leduc, A., Gauthier, S., et Bergeron, Y. 2010. Spatial pattern analyses of post-fire residual stands in the black spruce boreal forest of western Quebec. *International Journal of Wildland Fire* 19:1110-1126.

Maraun, D. 2016. Bias correcting climate change simulations-a critical review. *Current Climate Change Reports* 2(4):211-220.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs 2015. Norme de stratification écoforestière, Quatrième inventaire écoforestière du Québec méridional. Gouvernement du Québec, 111 p.

Ministère des Ressources naturelles du Québec 2013. Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables. Secteur des forêts. 148 p. + 6 annexes.

Pothier, D. et Savard, F. 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Direction des inventaires forestiers, ministère des Ressources Naturelles du Québec, Québec, Que. 196 pp.

Splawinski, T. B., Cyr, D., Gauthier, S., Jette, J. P., et Bergeron, Y. 2019. Analyzing risk of regeneration failure in the managed boreal forest of northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* (sous presse).

Splawinski T.B., Greene D.F., et Gauthier S. 2014. A model of the post-fire recruitment of *Picea mariana* and *Pinus banksiana* as a function of salvage timing and intensity. *Ecological Modeling* 282:35-43.

Splawinski T.B., Gauthier S., Bergeron, Y., Greene, D.F., et Valeria, O. 2016. A landscape-level tool for assessing natural regeneration density of *Picea mariana* and *Pinus banksiana* following fire and salvage logging. *Forest Ecology and Management* 373:189-202.

Viglas, J. N., Brown, C. D., et Johnstone, J. F. 2013. Age and size effects on seed productivity of northern black spruce. *Canadian Journal of Forest Research* 43:534-543.

ANNEXE 2 DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES SUR LES CHEMINS ET LES ACCÈS

Différents niveaux d'accessibilité selon les trois scénarios d'accès ont également été évalués pour l'UA 026-61 (Figure 1) et les UA 085-85 et 085-62 (Figure 2), et pour faciliter l'utilisation de ces informations à une échelle opérationnelle, des grilles d'hexagones de 100 ha couvrant les UA précédemment mentionnées ont été générées en associant chacun des hexagones à un scénario d'accès à partir de la localisation de son centroïde (Figures 3 et 4).

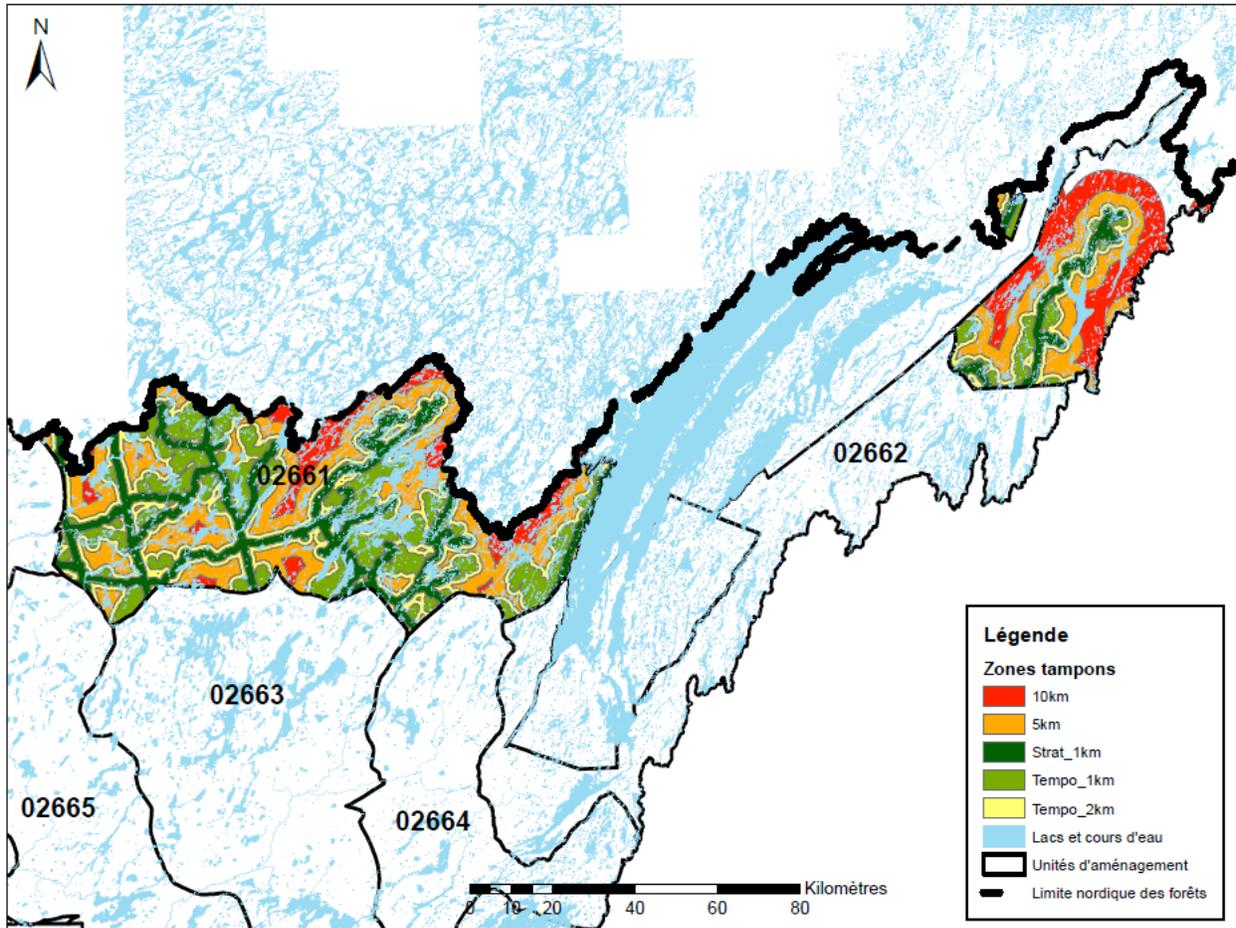


Figure 1 Niveaux d'accessibilité de l'unité d'aménagement 026-61 selon les trois scénarios d'accès.

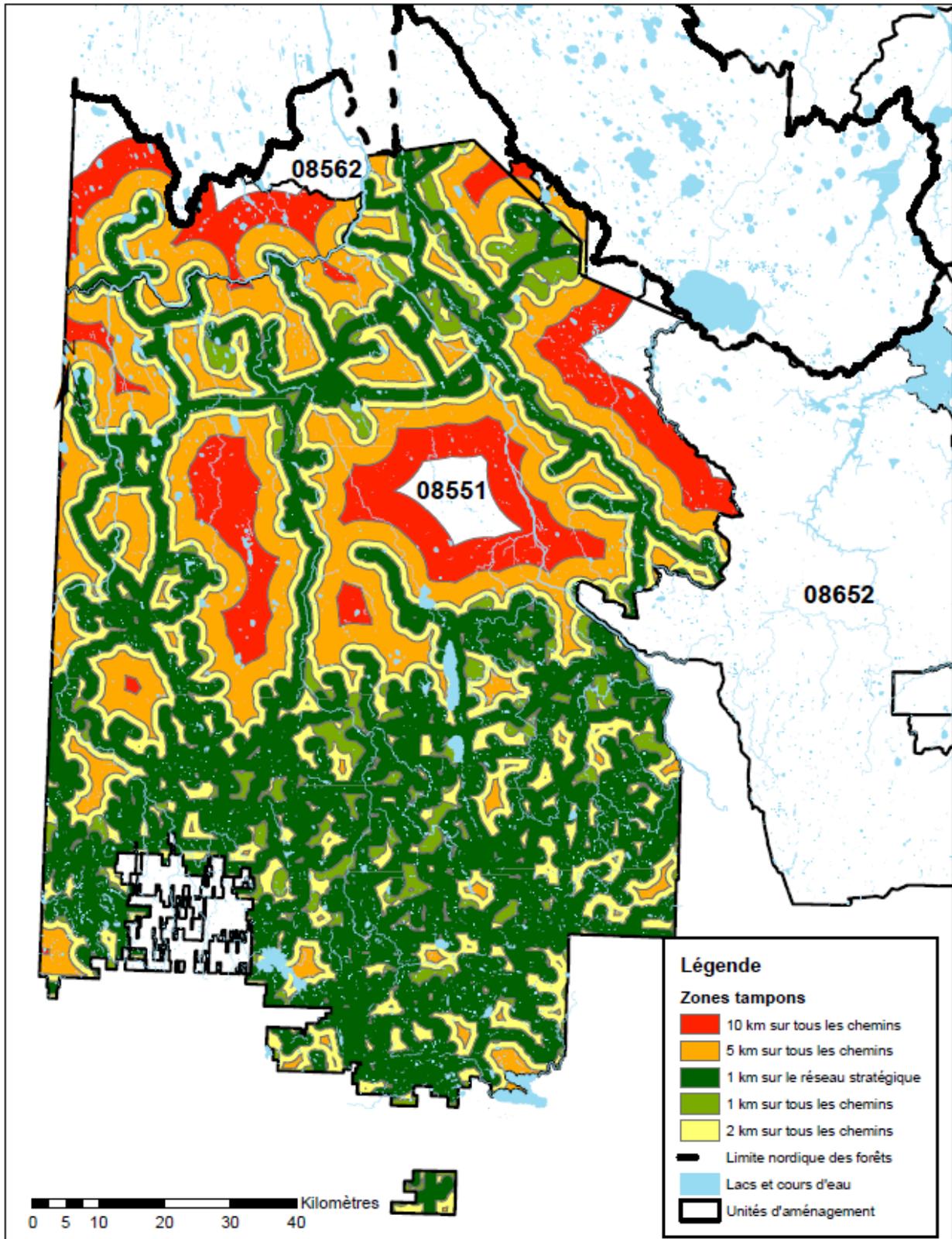


Figure 2 Niveaux d'accessibilité des unités d'aménagement 085-51 et 085-62 selon les trois scénarios d'accès.

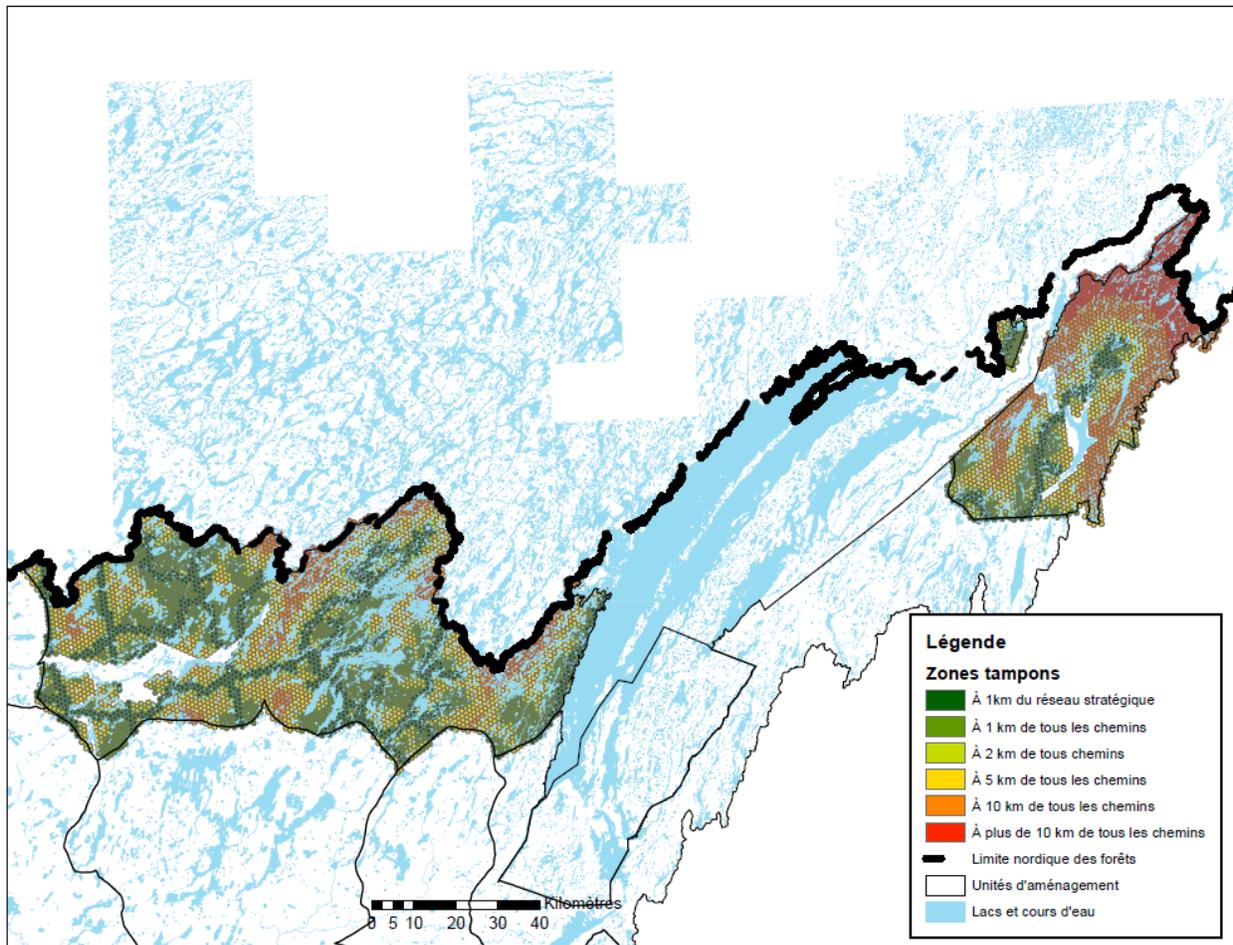


Figure 3 Niveaux d'accessibilité de l'unité d'aménagement 026-61 selon les trois scénarios d'accès (illustrés à l'aide d'hexagones).

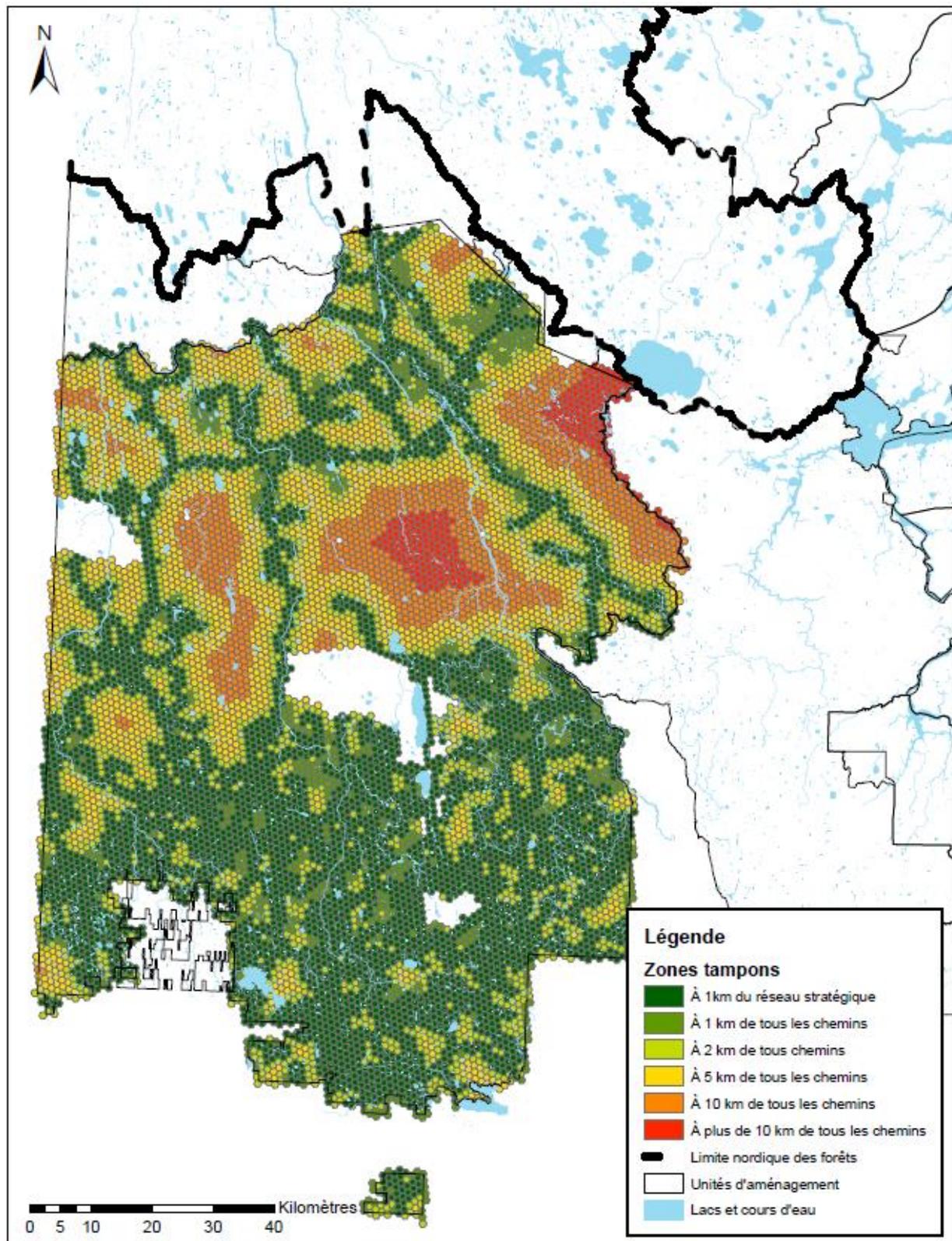


Figure 4 Niveaux d'accessibilité de l'unité d'aménagement 085-51 selon les trois scénarios d'accès (illustrés à l'aide d'hexagones).

ANNEXE 3 CHANCE DE SURVIE SUR 40 À 50 ANS OBSERVÉE DANS LES SIMULATIONS

Le calcul est fait pour tous les pixels forestiers inclus au départ de la portion Est du territoire pilote auxquels on a attribué un code d'espèce PIG ou EPN (619 525 ha). Avec les 1000 réplifications du scénario de base, on calcule pour chacun des pixels, le nombre de feux pendant la première décennie et pendant les quatre dernières décennies.

On sélectionne ensuite les pixels avec un nombre de feu ≥ 1 pour la première décennie. Ce nombre de pixels est multiplié par 25 pour obtenir le nombre d'hectares. En divisant par la superficie totale, ceci nous donne la probabilité d'avoir un feu pendant la première décennie; les résultats peuvent être exprimés par zone de feu ou par l'ensemble du territoire.

Pour calculer la survie on ne garde maintenant que les pixels qui ont subi un ou plusieurs feux dans la première décennie. On dénombre ensuite tous les pixels qui n'ont pas subi de deuxième feu sur toute la période (incluant la première période) et on en fait un pourcentage.

Pour chaque zone de feu et pour chaque réplification, on dispose d'une valeur de probabilité d'avoir un feu pendant la première décennie et d'une valeur de la probabilité de survie pendant les 40-50 années qui suivent. Avec ces valeurs ($n = 1000$) on calcule la moyenne et la médiane.

Tableau 1 Valeurs moyenne et médiane des probabilités d'avoir un feu pendant la première décennie (Prob-Feu ans 1-10) et de survie pendant les 40-50 années qui suivent (Prob survie).

Probs-perc	Zone Feu	Moyenne (%)	Médiane (%)
Prob Feu ans 1-10	G3	12,29	7,89
Prob survie	G3	54,11	56,77
Prob Feu ans 1-10	G4	9,37	4,83
Prob survie	G4	62,66	68,01
Prob Feu ans 1-10	G5	8,54	0,76
Prob survie	G5	31,95	11,43
Prob Feu ans 1-10	G7	6,32	0,00
Prob survie	G7	19,26	0,00
Prob Feu ans 1-10	G8	5,43	0,00
Prob survie	G8	26,82	0,00
Prob Feu ans 1-10	Aire d'étude	9,38	6,06
Prob survie	Aire d'étude	62,85	66,28

Ainsi sur l'ensemble du territoire, près de 63 % des peuplements survivraient en moyenne plus de 45 ans, indiquant aussi que 37 % ne survivrait pas au-delà de cette période. Selon la méthode présentée à la section 1.4, la survie serait de 68 % à 40 ans, de 65 % à 45 ans et de 62 à 50 ans. Les figures 1 et 2 illustrent aussi la fourchette de valeurs possibles. Les valeurs obtenues sont donc très semblables à celles présentés à la section 1.4 du rapport.

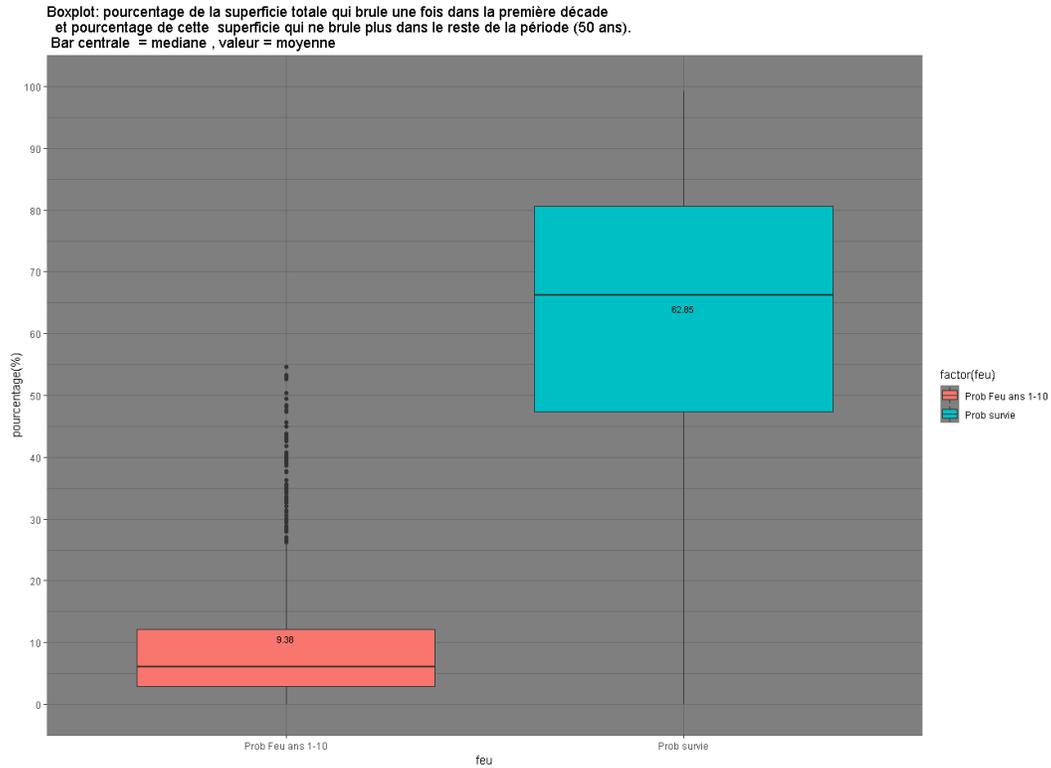


Figure 1 Proportion de la superficie totale qui brûle une fois durant la première décennie et proportion de cette superficie qui ne brûle plus durant les 50 années suivantes (barre centrale = médiane; valeur = moyenne).

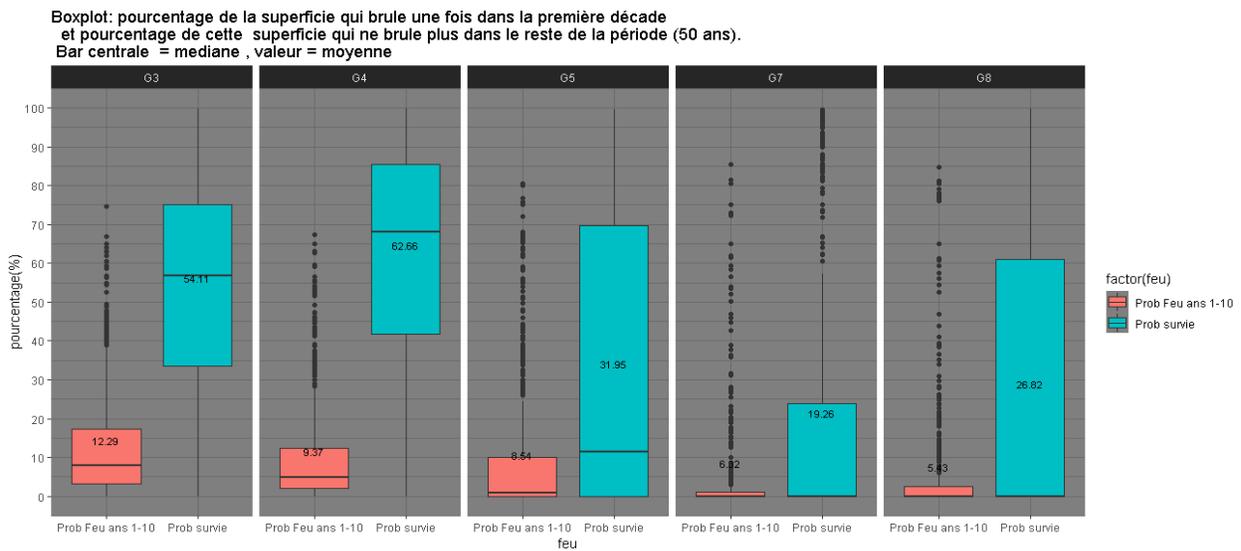


Figure 2 Proportion de la superficie de chacune des zones de feu qui brûle une fois durant la première décennie et proportion de cette superficie qui ne brûle plus durant les 50 années suivantes (barre centrale = médiane; valeur = moyenne).

Pour les zones G3 et G4 , les résultats sont également très semblables à ceux de la section 1.4. Pour la zone G3, selon la méthode de la section 1.4, les valeurs de survie varieraient entre 55 et 47 % entre 40 et 50 ans. Pour la zone G4, ce serait entre 65 et 59 %. On notera que pour les petites zones (G5, G7 et G8), les résultats reflètent le fait que les zones sont petites, que les cycles simulés sont aussi plus élevés que ceux observés (voir le tableau 3 au chapitre 1) et que les feux qui y ont cours viennent surtout des zones autour ce qui augmentent considérablement les chances de brûler à nouveau.

ANNEXE 4 LA COUPE AVEC RÉTENTION DE SEMENCIERS

La mise en œuvre de stratégies de rétention variable ainsi que la coupe partielle pour maintenir une banque des graines suffisant pour régénérer un peuplement naturellement après feu sans nécessiter une plantation peuvent être des pratiques utiles pour réduire le risque de feu, mais aussi comme mesure préventive dans les régions ciblées pour la fermeture de réseau routier afin de satisfaire le dossier relatif au caribou. Cette partie propose une analyse de l'application d'un gradient de CRV sur la quantité d'accidents de régénération causée par les feux dans l'unité d'aménagement (UA) 026-61.

Dans un premier temps, il est nécessaire de connaître la part des accidents de régénération causé par la coupe par rapport aux accidents de régénération survenant naturellement dans le territoire à l'étude. Une fois que la quantité d'accident de régénération après feu causé par la coupe est connue, l'effet d'atténuation des stratégies de CRV peut être mesuré. Il en découle les deux objectifs suivant :

- 1) Évaluer l'effet d'un gradient de taux de coupe sur les accidents de régénération de l'UA 026-61 dans le modèle de dynamique des paysages;
- 2) Mesurer l'effet d'une proportion de 20 % et 40 % des superficies coupées en CRV sur les accidents de régénération pour un taux de coupe maximal.

Méthodologie

La simulation s'est déroulée en deux étapes. La première étape a été l'obtention de calendrier de récolte pour chacun des scénarios à l'aide du logiciel d'optimisation Woodstock. La seconde étape a été la simulation des scénarios dans un modèle de dynamique des paysages.

Élaboration des scénarios

Nous avons réalisé un calcul de possibilité simplifié à partir du calcul de possibilité officiel de l'unité d'aménagement 026-61 pour la période 2013-2018. Par la suite, nous avons élaborés cinq scénarios faisant fluctuer les contraintes des stratégies d'aménagement actuelles, le taux de coupe et la proportion de CRV :

- FEU : Aucunes récoltes
- REF : Contraintes actuelles + CT80% + CRV20%
- CT : Aucunes contraintes + CT100%
- CRV20 : Aucunes contraintes + CT80% + CRV20%
- CRV40 : Aucunes contraintes + CT60% + CRV40%

Tableau 3 Résultats des scénarios de Woodstock.

	Scénario				
	FEU	REF	CT	CRV20	CRV40
Volume récoltable (m ³ /5ans)	0	1 337 740	1 744 000	1 744 000	1 744 000
Superficie en CT (ha/5ans)	0	8 335	20 918	17 470	13 927
Superficie en CRV (ha/5ans)	0	2 120	0	4 380	8 531
Taux de coupe CT (%/an)	0	0,43	1,07	0,9	0,72
Taux de coupe CRV (%/an)	0	0,11	0	0,22	0,44
Taux de coupe (%/an)	0	0,54	1,07	1,12	1,16

Le taux de coupe annuel est calculé par la superficie annuelle coupée sur la superficie aménagée totale (388 430 ha). Pour les scénarios sans les contraintes actuelles (CT, CRV20, CRV40), le volume récoltable a été fixé à 1 744 000 m³ par période de 5 ans afin de mesurer l'effet de la CRV pour un volume récoltable identique. Le fait de fixer un volume récoltable entraîne une augmentation du taux de coupe lorsque la proportion de CRV augmente étant donné que la rétention de 20 % du volume du peuplement initial après la coupe oblige à aller récolter des superficies supplémentaires pour atteindre l'objectif de volume récoltable.

La solution des scénarios est transformée en calendrier de récolte (volume à récolter par période par traitement) pour être intégrée dans un modèle de dynamique du paysage.

Simulation dans un modèle de dynamique des paysages

Feu

Au sein du modèle, les feux sont simulés aléatoirement par période de 5 ans à partir des données empiriques de feux et brûlage annuels observées entre 1972 et 2015 dans les zones de feux G3, G4 et G5 (Gauthier *et al.* 2015). Les caractéristiques de l'UA 026-61 concernant les cycles de feu sont résumées dans le tableau 2.

Tableau 4 Caractéristiques des zones de feu présentes sur l'UA 026-61.

Zone de feu	Proportion de l'UA 026-61	Cycle de feu (années)	
		Littérature	Empirique (1972-2015)
G3	30	67	73
G4	27	94	90
G5	43	183	170

À chaque période, cinq taux de brûlage sont aléatoirement sélectionnés par zone de feu parmi les taux de brûlage annuel empirique des zones puis ils sont rapportés à la superficie inflammable de chaque zone indiquant une superficie à brûler par zone pour la période. La taille et le nombre de feu sont également déterminés par tirage aléatoire dans la liste de taille de feu empirique par zone. Le feu se propage avec une probabilité de 0,32 pour simuler la forme irrégulière des feux en forêt boréale suivant le modèle de propagation de Cyr *et al.* (2016). Les feux peuvent ne pas se propager du fait de l'inflammabilité des superficies qui l'entoure. L'inflammabilité peut être soit permanente avec l'hydrographie du territoire de la carte écoforestière du 4^{ème} décennal d'inventaire (les lacs et rivières étant non inflammable), soit temporaire les superficies brûlées durant la période active ne pouvant pas rebrûler plusieurs fois.

Accident de régénération et CRV

Dans ce modèle, les accidents de régénération sont le passage après feu d'un peuplement ayant plus de 40 % de densité relative à une densité relative inférieure à 40 %. La modélisation des accidents de régénération s'effectue différemment entre les superficies brûlées traitées en CRV et les autres.

Pour les superficies brûlées n'ayant pas subies de traitement en CRV, nous avons utilisé un modèle de régénération basé sur l'âge de maturité sexuelle (Burns et Honkala 1990, Rudolph 1985). Pour les superficies brûlées traitées en CRV, nous avons utilisé le modèle de régénération de Splawinski *et al.* (2014), qui calcule la densité de régénération dans les peuplements d'épinette noire et de pin gris pendant la phase d'établissement après feu, pour déterminer le taux de rétention qui produirait 60 % et

80 % de densité relative (1900 et 3500 semis/ha respectivement) suite au feu. Cet exercice a été réalisé sous deux scénarios de prédation des graines par des granivore : un taux fixe (conservateur) de 57 % pour l'ensemble de la simulation et un taux variable (optimiste) de 5 % pour le premier été après feu, suivi de 57 % pour le reste de la période simulation, comme utilisée dans le modèle original (Tableau 3). Ceci est dû au fait que la régénération des peuplements est sensible à la granivorie (Splawinski *et al.* 2014) et parce que les taux après feu sont difficiles à quantifier en raison d'un manque général de données empiriques pour la forêt boréale nord-américaine (Desjardins 2016). Pour lier la densité relative à une densité de régénération spécifique (semis/ha), nous avons utilisé l'équation 3c de Greene *et al.* (2002).

Tableau 5 Pourcentage de rétention pour l'épinette noire et du pin gris en fonction de la densité relative désirée, la surface terrière du peuplement et du taux de prédation des graines par les granivores.

Surface terrière/ha	Espèce	60% Stocking		80% Stocking	
		Taux fixe	Taux variable	Taux fixe	Taux variable
15	EN	33%	24%	60%	44%
	PG	21%	12%	39%	21%
20	EN	25%	18%	46%	33%
	PG	17%	9%	31%	17%
25	EN	20%	15%	37%	27%
	PG	14%	8%	25%	14%
30	EN	17%	12%	31%	23%
	PG	12%	7%	22%	12%

Le modèle de Splawinski *et al.* (2014) ne tient pas compte du potentiel de régénération (source de semences) des peuplements résiduels, des bandes riveraines, ou de la forêt mature adjacente. Les valeurs de rétention suggérées ici ne supposent pas de sources de semences extérieures. Dans l'UA 026-61, les peuplements traités en CRV ont une surface terrière moyenne de 19 m²/ha et sont des peuplements d'épinette noire. Avec ces caractéristiques, une rétention de 20 % et les données présentées au tableau 3, nous avons fixé la probabilité d'accidents de régénération après feu pour les peuplements soumis à la CRV à 25 % avant 50 ans.

Les accidents de régénération sont ainsi simulés d'après les hypothèses suivantes :

- Si le peuplement est dominé par les résineux tolérants et à moins de 50 ans;
- Si le peuplement est dominé par les résineux intolérants et à moins de 30 ans;
- Si le peuplement est dominé par les feuillus intolérants et à moins de 30 ans;
- Les peuplements traités en coupe à rétention variable (CRV) sont à 25 % vulnérables aux accidents de régénération avant un âge de 50 ans puis non-vulnérable après l'âge de 50 ans;
- Les peuplements non-sensibles aux accidents de régénération qui sont brûlés reviennent à 100 % en superficie fermée (gain).

Effet du feu sur le calendrier de récolte

Le feu affecte le calendrier de récolte de Woodstock en diminuant les superficies éligibles à la récolte. Pour chaque scénario, on obtient de nouveaux taux de coupe moyen médian sur 75 ans (Tableau 4).

Tableau 6 Taux de coupe de Woodstock et taux de coupe moyen des médianes simulés sur 75 ans pour chacun des scénarios.

Scénario	REF	CT	CRV20	CRV40
Taux de coupe Woodstock	0,54	1,07	1,12	1,16
Taux de coupe simulés	0,54	0,90	0,91	0,93

Le taux de coupe du scénario REF est identique à celui de Woodstock car il est nettement moins vulnérable à la diminution de superficie par le feu que celui des scénarios CT, CRV20 et CRV40 qui représentent des taux de coupe au maximum de la capacité de production du territoire.

Résultats

Effet du taux de coupe sur les accidents de régénération

Le tableau 5 présente la moyenne des médianes des superficies en accident de régénération par période pour les différents taux de coupe (0, 0,54 et 0,90) sur 75 ans. Ce tableau permet d'évaluer la part de la coupe dans la proportion des accidents de régénération pour l'UA 026-61 dans le modèle de dynamique.

Tableau 7 Taux de coupe et moyenne des médianes de la superficie en accident de régénération médiane moyenne par période pour les scénarios FEU, REF et CT sur 75 ans.

Scénario	FEU	REF	CT
Taux de coupe	0	0,54	0,90
Superficie en accident (ha/période)	10 460	12 860	14 870
% d'écart avec le taux de coupe 0	0	23	42

Réponse à l'objectif 1

Lorsque le taux de coupe augmente la quantité d'accident de régénération augmente. Un taux de coupe de 0,90 augmente de 42 % la quantité d'accident de régénération par rapport à l'absence de coupe sur l'UA 026-61 soit 4 410 ha supplémentaires. La figure 1 exprime la superficie en accident de régénération générée par période de 5 ans sur 75 ans pour les différents taux de coupe.

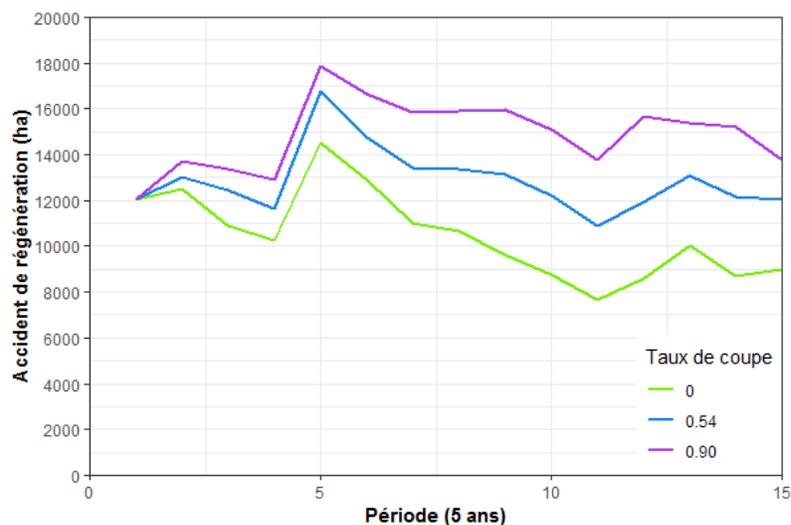


Figure 2 Médiane des superficies en accident de régénération par période des scénarios ZER (0), REF (0,54) et CT (0,90).

En l'absence de coupe (taux de coupe = 0), la moyenne des médianes des accidents de régénération est de 10 000 ha/période sur 75 ans. Le taux de coupe actuel (0,54) engendre une moyenne des médianes des accidents de régénération de 13 000 ha/période. Le taux de coupe maximal (0,90) possède la moyenne

des médianes de superficie en accident de régénération la plus élevée avec environ 15 000 ha/période pour les 75 ans de simulations.

Effet d'une proportion de 20 % et 40 % des superficies coupées en CRV sur les accidents de régénération pour un taux de coupe maximal

D'après le tableau 4, les taux de coupe simulés des scénarios CT, CRV20 et CRV40 sont respectivement de 0,90, 0,91 et 0,93. L'effet d'atténuation de la quantité d'accident de régénération par la proportion de CRV est mesurée en effectuant la différence par période des superficies venant de subir un accident de régénération entre le scénario de référence CT (sans CRV) et les scénarios d'atténuation CRV20 et CRV40, respectivement 20 % et 40 % de CRV sur le total des coupes (Figure 2).

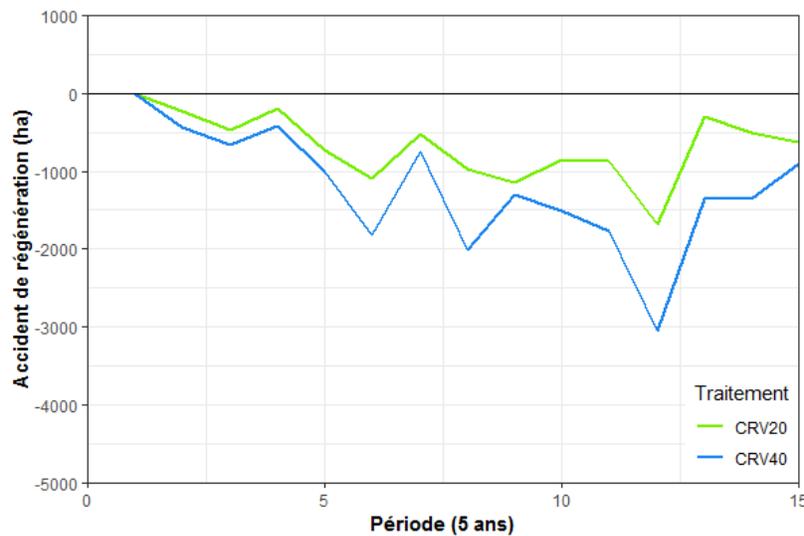


Figure 3 Différence de la superficie en accident de régénération des scénarios CRV20 et CRV40 par rapport au scénario CT sur 15 périodes (75 ans).

La moyenne des médianes sur 75 ans indique que pour une proportion de 20 % de CRV soit environ 3 500 ha/période de CRV, il y a une réduction de 680 ha/période d'accident de régénération soit une réduction de 14 % de la moyenne des médianes d'accident de régénération par période causée par la coupe en l'absence de CRV (4 410 ha).

Lorsque la proportion de CRV augmente à 40 % des interventions soit environ 6 800 ha/période, il y a une réduction de la moyenne des médianes de la quantité d'accident de régénération de 1 220 ha/période soit une réduction de 25 % de la moyenne des médianes de la quantité d'accident de régénération par période causée par la coupe en l'absence de CRV (4 410 ha).

L'effet de prévention des accidents de régénération par la CRV semble avoir un effet qui s'accroît dans le temps au fur et à mesure que la proportion de peuplements ayant subi une CRV augmente dans le paysage forestier.

Réponse à l'objectif 2

Malgré un taux de coupe légèrement plus important pour un volume récoltable équivalent, les scénarios comportant de la CRV permettent une réduction de la quantité d'accident de régénération.

Discussion

Nos résultats démontrent que la CRV permet une réduction de la quantité d'accident de régénération. La rétention de 20 % de la surface terrière permet de garder suffisamment de semenciers pour avoir un effet négatif sur les accidents de régénération. Cependant, la modélisation de la régénération après feu par les semenciers, nous a obligés à poser certaines hypothèses concernant la répartition de la rétention sur le parterre de coupe et la sévérité des feux. En effet, le potentiel de dispersion semble diminuer significativement après une hauteur d'arbre de la source (Greene et Johnson 1996; Greene et al. 1999; Greene et Johnson 2000). Par conséquent, les structures résiduelles (ou d'autres sources de semences) doivent être suffisamment proches pour assurer un approvisionnement en semences adéquat. Nous suggérons que des études de terrain soient nécessaires pour quantifier ce phénomène, étant donné le manque de données disponibles sur la régénération adéquate et la distance maximale à partir des arbres semenciers.

Nous avons également posé l'hypothèse que l'augmentation de la proportion de CRV s'effectue pour un volume récoltable égale qui a eu pour effet d'augmenter la superficie à récolter (la rétention choisie dans l'analyse amenant une réduction de 20 % du volume par hectare récolté). Il y a alors un paradoxe qui se crée : on effectue plus de coupe pour prévenir les accidents de régénération mais quand on effectue plus de coupe, le territoire devient plus susceptible aux accidents de régénération. Néanmoins, l'analyse démontre que la CRV permet une réduction de la quantité d'accident de régénération.

Nous aurions pu poser l'hypothèse inverse que l'on rencontre lorsque le volume récoltable actuel est maximal pour un territoire. L'augmentation de la proportion de CRV par rapport à la coupe totale entraînerait une diminution de volume récoltable ainsi une perte de volume de bois pour l'industrie. Il en découle une question de rentabilité. Le 20 % en rétention a-t-il plus de valeurs sur pieds dans le peuplement en tant que gestion du risque ou à l'usine pour financer une éventuelle intervention en cas d'accident de régénération (construction de chemin, reboisement, etc.)?

Références

Burn, R.M. et B.H. Honkala (eds.). Agriculture Handbook 654, USDA For. Serv., Washington, DC, pp.227-237 *Dans* Burns, Russell M; Honkala, Barbara H.; [Technical coordinators] 1990. Silvics of North America: Volume 1. Conifers. United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Agriculture Handbook 654.

Cyr, D., Gauthier, S., Boulanger, Y., et Bergeron, Y. (2016). Quantifying fire cycle from dendroecological records using survival analyses. *Forests* 7(7) :131.

Gauthier, S., Raulier, F., Ouzennou, H., et Saucier, J.-P. 2015. Strategic analysis of forest vulnerability to risk related to fire: an example from the coniferous boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 45(5):553-565.

Greene, D.F. et Johnson, E.A. 2000. Tree recruitment from burn edges. *Canadian Journal of Forest Research* 30(8):1264-1274.

Greene, D.F. et Johnson, E.A. 1996. Wind dispersal of seeds from a forest into a clearing. *Ecology* 77(2) :595-609.

Greene, D.F., Zasada, J.C., Sirois, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Charron, I., 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.

Rudolph, T.D. (1985). Jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.). FS-252, 252.

Splawinski, T.B., Greene, D.F., et Gauthier, S. 2014. A model of the post-fire recruitment of *Picea mariana* and *Pinus banksiana* as a function of salvage timing and intensity. *Ecological Modeling* 282:35-43.

Thiffault, E., 2009. Le feu en milieu forestier. Dans: *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie, 2e édition. Ouvrage collectif, Québec, pp. 1037-1090.*

Yelle, V., Bélanger, L. et Pâquet, J. 2008. Acceptabilité visuelle de coupes forestières pour la pessière noire : comparaison de la coupe à blanc traditionnelle et de différents types de rétention végétale chez divers groupes d'intérêt issus d'une région ressource forestière. *Revue canadienne de recherche forestière* 38(7):1983-1995.