Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables

ANNEXE 6

DESCRIPTION DÉTAILLÉE DES MÉTHODES ET DES RÉSULTATS

Québec

Rapport du Comité scientifique chargé
d'examiner la limite nordique des
forêts attribuables

ANNEXE 6

DESCRIPTION DÉTAILLÉE DES MÉTHODES ET DES RÉSULTATS

CITATION RECOMMANDÉE POUR LE CHAPITRE 1

Jobidon, R., 2013. Résultats du processus de révision par les pairs. *Dans* : Ministère des Ressources naturelles du Québec. Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables. MRN, Secteur des forêts. Annexe 6, chapitre 1. p. 11 - 13.

CITATION RECOMMANDÉE POUR LE CHAPITRE 2

Robitaille, A., M. Chabot, D. Côté, J. Duval et J.-P. Saucier, 2013. Milieu physique : description du critère et de l'indicateur, justification des seuils, méthode retenue et résultats détaillés. *Dans* : Ministère des Ressources naturelles du Québec. Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables. MRN, Secteur des forêts. Annexe 6, chapitre 2. p. 15 - 23.

CITATION RECOMMANDÉE POUR LE CHAPITRE 3

Raulier, F., H. Ouzennou, J.-P. Saucier, Y. Bergeron, M. Campagna et D. Lord, 2013. Productivité : description du critère et de l'indicateur, justification des seuils, méthode retenue et résultats détaillés. *Dans* : Ministère des Ressources naturelles du Québec. Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables. MRN, Secteur des forêts. Annexe 6, chapitre 3. p. 25 - 77.

CITATION RECOMMANDÉE POUR LE CHAPITRE 4

Gauthier, S., F. Raulier, A. Robitaille, M. Chabot, J. Duval et D. Lord, 2013. Vulnérabilité face au risque de feu : description du critère et de l'indicateur, justification des seuils, méthode retenue et résultats détaillés. *Dans* : Ministère des Ressources naturelles du Québec. Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables. MRN, Secteur des forêts. Annexe 6, chapitre 4. p. 79 - 103.

CITATION RECOMMANDÉE POUR LE CHAPITRE 5

Imbeau, L., M.-H. St-Laurent, L. Marzell, M. Campagna et V. Brodeur, 2013. Biodiversité : description du critère et des indicateurs, justification des seuils, méthode retenue et résultats détaillés. *Dans* : Ministère des Ressources naturelles du Québec. Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables. MRN, Secteur des forêts. Annexe 6, chapitre 5. p. 105 - 135.

ISBN : 978-2-550-67388-0 (version PDF - Rapport principal)
ISBN : 978-2-550-67387-3 (version PDF - Annexe 6)
© Gouvernement du Québec, 2013

Table des matières

1. Résultats du processus de révision par les pairs 11
(par Robert Jobidon)

1.1 Collecte d'informations 11
1.2 Échelle d'analyse 11
1.3 Critères d'aménagement durable des forêts 11
1.4 Seuils propres à chaque indicateur 12
1.5 Processus d'identification des districts écologiques potentiellement aménageables 13

2. Milieu physique : description du critère et de l'indicateur, justification des seuils, méthode retenue et résultats détaillés 15
(par André Robitaille, Michel Chabot, Damien Côté, Jacques Duval et Jean-Pierre Saucier)

2.1 Contexte géographique 15
2.2 Données cartographiques 16
2.3 Indicateur retenu 16
2.4 Seuils retenus 18
2.5 Résultats 19

3. Productivité : description du critère et de l'indicateur, justification des seuils, méthode retenue et résultats détaillés 25
(par Frédéric Raulier, Hakim Ouzennou, Jean-Pierre Saucier, Yves Bergeron, Michel Campagna et Daniel Lord)

3.1 Définition de l'indicateur de productivité 25
3.1.1 Estimation de la productivité à l'échelle du peuplement 25
3.1.2 Estimation de la productivité à l'échelle du territoire 27
3.1.3 Indicateur retenu 28

3.2 Méthodes d'estimation de l'indicateur et des seuils 28
3.2.1 Calibration de tables de rendement pour estimer la productivité 28
3.2.2 Calcul de l'abondance de peuplements productifs à l'échelle des districts écologiques 38

3.3 Interprétation de l'abondance des peuplements productifs à l'échelle des districts écologiques 45

3.4 Caractérisation dendrométrique des districts écologiques 51

4. Vulnérabilité face au risque de feu : description du critère et de l'indicateur, justification des seuils, méthode retenue et résultats détaillés 79
(par Sylvie Gauthier, Frédéric Raulier, André Robitaille, Michel Chabot, Jacques Duval et Daniel Lord)

4.1 Matériel et méthodes 79
4.1.1 Données 79
4.1.2 Méthodes 80

4.1.2.1 Estimation du risque de feu 80
4.1.2.2 Temps d'exposition et probabilité de parvenir aux seuils de productivité en tenant compte du risque de feu 84
4.1.2.3 Évaluation à l'échelle du district 85
4.1.2.4 Seuils proposés 86

4.2 Résultats 87
4.2.1 Zones de feux homogènes 87
4.2.2 Âge moyen où les peuplements dépassent le double seuil de productivité 88
4.2.3 Analyse de sensibilité 88
4.2.4 Niveaux de contraintes liées à la vulnérabilité face au risque de feu 89

5. Biodiversité : description du critère et des indicateurs, justification des seuils, méthode retenue et résultats détaillés 105
(par Louis Imbeau, Martin-Hugues St-Laurent, Lothar Marzell, Michel Campagna et Vincent Brodeur)

5.1 Méthodologie 105
5.1.1 Spécificité de certaines espèces aux habitats denses et hauts 105
5.1.1.1 Oiseaux forestiers 105
5.1.1.2 Mammifères 107
5.1.2 Sensibilité des espèces associées aux peuplements denses et hauts à la perte et la fragmentation de leur habitat 109
5.1.3 Indicateurs et seuils de biodiversité retenus 110
5.1.3.1 Seuil retenu quant à la quantité minimale d'habitats denses et hauts 110
5.1.3.2 Seuil retenu quant à la fragmentation des habitats denses et hauts 112
5.1.3.3 Seuil retenu quant à la protection du caribou forestier 114

5.2 Résultats 114
5.2.1 Quantité et fragmentation des habitats denses et hauts 114
5.2.2 Portrait des perturbations en lien avec le maintien du caribou forestier 116
5.2.3 Intégration des trois indicateurs de biodiversité 116
5.2.4 Analyses de sensibilité des seuils retenus 116

5.3 Effets des perturbations anthropiques sur l'atteinte des seuils de biodiversité par entité territoriale 117
5.3.1 Entité territoriale 1 : Nord-ouest de l'Abitibi 117
5.3.2 Entité territoriale 2 : Ouest du lac Mistassini 117
5.3.3 Entité territoriale 3 : Nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean 117
5.3.4 Entité territoriale 4 : Moyenne-Côte-Nord du Saint-Laurent 118
5.3.5 Entité territoriale 5 : Basse-Côte-Nord du Saint-Laurent 118

6. Références 137

Liste des tableaux

Tableau 1. Estimation des paramètres dépendants des espèces du tarif de hauteur (équation 2). 29

Tableau 2. Estimation des paramètres indépendants des espèces du tarif de hauteur (équation 2). 32

Tableau 3. Biais (m) et erreur quadratique moyenne (REQM) (m) pour l'estimation de la hauteur totale de la majorité des espèces commerciales du territoire d'étude à l'aide de trois tarifs de hauteur. 33

Tableau 4. Estimation des paramètres du tarif de cubage (équation 4). 34

Tableau 5. Biais (dm^3) et erreur quadratique moyenne (REQM - dm^3) de l'estimation du volume marchand brut par tige pour la majorité des espèces commerciales du territoire d'étude à l'aide de trois tarifs de cubage. 35

Tableau 6. Valeur des coefficients β_{10} à β_{15} pour l'équation 5 d'estimation de la hauteur dominante de la table de production de Pothier et Savard (1998). 36

Tableau 7. Valeur des coefficients β_{21} à β_{24} pour l'équation 6 d'estimation du diamètre moyen quadratique marchand de la table de production de Pothier et Savard (1998). 36

Tableau 8. Valeur des coefficients β_{31} à β_{36} pour l'équation 7 d'estimation de la surface terrière marchande de la table de production de Pothier et Savard (1998). 36

Tableau 9. Valeur des coefficients β_{41} à β_{44} pour l'équation 8 d'estimation du volume marchand de la table de production de Pothier et Savard (1998). 37

Tableau 10. Estimation des biais et des racines carrées de l'erreur quadratique moyenne des révisions pour les 4 modèles étudiés. 37

Tableau 11. Liste des variables retenues pour les analyses k-NN. 41

Tableau 12. Distribution de la superficie du territoire d'étude en fonction du type de climat, du relief et du dépôt dominant. 46

Tableau 13. Pourcentage de peuplements potentiellement productifs par type de climat, de relief et de dépôt dominant. 48

Tableau 14. Distribution de la superficie du territoire en fonction du type de climat, de l'origine dominante des peuplements, du cycle de feu et de la végétation potentielle dominante. 49

Tableau 15. Pourcentage de peuplements actuellement productifs en fonction du type de climat, de l'origine dominante des peuplements, du cycle de feu et de la végétation potentielle dominante. 50

Tableau 16. Indice de qualité de station moyen (m à 50 ans) des peuplements actuellement productifs par district écologique. 52

Tableau 17. Indice de densité relative à 100 ans moyen des peuplements actuellement productifs par district écologique. 53

Tableau 18. Hauteur dominante moyenne (m) des peuplements actuellement productifs par district écologique. 54

Tableau 19. Diamètre moyen quadratique (cm) des peuplements actuellement productifs par district écologique. 55

Tableau 20. Volume moyen à l'hectare (m^3/ha) des peuplements actuellement productifs par district écologique. 56

Tableau 21. Volume moyen par tige (dm^3) des peuplements actuellement productifs par district écologique. 57

Tableau 22. Âge moyen (ans) d'atteinte du double seuil de productivité (50 m^3/ha et 70 dm^3/tige) des peuplements actuellement productifs par district écologique. 58

Tableau 23. Âge d'exploitabilité absolu (ans) (d'après les tables de production de Pothier et Savard, 1998) des peuplements actuellement productifs par district écologique. 59

Tableau 24. Indice de qualité de station moyen (m à 50 ans) de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique. 60

Tableau 25. Indice de densité relative à 100 ans moyen de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique. 61

Tableau 26. Hauteur dominante moyenne (m) de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique. 62

Tableau 27. Diamètre moyen quadratique (cm) de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique. 63

Tableau 28. Volume moyen à l'hectare (m^3/ha) de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique. 64

Tableau 29. Volume moyen par tige (dm^3) de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique. 65

Tableau 30. Âge d'exploitabilité absolu (ans) (d'après les tables de production de Pothier et Savard, 1998) de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique. 66

Tableau 31. Distribution des taux de brûlage utilisés dans les analyses par groupe d'unités de paysage. 82

Tableau 32. Âge minimum où les peuplements d'IQS et d'IDR_{100} donnés dépassent le double seuil de productivité (50 m^3/ha et de 70 dm^3/tige). 84

Tableau 33. Échelle de probabilité d'occurrence (GIEC, 2005). 86

Tableau 34. Taux de brûlage annuel moyen de chaque groupe d'unités de paysage (zone de taux de brûlage homogène) à partir des données rééchantillonnées. 87

Tableau 35. Superficie du domaine vital saisonnier des espèces d'oiseaux associées aux forêts denses et hautes trouvées à la limite nordique des forêts attribuables. 113

Liste des figures

Figure 1. Cadre conceptuel d'identification des peuplements productifs selon deux axes distinguant la densité et la fertilité stationnelle. 26

Figure 2. Superficie par année de récolte des peuplements purs d'épinette noire qui ont été récoltés en coupe totale entre 1970 et 2005 dans le territoire d'étude et pour lesquels l'âge avant récolte pouvait être estimé avec la base SIFORT. 39

Figure 3. Qualité de l'imputation par k-NN de la productivité actuelle et potentielle. 42

Figure 4. Relation entre les pourcentages potentiel et actuel de peuplements productifs par district écologique. 44

Figure 5. Corrélogramme entre les taux de brûlage annuels selon le nombre d'années qui les sépare. 81

Figure 6. Représentation schématique de l'application des filtres bruts de biodiversité pour les 830 districts du territoire d'étude à l'état actuel ayant atteint les exigences des critères du milieu physique, de la productivité et du risque de feu. ... 115

Figure 7. Représentation schématique de l'application des filtres bruts de biodiversité pour les 830 districts du territoire d'étude avant perturbations anthropiques ayant atteint les exigences des critères du milieu physique, de la productivité et du risque de feu. 115

Liste des cartes

Carte 1. Proportion d'éléments non contraignants du milieu physique par district écologique. 21

Carte 2. Sensibilité du territoire d'étude aux contraintes du milieu physique. 23

Carte 3. Pourcentage de peuplements actuellement productifs par district écologique. 67

Carte 4. Pourcentage de peuplements potentiellement productifs par district écologique. ... 69

Carte 5. Différence entre les 9e et 1er déciles de la distribution de fréquence du pourcentage de peuplements potentiellement productifs par district écologique. 71

Carte 6. Combinaison des degrés-jours et du jour attendu du premier gel hâtif aidant à l'interprétation du pourcentage de peuplements potentiellement productifs. 73

Carte 7. Combinaison du type de relief et du type de dépôt de surface dominant par district écologique aidant à l'interprétation du pourcentage de peuplements potentiellement productifs. 75

Carte 8. Écart entre les pourcentages de peuplements potentiellement et actuellement productifs par district écologique. 77

Carte 9. Feux de 1940 à 2009 dans le territoire d'étude. 91

Carte 10. Cycle de feu des unités de paysage regroupées pour la période 1972-2009. 93

Carte 11. Âge moyen par district pour atteindre le double seuil de productivité (productif potentiel). 95

Carte 12. Analyse de sensibilité sur les seuils de la vulnérabilité face au risque de feu (probabilité constante de brûler). 97

Carte 13. Analyse de sensibilité sur les seuils de la vulnérabilité face au risque de feu (probabilité variable de brûler). 99

Carte 14. Productivité potentielle face au risque de feu (probabilité constante de brûler). 101

Carte 15. Productivité potentielle face au risque de feu (probabilité variable de brûler). 103

Carte 16. Quantité et fragmentation des habitats denses et hauts par district écologique, territoire d'étude à l'état actuel. 119

Carte 17. Quantité et fragmentation des habitats denses et hauts par district écologique, territoire d'étude avant perturbations anthropiques. 121

Carte 18. État du niveau de perturbation, par district écologique, en lien avec le maintien du caribou forestier. 123

Carte 19. Intégration des trois indicateurs du critère de biodiversité par district écologique, territoire d'étude à l'état actuel. 125

Carte 20. Intégration des trois indicateurs du critère de biodiversité par district écologique, territoire d'étude avant perturbations anthropiques. 127

Carte 21. Intégration des trois indicateurs du critère de biodiversité par district écologique, avec seuils de forêts hautes à 7 m et à 12 m, territoire d'étude avant perturbations anthropiques. 129

Carte 22. Proportion de forêts denses et hautes (plus de 7 m) par district écologique, territoire d'étude avant perturbations anthropiques. 131

Carte 23. Proportion de forêts denses et hautes (plus de 7 m) par district écologique, territoire d'étude à l'état actuel. 133

Carte 24. Proportion de territoire affecté par des épidémies (sévères et légères) pour les districts ayant échoué le seuil de quantité de forêts denses et hautes (plus de 7 m). 135

Liste des photos

Photo 1. Terrasses fluvioglaciaires le long de la rivière Eastmain. 15

Photo 2. Vaste plaine de dépôts organiques reposant sur l'argile près de la baie de Rupert. 16

Photo 3. Surfaces rocheuses pratiquement dénudées de dépôts de surface et de végétation le long de la côte de la Moyenne-Côte-Nord et de la Basse-Côte-Nord. 17

Photo 4. Sommets rocheux au nord de Sept-Îles. 17

Photo 5. Moraine de décrépitude. 17

Photo 6. Champs de blocs glaciaires. 18

Photo 7. Till délavé. 18

Photo 8. Érosion éolienne à la suite d'un feu de forêt qui génère des bassins et des cuvettes de déflation. 18

Photo 9. Dune active qui progresse dans la forêt à la portion nord de la forêt continue. 19

Photo 10. Districts écologiques avec relief de monts et versants rocheux en pente très forte, au nord de Sept-Îles. 19

1 Résultats du processus de révision par les pairs

(par Robert Jobidon)

Dans le but d'évaluer le processus d'analyse et d'intégration des critères qu'il a élaboré pour la réalisation de son mandat, le Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables a sollicité l'avis de trois experts scientifiques neutres. Ces derniers n'étaient liés d'aucune façon au comité.

L'un de ces experts était issu du milieu universitaire québécois, tandis que les deux autres œuvraient dans des milieux gouvernementaux hors Québec. Aucun évaluateur ne connaissait l'identité des autres pairs. Le comité leur a soumis des questions concernant son processus de travail, plus particulièrement la collecte d'informations, l'échelle d'analyse, les indicateurs d'aménagement durable des forêts retenus, les seuils définis pour chacun des indicateurs et, enfin, le processus d'identification des districts écologiques potentiellement aménageables. Pour faciliter le travail des évaluateurs, deux territoires témoins recoupant le territoire d'étude selon un axe nord-sud ont été analysés et les résultats leur ont été fournis. Toute information jugée nécessaire à l'analyse et à la révision a été rendue disponible.

Les sections qui suivent sont une synthèse des avis et des recommandations formulés par ces experts externes.

1.1 Collecte d'informations

Les évaluateurs ont convenu que le processus de collecte d'informations relatives au milieu physique, à la forêt et aux perturbations par le feu, est conforme aux standards reconnus en ce domaine et fidèle au mandat du comité. Ce processus, qui repose sur une expertise bien développée au ministère des Ressources naturelles (MRN), a été jugé très bien structuré.

Les experts ont toutefois souligné la nécessité d'avoir de l'information quant à la fiabilité des documents cartographiques de la portion nordique, obtenus à partir d'une interprétation d'images satellite (comparativement à l'approche traditionnelle d'interprétation de photographies aériennes). Le comité a donné suite à cette recommandation en élaborant une méthode de validation cartographique, qui est détaillée à l'annexe 2.

Un évaluateur a soulevé une question relative à l'estimation du taux de brûlage à partir de données anciennes où des feux n'auraient pas été répertoriés, ce qui semblait être le cas pour la période 1940-1970, notamment dans les secteurs nordiques affichant de forts taux de brûlage. Le comité a donné suite à cette remarque en effectuant les calculs uniquement sur la période 1972-2009, une démarche qui a l'avantage d'être plus complète et d'être comparable à ce qui est susceptible de survenir dans le futur, considérant l'effet anticipé des changements climatiques.

1.2 Échelle d'analyse

Le district écologique est une « portion de territoire caractérisée par un pattern propre du relief, de la géologie, de la géomorphologie et de la végétation régionale » (Jurdant *et al.*, 1977). Les évaluateurs ont reconnu que le choix du district écologique comme unité d'échantillonnage apparaît raisonnable et justifié. Ils ont de plus souligné que l'échelle spatiale du district devrait limiter la variabilité de l'analyse à un niveau acceptable.

1.3 Critères d'aménagement durable des forêts

Les experts externes ont estimé que les quatre critères retenus représentent un choix cohérent dans le cadre d'une démarche scientifique. Ils

étaient également d'avis que ces critères permettent d'atteindre les objectifs du mandat. Les évaluateurs ont suggéré d'expliquer, dans le rapport, la démarche qui a conduit le comité à retenir ces quatre critères et à ne pas en retenir certains autres, notamment ceux de nature économique.

1.4 Seuils propres à chaque indicateur

Globalement, les évaluateurs ont davantage commenté la valeur attribuée à l'un ou l'autre seuil, plutôt que de remettre ces derniers en question.

Concernant le seuil propre au milieu physique, on mentionne que le type de superficie retranché d'éventuels travaux d'aménagement semble approprié, et que les superficies en cause peuvent être déterminées à partir des informations disponibles. La valeur attribuée à ce seuil demeure fondée sur une règle généralement acceptée.

Concernant les seuils attribués à la productivité, le principal commentaire est à l'effet que ceux-ci semblent relativement bas, notamment si des facteurs économiques sont pris en considération – par exemple la distance d'accès à franchir –, ce qui pourrait contribuer à retrancher des superficies potentiellement attribuables. En réponse à ce commentaire, le comité a réalisé une analyse de sensibilité du double seuil de productivité à l'échelle du peuplement et du seuil de pourcentage de peuplements productifs à l'échelle du district. Aussi, le comité a mieux documenté les seuils utilisés actuellement au sud de la limite nordique adoptée en 2002. Par ailleurs, le cadre d'analyse – qui prévoit à la fois la détermination de l'âge où un district donné atteint les deux seuils sur une portion suffisante de ses peuplements et l'estimation du risque que les peuplements soient perdus par le feu avant d'avoir atteint ces seuils – est jugé solide et cohérent par les experts externes. Ceux-ci estiment également que le cadre d'analyse tient compte des connaissances scientifiques actuelles et les intègre bien.

Dans le cadre de l'évaluation externe, l'impact des changements climatiques sur les taux de brûlage a également été souligné. En réponse à ce commentaire, le comité a choisi de faire les estimations de ces taux pour la période comprise entre 1972 et 2009, ce qui semble plus proche des effets anticipés.

Pour estimer la probabilité que les peuplements atteignent le double seuil de productivité, le comité a d'abord utilisé un modèle où les chances de brûler sont indépendantes de l'âge des peuplements. Bien que le recours à un tel modèle soit jugé généralement acceptable, un évaluateur a soulevé une hypothèse à l'effet que lorsque le taux de brûlage est particulièrement élevé, ces chances puissent varier avec l'âge. Le comité a procédé à des analyses de sensibilité pour en tenir compte. Les résultats sont présentés plus loin dans cette annexe (section 4.2).

Concernant les seuils attribués à la biodiversité, les trois experts externes soulignent que le recours à des seuils propres à des habitats de forêts denses et hautes intègre correctement les connaissances scientifiques actuelles relatives aux exigences d'habitats, et ce, pour un grand nombre d'espèces. Un commentaire a été formulé quant au maintien d'arbres de fortes dimensions qui servent d'habitats particuliers pour certaines espèces. Tout en reconnaissant la valeur de cette observation, le comité considère toutefois que la nécessité de maintenir des arbres de fortes dimensions pour les espèces qui en dépendent est davantage du ressort des règles d'application des modalités de récolte. Le comité est d'avis que l'établissement d'un seuil minimal à 7 m de hauteur est un compromis acceptable pour la grande majorité des espèces d'oiseaux et de mammifères associées aux habitats de forêts matures (stratégie du filtre brut). Le comité a cependant prévu faire une analyse de sensibilité du seuil retenu en faisant varier le seuil des forêts considérées hautes à 12 m, plutôt qu'avec la hauteur de 7 m retenue. Cette analyse se retrouve au chapitre 5 de cette annexe. Une recommandation a été formulée concernant l'établissement d'un seuil propre au caribou forestier, une espèce menacée qui nécessite un grand domaine vital. La situation du caribou forestier dans le territoire d'étude représente un enjeu de conservation de

grande importance. Le comité a donné suite à cette recommandation, d'une part en invitant un chercheur universitaire reconnu pour son expertise de l'espèce à se joindre au comité, d'autre part en intégrant, sous forme de filtre fin, un seuil spécifique à cette espèce dans son cadre d'analyse.

1.5 Processus d'identification des districts écologiques potentiellement aménageables

Globalement, les experts externes sont d'avis que le processus itératif élaboré par le comité afin de qualifier chacun des districts écologiques suit une séquence logique, laquelle permet de déterminer les districts propres à faire l'objet d'un aménagement durable des forêts. Dans la mesure où le comité peut démontrer la fiabilité d'interprétation des variables à partir d'images satellite, les évaluateurs estiment que le processus logique représente une approche objective pour établir une limite nordique des forêts aménageables de façon durable.

2 Milieu physique : description du critère et de l'indicateur, justification des seuils, méthode retenue et résultats détaillés

(par André Robitaille, Michel Chabot, Damien Côté, Jacques Duval et Jean-Pierre Saucier)

2.1 Contexte géographique

La physiographie de la portion sud du territoire d'étude est principalement contrôlée par des formations rocheuses qui sont plus ou moins masquées par des dépôts de surface (sauf pour la portion sud-ouest). La portion nord est plutôt dominée par des dépôts épais qui, le plus souvent, couvrent le substrat rocheux.

Les dépôts de surface présentent des morphologies diversifiées (moraines, drumlins, terrasses, etc.) et sont composés de proportions variables de sédiments (argile, sable, cailloux et pierres). Ils reposent généralement sur le substrat rocheux et sont d'épaisseur très variable, allant de quelques centimètres à quelques dizaines de mètres. Ils se présentent généralement en couverture continue dans les terrains plats et ondulés ou en placages dans les milieux accidentés. Parfois, ils sont absents et laissent affleurer les surfaces rocheuses.

Les dépôts de surface conditionnent la répartition spatiale et la croissance de la végétation, de même que la nature de certaines activités humaines. Leur importance quant à l'aménagement forestier et l'intérêt qu'ils présentent pour la construction d'infrastructures routières sont bien connus. Toutefois, certains types de dépôts de surface présentent des contraintes majeures à la croissance des forêts, notamment lorsqu'ils sont trop humides (comme les dépôts organiques) ou sans matrice (comme les dépôts très pierreux). Le territoire d'étude est caractérisé par une certaine

Photo 1. Terrasses fluvioglaciaires le long de la rivière Eastmain. (André Robitaille, MRN)

abondance de dépôts contraignants, plus élevée que dans le sud québécois. Robitaille et Allard (2007) décrivent les potentiels et contraintes des différents types de dépôts de surface du Québec.

Le relief du territoire d'étude est très variable. Certaines régions planes, mal drainées en raison de la présence d'argile ou de till compact, favorisent le développement de vastes tourbières. D'autres secteurs fort accidentés sont très contraignants à cause de la grande proportion de pentes très fortes. Ces milieux accidentés se caractérisent parfois par une grande proportion de sols très minces et de roc à nu.

Photo 2. Vaste plaine de dépôts organiques reposant sur l'argile près de la baie de Rupert. (Éric Vaillancourt, MRN)

2.2 Données cartographiques

Les caractéristiques permanentes du milieu sont cartographiées sur la carte écoforestière à l'échelle 1/20 000 pour la portion sud du territoire d'étude (Robert et Robitaille, 2009) et sur la carte à l'échelle 1/100 000 pour la portion nord (Robitaille *et al*., 2008; Leboeuf *et al*., 2012). Ces cartes ont été réalisées par l'interprétation de photographies aériennes et validées par des contrôles sur le terrain.

Les classes de dépôts de surface utilisées pour la cartographie correspondent aux grands groupes qui caractérisent le territoire d'étude. Il s'agit des dépôts glaciaires, fluvioglaciaires (photo 1), fluviatiles, lacustres, marins, littoraux, de pente et d'altération, organiques et éoliens. Les surfaces rocheuses dénudées (roc) sont aussi cartographiées. La plupart de ces classes sont subdivisées en sous-catégories qui se distinguent par leur compacité, leur granulométrie et leur pierrosité. Cinq classes de régime hydrique, qui indiquent le niveau d'humidité du sol, sont aussi cartographiées, allant du plus sec au plus humide : xérique, xérique-mésique, mésique, subhydrique et hydrique. Une classe spécifique permet de signaler l'écoulement latéral de l'eau (*seepage*) sur certains versants de collines.

2.3 Indicateur retenu

L'indicateur du milieu physique correspond à des dépôts de surface très contraignants (dépôts organiques, surfaces rocheuses, moraines de décrépitude, till délavé, champs de blocs glaciaires, dépôts éoliens actifs), à des pentes fortes de plus de 40 % et à des types de relief très accidentés (monts). Les dépôts retenus ne supportent généralement pas de végétation arborescente, mais on peut y trouver des peuplements de très faible densité comme des landes. De plus, certains de ces dépôts sont mal drainés ou très pierreux.

Les **dépôts organiques**, dont l'épaisseur moyenne est supérieure à 40 cm, sont fragiles et limitent considérablement la croissance des forêts, notamment aux latitudes du territoire d'étude. Les dépôts organiques (photo 2) comptent pour 16 % de la superficie terrestre du territoire d'étude et forment parfois de grandes surfaces continues. Ils se développent dans les milieux où le taux d'accumulation de la matière organique est supérieur au taux de décomposition. Il s'agit d'un processus propre aux régions boréales (Payette et Rochefort, 2001; Couillard et Grondin, 1986).

Les **surfaces rocheuses**, qui peuvent parfois montrer des placages de till, présentent des contraintes à toute forme d'aménagement forestier. Elles représentent 12 % de la superficie terrestre du territoire d'étude et couvrent parfois de vastes secteurs continus, notamment dans la portion est du territoire. On trouve aussi ces surfaces rocheuses sur des versants en pente forte, sur des sommets élevés et le long de la côte de la Moyenne-Côte-Nord et de la Basse-Côte-Nord (photos 3 et 4).

Photo 3. Surfaces rocheuses pratiquement dénudées de dépôts de surface et de végétation le long de la côte de la Moyenne-Côte-Nord et de la Basse-Côte-Nord.
(André Robitaille, MRN)

Photo 4. Sommets rocheux au nord de Sept-Îles.
(André Robitaille, MRN)

Les **moraines de décrépitude** présentent aussi des contraintes majeures à la croissance de la forêt étant donné leur très forte proportion d'éléments grossiers. Peu fréquentes dans la portion sud du Québec, elles sont relativement abondantes dans certains secteurs du territoire d'étude, où elles représentent 3 % de la superficie terrestre. Formées au moment de la fonte des glaciers par la « glace morte », elles montrent une topographie en bosses et en creux, sans orientation précise. Elles sont généralement composées d'un till peu compact contenant du gravier, des cailloux et des blocs (photo 5). Selon les analyses granulométriques du comité scientifique réalisées en laboratoire et sur le terrain, on note la quasi-absence de matrice fine (comme le limon et l'argile), un élément essentiel au maintien d'éléments nutritifs permettant le développement des sols forestiers. Ces moraines se caractérisent aussi par des régimes hydriques de type xérique.

Photo 5. Moraine de décrépitude. (André Robitaille, MRN)

Le **till délavé** et les **champs de blocs glaciaires** ne présentent aucun potentiel pour la croissance de la forêt. Plutôt rares dans la majeure partie du territoire d'étude (moins de 1 % de la superficie), ils se localisent principalement dans la portion centre-nord. Le till délavé résulte généralement de l'action de l'eau de fonte, en marge du glacier, qui délave les dépôts glaciaires, tandis que les champs de blocs sont mis en place à la base du glacier. Ces deux types de dépôts de surface sont constitués d'une accumulation de blocs (photos 6 et 7) qui atteignent quelques mètres d'épaisseur.

Les **dépôts éoliens actifs** n'offrent aucun potentiel pour la croissance des forêts, car les sols forestiers y sont absents. Bien qu'ils ne comptent que pour une faible proportion du territoire d'étude (moins de 1 %), on note leur présence à la portion nord du territoire, essentiellement dans les secteurs de forêts ouvertes. L'activité éolienne se traduit par le développement de formes d'érosion (cuvettes et bassins de déflation) et de formes de sédimentation (dunes). Ces dépôts sont générés par le vent et sont constitués de sable exposé, le plus souvent, à la suite du passage des feux. Ils forment des dunes de plusieurs mètres

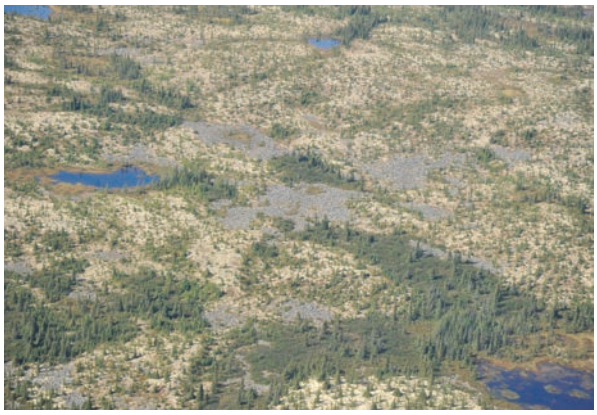


Photo 6. Champs de blocs glaciaires (surfaces grisâtres au centre). (André Robitaille, MRN)

Photo 7. Till délavé. (André Robitaille, MRN)

Photo 8. Érosion éolienne à la suite d'un feu de forêt qui génère des bassins (grande surface beige) et des cuvettes de déflation (petites surfaces beiges). (André Robitaille, MRN)

de hauteur (photos 8 et 9). Les cuvettes et les bassins correspondent plutôt à des dépressions qui se comptent par milliers dans certains secteurs.

Les **pentes fortes** de plus de 40 % constituent des contraintes majeures. Elles se trouvent principalement dans les reliefs accidentés de la portion est du territoire. Jetté *et al.* (1998) décrivent les contraintes liées aux pentes en milieu forestier.

Enfin, les **reliefs de monts** qui présentent, à l'échelle du district écologique, une pente moyenne supérieure à 30 % et une dénivellation moyenne de plus de 120 m/km, correspondent aux régions les plus accidentées du territoire d'étude (photo 10). Lorsqu'ils sont associés à une certaine abondance de dépôts de surface contraignants (comme le roc), ces districts écologiques deviennent très contraignants.

2.4 Seuils retenus

L'objectif est d'identifier des districts dont la proportion d'éléments contraignants dépasse un certain seuil au-delà duquel il n'est pas réaliste d'y effectuer des aménagements forestiers. Les seuils retenus pour les analyses de sensibilité reposent sur l'expérience et l'avis d'experts puisque les études sur le sujet sont très rares. Lorsqu'elles existent, elles sont ponctuelles, et sont en lien avec des facteurs économiques (par exemple, les coûts de construction d'infrastructures routières), lesquels ne sont pas pris en compte dans la présente étude. Robitaille et Grondin (1992) ont proposé un guide visant à analyser les contraintes du milieu physique face à certaines activités forestières, et ce, à l'échelle du district écologique. Toutefois, ce guide n'aborde pas spécifiquement les aspects liés aux seuils de sensibilité du milieu à l'aménagement durable des forêts.

La proportion d'éléments contraignants est calculée en fonction de la portion terrestre du district écologique. Les superficies de chaque contrainte ne sont pas additionnées si ces contraintes sont observées sur une même superficie (par exemple, roc et pente forte). Les seuils retenus sont les suivants :

Photo 9. Dune active qui progresse dans la forêt à la portion nord de la forêt continue. (André Robitaille, MRN)

Photo 10. Districts écologiques avec relief de monts et versants rocheux en pente très forte, au nord de Sept-Îles. (Élisabeth Dufour, MRN)

- seuils de passage : les districts qui présentent plus de 20 % de la superficie terrestre constituée d'éléments peu contraignants, ou plus de 40 % de la superficie terrestre constituée d'éléments peu contraignants pour les reliefs de monts, sont inclus dans le territoire où l'on peut réaliser un aménagement durable des forêts;
- seuil de sensibilité : les districts qui présentent plus de 40 % de la superficie terrestre constituée d'éléments peu contraignants pour les reliefs autres que les monts ont été considérés de sensibilité faible.

2.5 Résultats

La carte 1 (page 21) montre la proportion d'éléments non contraignants, par district écologique, selon dix classes. Elle permet de repérer plusieurs districts qui n'atteignent pas les seuils de passage, en raison des contraintes qu'ils comportent. Dans certains de ces districts, on observe souvent en plus une baisse de la productivité et une fragmentation des habitats denses et hauts (voir les chapitres 3 et 5).

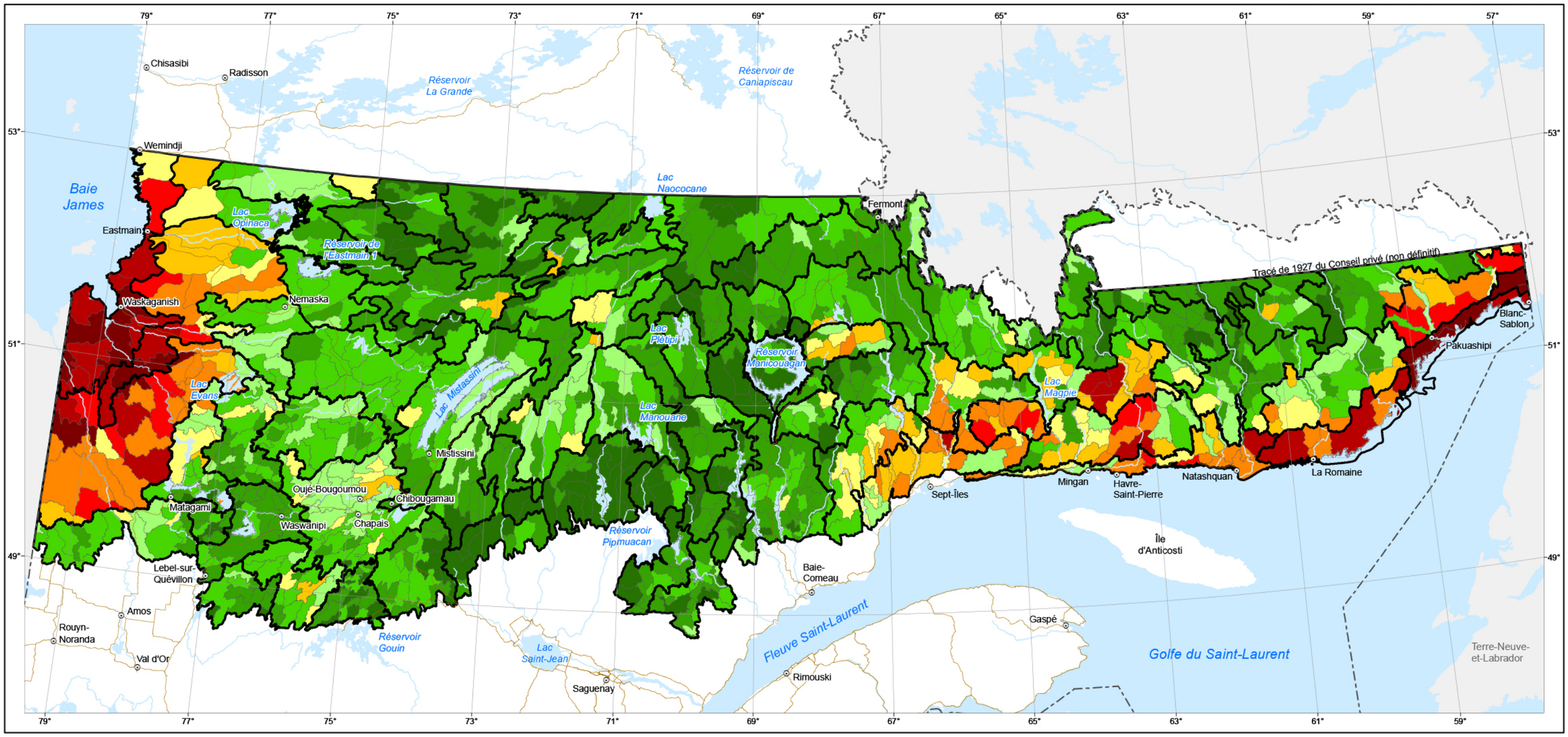
Les résultats relatifs au critère du milieu physique à l'échelle du district écologique mettent en évidence trois portions du territoire d'étude pour lesquelles la proportion d'éléments contraignants est très élevée (carte 2, page 23). Chacune de ces portions présente des districts qui sont jugés très contraignants, car ils n'atteignent pas le seuil de passage. Ces districts sont souvent bordés de districts, ou de groupes de districts, considérés moyennement contraignants.

La première portion de territoire, localisée à l'extrême ouest du territoire d'étude, forme un groupe de districts continus. Les éléments contraignants qui le caractérisent sont de vastes tourbières et, dans une moindre mesure, des affleurements rocheux complètement dénudés.

La seconde portion est discontinue et localisée au nord de Sept-Îles et de Havre-Saint-Pierre. Elle correspond à un groupe de districts au relief très accidenté formé de monts où dominent les sols très minces et les affleurements rocheux, et où on trouve de nombreuses pentes supérieures à 40 %.

Enfin, la troisième portion de territoire correspond à la frange côtière de la Basse-Côte-Nord, entre Havre-Saint-Pierre et Blanc-Sablon. Elle forme un groupe de districts continus. On y trouve de vastes tourbières, mais surtout de grandes surfaces rocheuses complètement dénudées de dépôts de surface et de végétation arborescente. Le relief y est moyennement accidenté.

Carte 1
Proportion d'éléments non contraignants du milieu physique par district écologique



Proportion d'éléments non contraignants (%)

0
10
20
30
40
50
50
60
70
80
90
100

Limites

District écologique
Unité de paysage régional

Réseau routier

Route principale

Frontières

Interprovinciale
Québec — Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46e et 60e)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

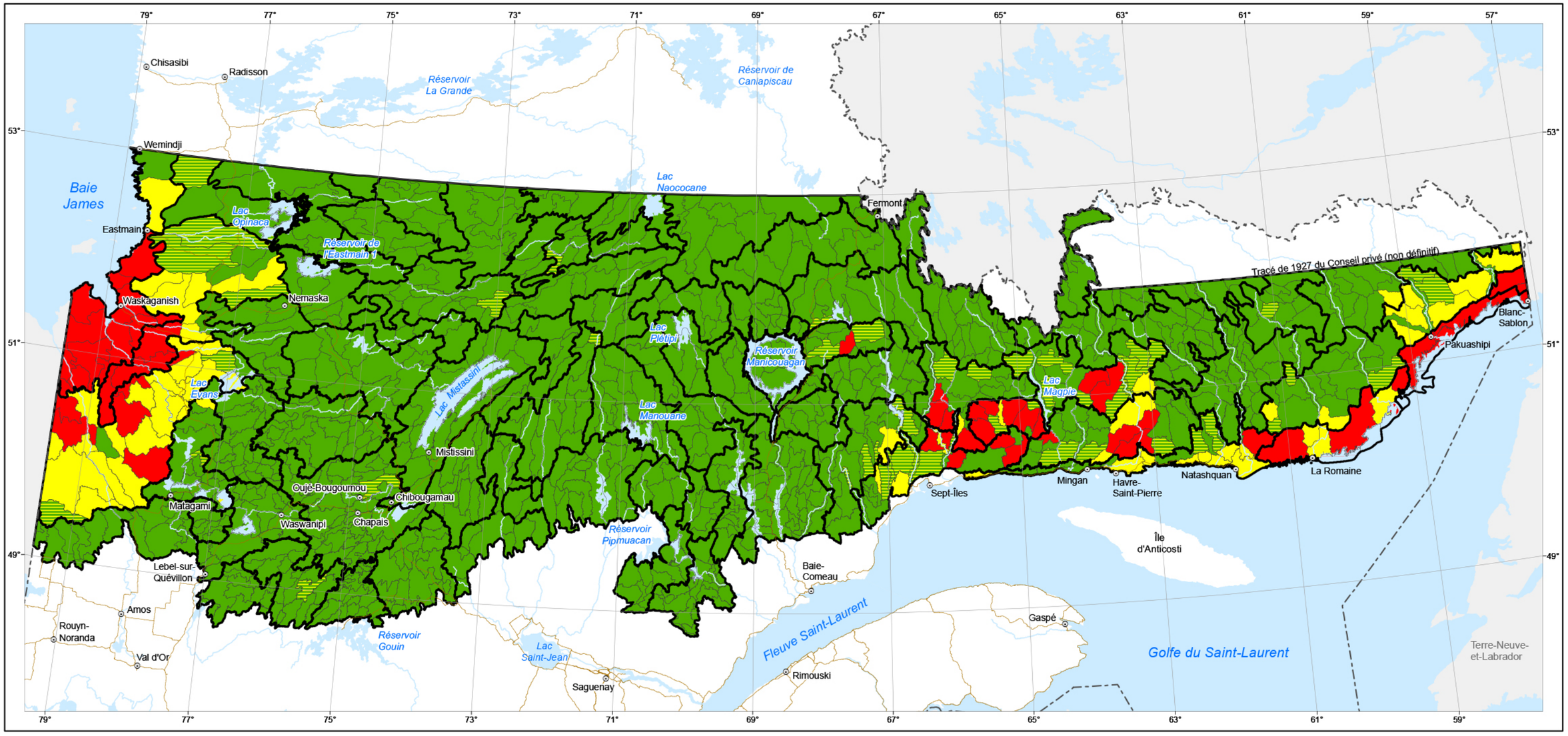
Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 2
Sensibilité du territoire d'étude aux contraintes du milieu physique



Seuil du milieu physique
(Proportion d'éléments non contraignant (%))

- < 20 ou < 40 et relief de monts
- 20 à 40
- 40 à 50
- > 50

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec — Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46e et 60e)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

3 Productivité : description du critère et de l'indicateur, justification des seuils, méthode retenue et résultats détaillés

(par Frédéric Raulier, Hakim Ouzennou, Jean-Pierre Saucier, Yves Bergeron, Michel Campagna et Daniel Lord)

Le fait de qualifier un territoire de productif requiert qu'un certain nombre de conditions puissent être remplies, soit non seulement l'obtention d'un volume minimum de bois et des dimensions minimales d'arbres dans un temps donné (productivité), mais aussi que ledit volume soit accessible (libre de contraintes du milieu physique) et que le risque associé à la récurrence des feux ne soit pas trop élevé pour affecter la durabilité de son aménagement. C'est aussi la raison pour laquelle l'analyse de la productivité forestière doit être réalisée après celle du milieu physique. Bien qu'en foresterie, il soit d'usage de travailler à l'échelle du peuplement, il est tout aussi nécessaire de travailler à l'échelle du paysage pour faire l'évaluation du potentiel d'aménagement forestier. Le territoire nordique possède en effet une mosaïque de peuplements forestiers de densité très variable (forêts denses, forêts ouvertes et landes) ainsi que des milieux dépourvus d'arbres (voir rapport principal, carte 5, page 35), soit en raison de perturbations les ayant fait disparaître pour un certain temps (succession secondaire), soit en raison d'accidents de régénération menant à un état de forêts ouvertes, soit encore en raison de conditions édaphiques ou climatiques trop limitantes. L'évaluation de la productivité se fait donc, aussi, à l'échelle du paysage. Si un territoire satisfait aux seuils établis pour l'indicateur de productivité, celui-ci nécessitera un inventaire plus détaillé pour effectuer des mesures de productivité, de l'ampleur de celles utilisées pour un calcul de possibilité.

3.1 Définition de l'indicateur de productivité

3.1.1 Estimation de la productivité à l'échelle du peuplement

a) Productivités actuelle et potentielle

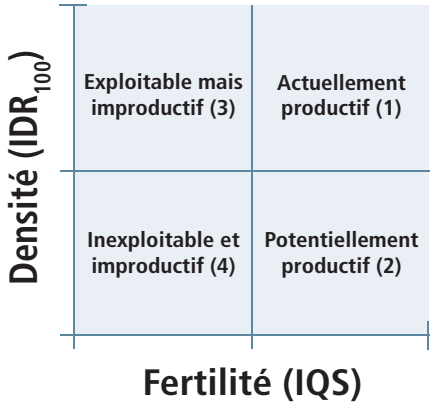
La productivité des sites doit être évaluée sur la base de données sur la **productivité actuelle** et sur des estimations de la productivité potentielle. La productivité actuelle témoigne de l'historique du peuplement sur pied. Elle est déterminée par la végétation actuellement en place. La productivité actuelle varie selon la densité du couvert forestier, et ce, même pour des sites aux caractéristiques biophysiques semblables (climat, dépôt, drainage). De ce fait, la productivité actuelle ne reflète pas nécessairement le potentiel du site lorsqu'on y retrouve une faible densité de tiges (accidents de régénération, succession secondaire appauvrie par les perturbations) ou une absence de végétation arborée. La **productivité potentielle** représente la capacité de production du site, qu'il supporte actuellement ou non des arbres. Elle est déterminée à l'aide des caractéristiques biophysiques du site (climat, dépôt, drainage), et s'appuie sur l'hypothèse qu'un peuplement forestier d'une densité donnée s'y développera sans entrave.

b) Seuil de productivité

Pour distinguer les effets des accidents de régénération attribuables à des causes naturelles de ceux dus à la sylviculture sur le potentiel de production d'un peuplement, la productivité se décompose en deux axes : la productivité stationnelle et la densité. Cette distinction est à la base

FIGURE 1

Cadre conceptuel d'identification des peuplements productifs selon deux axes distinguant la densité et la fertilité stationnelle. La forme linéaire des seuils est arbitraire.



des tables de rendement utilisées pour les pessières noires jusqu'à la latitude 52° Nord au Québec (Pothier et Savard, 1998), qui s'appuient sur deux paramètres principaux : l'indice de qualité de station (IQS) et l'indice de densité relative à 100 ans (IDR_{100}). L'IQS mesure la croissance en hauteur des arbres dominants en se référant à la hauteur à 50 ans et reste valable, c'est-à-dire indépendant de la densité, pour une très large gamme de densité. L'IDR_{100} se réfère à la densité du peuplement relativement à celle d'un peuplement très dense et dont les arbres ont la même taille moyenne, le tout ramené à 100 ans. Ces indices sont avant tout destinés à être appliqués à des peuplements équiennes monospécifiques, mais ils peuvent aussi être utilisés dans des peuplements plurispécifiques ou de structure irrégulière (Monserud, 1984; Shaw et Long, 2007). C'est d'ailleurs le cas présentement au Québec.

Les deux indices (IDR_{100} et IQS) peuvent être utilisés pour identifier les peuplements productifs sur le territoire puisqu'ils correspondent aux deux intrants fondamentaux des tables de rendement (figure 1).

Les peuplements improductifs sont des peuplements qui n'atteignent pas un seuil d'exploitabilité en une révolution[1], tandis que ceux qui sont productifs l'atteignent ou le dépassent. Afin de pouvoir distinguer la productivité des tiges individuelles de celle liée à la densité de tiges dans le peuplement, un double seuil est utilisé pour distinguer les peuplements quant à leur production de matière ligneuse. Il s'agit d'une limite d'exploitabilité définie à l'échelle du peuplement (par exemple, un volume marchand (9 cm et plus) supérieure à 50 m^3/ha) et d'une autre définie à l'échelle de la tige (un volume marchand supérieur à 70 dm^3).

La distinction entre la productivité actuelle et la productivité potentielle permet de reconnaître quatre types de peuplements : (quadrant 1 de la figure 1) des peuplements actuellement productifs puisqu'ils peuvent dépasser le double seuil de productivité en moins d'une révolution avec la végétation actuellement en place; (quadrant 2) des peuplements qui contiennent des tiges productives, mais dont le nombre est actuellement insuffisant pour que le seuil de production du peuplement soit atteint en une révolution. Ce type de peuplement pourrait s'avérer potentiellement productif du fait de ses caractéristiques biophysiques s'il bénéficiait d'actions correctives permettant d'augmenter le nombre de tiges; (quadrant 3) des peuplements qui ont actuellement dépassé le double seuil de productivité mais dont les caractéristiques biophysiques (climat, milieu physique) ne permettent pas, en moyenne, de s'attendre à y observer des peuplements productifs en moins

[1] La révolution correspond au cycle de coupe, c'est-à-dire qu'elle représente le temps nécessaire pour qu'une cohorte d'arbres atteigne la maturité marchande. Celle-ci dépend de l'espèce, de la densité du peuplement et de la fertilité de la station. La révolution est d'autant plus longue que la densité et la fertilité sont faibles. Elle ne dépasse pas la longévité moyenne de l'espèce qui est considérée (entre 120 et 150 ans pour l'épinette noire - Garet *et al.*, 2012).

d'une révolution; (quadrant 4) des peuplements inexploitables et improductifs, car ils sont en deçà des deux seuils.

3.1.2 Estimation de la productivité à l'échelle du territoire

a) Unités d'analyse

Dans le Québec méridional, l'unité territoriale de base servant à la définition de sa vocation (affectation du territoire) et à la planification des opérations forestières est l'unité territoriale de référence, d'une dimension de quelques centaines de kilomètres carrés (règlement sur les normes d'intervention). Ces unités territoriales de référence, délimitées sur la base de critères administratifs ou physiques, ne sont pas des éléments du Système hiérarchique de classification écologique du territoire (Saucier *et al*., 1998). Dans le territoire nordique, où aucune unité territoriale de référence n'est délimitée, il était préférable de se rattacher à une unité définie selon des critères basés sur un patron particulier de relief, de géologie et de géomorphologie, d'une dimension comparable à celle utilisée plus au sud, possiblement au niveau des districts écologiques (par exemple Beaulieu *et al*., 2011).

Si l'on souhaite analyser la productivité sur une plus grande surface, le niveau hiérarchique de l'unité de paysage régional serait aussi indiqué. Une unité de paysage régional est une « portion de territoire caractérisée par une organisation récurrente des principaux facteurs permanents du milieu et de la végétation » (Robitaille et Saucier, 1998).

b) Districts productifs ou potentiellement productifs

La productivité ligneuse d'un territoire dépend à la fois des facteurs permanents du milieu, de l'historique des perturbations, de la dynamique de succession forestière et des conditions de reproduction après perturbation. Elle est intimement liée à la notion de résilience du territoire en question, quoique à des échelles spatiales et temporelles différentes. La proportion de la superficie terrestre d'une unité territoriale, district ou paysage, qui dépasse actuellement le double seuil de productivité (quadrant 1 de la figure 1) représente donc un indicateur contextuel de la productivité forestière. Cet indicateur est effectivement contextuel, car il ne fait pas la part entre l'historique des perturbations, les conditions de reproduction après perturbation et les facteurs permanents du milieu qui expliquent la productivité potentielle du territoire. Il faut donc introduire un indicateur de productivité, plus théorique, soit la proportion de territoire terrestre qui pourrait être potentiellement productive dans des conditions idéales de densité (quadrants 1 + 2 de la figure 1).

Pour distinguer les districts productifs de ceux qui ne le sont pas, il faut définir un seuil – sous la forme d'une proportion minimale de territoire qui soit productive – en deçà duquel un district est jugé improductif. Lorsque les peuplements productifs deviennent occasionnels ou rares sur le territoire, le fait de les récolter rend difficile le maintien d'une forêt résiduelle qui permette d'assurer une représentativité et une répartition spatiale suffisantes des écosystèmes normalement présents et le maintien des fonctions hydrologiques de la forêt (débit, qualité de l'eau) (Pouliot *et al*., 2010). Un seuil minimal a donc été retenu et a été fixé à 20 % de la superficie terrestre en peuplements productifs. Une analyse de sensibilité de la valeur de ce seuil a été réalisée. Trois types de districts peuvent alors être identifiés, soit les districts pour lesquels :

- plus de 20 % de la superficie terrestre dépasse le double seuil de productivité, tout en étant libre des contraintes majeures identifiées par le filtre du milieu physique (district actuellement productif);
- plus de 20 % de la superficie terrestre dépasse potentiellement le double seuil de productivité, et est libre de contraintes physiques majeures (district potentiellement productif);
- la superficie potentiellement productive et libre de contraintes physiques ne peut dépasser 20 % (district improductif).

3.1.3 Indicateur retenu

L'indicateur retenu correspond ainsi à la proportion des types de station potentiellement productifs au sein d'un district ou d'une unité de paysage (soit la liste des strates potentiellement productives avec le cumul de leur superficie par opposition à la liste des strates improductives avec le cumul de leur superficie). Celui-ci peut se comparer avantageusement à la proportion des types de station actuellement productifs au sein d'un district ou d'une unité de paysage. L'écart entre les proportions de peuplements potentiellement et actuellement productifs informe quant à l'incidence des accidents de régénération sur la productivité d'une unité de référence. Cela permet d'identifier les districts qui ne sont pas productifs actuellement, mais où la situation pourrait être corrigée par un aménagement adéquat (et des ressources financières suffisantes). L'indicateur retenu tient également compte de la stabilité dans le temps de la productivité forestière à une échelle plus élevée, celle du paysage.

3.2 Méthodes d'estimation de l'indicateur et des seuils

3.2.1 Calibration de tables de rendement pour estimer la productivité

Les tables de rendement de Pothier et Savard (1998) correspondent à un système de quatre équations utilisées pour prédire la hauteur dominante, la surface terrière marchande (tiges de 9 cm ou plus de DHP[2]), le diamètre moyen quadratique marchand et le volume marchand. Ces tables de rendement sont empiriques et ont été calibrées au sud de la limite nordique adoptée en 2002. De plus, elles reposent sur le tarif de cubage de Perron (1985) et sur un tarif de hauteur (Pothier et Savard, 1998) qui ont aussi été calibrés à partir de mesures au sud de la latitude 51° Nord. En conséquence, les paramètres du tarif de hauteur, du tarif de cubage et des tables de rendement ont été réestimés à l'aide des placettes-échantillons nordiques (PEN), mesurées entre 2006 et 2009, des placettes d'analyse des tiges (PAT) établies dans le territoire d'étude entre 1999 et 2005 par le MRN, et des placettes temporaires du programme d'inventaire régulier (voir le rapport principal). En plus de la forme des équations, le lecteur trouvera ici des tableaux donnant la valeur de leurs paramètres pour la majorité des espèces commerciales du territoire d'étude.

a) Tarif de hauteur

Le tarif de hauteur utilisé se base sur celui de Fortin *et al.* (2009). Le modèle s'exprime de la façon suivante :

$$(1)\quad H_{ijk} = 1.3 + A_{ijk} + B_{ijk}\ln(d_{ijk}+1) + C_{ijk}\ln(d_{ijk}+1)^2 + \varepsilon_{ijk}$$

où H_{ijk} est la hauteur (m) de l'arbre j dans la placette i lors du mesurage k, d_{ijk} est le diamètre à hauteur de poitrine de ce même arbre (cm), ln(•) est le logarithme naturel, A_{ijk}, B_{ijk}, et C_{ijk} sont des paramètres généraux de l'équation et ε_{ijk} est un terme d'erreur. La principale différence entre cette équation et le tarif de Fortin *et al.* (2009) est l'introduction d'un terme de paramètres généraux sans interaction avec $\ln(d_{ijk}+1)$. Plusieurs variables explicatives à l'échelle de l'arbre et à l'échelle de la placette pouvant être incluses dans le modèle ont été testées. Différentes configurations d'effets aléatoires ont également été testées. Le choix final des variables explicatives et des effets aléatoires du modèle est basé sur le critère d'information d'Akaike ainsi que sur l'examen des résidus. Le modèle final issu de ce processus de sélection prend la forme suivante :

$$H_{ijk} = 1.3 + A_{ijk} + B_{ijk}\ln(d_{ijk}+1) + C_{ijk}\ln(d_{ijk}+1)^2 + \varepsilon_{ijk}$$

où

$$(2)\quad \begin{aligned} A_{ijk} &= \beta_1 L_i + 0.25\beta_{2.s} g_{ijk} + \beta_{3.e} \\ B_{ijk} &= \beta_4 L_i + \beta_5 T_i + \beta_6 ISS_{ijk} + \beta_{7.sd} \\ C_{ijk} &= \beta_{8.e} + \beta_{9.p} + \beta_{10.sf} + b_{is} \end{aligned}$$

où L_i est la longitude et T_i est la température moyenne annuelle (°C) de la placette i, g_{ijk} est la surface terrière (dm^2) et ISS_{ijk} est un indice de statut social de l'arbre ijk (Fortin *et al.*, 2009), e est un indice de subdivision écologique (Fortin *et al.*, 2009), s est un indice d'espèce, d est un indice de classe de drainage synthèse (Saucier, 2004), p est

[2] DHP : diamètre d'un arbre mesuré à la hauteur de poitrine (1,3 m au-dessus du sol).

un indice de type de perturbation légère (Fortin *et al.*, 2009), f est un indice de type de dépôt (Fortin *et al.*, 2009), β_1, $\beta_{2.s}$, $\beta_{3.e}$, β_4, β_5, β_6, $\beta_{7.sd}$, $\beta_{8.e}$, $\beta_{9.p}$ et $\beta_{10.sf}$ sont les paramètres des effets fixes, b_{is} est un effet aléatoire de placette qui varie selon l'espèce, et ε_{ijk} est l'erreur résiduelle. L'effet aléatoire de placette est distribué selon une loi normale, de moyenne nulle et de variance σ^2_s, qui varie selon l'espèce, c'est-à-dire $b_{is} \sim N(0, \sigma^2_s)$. Le vecteur des termes d'erreur résiduelle ($\boldsymbol{\varepsilon}_{ij}$) est également distribué selon une loi normale de moyenne nulle et de variance-covariance $\mathbf{R}_{ij}$, c'est-à-dire $\boldsymbol{\varepsilon}_{ij} \sim N(0, \mathbf{R}_{ij})$ (Fortin *et al.*, 2009). Les paramètres de l'équation ont été estimés à l'aide de la procédure HPMIXED (SAS Institute, Cary, NC), qui est spécifiquement conçue pour faire face aux problèmes d'estimation impliquant un grand nombre d'effets fixes et d'effets aléatoires, ou un grand nombre d'observations (tableaux 1 et 2). Le tarif développé a été évalué en utilisant le modèle complet avec l'estimation de l'effet aléatoire de chaque placette pour corriger la hauteur prédite des tiges selon la méthode présentée par Trincado *et al.* (2007). Cette méthode repose sur l'utilisation des valeurs de hauteur/DHP mesurées des arbres pour estimer les effets aléatoires du tarif de hauteur.

TABLEAU 1

Estimation des paramètres dépendants des espèces du tarif de hauteur (équation 2).

Espèce	dépôt	$\beta_{10.sf}$	Espèce	drainage	$\beta_{7.sd}$	Espèce	$\beta_{2.s}$	σ^2_s
BOP	1	1,3991	BOP	1	-11,3269	BOP	-1,1331	0,0401
BOP	2	1,3274	BOP	2	-11,0137	EPB	1,5380	0,0469
BOP	3	1,0150	BOP	3	-11,1477	EPN	-0,9831	0,0304
BOP	4	1,4232	BOP	4	-11,1766	MEL	1,2982	0,0335
BOP	5	1,5184	EPB	1	-14,3796	PEB	3,7037	0,0271
BOP	6	0,9906	EPB	2	-13,2940	PET	-0,8505	0,0550
BOP	7	1,3032	EPB	3	-13,2186	PIG	-1,5444	0,0439
BOP	8	1,3054	EPB	4	-13,1998	SAB	-0,3483	0,0329
BOP	M	1,2939	EPN	1	-14,2783	THO	3,2311	0,0000
BOP	R	1,2836	EPN	2	-14,1380			
EPB	1	1,9921	EPN	3	-14,1824			
EPB	3	2,3677	EPN	4	-14,3204			
EPB	4	1,9152	MEL	1	-11,8574			
EPB	5	2,0131	MEL	2	-12,0824			
EPB	7	1,8521	MEL	3	-12,2511			
EPB	M	1,8547	MEL	4	-12,0465			
EPB	R	1,8935	PEB	2	-6,7194			
EPN	1	2,5189	PEB	3	-7,2802			

TABLEAU 1 (suite)

Espèce	dépôt	$\beta_{10.sf}$	Espèce	drainage	$\beta_{7.sd}$	Espèce	$\beta_{2.s}$	σ^2_s
EPN	2	2,5253	PET	1	-12,3189			
EPN	3	2,4577	PET	2	-11,9855			
EPN	4	2,5005	PET	3	-11,6594			
EPN	5	2,4446	PET	4	-11,9911			
EPN	6	2,3519	PIG	1	-12,5941			
EPN	7	2,4926	PIG	2	-12,5695			
EPN	8	2,6065	PIG	3	-12,6695			
EPN	9	2,3967	PIG	4	-13,0463			
EPN	M	2,4934	SAB	1	-15,8750			
EPN	R	2,4160	SAB	2	-15,4409			
MEL	1	1,6532	SAB	3	-15,5917			
MEL	2	1,5499	SAB	4	-15,7322			
MEL	3	1,7433	THO	2	-11,8686			
MEL	4	1,6180	THO	3	-5,9920			
MEL	5	1,4841						
MEL	7	1,5231						
MEL	M	1,7732						
PEB	1	-0,5067						
PEB	4	-0,4349						
PET	1	2,0382						
PET	2	1,9666						
PET	4	1,9678						
PET	5	1,9457						
PET	7	1,7586						
PET	M	1,9798						
PET	R	2,0253						
PIG	1	1,9758						
PIG	2	2,0169						
PIG	3	1,8227						
PIG	4	2,1846						
PIG	5	1,6996						

TABLEAU 1 (suite)

Espèce	dépôt	$\beta_{10.sf}$	Espèce	drainage	$\beta_{7.sd}$	Espèce	$\beta_{2.s}$	σ^2_s
PIG	6	1,8265						
PIG	7	1,8761						
PIG	9	2,0069						
PIG	M	2,0135						
PIG	R	1,8873						
SAB	1	2,8589						
SAB	2	2,8477						
SAB	3	2,9579						
SAB	4	2,8016						
SAB	5	2,8676						
SAB	6	2,7836						
SAB	7	2,8612						
SAB	8	2,8523						
SAB	M	2,8173						
SAB	R	2,7924						
THO	1	0,7209						
THO	6	-1,4091						
THO	R	0,6555						

Espèce : BOP : bouleau à papier, EPB : épinette blanche, EPN : épinette noire, MEL : mélèze laricin, PEB : peuplier baumier, PET : peuplier faux-tremble, PIG : pin gris, SAB : sapin baumier, THO : thuya occidental.

Dépôts : 1 : glaciaires, 2 : fluvioglaciaires, 3 : fluviatiles, 4 : lacustres, 5 : marins, 6 : littoraux marins, 7 : organiques, 8 : de pentes et d'altération, 9 : éoliens, R : rocheux, M : glaciaires très mince (<25 cm).

Drainage : 1 : xérique, 2 : mésique, 3 : subhydrique, 4 : hydrique.

TABLEAU 2
Estimation des paramètres indépendants des espèces du tarif de hauteur (équation 2).

	Paramètre	Catégorie	Estimation
Longitude	β_1		0,3087
Subdivision écologique	$\beta_{3.1}$	Ouest	24,7015
	$\beta_{3.2}$	Nord-Est	24,0794
	$\beta_{3.3}$	Sud-Est	25,0549
Longitude	β_4		-0,1507
Température annuelle moyenne	β_5		0,1675
ISS	β_6		-0,0022
Subdivision écologique	$\beta_{8.1}$	Ouest	0
	$\beta_{8.2}$	Nord-Est	0,1108
	$\beta_{8.3}$	Sud-Est	-0,1666
Perturbation légère	$\beta_{9.1}$	Anthropique	-0,1449
	$\beta_{9.2}$	Naturelle	0
	$\beta_{9.3}$	Aucune	-0,0679
Variance dans la matrice R_{ij}			1,5325

Les biais moyens du tarif de hauteur varient de 0,06 m à 1,61 m en valeur absolue. La comparaison des biais et des racines carrées des erreurs quadratiques moyennes obtenus par le tarif de hauteur à ceux obtenus par les modèles de Fortin *et al.* (2009) et de Pothier et Savard (1998) montre que le présent modèle performe mieux pour toutes les espèces (tableau 3).

TABLEAU 3

Biais (m) et erreur quadratique moyenne (REQM) (m) pour l'estimation de la hauteur totale de la majorité des espèces commerciales du territoire d'étude à l'aide de trois tarifs de hauteur (les valeurs relatives apparaissent entre parenthèses).

Espèce[1]	N	Équation 2			Tarif de Fortin *et al.* (2009)			Tarif de Pothier et Savard (1998)		
		Biais	REQM	R^2	Biais	REQM	R^2	Biais	REQM	R^2
BOP	951	-0,02 (0,2 %)	1,04 (7,9 %)	0,88	-0,23 (1,8 %)	2,04 (15,5 %)	0,56	-0,36 (2,7 %)	1,51 (11,5 %)	0,76
EPB	214	-0,10 (0,6 %)	1,03 (6,6 %)	0,97	2,74 (17,5 %)	4,68 (29,9 %)	0,40	0,86 (5,5 %)	2,73 (17,5 %)	0,80
EPN	29 305	0,00 (0,0 %)	1,05 (8,3 %)	0,91	0,50 (4,0 %)	1,85 (14,7 %)	0,70	0,15 (1,2 %)	1,13 (9,0 %)	0,89
MEL	188	-0,09 (0,9 %)	0,77 (7,3 %)	0,95	-0,49 (4,7 %)	1,51 (14,4 %)	0,83	-	-	-
PEB	13	-0,38 (2,7 %)	1,16 (8,3 %)	0,89	-1,98 (14,8 %)	3,37 (25,1 %)	0,46	-	-	-
PET	587	0,00 (0,0 %)	1,05 (5,5 %)	0,91	1,46 (7,7 %)	3,27 (17,2 %)	0,83	0,60 (3,2 %)	1,61 (8,5 %)	0,96
PIG	2 851	-0,01 (0,1 %)	0,88 (6,9 %)	0,94	0,24 (1,9 %)	1,69 (13,3 %)	0,75	0,16 (1,3 %)	0,97 (7,6 %)	0,92
SAB	6 426	0,00 (0,0 %)	1,26 (10,3 %)	0,87	0,80 (6,5 %)	2,15 (17,6 %)	0,68	-0,18 (1,5 %)	1,73 (14,1 %)	0,79
THO	14	-0,87 (9,7 %)	1,89 (21,0 %)	0,72	-0,95 (10,5 %)	1,47 (16,4 %)	0,87	-0,21 (2,4 %)	1,28 (14,2 %)	0,90

[1] BOP : bouleau à papier, EPB : épinette blanche, EPN : épinette noire, MEL : mélèze laricin, PEB : peuplier baumier, PET : peuplier faux-tremble, PIG : pin gris, SAB : sapin baumier, THO : thuya occidental

b) Tarif de cubage

Un tarif de cubage permet d'estimer le volume marchand d'un arbre en fonction de mesures dendrométriques simples comme son diamètre à la hauteur de poitrine et sa hauteur totale. La forme du modèle choisie est semblable à celle de Fortin *et al.* (2007) et s'exprime comme suit :

$$(3) \quad v_{ij} = A_{ij} + B_{ij}\frac{\pi d_{ij}^2 H_{ij}}{40} + \varepsilon_{ij}$$

où v_{ij} est le volume marchand brut de la tige j dans la placette i (dm^3), d_{ij} et H_{ij} sont respectivement le diamètre à hauteur de poitrine (cm) et la hauteur totale (m) du même arbre, ε_{ij} est un terme d'erreur, et A_{ij} et B_{ij} sont les paramètres généraux du modèle. B_{ij} correspond à un coefficient de forme (Rondeux, 1993). Au total, 3912 tiges ont été retenues pour la modélisation du volume marchand brut et sont réparties à l'intérieur de 1026 placettes (placettes nordiques et placettes d'analyse de tiges confondues). Dans le but de tenir compte de la relation existant entre le facteur d'élancement ($e_{ij} = H_{ij} / d_{ij}$) et le facteur de forme, différentes combinaisons ont été testées. Le choix final des variables explicatives et des effets aléatoires du modèle est basé sur le

critère d'information d'Akaike, ainsi que sur l'examen des résidus normalisés. Le modèle final prend la forme suivante :

$$v_{ij} = A_{ij} + B_{ij}\frac{\pi d_{ij}^2 H_{ij}}{40} + u_{ij.s} d_{ij}^2 + \varepsilon_{ij.s}$$

(4) où

$$A_{ij} = \beta_1 e_{ij}$$

$$B_{ij} = \beta_{2.s} + \frac{\beta_{3.s}}{e_{ij}}$$

β_1, $\beta_{2.s}$ et $\beta_{3.s}$ sont les paramètres des effets fixes, $u_{ij.s}$ et $\varepsilon_{ij.s}$ correspondent à un effet aléatoire de placette et à une erreur résiduelle variant selon l'espèce. L'effet aléatoire de placette $u_{ij.s}$ s'applique au carré du DHP et est distribué selon une loi normale, de moyenne nulle et de variance $\sigma^2_{u.s}$, c'est-à-dire $u_{ij.s} \sim N(0, \sigma^2_{u.s})$. Nous présumons que la variance $\sigma^2_{u.s}$ diffère selon l'espèce. Le vecteur des termes d'erreur résiduelle $(\varepsilon_{ij.s})$ est également distribué selon une loi normale de moyenne nulle et de variance $(\sigma^2_{\varepsilon.s})$, c'est-à-dire $\varepsilon_{ij.s} \sim N(0, \sigma^2_{\varepsilon.s})$. Afin de corriger un problème d'hétérogénéité de la variance des erreurs résiduelles, une pondération par $1/d^2_{ij} H_{ij}$ a été utilisée. Les paramètres de l'équation 4 ont été estimés à l'aide de la procédure MIXED de SAS (tableau 4).

TABLEAU 4

Estimation des paramètres du tarif de cubage (équation 4).

Espèces	β_1	$\beta_{2.s}$	$\beta_{3.s}$	$\sigma^2_{u.s}$	$\sigma^2_{\varepsilon.s}$
BOP	-12,2263	0,4736	-0,04786	0,000537	0,03911
EPB	-12,2263	0,5213	-0,06959	0,001305	0,08159
EPN	-12,2263	0,5011	-0,06205	0,000345	0,01699
MEL	-12,2263	0,3083	-0,05352	0	0,00119
PET	-12,2263	0,5232	-0,06478	0	0,09356
PIG	-12,2263	0,5121	-0,04775	0,000435	0,01671
SAB	-12,2263	0,5307	-0,08649	0,000433	0,02382

Les résidus normalisés de la calibration du modèle n'ont affiché aucune divergence par rapport aux postulats de normalité et d'homogénéité des variances. Toutes les composantes fixes du modèle étaient hautement significatives avec des probabilités inférieures à 0,0001. Afin de vérifier la fiabilité et la justesse des prévisions du modèle, la statistique *PRESS* (pour *PREdiction Sum of Squares*), qui utilise les mêmes données que celles qui ont servi à construire le modèle, a été calculée. Cette technique consiste à prédire l'état d'une tige à partir des paramètres du modèle calculés au moyen des valeurs des n-1 autres tiges. Ces prédictions peuvent donc être répétées n fois, c'est-à-dire autant de fois que le nombre de tiges disponibles pour une espèce donnée. À partir de la valeur de la statistique *PRESS*, qui correspond à la somme des carrés des écarts entre les valeurs prédites et les valeurs observées, le biais et la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (REQM) ont été estimés. Les biais varient de 0,07 dm³ à 2,80 dm³ en valeur absolue (tableau 5). En général, le présent modèle performe mieux, pour les sept espèces étudiées, que les tarifs de cubage de Fortin *et al.* (2007) et de Perron (1985).

TABLEAU 5

Biais (dm³) et erreur quadratique moyenne (REQM - dm³) de l'estimation du volume marchand brut par tige pour la majorité des espèces commerciales du territoire d'étude à l'aide de trois tarifs de cubage (les valeurs relatives apparaissent entre parenthèses).

Espèce[1]	N	Équation 4			Tarif de Fortin *et al.* (2007)			Tarif de Perron (1985)		
		Biais	REQM	R^2	Biais	REQM	R^2	Biais	REQM	R^2
BOP	66	0,9 (0,6 %)	17,9 (12,8 %)	0,95	-4,1 (2,9 %)	21,5 (15,6 %)	0,93	-3,1 (2,2 %)	21,8 (15,5 %)	0,93
EPB	83	2,8 (0,5 %)	57, 1 (9,7 %)	0,99	-11,6 (2,0 %)	49,2 (8,3 %)	0,99	-14,3 (2,4 %)	55,3 (9,4 %)	0,99
EPN	2 676	0,6 (0,5 %)	12,5 (9,4 %)	0,99	-4,2 (3,2 %)	14,1 (10,6 %)	0,98	-1,9 (1,5 %)	13,2 (10,0 %)	0,99
MEL	8	0,2 (0,2 %)	2,1 (3,1 %)	1,00	-10,5 (15,4 %)	11,6 (17,1 %)	0,99	-4,9 (7,1 %)	6,4 (9,4 %)	1,00
PET	79	-0,07 (0,0 %)	63,6 (11,9 %)	0,98	-0,8 (0,1 %)	62,2 (11,6 %)	0,99	-0,2 (0,0 %)	66,3 (12,4 %)	0,98
PIG	549	0,4 (0,3 %)	13,2 (8,8 %)	0,99	1,4 (0,9 %)	15,6 (10,4 %)	0,99	2,1 (1,4 %)	13,9 (9,2 %)	0,99
SAB	451	0,3 (0,2 %)	15,2 (7,9 %)	0,99	-3,5 (1,8 %)	16,8 (8,8 %)	0,98	-4,1 (2,1 %)	16,3 (8,5 %)	0,98

c) Tables de rendement

Le système d'équations des tables de rendement de Pothier et Savard (1998) est décrit par les quatre équations suivantes :

(5) $$H_d = \beta_{10} + \beta_{11} IQS^{\beta_{12}} (1 - \exp(-\beta_{13} A_c))^{\beta_{14} IQS^{-\beta_{15}}}$$

(6) $$\overline{D}_q = \beta_{21} \beta_{22}^{H_d} A_c^{\beta_{23}} \rho_r^{\beta_{24}}$$

(7) $$G = \beta_{31} H_d^{\beta_{32}} \beta_{33}^{H_d} A_c^{\beta_{34}} \rho_r^{\beta_{35}} \exp(\frac{\beta_{36}}{A_c})$$

(8) $$V = \beta_{41} H_d^{\beta_{42}} G^{\beta_{43}} \overline{D}_q^{\beta_{44}}$$

où H_d est la hauteur dominante (m), *IQS* est l'indice de qualité de station (m à 50 ans (Pothier et Savard, 1998)), A_c est l'âge corrigé pour correspondre à celui mesuré à 1 m, $\overline{D}_q$ est le diamètre moyen quadratique marchand (cm), ρ_r est l'indice de densité relative (Pothier et Savard, 1998), *G* est la surface terrière marchande (m^2 ha^{-1}) et *V* est le volume marchand du peuplement (m^3 ha^{-1}). Le tarif de hauteur (équation 2) a servi pour estimer la hauteur dominante et l'indice de qualité de station au lieu de l'équation 1 de Pothier et Savard (1998). Le tarif de cubage (équation 4) a été utilisé pour estimer le volume marchand des placettes-échantillons au lieu du tarif de Perron (1985; voir Pothier et Savard (1998, p. 13)). Les différentes équations du système d'équations de prédiction du volume ne sont pas indépendantes les unes des autres, ce qui exige d'utiliser une approche statistique permettant une résolution simultanée. La technique d'estimation dite « Seemingly Unrelated Regression (SUR) » a été utilisée pour estimer simultanément les paramètres des équations avec l'aide de la procédure MODEL (SAS Institute Inc., Cary, NC) (tableaux 6 à 9). L'hétéroscédasticité a été prise en compte en testant différentes pondérations sur les résidus de chaque modèle. Une validation croisée a été effectuée afin de vérifier la fiabilité et la justesse des prévisions des modèles à l'aide d'une statistique *PRESS*. À partir de cette statistique, des estimations du biais et de la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (REQM) ont été calculées pour chacune des espèces (tableau 10).

TABLEAU 6

Valeur des coefficients β_{10} à β_{15} pour l'équation 5 d'estimation de la hauteur dominante de la table de production de Pothier et Savard (1998).

Espèces	β_{10}	β_{11}	β_{12}	β_{13}	β_{14}	β_{15}	R^2
SAB	-0,009538	1,054411	1,038172	0,035215	0,890739	0,037846	1,0000
PIG	-0,045037	1,170062	1,024552	0,028881	0,941761	0,049353	0,9999
PET	-1,069634	1,824072	0,927340	0,020236	1,231077	0,167260	0,9996
EPN	0,002817	1,043124	1,062724	0,033383	0,717835	-0,109055	1,0000
BOP	-0,368645	1,557886	0,943803	0,024199	1,429421	0,237573	0,9994

TABLEAU 7

Valeur des coefficients β_{21} à β_{24} pour l'équation 6 d'estimation du diamètre moyen quadratique marchand de la table de production de Pothier et Savard (1998).

Espèces	β_{21}	β_{22}	β_{23}	β_{24}	R^2
SAB	5,152516	1,047568	0,065166	-0,071806	0,6993
PIG	5,479571	1,046902	0,039966	-0,075959	0,5557
PET	3,153019	1,044515	0,196439	-0,180021	0,7335
EPN	6,066614	1,050461	0,016840	-0,039622	0,6938
BOP	1,726362	1,040288	0,399499	-0,032241	0,4825

TABLEAU 8

Valeur des coefficients β_{31} à β_{36} pour l'équation 7 d'estimation de la surface terrière marchande de la table de production de Pothier et Savard (1998).

Espèces	β_{31}	β_{32}	β_{33}	β_{34}	β_{35}	β_{36}	R^2
SAB	1,265472	2,276485	0,902003	-0,187367	0,973593	-16,59246	0,8945
PIG	1,303182	0,957496	0,986811	0,182380	0,796705	11,07781	0,9143
PET	6,235002	1,674799	0,935222	-0,322502	0,838508	-20,80543	0,9598
EPN	0,221276	2,912454	0,864291	-0,096707	0,962695	-10,14075	0,9115
BOP	1,609956	1,361023	0,935033	0,095315	0,922680	-0,72886	0,9438

TABLEAU 9

Valeur des coefficients β_{41} à β_{44} pour l'équation 8 d'estimation du volume marchand de la table de production de Pothier et Savard (1998).

Espèces	β_{41}	β_{42}	β_{43}	β_{44}	R^2
SAB	0,297968	0,508853	0,907018	0,600689	0,9743
PIG	0,253356	0,409599	0,988034	0,729114	0,9879
PET	0,892646	0,269737	0,978895	0,453379	0,9803
EPN	0,239096	0,465901	0,975653	0,663982	0,9874
BOP	0,519199	0,456752	0,967284	0,390756	0,9779

TABLEAU 10

Estimation des biais et des racines carrées de l'erreur quadratique moyenne des révisions pour les 4 modèles étudiés (les valeurs relatives apparaissent entre parenthèses).

Espèce	N	Hauteur dominante (m)		Diamètre quadratique (cm)		Surface terrière (m^2/ha)		Volume marchand (m^3/ha)	
		Biais	REQM	Biais	REQM	Biais	REQM	Biais	REQM
EPN	9 943	0,0 (0,0 %)	0,02 (0,1 %)	0,0 (0,0 %)	1,36 (9,5 %)	-0,03 (0,2 %)	2,69 (15,6 %)	-0,32 (0,4 %)	15,47 (18,6 %)
SAB	619	-0,0 (0,0 %)	0,01 (0,1 %)	-0,01 (0,1 %)	1,50 (9,3 %)	-0,02 (0,1 %)	3,00 (12,9 %)	-0,63 (0,5 %)	18,74 (16,0 %)
PIG	621	-0,0 (0,0 %)	0,04 (0,3 %)	0,02 (0,1 %)	1,62 (12,1 %)	-0,02 (0,1 %)	2,20 (17,6 %)	-0,23 (0,4 %)	14,04 (21,9 %)
PET	66	-0,02 (0,1 %)	0,13 (0,6 %)	0,2 (0,9 %)	3,11 (15,0 %)	-0,04 (0,2 %)	2,45 (10,5 %)	0,19 (0,1 %)	28,64 (15,4 %)
BOP	100	-0,01 (0,1 %)	0,06 (0,4 %)	-0,7 (4,2 %)	3,34 (19,5 %)	0,02 (0,1 %)	2,18 (10,4 %)	-3,32 (3,2 %)	15,76 (15,1 %)

Les résidus normalisés du système d'équations n'ont affiché aucune divergence par rapport au postulat d'homogénéité des variances pour chacune des espèces considérées. La prédiction de la hauteur dominante est pratiquement sans erreur, son REQM est inférieur à 1 % de la hauteur calculée pour les placettes de chaque espèce (tableau 10). Par ailleurs, puisque le volume marchand constitue la prédiction finale du système d'équations, il est normal que son estimation soit associée à la plus grande imprécision. Toutefois, une erreur de 15 à 20 % dans la prédiction du volume marchand d'une placette semble raisonnable (Pothier et Savard, 1998). Quant à la prédiction du volume marchand de l'ensemble des placettes disponibles, le biais est inférieur à 1 % du volume observé, sauf dans le cas du bouleau à papier.

d) Estimation du double seuil de productivité

La détermination d'une limite inférieure d'exploitabilité à l'échelle du peuplement, et d'une autre à l'échelle de la tige, a été réalisée à partir d'un historique de la récolte entre 1970 et 2005. Cet historique a été reconstitué à l'aide du Système d'information forestière par tesselle (SIFORT, Pelletier *et al.*, 2007). Ce dernier inclut l'information de polygones écoforestiers répartis de manière systématique aux 15 secondes de latitude et de longitude pour les trois premiers inventaires forestiers décennaux du MRN (1970-2001). Tous les polygones ayant un groupement d'essences « EE »[3], une perturbation d'origine « coupe totale », une année d'origine connue ainsi qu'un âge estimé avant récolte ont été extraits de SIFORT. Les coupes de récupération pratiquées après un brûlis, un chablis ou une épidémie ont été exclues. Au total, ces polygones correspondent à une superficie de 590 000 ha dans le territoire d'étude. Ils sont tous situés au sud de la limite nordique adoptée en 2002. Une validation de la date d'origine a été effectuée pour éviter les aberrations chronologiques. Ont ainsi été exclus tous les polygones pour lesquels l'année d'origine était postérieure à l'année de la photo-interprétation moins la limite inférieure des classes d'âge considérées plus cinq années de tolérance. La classe d'âge utilisée pour les peuplements biétagés correspond à la classe d'âge la plus élevée.

Le volume marchand brut à l'hectare et le volume moyen par tige marchande ont ensuite été estimés à la date de la coupe à l'aide des tables de rendement recalibrées par la présente étude (section 3.2.1 c). Les valeurs des IQS et des IDR_{100} nécessaires à ces tables de rendement ont été calculées par la méthode k-NN des *k* plus proches voisins (k-NN pour k-nearest neighbors) utilisée pour spatialiser la productivité actuelle (section 3.2.2 a). Les polygones ont ensuite été regroupés par année et par classe, soit de 20 m^3/ha pour le volume à l'hectare et de 20 dm^3 pour le volume moyen par tige, pour produire annuellement deux distributions de fréquence des volumes de récolte (tige, peuplement). Le premier décile des deux distributions de fréquence a servi à estimer les volumes minimaux de récolte aux échelles du peuplement et de la tige (figure 2).

Plus de 95 % de la superficie des polygones sélectionnés dans la base SIFORT ont été récoltés après 1993. Les premiers déciles des distributions de fréquence antérieurs à 1993 ont donc peu de représentativité et ont été ignorés. De plus, leurs valeurs changent peu entre 1993 et 2005. En utilisant des classes d'amplitude de 20 m^3/ha pour le volume à l'hectare et de 20 dm^3 pour le volume moyen par tige, la limite d'exploitabilité définie à l'échelle du peuplement a été fixée à la classe de 50 m^3/ha, et celle définie à l'échelle de la tige à la classe de 70 dm^3.

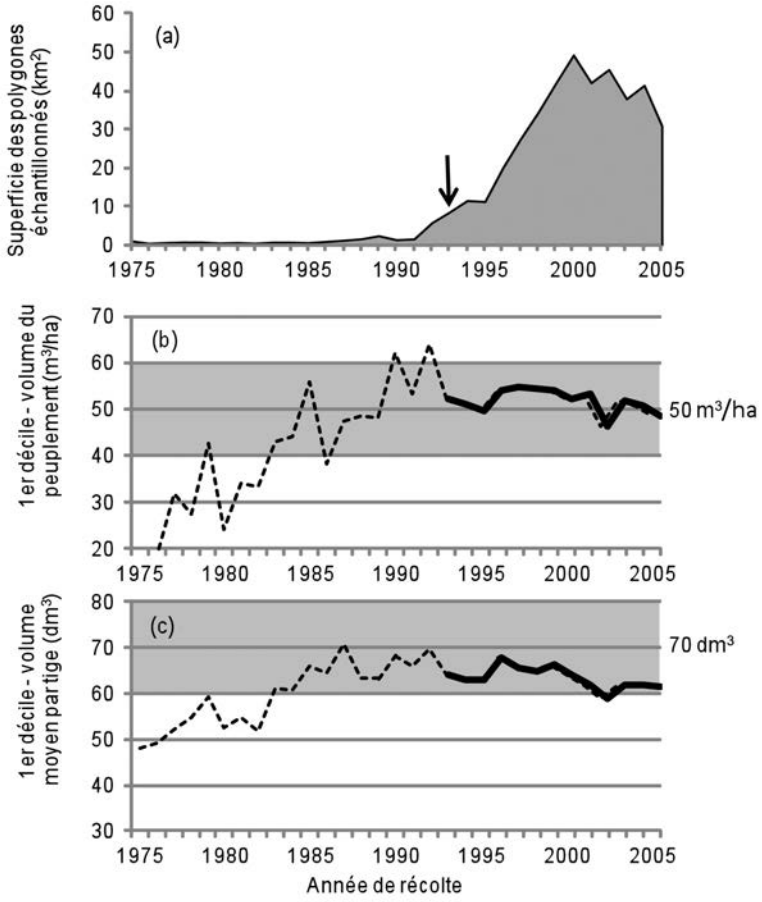
3.2.2 Calcul de l'abondance de peuplements productifs à l'échelle des districts écologiques

a) Méthode de spatialisation de la productivité

L'estimation de l'IQS et de l'IDR_{100} à l'échelle du polygone écoforestier est une composante de base de l'évaluation de la productivité d'un territoire. La méthode k-NN est une méthode d'impu-

FIGURE 2

Superficie par année de récolte (a) des peuplements purs d'épinette noire qui ont été récoltés en coupe totale entre 1970 et 2005 dans le territoire d'étude et pour lesquels l'âge avant récolte pouvait être estimé avec la base SIFORT. Volume moyen des peuplements (b) et volume moyen des tiges récoltées (c) correspondant aux premiers déciles des distributions de fréquence annuelles correspondantes. Les bandes grisées représentent les classes de 50 m³/ha (b) et de 70 dm³ (c), celles-ci étant de 20 m³/ha d'amplitude pour le volume à l'hectare et de 20 dm³ d'amplitude pour le volume moyen par tige.



tation non paramétrique. Elle consiste à estimer des attributs forestiers désirés d'une unité de surface cible (ici le polygone) par la moyenne des attributs des unités de surface de référence les plus similaires et pour lesquelles ces attributs sont connus grâce à des placettes d'inventaire (Moeur et Stage, 1995; McRoberts *et al.*, 2007; Bernier *et al.*, 2010). Le jeu de données cibles est l'ensemble des polygones écoforestiers du territoire d'étude. Le jeu de référence est composé de 9886 placettes-échantillons d'épinettes noires pures distribuées sur le territoire d'étude.

La mesure de distance (de dissimilarité) utilisée est la distance de Gower (1971) (procédure DISTANCE, SAS Institute, Cary, NC). Cette mesure a l'avantage d'accepter à la fois des descripteurs catégoriques et numériques dans l'évaluation de la dissimilarité entre les caractéristiques d'un polygone de référence (x_r) et le polygone cible (x_c) :

[3] Peuplement dominé par l'épinette noire pour plus de 75 % de sa surface terrière.

(9)

$$D(x_r, x_c) = 1 - \sum_{j=1}^{v} \delta^j_{x_r, x_c} d^j_{x_r, x_c} / \sum_{j=1}^{v} \delta^j_{x_r, x_c}$$

où

$$\delta^j_{x_r, x_c} = \begin{cases} 1 & \text{si } x_{r.j} \text{ et } x_{c.j} \text{ sont observés} \\ 0 & \text{sinon} \end{cases}$$

et pour un descripteur j catégorique :

$$d^j_{x_r, x_c} = \begin{cases} 1 & \text{si } x_{r.j} \text{ et } x_{c.j} \text{ sont différents} \\ 0 & \text{sinon} \end{cases}$$

ou pour un descripteur j numérique :

$$d^j_{x_r, x_c} = \begin{cases} 1 - \dfrac{|x_{r.j} - x_{c.j}|}{R_j} & \text{si } x_{r.j} \text{ et } x_{c.j} \text{ sont observés} \\ 0 & \text{sinon} \end{cases}$$

où $D(x_r, x_c)$ est la valeur de l'indice de dissimilarité de Gower, j est un descripteur, v est le nombre de descripteurs, $\delta^j_{x_r. x_c}$ est le delta de Kronecker (Legendre et Legendre, 1984), $d^j_{x_r. x_c}$ est la distance entre les valeurs du descripteur j pour les polygones x_r et x_c et R_j est l'amplitude des valeurs pour le descripteur j. Tous les descripteurs ont le même poids et la standardisation des descripteurs numériques par l'amplitude permet d'éliminer l'effet de différence d'échelle sur la distance. L'estimation des IQS et des IDR_{100} des polygones cibles a été obtenue par la moyenne pondérée des IQS et des IDR_{100} des k placettes de référence les plus proches. La pondération des placettes de référence est basée sur l'inverse de la distance (Cleveland, 1979; Atkeson *et al.*, 1997). Le poids d'une placette r pour le polygone cible c est calculé comme suit :

(10) $$w_{c.r} = \frac{1}{1 + D(x_c, x_r)}$$

L'estimation finale de l'IQS et de l'IDR_{100} pour les polygones cibles est calculée par :

(11) $$\hat{y}_c = \frac{\sum_{r=1}^{k} w_{c.r} y_r}{\sum_{r=1}^{k} w_{c.r}}$$

où y_r est la variable d'intérêt (IQS ou IDR_{100}) de la $r^{ième}$ placette la plus proche et k est le nombre des polygones de référence les plus proches et qui ont été retenus. Le nombre des k polygones les plus proches correspond à celui qui minimise la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne des estimations (REQM). Il a été déterminé par validation croisée.

Le choix des variables les plus susceptibles d'être significatives dans la détermination des k plus proches voisins a été effectué en trois étapes :

1. Une première analyse k-NN a été réalisée en considérant tous les descripteurs disponibles.

2. Une sélection des descripteurs qui expliquent de façon significative les distances aux dix polygones de référence les plus proches a ensuite été effectuée à l'aide de la procédure GLMSELECT (SAS Institute, Cary, NC). Les critères d'information d'Akaike (AIC) et de Bayes (BIC) (processus de sélection dit « FORWARD ») ont servi pour sélectionner le meilleur modèle. Certains descripteurs qui interviennent significativement dans l'explication de la valeur de la distance peuvent être fortement corrélés entre eux, ce qui revient à donner plus de poids à un même type d'information qui se répète dans plusieurs descripteurs. La température moyenne annuelle et les degrés-jours en sont des exemples. Les seuls descripteurs retenus étaient ceux qui étaient le plus fortement corrélés à la distance pour les variables d'intérêt (IQS et IDR_{100}). Au final, 16 variables cartographiques et climatiques ont été retenues (tableau 11).

3. Une deuxième analyse k-NN a été effectuée en considérant, cette fois, uniquement les variables sélectionnées à l'étape 2. Cette étape a été répétée deux fois, une fois pour spatialiser la productivité actuelle avec les 16 variables disponibles (pour la productivité actuelle) et une autre fois pour spatialiser la productivité potentielle, avec 12 variables qui ne traitent pas de la végétation (pour la productivité potentielle). Le fait d'exclure toutes les variables qui traitent de la végétation

TABLEAU 11
Liste des variables retenues pour les analyses k-NN.

a- Attributs cartographiques

Nom	Description
Origine	Perturbation d'origine (plus de 75 % de la surface terrière d'un peuplement a disparu).
Perturbation	Perturbation moyenne (de 25 % à 75 % de la surface terrière d'un peuplement a disparu).
Dépôt de surface	Dépôt de surface.
Végétation potentielle[1]	Végétation potentielle.
Exposition	De 0° à 360°.
Altitude	De 0 à 1100 m.
Classe de hauteur[1]	1, 2, 3, 4, 5, 6 et 7 (on considère la classe de hauteur comme une variable numérique).
Végétation de sous-bois[1]	Arbuste décidu (a=4); mousses (m=3); cladonies et mousses (cm=2); cladonies (c=1).
Stade de développement[1]	Mûr (MU=3); jeune (JE=2); régénéré (RE=1); non régénéré (NR=0).
Classe de drainage[2]	Hydrique=4; subhydrique=3; mésique=2; xérique=1.

b- Attributs climatiques

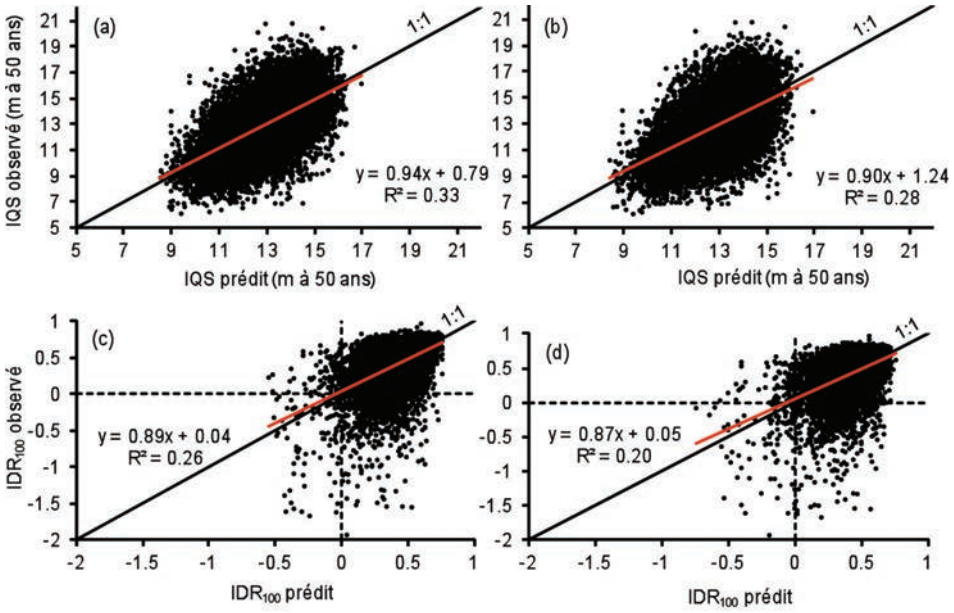
Nom	Unités	Description
Degré-jour	°C	Sommation pour l'année des degrés-jours au-dessus de 5°C.
Saison de croissance	jour	Nombre de jours de la saison de croissance. La saison de croissance est définie comme étant la période entre les trois premiers jours consécutifs sans gel (T_MA > 0°C au printemps) et les trois premiers jours consécutifs avec gel (T_MA < 0°C à l'automne).
P_saison	mm	Précipitation pendant la saison de croissance.
Premier Jour gel[1]	Jour julien	Dernière journée de la période définie par la variable «jours consécutifs sans gel».
JSGC2	Jours	Nombre de jours consécutifs sans gel. La plus longue période consécutive dans l'année est considérée. Ainsi, un gel tardif en juin peut diminuer passablement la valeur de cette variable.
Arid	---	Indice d'aridité (voir Ung *et al.*, 2001).
Neige_pct	%	Proportion des précipitations totales sous forme de neige.
Radiation totale	MJ/m^2	

[1] Variables utilisées uniquement pour spatialiser la productivité actuelle.

[2] Variables utilisées uniquement pour spatialiser la productivité potentielle.

FIGURE 3

Qualité de l'imputation par k-NN de la productivité actuelle (a, c) et potentielle (b, d).



permet de réaliser une analyse dépendant uniquement des caractéristiques biophysiques du site. Elle permet donc d'estimer la productivité dans des sites où il n'y a pas d'arbres ou ayant subi un accident de régénération, ce qui revient à la productivité potentielle.

b) Capacité prédictive de la méthode de spatialisation de la productivité

Les biais des estimations de l'IQS et de l'IDR_{100} pour la productivité actuelle, estimés par la méthode des *k* plus proches voisins, sont très faibles, respectivement de l'ordre de 0,003 m (0,03 %) et 0,0017 (0,42 %). Les racines carrées de l'erreur quadratique moyenne des estimations montrent une grande variabilité résiduelle et excèdent très largement leurs biais respectifs, avec des valeurs de 1,92 m (15 %) pour l'IQS et 0,26 (64,6 %) pour l'IDR_{100}. On note un ajustement relativement acceptable des valeurs observées avec les valeurs prédites, avec des coefficients de détermination de 33 % pour l'IQS et de 25 % pour l'IDR_{100}. Pour la productivité potentielle, les biais de l'IQS et de l'IDR_{100} estimés par la méthode des *k* plus proches voisins sont également très faibles, de l'ordre de 0,027 m (0,21 %) et 0,005 (1,30 %) respectivement, tandis que les racines carrées de l'erreur quadratique moyenne des estimations excèdent aussi leurs biais respectifs avec des valeurs de 2 m (16 %) pour l'IQS et 0,27 (67 %) pour l'IDR_{100}. L'ajustement est un peu plus faible que pour la productivité actuelle, avec des coefficients de détermination de 28 % pour l'IQS et de 20 % pour l'IDR_{100} (figure 3).

À notre connaissance, aucune autre étude n'a été réalisée pour cartographier l'indice de densité relative dans un territoire d'étude à partir de placettes d'inventaire, et la présente analyse des résultats se limite donc à l'IQS. Bien que modéré, le pouvoir explicatif obtenu pour l'IQS de l'épinette noire est meilleur que ceux estimés par Ung *et al.* (2001; R^2 = 0,25), Boucher *et al.* (2006; R^2 = 0,11) ou Beaulieu *et al.* (2011; R^2 = 0,21, pour des plantations d'épinette noire). Les REQM sont également dans l'ordre de grandeur (± 2 m) de celles obtenues dans d'autres études sur la spatialisation de la productivité (McKenney et Pedlar, 2003).

De nombreuses raisons expliquent ces résultats. La première est en lien avec la tolérance à l'ombre de l'épinette noire, puisque des arbres aujourd'hui dominants ont probablement été opprimés par le passé, ce qui altère la relation entre l'IQS et les variables expliquant la productivité stationnelle (Rossi *et al.*, 2009; Weiskittel *et al.*, 2011). La seconde raison a trait aux types de descripteurs utilisés, puisque le présent travail s'est limité aux descripteurs cartographiques pour permettre la spatialisation de la productivité. En premier lieu, la valeur de ces descripteurs est entachée d'une certaine imprécision (annexe 2). Ung *et al.* (2001), puis Boucher *et al.* (2006) et Ouzennou *et al.* (2008) ont notamment montré que l'inclusion d'un indice décrivant la structure des peuplements améliore grandement le pouvoir explicatif de ce type de modèle pour l'épinette noire. L'épaisseur de la matière organique, absente de la liste des descripteurs cartographiques, a également une influence considérable sur la productivité de l'épinette noire (Simard *et al.*, 2009) de même que sur la densité des peuplements (par exemple Belleau *et al.*, 2011). La taille des placettes d'inventaire (400 m^2), relativement au niveau d'attribution des descripteurs cartographiques, est également une source importante de variabilité supplémentaire (McKenney et Pedlar, 2003). Une autre source d'erreur provient du calcul des variables climatiques, puisque la densité des stations météorologiques est beaucoup plus faible dans le territoire d'étude que plus au sud au Québec (Girardin *et al.*, 2012, pour la même région d'étude; voir aussi annexe 2, carte 2). De plus, Lapointe-Garant *et al.* (2010) ont montré, pour le peuplier faux-tremble, que la variabilité observée d'un indice de croissance comparable à l'IQS est expliquée non seulement par des variables entre les sites (effets fixes comme les facteurs biophysiques, soit le climat, le type de dépôt, etc.) mais aussi pour un peu moins de 50 % par des facteurs intrasites qui ne peuvent être prédits à partir de ces mêmes variables (effets aléatoires comme l'historique du peuplement). Finalement, Ung *et al.* (2001, 2009) ont discuté le concept même de l'IQS, puisqu'il implique un raisonnement circulaire qui est difficilement extrapolable à d'autres sites non observés : des peuplements pour lesquels est mesurée une hauteur dominante plus élevée auront nécessairement un rendement en volume plus élevé (« loi de Eichhorn », Skovsgaard et Vanclay, 2008). Malgré tous ces éléments, Ung *et al.* (2001) et Beaulieu *et al.* (2011) ont montré que la substitution de l'IQS estimé à partir de placettes d'inventaire par un indice de productivité estimé à partir d'attributs cartographiques permet de prédire les principales grandeurs dendrométriques requises pour la planification forestière avec une faible perte de précision, notamment le volume marchand.

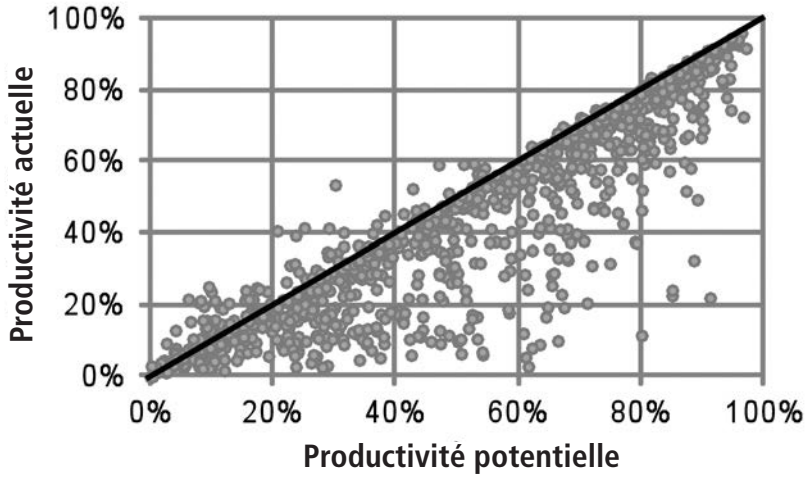
c) Classification des districts selon leur productivité

Les valeurs de l'IQS et de l'IDR_{100} imputées à tous les polygones écoforestiers d'un district par la méthode k-NN permettent de leur attribuer une catégorie de peuplement (voir section 3.1.1 b). Toutefois, cette catégorisation ne peut se faire avec certitude à l'échelle d'un seul peuplement, puisque l'imputation de leur IQS et leur IDR_{100} est entachée d'une importante variabilité (voir la section précédente). Pour faire face à cette variabilité, et puisque chaque polygone se voit attribuer *k* placettes d'échantillonnage pour estimer sa productivité actuelle ou potentielle, un tirage aléatoire avec remise (*bootstrap*) de *k* placettes parmi les *k* placettes de tous les polygones écoforestiers d'un district a été répété 100 fois pour le calcul de chaque type de productivité. Vu le nombre moyen de polygones par district (2700 polygones écoforestiers), ce nombre de répétitions permet d'obtenir des distributions de fréquence stables du pourcentage actuel ou potentiel des peuplements productifs à l'échelle des districts écologiques. De plus, afin de se prémunir contre le risque de se tromper sur le pourcentage de peuplements productifs par district, le premier décile (au lieu de la valeur médiane) de la distribution de fréquence des peuplements productifs a été choisi pour le comparer à la proportion minimale de peuplements productifs.

Cette comparaison a permis de statuer si un district est actuellement ou potentiellement productif (cartes 3 et 4, pages 67 et 69). L'écart entre le premier et le dernier décile de la distribution de

FIGURE 4

Relation entre les pourcentages potentiel et actuel de peuplements productifs par district écologique. La ligne oblique indique l'égalité entre les deux pourcentages.



fréquence du pourcentage potentiel de peuplements productifs est inférieur à 2 % dans la très grande majorité des cas (carte 5, page 71). La moitié de cet écart correspond approximativement à la différence entre le premier décile et la valeur médiane et indique le niveau de protection qui a été choisi pour se prémunir contre une erreur dans l'estimation du pourcentage de peuplements productifs. Il est inférieur à 1 % dans la plupart des cas. Ici, on constate que malgré le fait que l'imputation de l'IQS et de l'IDR_{100} à un polygone écoforestier soit plutôt imprécise (figure 3), les pourcentages de territoire au-dessus d'un seuil sont assez précis. Cela vient du fait qu'il y a un très grand nombre de polygones écoforestiers (2700 en moyenne) dans chaque district. Autrement dit, il n'est pas nécessaire d'avoir un modèle performant pour estimer l'IQS et l'IDR_{100} pour parvenir à un pourcentage précis tant que l'on dispose d'un nombre important de polygones par district. Trois zones ont toutefois des districts avec une distribution de fréquence un peu plus variable, soit à l'ouest du lac Mistassini (entité territoriale 2), entre le lac Mistassini et le lac Plétipi (entité territoriale 3) et sur la Côte-Nord, au nord de La Romaine et de Pakuashipi (entité territoriale 5).

Suivant la distinction entre les districts actuellement productifs, qui témoignent de la végétation actuellement en place, et les districts potentiellement productifs, ce qui représente la capacité de production des sites, il faut s'attendre à ce que le pourcentage de peuplements potentiellement productifs par district soit plus élevé que le pourcentage de peuplements actuellement productifs. Comme les pourcentages actuel et potentiel sont des estimations avec une incertitude autour d'elles, il est possible qu'il n'y ait pas de différence significative entre les deux pourcentages pour certains districts où l'on observe un pourcentage actuel plus élevé que le potentiel. Tenant compte de leurs distributions de fréquence à l'échelle des districts, nous avons considéré qu'en général une différence de moins de 4 % ne devrait pas être considérée. C'est le cas pour 95 % des districts (1058 districts, figure 4, carte 9 page 91). Les 5 % de districts (56 districts) où la situation inverse s'observe ont souvent un pourcentage de peuplements productifs inférieur à 50 % (figure 4). Soixante-treize pourcent de ces districts (41 districts) sont dominés par des pessières noires à mousses sur till épais (1A), ce qui laisse penser que la situation actuelle y est plus favorable relativement à ce à quoi on pourrait s'attendre en moyenne en considérant le climat, le relief et le type de dépôt présents.

3.3 Interprétation de l'abondance des peuplements productifs à l'échelle des districts écologiques

L'utilisation d'une méthode d'imputation non paramétrique comme celle des *k* plus proches voisins rend beaucoup plus difficile l'interprétation de ces résultats. Une synthèse des résultats a donc été réalisée pour expliquer le pourcentage de peuplements productifs à l'aide de variables estimées à l'échelle des districts, notamment des variables de relief, de dépôt dominant et des variables climatiques. L'objectif de cette synthèse n'était donc pas de substituer la méthode d'imputation mais plutôt d'identifier les quatre ou cinq facteurs qui expliquent le mieux les pourcentages de peuplements potentiellement et actuellement productifs par district. Ces facteurs changent selon le type de productivité envisagé.

Le premier type de variables permettant d'expliquer le pourcentage de peuplements potentiellement productifs est le climat, avec une combinaison des degrés-jours pendant la saison de croissance et de la date du premier gel automnal (gels hâtifs). Les degrés-jours (équivalant à la somme annuelle des températures moyennes journalières au-dessus de 5 °C) sont un indicateur de la chaleur totale disponible aux végétaux pendant la saison de croissance (jours pour lesquels la température moyenne journalière dépasse 5 °C)[4]. Pour la présente synthèse, trois zones climatiques (méridional, typique et septentrional) permettent de distinguer le climat typique du territoire d'étude d'un climat plus méridional (défini par plus de 1025 degrés-jours pendant la saison de croissance) et d'un climat plus septentrional (défini par moins de 825 degrés-jours) (carte 6 page 73). Les valeurs de ces deux seuils sont celles qui permettent le mieux d'expliquer la variabilité du pourcentage de peuplements potentiellement productifs. Ces trois zones climatiques ont une superficie approximativement égale (tableau 12). Une deuxième variable climatique intervient pour identifier un climat davantage rigoureux dans la zone climatique septentrionale, soit la date moyenne du premier gel automnal. En premier, elle permet d'identifier un climat plus rigoureux (« septentrional à saison de croissance courte » : moins de 825 degrés-jours avec le premier gel automnal survenant avant le 31 août). Elle indique aussi la répartition de la chaleur pendant la saison de croissance et aide à distinguer un climat sous influence maritime (Côte-Nord) d'un climat de type plus continental (l'ouest du territoire d'étude). En effet, pour une même valeur de degrés-jours, une date de premier gel plus tardive indique une durée de saison de croissance plus longue et donc une température moyenne journalière plus basse pendant la saison de croissance (climat sous influence maritime). Cette distinction « continental-maritime » intervient de façon significative pour expliquer le pourcentage de peuplements potentiellement productifs, mais n'explique qu'un peu moins de 2 % de la variabilité et n'a donc pas été considérée ici.

Le deuxième type de variables qui intervient de façon significative pour expliquer le pourcentage potentiel de peuplements productifs se rapporte au relief et à la nature du dépôt de surface dominant dans un district écologique. Robitaille et Saucier (1998) ont distingué le type de relief dans un district écologique en fonction de sa pente moyenne et de sa dénivellation absolue : plaine, coteaux, collines, hautes collines et monts. Un cas particulier de relief est la vallée. La combinaison du type de relief avec le dépôt dominant dans un district en structure le paysage (Robitaille et Saucier, 1998). Cinq combinaisons relief-dépôt dominent le territoire d'étude (53 % du territoire, tableau 12, carte 7 page 75) : les coteaux à till indifférencié épais (CT_d-1A, au centre) en mélange avec des collines à till indifférencié (CL_s-1A et CL_d-1A, au centre), la plaine à dépôt organique (PL-7, plaine organique du nord-ouest de l'Abitibi) et les hautes collines à substrat rocheux (HC-R, sud du réservoir Manicouagan et des monts Groulx et au nord de Mingan).

La combinaison de ces quatre variables permet d'expliquer plus de 73 % de la variabilité du pourcentage potentiel de peuplements productifs

[4] http://atlas.nrcan.gc.ca/auth/francais/maps/archives/5thedition/environment/climate/mcr4034.

TABLEAU 12

Distribution de la superficie du territoire d'étude en fonction du type de climat, du relief et du dépôt dominant.

Les combinaisons relief-dépôt dominant présentées constituent 95 % de la superficie du territoire d'étude. Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

	Synthèse climatique				
Relief - Dépôt	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Total**
PL-1A	3,5 %	0,7 %	0,1 %	1,1 %	**5,4 %**
PL-4GA	3,2 %				**3,2 %**
PL-5S	0,1 %	1,3 %			**1,5 %**
PL-7	7,8 %	1,5 %			**9,3 %**
PL-7BS		0,8 %			**0,8 %**
CT_d-1A	6,3 %	10,4 %	1,3 %	8,3 %	**26,4 %**
CT_d-4GA	0,8 %				**0,8 %**
CT_s-1A	2,0 %	1,9 %	0,6 %	0,0 %	**4,6 %**
CT_s-1AR	0,4 %	0,0 %	0,5 %		**0,9 %**
CT_s-R	0,1 %	0,4 %	0,1 %		**0,5 %**
CL_d-1A	0,7 %	3,3 %	0,9 %	1,1 %	**5,9 %**
CL_s-1A	2,1 %	4,9 %	1,7 %	1,4 %	**10,1 %**
CL_s-1AR	0,2 %	1,1 %	1,3 %	0,2 %	**2,8 %**
CL_s-R	0,5 %	1,5 %	0,8 %	0,3 %	**3,1 %**
HC-1A	0,8 %	2,1 %	0,2 %	0,4 %	**3,4 %**
HC-1AR	0,8 %	0,7 %	0,4 %	0,1 %	**2,0 %**
HC-R	1,3 %	3,1 %	1,8 %	0,8 %	**6,9 %**
MT-R	0,3 %	2,0 %	0,9 %	0,6 %	**3,7 %**
eau-1A	0,7 %	0,4 %	0,1 %		**1,2 %**
eau-7	0,3 %	0,4 %	0,0 %		**0,7 %**
VA_d-1A	0,0 %	0,1 %	0,5 %		**0,6 %**
VA_s-1A	0,1 %	0,1 %	0,3 %		**0,5 %**
VA_s-R	0,1 %	0,6 %	0,2 %		**0,9 %**
Total	**32,0 %**	**37,4%**	**11,5 %**	**14,3 %**	**95,2 %**

CL : collines, CT : coteaux, HC : hautes collines, MT : monts, PL : plaine, VA : vallée
d : relief contrôlé par des dépôts épais dominants, s : relief contrôlé par le socle (dépôts épais et minces ou dépôts minces dominants)
1A : till indifférencié (épaisseur moyenne supérieure à 1 m), 1AR : till indifférencié mince (entre 25 et 100 cm), 4GA : dépôts glaciolacustres (faciès d'eau profonde), 5S : dépôts marins (faciès d'eau peu profonde), 7 : dépôts organiques, 7BS : dépôts organiques ombrotrophes structurés, R : substrat rocheux.

(tableau 13). Le gradient de ce pourcentage suit fortement celui des degrés-jours, notamment pour une grande partie de la zone climatique septentrionale (monts Tichégami et Otish, coteaux à l'ouest de Fermont, au nord et à l'est des monts Groulx, plateaux intérieurs de la Côte-Nord) où le pourcentage de peuplements potentiellement productifs est proche ou sous le seuil de productivité (souvent moins de 30 %, tableau 13, carte 4 page 69). Aussi, la plaine organique du nord-ouest de l'Abitibi se distingue fortement des autres combinaisons relief-dépôt par son faible pourcentage potentiel de peuplements productifs (22 % en moyenne). Quel que soit le type de climat, les districts de collines à till indifférencié ont, en général, plus de peuplements productifs que ceux de coteaux à till indifférencié épais. Il s'agit de la combinaison relief-dépôt ayant le plus de peuplements productifs, notamment dans les unités de paysage 131, 140, 141 et 142 (voir Robitaille et Saucier (1998) pour les unités de paysage), au nord du lac Saint-Jean, à l'ouest et à l'est du lac Péribonka, et au nord et au sud du réservoir Pipmuacan.

Le premier type de variables qui explique le pourcentage de peuplements actuellement productifs reste la combinaison des degrés-jours et du jour du premier gel automnal. Dans un souci d'uniformité, le zonage climatique utilisé pour expliquer le pourcentage de peuplements potentiellement productifs a été utilisé pour le pourcentage de ceux qui le sont actuellement. Comme le montre la comparaison entre la carte sur l'écart entre les pourcentages potentiel et actuel (carte 8, page 77) et la carte sur les cycles de feu (voir chapitre 4), cet écart est d'autant plus important que le cycle de feu est court. Trois classes de cycles de feu ont été utilisées pour expliquer le pourcentage actuel de peuplements productifs, soit un cycle court à très court (moins de 200 ans), un cycle intermédiaire (entre 200 et 1000 ans) et un cycle long (plus de 1000 ans) (voir chapitre 4). Les seuils utilisés pour catégoriser les cycles de feu ont été choisis de façon à maximiser le pouvoir explicatif de la présente synthèse. Viennent ensuite les variables qui décrivent la végétation, notamment l'origine des peuplements, pour distinguer les districts dominés par des brûlis des autres districts, puis le type de végétation dominante dans un district (en utilisant l'appellation de végétation potentielle (Saucier *et al.*, 1998)). Ensemble, la combinaison de ces cinq variables explique plus de 69 % de la variabilité du pourcentage de peuplements actuellement productifs (tableaux 14 et 15). Le type de végétation dominant est clairement en interaction avec le climat et le régime de feu (voir les cartes 4 et 6, pages 69 et 73, et le chapitre 4 de la présente annexe, de même que la carte 66 de l'annexe 4 illustrant la végétation potentielle dominante). La sapinière à épinette noire domine là où le cycle de feu est intermédiaire ou long ou dans la zone climatique typique (tableau 14). Ce type de végétation est le plus représenté dans le territoire d'étude (sur 35 % du territoire). La proportion de pessière noire à mousses ou à éricacées augmente lorsque le cycle de feu passe d'intermédiaire à court, et ce type de végétation domine dans la zone climatique méridionale. La pessière à lichens domine lorsque le cycle de feu est court, de même que dans la zone climatique septentrionale à saison de croissance courte (tableau 14). La pessière noire à sphaignes et les tourbières, quant à elles, sont les plus abondantes dans la plaine argileuse du nord-ouest de l'Abitibi. Finalement, lorsque les districts sont dominés par une origine de brûlis, leur pourcentage de peuplements actuellement productifs est approximativement égal à la moitié de celui qui serait attendu en tenant compte du climat, du cycle de feu et du type de végétation dominante.

TABLEAU 13

Pourcentage de peuplements potentiellement productifs par type de climat, de relief et de dépôt dominant.

Les combinaisons relief-dépôt présentées constituent 95 % de la superficie du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

	Synthèse climatique				
Relief - Dépôt	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Pourcentage potentiel moyen**
PL-1A	70 %	43 %	7 %	6 %	**52 %**
PL-4GA	71 %				**71 %**
PL-5S	47 %	33 %			**34 %**
PL-7	23 %	19 %			**22 %**
PL-7BS		27 %			**27 %**
CT_d-1A	74 %	49 %	20 %	16 %	**43 %**
CT_d-4GA	74 %				**74 %**
CT_s-1A	79 %	54 %	24 %	13 %	**61 %**
CT_s-1AR	80 %	59 %	21 %		**47 %**
CT_s-R	80 %	28 %	16 %		**34 %**
CL_d-1A	90 %	73 %	24 %	18 %	**58 %**
CL_s-1A	88 %	68 %	33 %	28 %	**61 %**
CL_s-1AR	81 %	50 %	42 %	31 %	**48 %**
CL_s-R	84 %	22 %	19 %	21 %	**31 %**
HC-1A	90 %	79 %	59 %	22 %	**74 %**
HC-1AR	84 %	71 %	54 %	22 %	**71 %**
HC-R	75 %	46 %	27 %	35 %	**45 %**
MT-R	72 %	44 %	28 %	23 %	**39 %**
eau-1A	74 %	54 %	71 %		**67 %**
eau-7	49 %	18 %	4 %		**30 %**
VA_d-1A	86 %	71 %	65 %		**67 %**
VA_s-1A	84 %	70 %	53 %		**65 %**
VA_s-R	66 %	44 %	50 %		**48 %**
Pourcentage potentiel moyen	**63 %**	**52 %**	**32 %**	**19 %**	**48 %**

CL : collines, CT : coteaux, HC : hautes collines, MT : monts, PL : plaine, VA : vallée
d : relief contrôlé par des dépôts épais dominants, s : relief contrôlé par le socle (dépôts épais et minces ou dépôts minces dominants)
1A : till indifférencié (épaisseur moyenne supérieure à 1 m), 1AR : till indifférencié mince (entre 25 et 100 cm), 4GA : dépôts glaciolacustres (faciès d'eau profonde), 5S : dépôts marins (faciès d'eau peu profonde), 7 : dépôts organiques, 7BS : dépôts organiques ombrotrophes structurés, R : substrat rocheux.

TABLEAU 14

Distribution de la superficie du territoire en fonction du type de climat, de l'origine dominante des peuplements, du cycle de feu et de la végétation potentielle dominante

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Total**
Brûlis	Très court	RE1	0,2 %	1,8 %	0,0 %	0,6 %	**2,6 %**
	et court	RE2	0,8 %	3,5 %		0,1 %	**4,4 %**
		RS2		0,4 %			**0,4 %**
		TOU		0,3 %			**0,3 %**
	Intermédiaire	RE1			0,3 %	0,3 %	**0,5 %**
		RE2	0,0 %				**0,0 %**
		RS2	0,1 %	0,1 %	0,9 %	0,1 %	**1,2 %**
	Long	RS2		0,2 %			**0,2 %**
Autre	Très court	RE1	0,2 %	5,1 %	1,0 %	7,9 %	**14,2 %**
	et court	RE2	5,4 %	6,5 %		1,8 %	**13,7 %**
		RE3	1,2 %				**1,2 %**
		RS2	1,3 %	1,3 %		0,6 %	**3,2 %**
		TOU	0,3 %	1,3 %			**1,6 %**
	Intermédiaire	ME1	0,2 %				**0,2 %**
		RE1		0,1 %	0,4 %	0,4 %	**0,9 %**
		RE2	6,7 %	0,4 %	0,4 %	0,1 %	**7,6 %**
		RE3	4,2 %		0,0 %		**4,2 %**
		RS2	4,6 %	5,8 %	6,1 %	1,6 %	**18,1 %**
		TOU	2,4 %	0,3 %			**2,7 %**
	Long	LA2		0,6 %	0,2 %		**0,7 %**
		ME1	1,2 %				**1,2 %**
		RE1		0,1 %			**0,1 %**
		RE2	1,1 %	0,1 %			**1,2 %**
		RE3	0,3 %				**0,3 %**
		RS2	0,8 %	8,4 %	2,3 %	0,1 %	**11,6 %**
		TOU	0,1 %	0,3 %			**0,4 %**
Total			**31,0 %**	**36,5 %**	**11,5 %**	**13,7 %**	**92,7 %**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 15

Pourcentage de peuplements actuellement productifs en fonction du type de climat, de l'origine dominante des peuplements, du cycle de feu et de la végétation potentielle dominante

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	9 %	12 %	9 %	9 %	**11 %**
	et court	RE2	20 %	18 %		9 %	**18 %**
		RS2		65 %			**65 %**
		TOU		3 %			**3 %**
	Intermédiaire	RE1			21 %	14 %	**17 %**
		RE2	24 %				**24 %**
		RS2	39 %	33 %	34 %	15 %	**32 %**
	Long	RS2		12 %			**12 %**
Autre	Très court	RE1	39 %	22 %	8 %	11 %	**15 %**
	et court	RE2	54 %	36 %		21 %	**41 %**
		RE3	9 %				**9 %**
		RS2	81 %	76 %		32 %	**70 %**
	Intermédiaire	TOU	4 %	12 %			**11 %**
		ME1	77 %				**77 %**
		RE1		29 %	14 %	16 %	**16 %**
		RE2	69 %	63 %	17 %	5 %	**65 %**
		RE3	34 %		13 %		**34 %**
		RS2	83 %	69 %	33 %	28 %	**57 %**
		TOU	9 %	7 %			**9 %**
	Long	LA2		8 %	5 %		**8 %**
		ME1	75 %				**75 %**
		RE1		11 %			**11 %**
		RE2	70 %	6 %			**66 %**
		RE3	68 %				**68 %**
		RS2	69 %	50 %	31 %	41 %	**47 %**
		TOU	43 %	11 %			**18 %**
Moyenne			**55 %**	**40 %**	**28 %**	**16 %**	**40 %**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

3.4 Caractérisation dendrométrique des districts écologiques

Une synthèse des grandeurs dendrométriques usuelles (indice de qualité de station, indice de densité relative à 100 ans, hauteur dominante, diamètre moyen quadratique, volume moyen à l'hectare, volume moyen par tige, âge d'atteinte du double seuil de productivité et âge d'exploitabilité absolu) est présentée pour les peuplements actuellement productifs (tableaux 16 à 23) ainsi que pour tous les peuplements forestiers actuels, qu'ils soient productifs ou non (tableaux 24 à 30). Ces moyennes ont été calculées en pondérant les résultats par la superficie des districts. L'âge d'exploitabilité absolu est un indicateur utilisé en planification forestière pour exprimer l'âge d'exploitabilité qui, sur un temps infini, assure le maximum de production de bois par peuplement. Celui-ci a été ajouté pour faire remarquer la différence importante qui existe entre cet indicateur et l'âge d'atteinte du double seuil de productivité utilisé dans le présent travail (entre 15 et 20 ans, tableaux 22 et 23). En d'autres termes, en situation d'aménagement, en visant la récolte à l'âge d'exploitabilité absolu, la vulnérabilité serait encore plus grande car le temps d'exposition face au risque de feu serait allongé d'autant.

TABLEAU 16

Indice de qualité de station moyen (m à 50 ans) des peuplements actuellement productifs par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	11,8	12,0	11,7	12,0	**11,9**
	et court	RE2	12,4	12,2		12,3	**12,3**
		RS2		12,5			**12,5**
		TOU		11,7			**11,7**
	Intermédiaire	RE1			11,6	11,4	**11,5**
		RE2	13,6				**13,6**
		RS2	14,0	13,1	12,1	11,5	**12,7**
	Long	RS2		11,6			**11,6**
Autre	Très court	RE1	12,5	12,0	11,7	11,6	**12,0**
	et court	RE2	13,0	12,3	11,6	11,5	**12,1**
		RE3	11,9				**11,9**
		RS2	14,2	12,9		11,5	**12,9**
		TOU	12,0	11,8			**11,9**
	Intermédiaire	ME1	14,3				**14,3**
		RE1		12	11,5	11,5	**11,7**
		RE2	13,8	13,6	12,2	11,6	**12,8**
		RE3	13,0		11,6		**12,3**
		RS2	14,0	13	11,8	11,7	**12,6**
		TOU	12,1	11,7			**11,9**
	Long	LA2		11,7	11,8		**11,8**
		ME1	14,5				**14,5**
		RE1		11,7			**11,7**
		RE2	14,1	11,4			**12,8**
		RE3	14,2				**14,2**
		RS2	13,7	12,3	11,8	11,8	**12,4**
		TOU	13,9	11,4			**12,7**
Moyenne			**13,3**	**12,2**	**11,8**	**11,7**	**12,2**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 17

Indice de densité relative à 100 ans moyen des peuplements actuellement productifs par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	0,38	0,34	0,31	0,30	**0,33**
	et court	RE2	0,37	0,37		0,35	**0,36**
		RS2		0,43			**0,43**
		TOU		0,31			**0,31**
	Intermédiaire	RE1			0,44	0,45	**0,45**
		RE2	0,47				**0,47**
		RS2	0,52	0,41	0,42	0,44	**0,45**
	Long	RS2		0,41			**0,41**
Autre	Très court	RE1	0,36	0,30	0,28	0,31	**0,31**
	et court	RE2	0,44	0,36	0,22	0,29	**0,33**
		RE3	0,37				**0,37**
		RS2	0,53	0,42		0,36	**0,44**
		TOU	0,41	0,37			**0,39**
	Intermédiaire	ME1	0,59				**0,59**
		RE1		0,31	0,38	0,4	**0,36**
		RE2	0,50	0,45	0,37	0,36	**0,42**
		RE3	0,44		0,29		**0,37**
		RS2	0,53	0,42	0,36	0,39	**0,43**
		TOU	0,37	0,39			**0,38**
	Long	LA2		0,39	0,31		**0,35**
		ME1	0,60				**0,60**
		RE1		0,36			**0,36**
		RE2	0,50	0,42			**0,46**
		RE3	0,56				**0,56**
		RS2	0,53	0,43	0,34	0,4	**0,43**
		TOU	0,46	0,45			**0,46**
Moyenne			**0,47**	**0,39**	**0,34**	**0,37**	**0,39**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 18

Hauteur dominante moyenne (m) des peuplements actuellement productifs par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	14,0	14,3	13,9	14,3	**14,1**
	et court	RE2	14,7	14,5		14,7	**14,6**
		RS2		14,7			**14,7**
		TOU		13,9			**13,9**
	Intermédiaire	RE1			13,7	13,4	**13,6**
		RE2	16,0				**16,0**
		RS2	16,2	15,5	14,2	13,5	**14,9**
	Long	RS2		13,7			**13,7**
Autre	Très court	RE1	14,9	14,4	14,0	13,8	**14,3**
	et court	RE2	15,4	14,6	13,9	13,8	**14,4**
		RE3	14,1				**14,1**
		RS2	16,4	15,2		13,7	**15,1**
		TOU	14,2	14,0			**14,1**
	Intermédiaire	ME1	15,9				**15,9**
		RE1		14,4	13,6	13,6	**13,9**
		RE2	16,0	16,0	14,5	13,8	**15,1**
		RE3	15,2		13,9		**14,6**
		RS2	16,2	15,4	14,1	13,9	**14,9**
		TOU	14,3	13,9			**14,1**
	Long	LA2		13,9	14,1		**14,0**
		ME1	16,2				**16,2**
		RE1		13,9			**13,9**
		RE2	16,4	13,5			**15,0**
		RE3	16,2				**16,2**
		RS2	15,8	14,5	14,1	14,0	**14,6**
		TOU	16,4	13,5			**15,0**
Moyenne			**15,5**	**14,4**	**14,0**	**13,9**	**14,4**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 19

Diamètre moyen quadratique (cm) des peuplements actuellement productifs par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	13,6	13,9	13,6	13,9	**13,8**
	et court	RE2	14,1	14,0		14,1	**14,1**
		RS2		14,1			**14,1**
		TOU		13,6			**13,6**
	Intermédiaire	RE1			13,3	13,2	**13,3**
		RE2	15,0				**15,0**
		RS2	15,1	14,6	13,7	13,2	**14,2**
	Long	RS2		13,4			**13,4**
Autre	Très court	RE1	14,3	14,0	13,7	13,5	**13,9**
	et court	RE2	14,5	14,1	13,7	13,6	**14,0**
		RE3	13,7				**13,7**
		RS2	15,2	14,4		13,5	**14,4**
		TOU	13,7	13,6			**13,7**
	Intermédiaire	ME1	14,7				**14,7**
		RE1		14,0	13,3	13,3	**13,5**
		RE2	14,9	15,0	14,0	13,5	**14,4**
		RE3	14,4		13,6		**14,0**
		RS2	15,0	14,6	13,7	13,6	**14,2**
		TOU	13,9	13,5			**13,7**
	Long	LA2		13,5	13,7		**13,6**
		ME1	14,9				**14,9**
		RE1		13,6			**13,6**
		RE2	15,2	13,3			**14,3**
		RE3	14,9				**14,9**
		RS2	14,8	14,0	13,7	13,6	**14,0**
		TOU	15,3	13,2			**14,3**
Moyenne			**14,6**	**13,9**	**13,6**	**13,5**	**13,9**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 20

Volume moyen à l'hectare (m^3/ha) des peuplements actuellement productifs par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional (à saison de croissance courte)**	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	59,8	59,6	56,0	57,1	**58,1**
	et court	RE2	63,9	62,7		62,3	**63,0**
		RS2		68,2			**68,2**
		TOU		55,3			**55,3**
	Intermédiaire	RE1			61,1	60,5	**60,8**
		RE2	79,7				**79,7**
		RS2	86,7	72,9	64,7	60,5	**71,2**
	Long	RS2		59,5			**59,5**
Autre	Très court	RE1	64,9	57,7	54,0	54,3	**57,7**
	et court	RE2	73,4	62,7	50,1	53,1	**59,8**
		RE3	60,0				**60,0**
		RS2	88,8	71,8		56,6	**72,4**
		TOU	62,9	59,9			**61,4**
	Intermédiaire	ME1	93,8				**93,8**
		RE1		58,2	57,1	58,1	**57,8**
		RE2	83,0	77,8	62,3	56,8	**70,0**
		RE3	72,9		53,6		**63,3**
		RS2	87,1	72,3	59,1	59,7	**69,6**
		TOU	61,5	59,5			**60,5**
	Long	LA2		58,7	55,9		**57,3**
		ME1	96,2				**96,2**
		RE1		58,2			**58,2**
		RE2	85,9	58,4			**72,2**
		RE3	90,7				**90,7**
		RS2	84,3	67,0	58,4	61,6	**67,8**
		TOU	81,5	60,1			**70,8**
Moyenne			**77,7**	**63,2**	**57,5**	**58,2**	**64,2**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 21

Volume moyen par tige (dm³) des peuplements actuellement productifs par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	64,0	67,7	63,3	68,1	**65,8**
	et court	RE2	72,1	69,1		71,3	**70,8**
		RS2		71,0			**71,0**
		TOU		63,7			**63,7**
	Intermédiaire	RE1			59,4	56,7	**58,1**
		RE2	86,8				**86,8**
		RS2	90,1	81,1	65,1	57,7	**73,5**
	Long	RS2		59,7			**59,7**
Autre	Très court	RE1	74,9	69,1	64,6	62,3	**67,7**
	et court	RE2	79,2	71,5	64,2	62,5	**69,4**
		RE3	65,1				**65,1**
		RS2	90,7	77,3		61,0	**76,3**
		TOU	65,0	63,7			**64,4**
	Intermédiaire	ME1	82,7				**82,7**
		RE1		68,8	59,3	59,2	**62,4**
		RE2	86,3	88,3	69,1	62,1	**76,5**
		RE3	77,0		63,7		**70,4**
		RS2	89,0	79,9	64,5	62,8	**74,1**
		TOU	67,8	62,2			**65,0**
	Long	LA2		62,2	65,2		**63,7**
		ME1	87,1				**87,1**
		RE1		62,9			**62,9**
		RE2	92,4	58,0			**75,2**
		RE3	86,9				**86,9**
		RS2	84,6	69,6	65,3	62,9	**70,6**
		TOU	92,9	57,4			**65,2**
Moyenne			**80,8**	**68,6**	**64,0**	**62,4**	**68,9**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 22

Âge moyen (ans) d'atteinte du double seuil de productivité (50 m³/ha et 70 dm³/tige) des peuplements actuellement productifs par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	95	98	105	101	**100**
	et court	RE2	91	95		94	**93**
		RS2		89			**89**
		TOU		100			**100**
	Intermédiaire	RE1			98	101	**100**
		RE2	73				**73**
		RS2	69	86	98	97	**88**
	Long	RS2		96			**96**
Autre	Très court	RE1	92	101	107	103	**101**
	et court	RE2	81	93	110	103	**97**
		RE3	94				**94**
		RS2	65	85		97	**82**
		TOU	94	96			**95**
	Intermédiaire	ME1	63				**63**
		RE1		101	97	96	**98**
		RE2	72	75	93	95	**84**
		RE3	84		101		**93**
		RS2	71	84	96	95	**87**
		TOU	93	96			**95**
	Long	LA2		94	100		**97**
		ME1	61				**61**
		RE1		95			**95**
		RE2	67	95			**81**
		RE3	64				**64**
		RS2	75	91	96	99	**90**
		TOU	72	98			**85**
Moyenne			**78**	**93**	**100**	**98**	**88**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 23

Âge d'exploitabilité absolu (ans) (d'après les tables de production de Pothier et Savard, 1998) des peuplements actuellement productifs par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional (à saison de croissance courte)**	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	112	116	120	121	**117**
	et court	RE2	112	112		115	**113**
		RS2		104			**104**
		TOU		120			**120**
	Intermédiaire	RE1			105	102	**104**
		RE2	96				**96**
		RS2	87	104	105	104	**100**
	Long	RS2		108			**108**
Autre	Très court	RE1	113	121	124	121	**120**
	et court	RE2	101	114	131	124	**118**
		RE3	113				**113**
		RS2	85	103		115	**101**
		TOU	107	113			**110**
	Intermédiaire	ME1	76				**76**
		RE1		120	112	110	**114**
		RE2	91	99	113	116	**105**
		RE3	101		124		**113**
		RS2	86	103	114	111	**104**
		TOU	113	111			**112**
	Long	LA2		112	121		**117**
		ME1	74				**74**
		RE1		115			**115**
		RE2	90	108			**99**
		RE3	81				**81**
		RS2	87	104	116	108	**104**
		TOU	97	104			**101**
Moyenne			**96**	**110**	**117**	**113**	**109**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 24

Indice de qualité de station moyen (m à 50 ans) de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional (à saison de croissance courte)**	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	11,1	11,0	10,3	10,6	**10,8**
	et court	RE2	12,1	11,5		11,1	**11,6**
		RS2		12,2			**12,2**
		TOU		11,0			**11,0**
	Intermédiaire	RE1			10,6	10,4	**10,5**
		RE2	13,6				**13,6**
		RS2	14,0	13,1	11,3	10,5	**12,2**
	Long	RS2		11,4			**11,4**
Autre	Très court	RE1	11,9	10,9	9,9	10,4	**10,8**
	et court	RE2	13,0	11,9	9,9	10,6	**11,4**
		RE3	11,4				**11,4**
		RS2	14,2	12,8		10,9	**12,6**
		TOU	11,5	11,2			**11,4**
	Intermédiaire	ME1	14,3				**14,3**
		RE1		11,1	10,4	10,4	**10,6**
		RE2	13,7	13,6	11,9	10,8	**12,5**
		RE3	12,9		11,1		**12,0**
		RS2	14,0	12,9	11,2	11,2	**12,3**
		TOU	11,9	11,4			**11,7**
	Long	LA2		11,3	11,5		**11,4**
		ME1	14,5				**14,5**
		RE1		11,6			**11,6**
		RE2	14,1	11,2			**12,7**
		RE3	14,2				**14,2**
		RS2	13,7	12,1	11,5	11,1	**12,1**
		TOU	13,9	11,1			**12,5**
Moyenne			**13,2**	**11,8**	**10,9**	**10,7**	**12,0**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 25

Indice de densité relative à 100 ans moyen de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	0,20	0,18	0,05	0,10	**0,13**
	et court	RE2	0,32	0,23		0,12	**0,22**
		RS2		0,39			**0,39**
		TOU		0,17			**0,17**
	Intermédiaire	RE1			0,28	0,26	**0,27**
		RE2	0,47				**0,47**
		RS2	0,52	0,41	0,32	0,32	**0,39**
	Long	RS2		0,39			**0,39**
Autre	Très court	RE1	0,27	0,11	-	0,09	**0,16**
	et court	RE2	0,42	0,28	-	0,15	**0,28**
		RE3	0,29				**0,29**
		RS2	0,53	0,41		0,25	**0,40**
		TOU	0,38	0,25			**0,32**
	Intermédiaire	ME1	0,59				**0,59**
		RE1		0,19	0,26	0,25	**0,23**
		RE2	0,50	0,44	0,35	0,30	**0,40**
		RE3	0,43		0,30		**0,37**
		RS2	0,53	0,41	0,30	0,33	**0,39**
		TOU	0,35	0,34			**0,35**
	Long	LA2		0,36	0,28		**0,32**
		ME1	0,60				**0,60**
		RE1		0,34			**0,34**
		RE2	0,50	0,39			**0,45**
		RE3	0,56				**0,56**
		RS2	0,52	0,41	0,31	0,28	**0,38**
		TOU	0,46	0,42			**0,44**
Moyenne			**0,44**	**0,32**	**0,27**	**0,22**	**0,36**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 26

Hauteur dominante moyenne (m) de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	10,5	10,8	8,9	9,6	**10,0**
	et court	RE2	13,9	11,9		9,9	**11,9**
		RS2		14,4			**14,4**
		TOU		11,8			**11,8**
	Intermédiaire	RE1			12,1	12,1	**12,1**
		RE2	16,0				**16,0**
		RS2	16,2	15,5	13,3	12,4	**14,4**
	Long	RS2		13,5			**13,5**
Autre	Très court	RE1	12,7	9,6	-	9,4	**10,6**
	et court	RE2	15,0	13,2	-	11,2	**13,1**
		RE3	13,3				**13,3**
		RS2	16,4	15,0		12,4	**14,6**
		TOU	13,6	12,5			**13,1**
	Intermédiaire	ME1	15,9				**15,9**
		RE1		11,6	12,2	12,0	**11,9**
		RE2	16,0	16,0	14,2	12,9	**14,8**
		RE3	15,1		13,3		**14,2**
		RS2	16,2	15,2	13,2	13,1	**14,4**
		TOU	14,1	13,5			**13,8**
	Long	LA2		13,4	13,7		**13,6**
		ME1	16,2				**16,2**
		RE1		13,8			**13,8**
		RE2	16,4	13,2			**14,8**
		RE3	16,2				**16,2**
		RS2	15,8	14,3	13,7	12,6	**14,1**
		TOU	16,4	13,0			**14,7**
Moyenne			**15,0**	**13,3**	**12,7**	**11,6**	**13,7**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 27

Diamètre moyen quadratique (cm) de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	10,4	10,7	9,1	9,7	**10,0**
	et court	RE2	13,4	11,6		9,7	**11,6**
		RS2		13,9			**13,9**
		TOU		11,8			**11,8**
	Intermédiaire	RE1			12,3	12,4	**12,4**
		RE2	15,0				**15,0**
		RS2	15,1	14,6	13,1	12,6	**13,9**
	Long	RS2		13,2			**13,2**
Autre	Très court	RE1	12,4	9,6	-	9,6	**10,5**
	et court	RE2	14,2	12,8	-	11,4	**12,8**
		RE3	13,1				**13,1**
		RS2	15,2	14,3		12,5	**14,0**
		TOU	13,3	12,4			**12,9**
	Intermédiaire	ME1	14,7				**14,7**
		RE1		11,6	12,5	12,2	**12,1**
		RE2	14,9	15,0	13,8	13,0	**14,2**
		RE3	14,4		13,2		**13,8**
		RS2	15,0	14,4	13,1	13,0	**13,9**
		TOU	13,7	13,2			**13,5**
	Long	LA2		13,3	13,5		**13,4**
		ME1	14,9				**14,9**
		RE1		13,5			**13,5**
		RE2	15,2	15,1			**15,2**
		RE3	14,9				**14,9**
		RS2	14,8	13,8	13,5	12,5	**13,7**
		TOU	15,3	12,8			**14,1**
Moyenne			**14,2**	**13,0**	**12,7**	**11,7**	**13,3**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 28

Volume moyen à l'hectare (m^3/ha) de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	40,6	39,7	28,2	32,5	**35,3**
	et court	RE2	58,9	47,6		37,6	**48,0**
		RS2		64,3			**64,3**
		TOU		41,1			**41,1**
	Intermédiaire	RE1			45,0	42,9	**44,0**
		RE2	79,7				**79,7**
		RS2	86,6	72,7	53,6	46,7	**64,9**
	Long	RS2		57,0			**57,0**
Autre	Très court	RE1	52,3	34,7	-	30,5	**39,2**
	et court	RE2	71,4	53,9	-	37,4	**54,2**
		RE3	52,1				**52,1**
		RS2	88,7	69,8		45,9	**68,1**
		TOU	57,6	47,6			**52,6**
	Intermédiaire	ME1	93,8				**93,8**
		RE1		42,1	43,4	42,3	**42,6**
		RE2	82,9	77,5	59,6	48,3	**67,1**
		RE3	71,9		50,2		**61,1**
		RS2	87,1	70,7	50,9	51,9	**65,2**
		TOU	59,6	54,4			**57,0**
	Long	LA2		54,7	52,2		**53,5**
		ME1	96,2				**96,2**
		RE1		56,2			**56,2**
		RE2	85,9	55,1			**70,5**
		RE3	90,7				**90,7**
		RS2	84,0	64,5	53,9	48,7	**62,8**
		TOU	81,5	55,9			**68,7**
Moyenne			**74,8**	**55,8**	**48,6**	**42,2**	**61,0**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 29

Volume moyen par tige (dm³) de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional (à saison de croissance courte)**	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	46,8	47,5	37,1	41,5	**43,2**
	et court	RE2	67,5	55,1		45,4	**56,0**
		RS2		68,3			**68,3**
		TOU		51,9			**51,9**
	Intermédiaire	RE1			49,7	48,4	**49,1**
		RE2	86,8				**86,8**
		RS2	90,0	80,8	58,3	49,8	**69,7**
	Long	RS2		57,9			**57,9**
Autre	Très court	RE1	61,7	43,5	-	39,3	**48,2**
	et court	RE2	77,3	63,2	-	47,9	**62,8**
		RE3	59,5				**59,5**
		RS2	90,7	75,6		53,2	**73,2**
		TOU	59,8	54,8			**57,3**
	Intermédiaire	ME1	82,7				**82,7**
		RE1		51,7	49,3	48,5	**49,8**
		RE2	86,2	88,0	66,4	54,0	**73,7**
		RE3	76,2		57,8		**67,0**
		RS2	89,0	78,4	57,6	56,7	**70,4**
		TOU	66,3	59,3			**62,8**
	Long	LA2		58,7	61,9		**60,3**
		ME1	87,1				**87,1**
		RE1		62,0			**62,0**
		RE2	92,4	55,8			**74,1**
		RE3	86,9				**86,9**
		RS2	84,4	67,6	61,6	54,5	**67,0**
		TOU	92,9	54,0			**73,5**
Moyenne			**78,1**	**61,8**	**55,5**	**49,0**	**65,4**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

TABLEAU 30

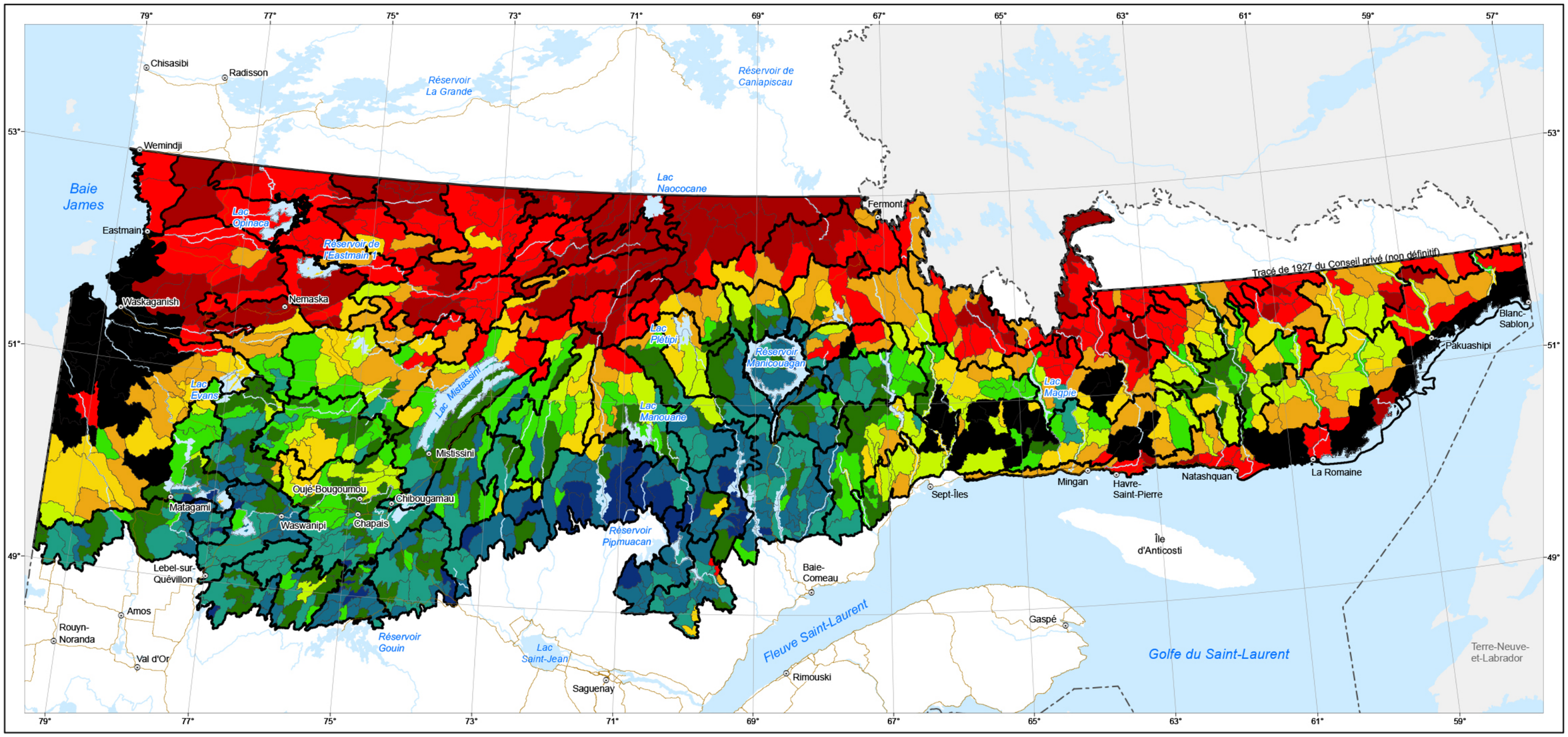
Âge d'exploitabilité absolu (ans) (d'après les tables de production de Pothier et Savard, 1998) de tous les peuplements forestiers (productifs et improductifs) par district écologique

Les combinaisons origine-cycle-végétation présentées constituent 93 % du territoire d'étude.
Les chiffres en gris représentent chacun moins de 1 % du territoire d'étude.

			Synthèse climatique				
Origine dominante	**Cycle de feu**	**Végétation potentielle**	**Méridional**	**Typique**	**Septentrional**	**Septentrional** (à saison de croissance courte)	**Moyenne**
Brûlis	Très court	RE1	122	127	139	134	**131**
	et court	RE2	115	120		126	**120**
		RS2		111			**111**
		TOU		132			**132**
	Intermédiaire	RE1			124	127	**126**
		RE2	96				**96**
		RS2	87	104	118	121	**108**
	Long	RS2		111			**111**
Autre	Très court	RE1	119	131	-	137	**129**
	et court	RE2	102	119	-	135	**119**
		RE3	122				**122**
		RS2	85	105		126	**105**
		TOU	111	124			**118**
	Intermédiaire	ME1	76				**76**
		RE1		129	127	128	**128**
		RE2	91	100	115	123	**107**
		RE3	102		124		**113**
		RS2	86	105	122	119	**108**
		TOU	115	117			**116**
	Long	LA2		116	125		**121**
		ME1	74				**74**
		RE1		118			**118**
		RE2	90	112			**101**
		RE3	81				**81**
		RS2	87	106	121	122	**109**
		TOU	97	107			**102**
Moyenne			**98**	**115**	**124**	**127**	**111**

Brûlis : origine de brûlis dominant (détectable jusqu'à 90 ans).
Cycle de feu : très court et court : moins de 200 ans, intermédiaire : entre 200 et 1000 ans, long : plus de 1000 ans.
LA2 : lande arbustive, ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble, RE1 : pessière noire à lichens, RE2 : pessière noire à mousses ou à éricacées, RE3 : pessière noire à sphaignes, RS2 : sapinière à épinette noire, TOU : tourbière sur dépôt organique.

Carte 3
Pourcentage de peuplements actuellement productifs par district écologique



Proportion de peuplements actuellement productifs (%)

- <= 10
- 10 à 20
- 20 à 30
- 30 à 40
- 40 à 50
- 50 à 60
- 60 à 70
- 70 à 80
- 80 à 90
- > 90
- Districts non représentés car ils ne respectent pas le critère précédent

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46° et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

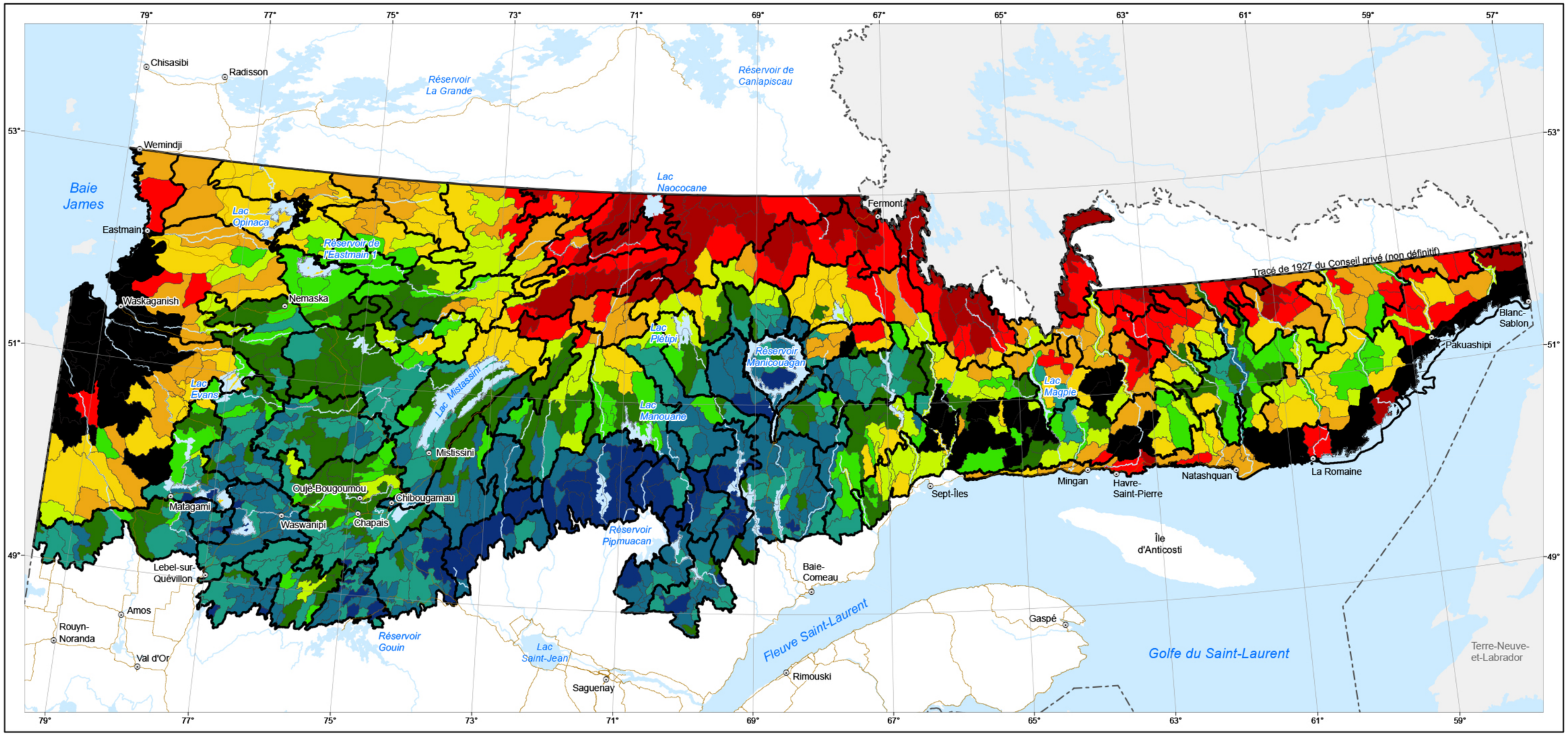
Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 4
Pourcentage de peuplements potentiellement productifs par district écologique



Proportion de peuplements potentiellement productifs (%)

- <= 10
- 10 à 20
- 20 à 30
- 30 à 40
- 40 à 50
- 50 à 60
- 60 à 70
- 70 à 80
- 80 à 90
- > 90
- Districts non représentés car ils ne respectent pas le critère précédent

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46° et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

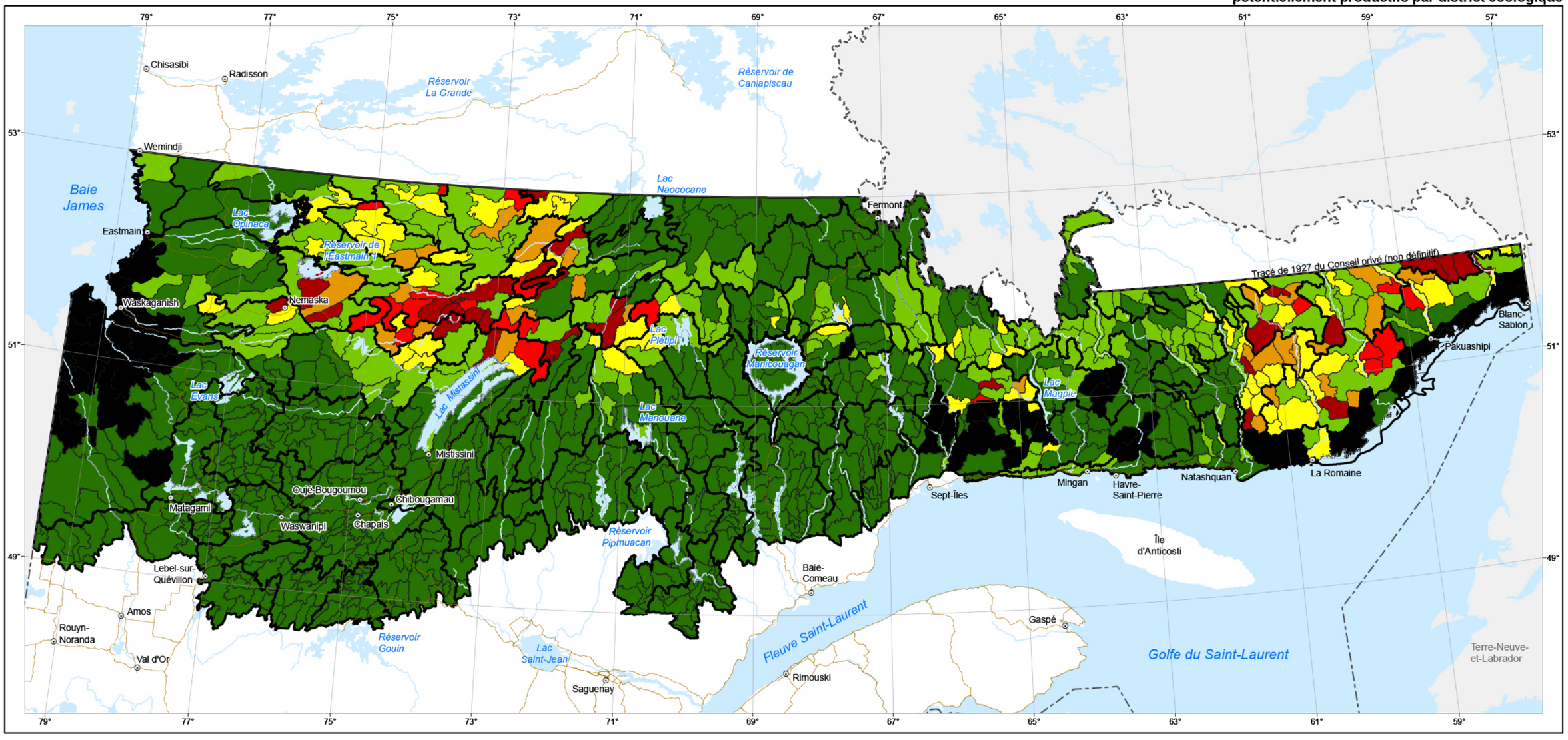
Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 5
Différence entre les 9e et 1er déciles de la distribution de fréquence du pourcentage de peuplements potentiellement productifs par district écologique



Différence entre les 9e et 1er déciles de la distribution de fréquence du pourcentage de peuplements potentiellement productifs (%)

- > 10
- 8 à 10
- 6 à 8
- 4 à 6
- 2 à 4
- <= 2
- Districts non représentés car ils ne respectent pas le critère précédent

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec — Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46e et 60e)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

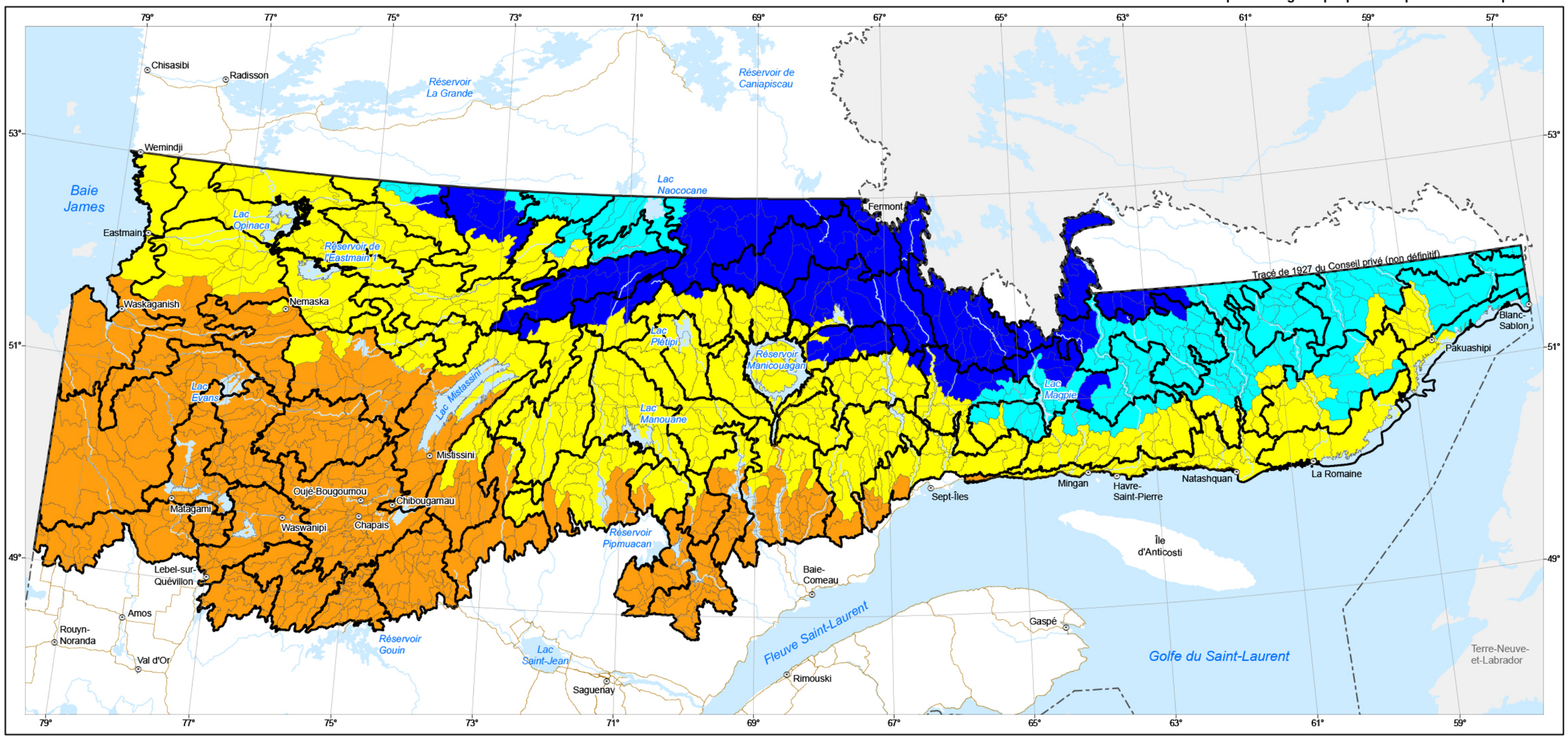
© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 6

Combinaison des degrés-jours et du jour attendu du premier gel hâtif aidant à l'interprétation du pourcentage de peuplements potentiellement productifs



Zones climatiques
(Combinaison des degrés-jours et du jour attendu du premier gel hâtif)

- Méridionale (moyenne de degrés-jours > 1025)
- Typique (moyenne de degrés-jours entre 825 et 1025)
- Septentrionale (moyenne de degrés-jours < 825 et du jour attendu du premier gel hâtif > 31 août)
- Septentrionale court (moyenne de degrés-jours < 825 et du jour attendu du premier gel hâtif < 31 août)

Limites
- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier
- Route principale

Frontières
- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée
Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46° et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009
Variables climatiques	MRNF	2010

Référence
Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

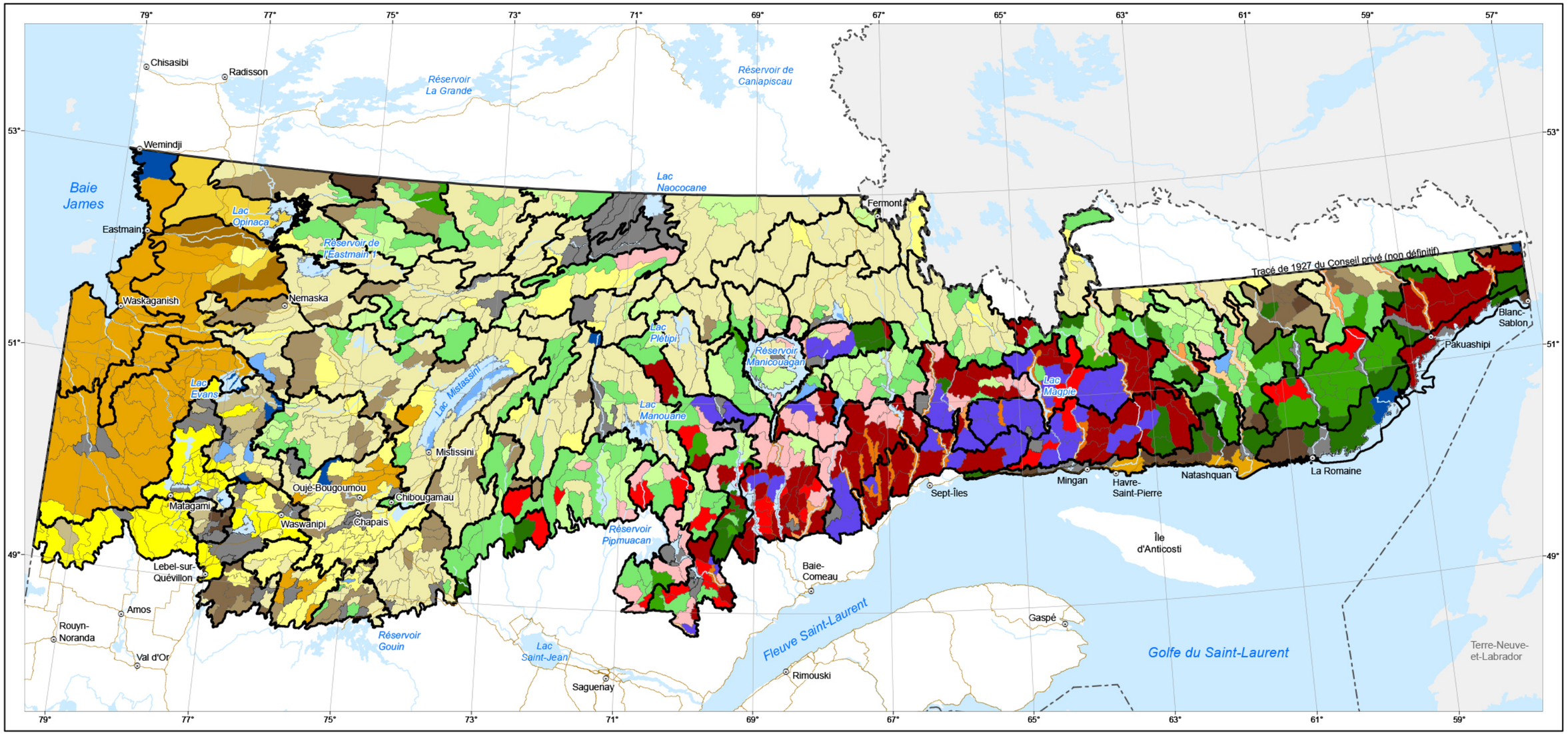
© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 7

Combinaison du type de relief et du type de dépôt de surface dominant par district écologique aidant à l'interprétation du pourcentage de peuplements potentiellement productifs



Combinaison du type de relief et du type de dépôt de surface dominant
(Voir le tableau 12 pour la signification des codes)

PL-1A	CTs-1AR	HC-R
PL-4GA	CTs-R	MT-R
PL-5S	CLd-1A	VAd-1A
PL-7	CLs-1A	VAs-1A
PL-7BS	CLs-1AR	VAs-R
CTd-1A	CLs-R	eau-1A
CTd-4GA	HC-1A	eau-7
CTs-1A	HC-1AR	Districts non considérés

Limites

District écologique
Unité de paysage régional

Réseau routier

Route principale

Frontières

Interprovinciale
Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46° et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009
Dépôts de surface dominants	MRNF	2009
Typologie des districts écologiques	MRNF	2010

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

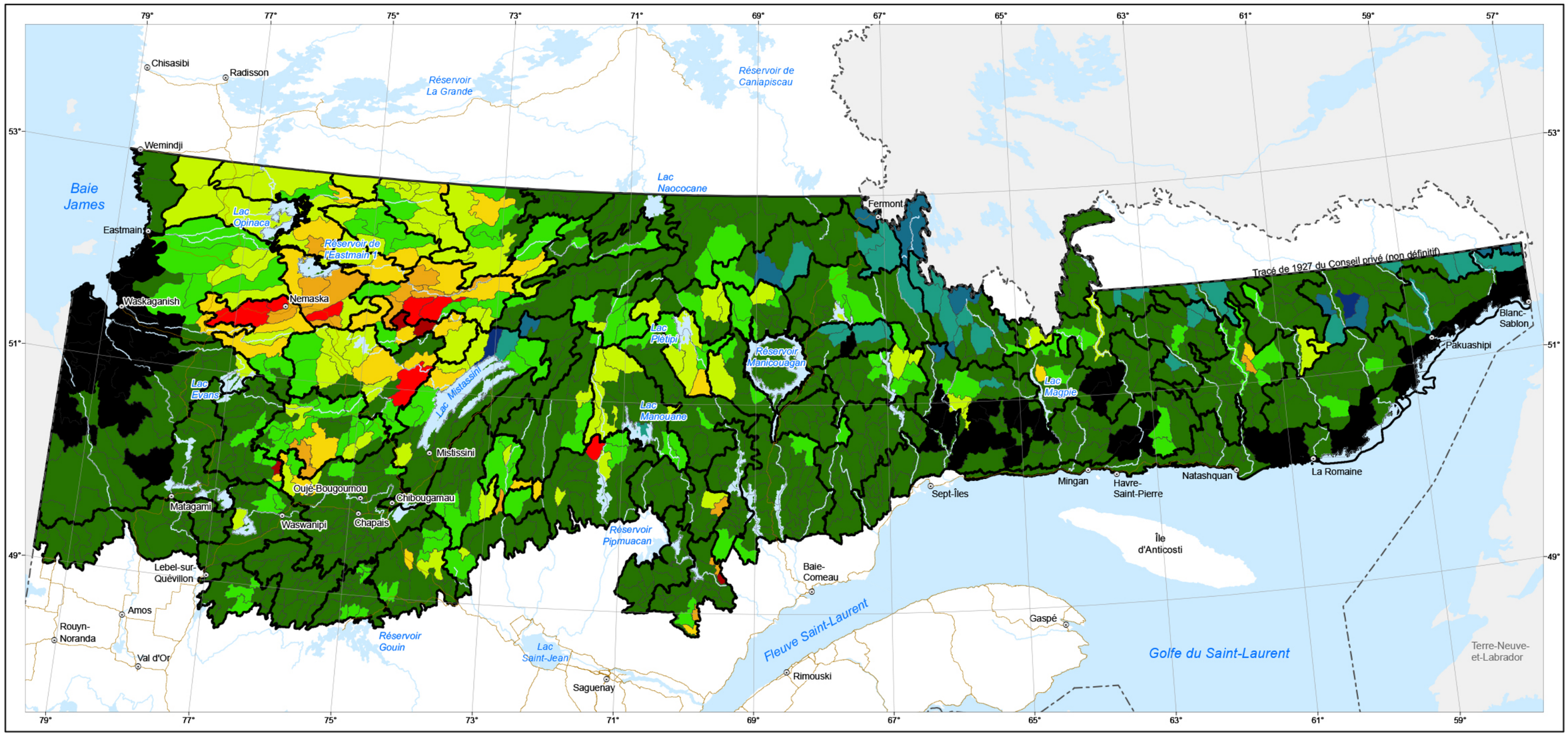
© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 8

Écart entre les pourcentages de peuplements potentiellement et actuellement productifs par district écologique



Écart entre les pourcentages de peuplements potentiellement et actuellement productifs (%)

- 60 à 69
- 50 à 60
- 40 à 50
- 30 à 40
- 20 à 30
- 10 à 20
- -4 à 10
- -10 à -4
- -20 à -10
- -24 à -20
- Districts non représentés car ils ne respectent pas le critère précédent

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46° et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

4 Vulnérabilité face au risque de feu : description du critère et de l'indicateur, justification des seuils, méthode retenue et résultats détaillés

(par Sylvie Gauthier, Frédéric Raulier, André Robitaille, Michel Chabot, Jacques Duval et Daniel Lord)

Dans la forêt boréale résineuse, les feux créent une empreinte très forte sur le paysage forestier (Payette, 1992; Johnson, 1992; Bergeron *et al.*, 2001, 2004), en créant de grandes zones perturbées à diverses périodes. D'ailleurs, sur le territoire d'étude, on constate l'importante empreinte laissée par les feux depuis les années 1940 (carte 9, page 91). De plus, à l'examen de l'empreinte des perturbations obtenues des inventaires forestiers réalisés depuis les années 1970, il est apparu évident que les feux dominaient largement comme type de perturbation affectant les paysages au nord de la latitude 49° Nord. Lorsque les feux sont rapprochés dans le temps, des accidents de régénération (déficience du nombre de tiges recrutées après le feu), qui peuvent mener à l'ouverture des peuplements, sont parfois observés (Payette et Delwaide, 2003). Même en présence d'une régénération suffisante, à long terme, le risque de feu affecte la probabilité qu'ont les peuplements forestiers d'atteindre un volume suffisant pour être récoltés, tant en ce qui concerne le volume à l'hectare que le volume par tige.

Dans le but de faire un aménagement durable des forêts, il est de plus en plus reconnu qu'il faut tenir compte du risque de feu afin d'éviter de pratiquer une récolte qui, combinée aux feux, ne serait pas soutenable (Savage *et al.*, 2010; Raulier *et al.*, 2013). L'évaluation du potentiel d'un territoire ne repose donc pas seulement sur l'obtention d'un volume de bois et des dimensions d'arbres dans un temps raisonnable (productivité), mais aussi sur sa vulnérabilité face au risque de feu. C'est la raison pour laquelle l'analyse de la productivité forestière doit être réalisée en tenant compte de la probabilité d'atteindre le volume minimal pour la récolte (à l'échelle du peuplement et de la tige) pour un risque de feu particulier. Avec ces considérations à l'esprit, un indicateur qui lie la productivité forestière au risque de feu a été proposé. Il permet d'évaluer la quantité de peuplements qui peuvent parvenir à maturité (volume suffisant pour la récolte) dans un district, compte tenu du risque de feu auquel ils sont exposés. Pour calculer les chances de survie face au risque de feu, il faut calculer le risque de feu et la période de temps où le peuplement est exposé à ce risque. Enfin, ces résultats doivent être rapportés à l'échelle du district, en tenant compte de l'incertitude sur l'estimation du risque de feu et celle sur la productivité.

4.1 Matériel et méthodes

4.1.1 Données

Comme pour le chapitre sur la productivité, les placettes d'inventaire, d'épinette noire pure, du deuxième et du troisième inventaire forestier décennal situées au sud de la limite nordique adoptée en 2002, de même que celles de l'inventaire écoforestier nordique situées au nord de cette limite, ont été utilisées pour estimer les distributions de fréquence de l'IQS et de l'IDR_{100} par polygone écoforestier de l'ensemble du territoire d'étude. Ce sont également ces données qui ont servi à établir la période de temps requise pour franchir le double seuil de productivité.

La carte des feux utilisée dans le contexte de la limite nordique provient de données du MRN. Ces données ont été compilées suite à l'analyse de survols aériens ou d'images satellite pour les feux plus récents (feux de 25 ans ou moins). Pour les feux plus anciens, les contours proviennent de différents ouvrages, comme des cartes d'archives, des travaux de cartographie par images satellite ou de photographies aériennes anciennes ou sur

archives papier. Cette carte présente donc des couches de feux annuels, c'est-à-dire qu'il y a possibilité de superposition de feux (par exemple, un territoire qui a brûlé en 1940 et qui a brûlé de nouveau en 2000). Bien que des données sur les feux aient été disponibles depuis 1940 (carte 9, page 91), il était vraisemblable que plusieurs feux anciens n'aient pas été répertoriés, surtout dans les zones les plus nordiques du territoire. Les données de la période 1972-2009 sont quant à elles plus complètes. Elles ont également l'avantage de mieux représenter les conditions de feu actuelles et du futur proche, compte tenu à la fois des moyens et techniques de protection des forêts contre le feu et des tendances climatiques (Flannigan *et al.*, 2005; Bergeron *et al.*, 2010). Cette période a donc été utilisée pour définir le risque de feu du territoire. Les données disponibles et intégrées au PIEN permettaient de localiser les territoires ayant brûlé entre 1972 et 2009. De plus, avec les techniques de télédétection, il a été possible d'améliorer considérablement les données de feu pour le territoire situé au nord de la limite nordique de 2002 en définissant les contours des territoires brûlés (sans toutefois pouvoir leur attribuer une année précise). Ainsi, pour la majorité du territoire, la date des feux est précise à l'année près, tandis que pour une faible portion des superficies de territoire brûlé (14 %), elle n'est précise qu'à cinq ou dix ans près. Dans ce cas particulier, l'année centrale de la classe a été attribuée dans les présentes analyses.

4.1.2 Méthodes

4.1.2.1 Estimation du risque de feu

Le taux de brûlage annuel moyen (inverse du cycle de feu) a été obtenu en utilisant un échantillon de points aléatoires (1 point par 6 km^2). Le pourcentage moyen de points brûlés par année pour la période 1972-2009 correspond au taux de brûlage annuel moyen. Ce calcul peut se faire sur l'ensemble du territoire, par unité de paysage (UP) et par unités de paysage regroupées (voir la section suivante), en considérant, chaque fois, uniquement les points inclus dans l'unité de référence. L'unité de paysage, qui comprend un nombre variable de districts, a été choisie pour les calculs car les districts sont trop petits par rapport à la taille des feux[5]. Ainsi, compte tenu de la présence de très grands feux, un district pourrait avoir été incendié au complet par un seul de ces événements. De plus, comme les unités de paysage sont définies, *a priori*, sur la base de caractéristiques physiographiques du territoire, le taux de brûlage annuel n'est pas biaisé par la présence occasionnelle de feux dans une seule partie du territoire, ce qu'une régionalisation *a posteriori* aurait pu générer. L'unité de paysage a donc été utilisée pour calculer la fraction brûlée en moyenne annuellement, afin de tenir compte des feux de grandes superficies et pour tenir compte également du fait que la période couverte est relativement courte (38 ans) par rapport à la longueur des cycles qui caractérisent le territoire (Gauthier *et al.*, 2008). Afin d'obtenir des taux de brûlage les plus robustes possibles, un regroupement des unités de paysage qui avaient des taux de brûlage semblables a également été effectué.

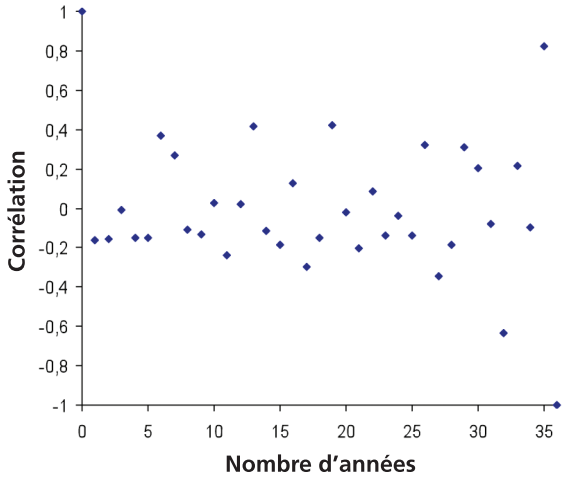
a) Régionalisation du territoire selon le taux de brûlage

Le comité scientifique a confié à un étudiant gradué, dans le cadre de ses travaux de doctorat, le soin de réaliser une étude sur la spatialisation des cycles de feu (inverse du taux de brûlage) d'une portion du territoire d'étude. Cette étude est fondée sur des caractéristiques de dépôts de surface et de drainage, et ce, à une échelle régionale. La méthode décrite dans le travail de cet étudiant (Mansuy *et al.*, 2010) a été mise à profit afin de regrouper des unités de paysage qui présentent des taux de brûlage plus robustes. Elle est basée sur l'analyse de survie et sur la procédure LIFEREG (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA; Allison, 1995). Cette méthode a l'avantage de comparer les courbes de survie tout au long de la période d'étude (1972-2009) plutôt qu'une seule valeur de taux de brûlage annuel moyen. Pour effectuer

[5] Dans le territoire d'étude, la taille moyenne des 1114 districts est de 433 km^2 avec un écart type de 342 km^2, alors que la taille moyenne des 76 unités de paysage est de 6341 km^2 avec un écart type de 3560 km^2. Par exemple, entre 1972 et 2009, 35 districts ont été incendiés sur plus de la moitié de leur superficie en une année.

FIGURE 5

Corrélogramme entre les taux de brûlage annuels selon le nombre d'années qui les sépare. Des corrélations significatives à six années et à 13 années ont été révélées, suggérant l'existence d'un cycle de six ou sept ans.



l'analyse de survie, on calcule les intervalles de temps depuis le dernier feu qui correspondent à la différence entre 2009 et le feu le plus récent. Les points aléatoires qui se trouvent à l'intérieur d'un polygone de feu sont considérés comme des données non censurées, puisque l'on connaît exactement la date de feu. En outre, les points aléatoires qui se trouvent à l'extérieur des polygones de feu sont considérés comme des données censurées, puisqu'ils n'ont pas été brûlés entre 1972 et 2009. En conséquence, ces points se voient attribuer un « temps depuis feu » minimal de 39 ans (considéré comme censuré).

Un premier regroupement des unités de paysage a été effectué en les regroupant selon leurs courbes de survie, et ce, lorsqu'on ne pouvait les juger significativement différentes au seuil de $p > 0,2$ suivant un processus itératif[6]. Par la suite, pour vérifier que les groupes d'unités de paysage se distinguaient les uns des autres, on a recalculé des taux de brûlage à l'échelle de ces nouveaux groupes et procédé à un deuxième regroupement en comparant leurs courbes de survie, mais cette fois-ci en utilisant un $p < 0,01$. À la fin de ce processus, dix zones homogènes de taux de brûlage ont été circonscrites.

b) Estimation des taux de brûlage annuels des unités de paysage regroupées et de leur variabilité

Il est reconnu qu'il existe une très grande variabilité interannuelle dans les taux de brûlage et qu'il est important d'en tenir compte dans l'estimation des chances de survie face au feu (Armstrong, 1999). Pour estimer cette variabilité, on a d'abord évalué s'il existait une autocorrélation temporelle entre les taux de brûlage annuels moyens de tout le territoire à différents pas de temps. Cette analyse a révélé une corrélation significative aux pas de temps six ans et 13 ans au seuil de 95 %, ce qui a conduit à évaluer s'il existait un cycle d'années de grands feux (figure 5). On a par la suite évalué qu'entre 1972 et 2009, les années extrêmes de grands feux (six années où le taux de brûlage est de plus de trois fois supérieur à la médiane, seuil défini par la méthode utilisée) se répétaient selon un cycle moyen de 6,6 années, constant sur la période de 1972-2009, selon la méthode « Kernel function » développée par Mudelsee (2002, 2006).

En considérant ces résultats, et le fait qu'on avait des données en classes de cinq années, on a estimé

[6] En ordonnant les UP en ordre décroissant de taux de brûlage, la comparaison était initiée en prenant l'UP avec le plus fort taux de brûlage annuel moyen comme l'élément de comparaison. Les UP jugées similaires au seuil de 0,200 formaient alors le premier groupe. On prenait par la suite l'UP non regroupée ayant le plus fort taux de brûlage annuel moyen et on procédait à la comparaison, et ainsi de suite, jusqu'à ce que toutes les UP soient regroupées.

la moyenne et la variabilité autour des taux annuels moyens de brûlage en appliquant une moyenne mobile de sept ans. Cette approche nous assurait d'inclure au moins une année de grands feux par période. Pour ce faire, on a obtenu, pour chacun des groupes d'unités de paysage (zones), 32 taux de brûlage annuels différents sur lesquels on a fait 10 000 tirages aléatoires afin d'estimer la distribution de probabilité du taux annuel moyen de la zone, la moyenne ainsi que l'intervalle de confiance autour de celle-ci. Ces résultats, reproduits au tableau 31, permettent à la fois de tenir compte de la variabilité et de l'incertitude sur l'estimation du risque de feu dans les autres calculs.

TABLEAU 31

Distribution des taux de brûlage utilisés dans les analyses par groupe d'unités de paysage.

Zone de cycle de feu (groupe)	Cycle de feu	Taux de brûlage annuel	Fréquence	Zone de cycle de feu (groupe)	Cycle de feu	Taux de brûlage annuel	Fréquence
G1	27,0	0,03700	0,01%	G5	125,8	0,00795	0,01%
	28,6	0,03500	0,06%		136,1	0,00735	0,02%
	30,3	0,03300	0,41%		141,8	0,00705	0,23%
	32,3	0,03100	1,61%		148,1	0,00675	0,99%
	34,5	0,02900	4,47%		155,0	0,00645	3,53%
	37,0	0,02700	9,94%		162,6	0,00615	8,63%
	40,0	0,02500	17,91%		170,9	0,00585	17,17%
	43,5	0,02300	22,72%		180,2	0,00555	24,12%
	47,6	0,02100	21,22%		190,5	0,00525	21,71%
	52,6	0,01900	13,94%		202,0	0,00495	14,83%
	58,8	0,01700	5,90%		215,1	0,00465	6,47%
	66,7	0,01500	1,56%		229,9	0,00435	1,88%
	76,9	0,01300	0,26%		246,9	0,00405	0,38%
G2	38,1	0,02625	0,04%		266,7	0,00375	0,02%
	40,4	0,02475	0,25%		289,9	0,00345	0,01%
	43,0	0,02325	1,16%	G6	204,1	0,00490	0,01%
	46,0	0,02175	4,24%		212,8	0,00470	0,05%
	49,4	0,02025	10,31%		222,2	0,00450	0,28%
	53,3	0,01875	18,55%		232,6	0,00430	1,90%
	58,0	0,01725	23,47%		243,9	0,00410	8,00%
	63,5	0,01575	20,93%		256,4	0,00390	20,28%
	70,2	0,01425	13,44%		270,3	0,00370	30,52%
	78,4	0,01275	5,72%		285,7	0,00350	25,78%
	88,9	0,01125	1,68%		303,0	0,00330	10,90%
	102,6	0,00975	0,21%		322,6	0,00310	2,14%
	121,2	0,00825	0,02%		344,8	0,00290	0,13%
					370,4	0,00270	0,01%

TABLEAU 31 (suite)

Zone de cycle de feu (groupe)	Cycle de feu	Taux de brûlage annuel	Fréquence	Zone de cycle de feu (groupe)	Cycle de feu	Taux de brûlage annuel	Fréquence
G3	46,8	0,02135	0,01%	G7	298,5	0,00335	0,02%
	50,1	0,01995	0,06%		307,7	0,00325	0,05%
	51,9	0,01925	0,19%		317,5	0,00315	0,22%
	53,9	0,01855	0,72%		327,9	0,00305	0,64%
	56,0	0,01785	2,09%		339,0	0,00295	2,15%
	58,3	0,01715	5,55%		350,9	0,00285	5,16%
	60,8	0,01645	10,76%		363,6	0,00275	10,17%
	63,5	0,01575	15,46%		377,4	0,00265	15,44%
	66,4	0,01505	19,33%		392,2	0,00255	20,78%
	69,7	0,01435	18,77%		408,2	0,00245	19,84%
	73,3	0,01365	14,01%		425,5	0,00235	13,83%
	77,2	0,01295	8,30%		444,4	0,00225	7,70%
	81,6	0,01225	3,37%		465,1	0,00215	2,83%
	86,6	0,01155	1,04%		487,8	0,00205	0,99%
	92,2	0,01085	0,27%		512,8	0,00195	0,16%
	98,5	0,01015	0,05%		540,5	0,00185	0,02%
	105,8	0,00945	0,02%	G8	571,4	0,00175	0,02%
G4	78,4	0,01275	0,02%		606,1	0,00165	1,19%
	80,3	0,01245	0,20%		645,2	0,00155	12,61%
	82,3	0,01215	0,78%		689,7	0,00145	38,76%
	84,4	0,01185	2,72%		740,7	0,00135	35,31%
	86,6	0,01155	6,16%		800,0	0,00125	10,73%
	88,9	0,01125	11,38%		869,6	0,00115	1,29%
	91,3	0,01095	17,73%		952,4	0,00105	0,09%
	93,9	0,01065	20,33%	G9	1052,6	0,00095	0,05%
	96,6	0,01035	17,96%		1176,5	0,00085	1,31%
	99,5	0,01005	12,54%		1333,3	0,00075	11,74%
	102,6	0,00975	6,49%		1538,5	0,00065	35,20%
	105,8	0,00945	2,57%		1818,2	0,00055	37,54%
	109,3	0,00915	0,85%		2222,2	0,00045	12,76%
	113,0	0,00885	0,23%		2857,1	0,00035	1,41%
	117,0	0,00855	0,05%	G10	4444,4	0,00023	0,03%
					5714,3	0,00018	11,83%
					8000,0	0,00013	70,68%
					13333,3	0,00008	17,41%
					40000,0	0,00003	0,05%

TABLEAU 32

Âge minimum où les peuplements d'IQS et d'IDR_{100} donnés dépassent le double seuil de productivité (50 m³/ha et de 70 dm³/tige).

		IQS (classe de 2 m)					
		12	**14**	**16**	**18**	**20**	**22**
IDR_{100}	**0,1**	130	110	100	95	90	90
	0,3	100	85	75	70	65	65
	0,5	90	60	50	50	45	45
	0,7	160	55	40	30	25	25
	0,9	185	70	50	40	35	30

Note : pour franchir le double seuil de productivité, il faut avoir minimalement un IQS supérieur à 11 m.

4.1.2.2 Temps d'exposition et probabilité de parvenir aux seuils de productivité en tenant compte du risque de feu

Afin d'intégrer le risque de feu dans l'évaluation du territoire, un autre type de relation basée sur l'IQS et l'IDR_{100} a été utilisé, c'est-à-dire la probabilité qu'un peuplement d'IQS et d'IDR_{100} donnés atteigne le double seuil de productivité (probabilité de survie), et ce, lorsque l'on tient compte des feux. Cet âge minimum a été estimé à partir des valeurs de l'IQS et de l'IDR_{100} estimées selon les seuils établis pour le critère de productivité, toujours selon les tables de production de Pothier et Savard (1998) (tableau 32).

En forêt boréale fermée, on assume généralement que le risque de brûler est indépendant de l'âge des peuplements. Par contre, certaines études suggèrent que le risque de brûler est à peu près nul lorsque les peuplements sont âgés de 0 à 20 ans, et qu'il s'accroîtrait ensuite jusqu'à l'âge de 50 ans (Schimmel et Granström, 1997; Niklasson et Granström, 2000; Héon, 2010). En l'absence de réponse définitive à ce sujet, deux approches ont été utilisées afin d'avoir une analyse de sensibilité à cet égard : une approche où le risque de brûler est constant peu importe l'âge des peuplements; une autre où le risque de feu varie en fonction du temps selon les données rapportées dans la littérature.

a) Risque de brûler constant dans le temps

En assumant que la distribution de fréquence du temps depuis un dernier feu est une exponentielle négative, la proportion des peuplements atteignant l'âge où le double seuil de productivité est franchi se calcule comme suit (Johnson et Gutsell, 1994) :

(12) $$p(A_s) = \exp(-r_f A_s)$$

où A_s correspond à l'âge où le double seuil de productivité est franchi et r_f est le taux de brûlage considéré.

b) Risque de brûler variable dans le temps

Lorsque le risque de brûler varie en fonction du temps depuis le dernier feu, la probabilité de brûler au temps t peut donc se modéliser comme (en utilisant les représentations symboliques de Johnson et Gutsell (1994) et celle de Polakow et Dunne (1999)) :

(13) $$\lambda(t) = \begin{cases} 0 & t \leq \varepsilon_1 \\ \dfrac{t-\varepsilon_1}{\gamma(\varepsilon_2-\varepsilon_1)} & t \in]\varepsilon_1, \varepsilon_2] \\ \dfrac{1}{\gamma} & t > \varepsilon_2 \end{cases}$$

D'après Johnson et Gutsell (1994, leur équation 6b), la probabilité de survie jusqu'à une année *t* dépend de la probabilité de brûler pendant une année par :

$$(14)\quad A(t) = \exp\left(-\int_0^t \lambda(t)\,dt\right)$$

ce qui, après résolution de l'intégrale, donne :

$$(15)\ A(t) = \begin{cases} 1 & t \le \varepsilon_1 \\ \exp\left(-\dfrac{(t-\varepsilon_1)^2}{2\gamma(\varepsilon_2-\varepsilon_1)}\right) & t \in]\varepsilon_1, \varepsilon_2] \\ \exp\left(-\dfrac{1}{\gamma}\left(t-\dfrac{(\varepsilon_1+\varepsilon_2)}{2}\right)\right) & t > \varepsilon_2 \end{cases}$$

Puisque ε_1 et ε_2 sont fixés *a priori* dans notre cas selon les travaux fenno-scandinaves (Schimmel et Granström, 1997; Niklasson et Granström, 2000), soit un seuil de 20 ans avant de voir un accroissement du risque jusqu'au seuil de 50 ans, après quoi il devient constant, la probabilité de survie *A(t)* peut être calculée en connaissant la valeur du paramètre γ. Celle-ci peut se trouver à partir du cycle de feu estimé pour un territoire (*CF*, Johnson et Gutsell, 1994, leur équation 10) :

$$(16)\quad CF = \int_0^\infty A(t)\,dt = \int_0^{\varepsilon_1} A(t)\,dt + \int_{\varepsilon_1}^{\varepsilon_2} A(t)\,dt + \int_{\varepsilon_2}^{\infty} A(t)\,dt$$

L'intégrale de la probabilité de survie entre ε_1 et ε_2 ne peut pas être résolue analytiquement. Le paramètre γ a donc été estimé par approximation successive en résolvant l'intégrale de façon numérique pour des cycles de feu entre 20 et 100 ans, par des pas de cinq ans. Au-delà de 100 ans, la valeur du paramètre γ est pratiquement égale à celle obtenue à partir d'un modèle de probabilité de brûler qui considère un changement immédiat de la probabilité dès que le temps depuis un dernier feu dépasse la moyenne entre ε_1 et ε_2 :

$$(17)\quad \lambda(t) = \begin{cases} 0 & t \le \dfrac{(\varepsilon_1+\varepsilon_2)}{2} \\ \dfrac{1}{\gamma} & t > \dfrac{(\varepsilon_1+\varepsilon_2)}{2} \end{cases}$$

ce qui donne une fonction de probabilité de survie égale à :

$$(18)\ A(t) = \begin{cases} 1 & t \le \dfrac{(\varepsilon_1+\varepsilon_2)}{2} \\ \exp\left(-\dfrac{1}{\gamma}\left(t-\dfrac{(\varepsilon_1+\varepsilon_2)}{2}\right)\right) & t > \dfrac{(\varepsilon_1+\varepsilon_2)}{2} \end{cases}$$

et γ peut être estimé par la définition du cycle de feu (Johnson et Gutsell, 1994, leur équation 10) :

$$(19)\quad \gamma = FC - \frac{(\varepsilon_1+\varepsilon_2)}{2}$$

Pour des cycles de feu entre 21 et 100 ans, la valeur de γ a été estimée de façon empirique.

4.1.2.3 Évaluation à l'échelle du district

Pour les deux approches du risque de brûler à l'échelle du peuplement, la probabilité de survie peut s'interpréter à l'aide d'une échelle de probabilité d'occurrence similaire à celle utilisée par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, 2005) (tableau 33).

En utilisant cette échelle, nous avons choisi les seuils (relativement peu sévères) de 33 % et de 66 %. Ainsi, on peut admettre que lorsque la probabilité d'atteindre le double seuil de productivité est supérieure à 66 %, il est vraisemblable (*likely*) qu'un peuplement atteigne le double seuil de productivité (vulnérabilité faible). Lorsque la probabilité est inférieure à 33 %, il est improbable (*unlikely*) qu'un peuplement atteigne le double seuil (vulnérabilité élevée). Lorsque la probabilité se situe entre les deux, il y a autant de chances d'y parvenir que de ne pas y parvenir (vulnérabilité moyenne), rendant le résultat (*outcome*) incertain (*about as likely as not*).

Pour obtenir les résultats à l'échelle du district, avec une approche où le risque de brûler est constant dans le temps, la probabilité de franchir le double seuil de productivité a été estimée à partir de l'équation (12) pour chacun des peuplements productifs en fonction de l'âge auquel il franchit le double seuil (par classe d'âge de dix ans) et la distribution de fréquence des taux de brûlage annuels moyens correspondant à la zone des unités de paysage regroupées. Lorsque

TABLEAU 33
Échelle de probabilité d'occurrence (GIEC, 2005).

Terminology	Likelihood of the occurrence/outcome
Virtually certain	*> 99% probability of occurrence*
Very likely	*> 90% probability*
Likely	*> 66% probability*
About as likely as not	*33 to 66% probability*
Unlikely	*< 33% probability*
Very unlikely	*< 10% probability*
Exceptionally unlikely	*< 1% probability*

l'approche avec un risque de feu qui s'accroît pour les peuplements de 0 à 50 ans était utilisée, cette probabilité a été estimée avec l'équation (15). Dans les deux cas, cette étape produisait ainsi une distribution de fréquence de probabilité d'atteinte du double seuil face au feu pour chaque peuplement. Ces distributions ont ensuite été cumulées à l'échelle du district, proportionnellement à la superficie des peuplements. Cette procédure a été répétée 100 fois pour tenir compte de l'incertitude sur le calcul de la productivité (voir le chapitre 3)[7].

Avec ces calculs, on obtient, pour chacun des districts, 100 distributions de fréquence des probabilités d'atteindre le double seuil de productivité compte tenu du risque de feu[8]. Des cartes de sensibilité présentent la probabilité minimale au-delà de laquelle plus de 20 % des peuplements du district (en superficie) parviendraient à franchir le double seuil de productivité, compte tenu du risque de feu, neuf fois sur dix. En outre, cette approche équivaut à trouver le taux de survie du huitième décile de la distribution cumulée des taux de survie de la superficie terrestre (selon la productivité potentielle) du district face au risque de feu régional.

4.1.2.4 Seuils proposés

En conformité avec le schéma d'analyse présenté dans le rapport principal (figure 7), nous avons appliqué les seuils du risque de feu après que ceux du milieu physique et de la productivité aient été appliqués. Les districts où plus de 20 % de la superficie terrestre est peu ou moyennement affectée de contraintes physiques et dont les peuplements ont plus de 66 % de probabilités de parvenir au double seuil de productivité (productivité potentielle), compte tenu du risque de feu, sont jugés **peu vulnérables au feu**. Ceux pour lesquels plus de 20 % de la superficie terrestre est peu ou moyennement contraignante et dont les peuplements ont plus de 33 % de probabilités (mais moins de 66 %) d'atteindre le double seuil de productivité potentielle, compte tenu du risque de feu, sont considérés **vulnérables** à ces perturbations, mais ne sont pas écartés des étapes subséquentes. Cependant, lorsque les probabilités de franchir les seuils de productivité chutent sous la barre de 33 % en raison du risque de feu actuel, le risque est jugé très élevé, et le district est alors considéré **trop vulnérable** pour être soumis à un aménagement durable des forêts.

[7] Rappelons que les taux annuels moyens ont d'abord été lissés en appliquant une moyenne mobile sur une période de sept ans pour chacune des unités de paysage regroupées, pour un total de 32 taux lissés. Par la suite, on a appliqué 10 000 tirages aléatoires de 32 taux de brûlage pour établir cette distribution de fréquence des taux annuels moyens. De plus, bien que l'on affirme que ces districts sont peu vulnérables au feu, ils font tout de même face à des risques de pertes non négligeables. Des risques dont il faudrait tenir compte en aménagement.

[8] Cette estimation tient compte à la fois de l'erreur d'estimation de la productivité et de la variabilité du taux de brûlage annuel moyen, car il faut que l'estimation de la superficie productive et peu à moyennement vulnérable au feu d'un district dépasse le seuil de 20 % de la superficie terrestre d'un district plus de neuf fois sur dix, soit pour 90 des 100 simulations.

TABLEAU 34

Taux de brûlage annuel moyen de chaque groupe d'unités de paysage (zone de taux de brûlage homogène) à partir des données rééchantillonnées (voir méthode).

	Taux de brûlage		
Zone	Percentile 2,5	Taux moyen	Percentile 97,5
G1	0,01634	0,02276	0,02971
G2	0,01228	0,01705	0,02195
G3	0,01220	0,01489	0,01763
G4	0,00950	0,01064	0,01180
G5	0,00452	0,00547	0,00645
G6	0,00321	0,00368	0,00419
G7	0,00216	0,00253	0,00292
G8	0,00123	0,00140	0,00157
G9	0,00042	0,00060	0,00078
G10	0,00008	0,00012	0,00017

4.2 Résultats

4.2.1 Zones de feux homogènes

La procédure de regroupement des unités de paysage a permis d'identifier dix zones où les taux de brûlage sont homogènes (carte 10, page 93). Comme on a souvent l'habitude de parler de cycle de feu (inverse du taux de brûlage), la carte présente des cycles avec les percentiles 2,5 et 97,5 de la distribution[9]. On peut se référer au tableau 34 pour connaître les taux de brûlage moyens et ces mêmes percentiles et les moyennes.

La section nord-ouest du territoire d'étude se caractérise par trois zones ayant des cycles de feu très courts (G1 à G3). La zone G4 possède, quant à elle, un cycle court et est représentée par plusieurs portions discontinues dispersées au centre et à l'ouest. Une grande zone (G5), qui couvre le nord du lac Saint-Jean jusqu'au sud de Fermont et qui englobe le lac Mistassini, se caractérise aussi par un cycle court. Ces dernières zones se trouvent essentiellement dans les régions les plus septentrionales du territoire d'étude. La zone G6, subdivisée en trois sections (sud-est du lac Mistassini, portion sud du nord du lac Saint-Jean et centre de la Moyenne et Basse-Côte-Nord) et la zone G7, constituée de quelques unités de paysage isolées, se caractérisent par des cycles intermédiaires. Il en est de même pour la zone G8, subdivisée en trois sous-sections (sud-ouest du lac Mistassini, nord du lac Saint-Jean et nord de la Haute et de la Moyenne-Côte-Nord). Les deux dernières zones (G9 et G10), généralement situées plus au sud et n'ayant subi que peu de feux entre 1972 et 2009, présentent des cycles longs. Dans la mesure où, pour quelques unités de paysage, la base de données ne contient aucun feu pour la période 1972-2009, il a été impossible d'en estimer les cycles de feu (en gris sur la carte 10). Leur cycle est ainsi qualifié de très long.

[9] Le cycle de feu est présenté pour les fins d'illustration car cette terminologie est souvent utilisée dans la littérature. Plus le cycle de feu est court, plus le taux de brûlage est élevé. En outre, les valeurs de cycle présentées ne le sont qu'à titre indicatif pour faciliter la comparaison entre les différentes zones trouvées. Ainsi, les valeurs de cycle très long présentées pour quelques zones témoignent de faibles taux de brûlage observés dans ces territoires au cours des 38 années d'observation. Ces cycles ont un grand degré d'incertitude comme l'indiquent les écarts des percentiles 2,5 et 97,5 de la distribution. La méthode utilisée pour les calculs, avec les taux de brûlage et leur distribution, tient compte de ces incertitudes.

4.2.2 Âge moyen où les peuplements dépassent le double seuil de productivité

Le temps requis pour franchir le double seuil de productivité représente en fait le temps d'exposition face au risque de feu. Sur la carte 11 (page 95), on note un allongement de ce temps du sud vers le nord. Dans le sud du territoire, notamment (en bleu et vert), les forêts mettent, en moyenne, 50 à 80 ans pour franchir le double seuil de productivité. On note ensuite un changement plus abrupt sur une mince bande discontinue de forêt, avec des valeurs de 80 à 90 ans. Une grande partie du territoire (en orangé) a, quant à elle, un temps moyen de 90 à 100 ans. Enfin, dans le secteur centre-nord, les valeurs excèdent 100 ans en moyenne. On notera finalement que les temps requis pour franchir le double seuil par district sont généralement inférieurs de 10 à 20 ans à l'âge d'exploitabilité absolu moyen des districts (tableaux 22 et 23, pages 58 et 59). En d'autres termes, en situation d'aménagement, en visant la récolte à l'âge d'exploitabilité absolu, la vulnérabilité serait encore plus grande car le temps d'exposition face au risque de feu serait allongé d'autant.

4.2.3 Analyse de sensibilité

La carte 12 (page 97) présente une analyse de la sensibilité relative aux seuils choisis. Les valeurs présentées indiquent la probabilité de survie minimale pour franchir le seuil établi de productivité (soit plus de 20 % de superficie calculée selon la productivité potentielle, ou encore le huitième décile de la distribution cumulée des taux de survie). En vert foncé, on franchit ce seuil avec des peuplements qui ont une probabilité de survie supérieure à 88 %. En jaune pâle, la probabilité diminue à des valeurs entre 55 et 66 % pour franchir le seuil de productivité, et ainsi de suite.

Pour ce qui est des districts peu vulnérables au feu (en vert) dans cette analyse de sensibilité, on note des zones au sud-ouest du lac Mistassini, au pourtour est du réservoir Manicouagan, de même que dans la portion nord de la Moyenne et de la Basse-Côte-Nord, là où la probabilité de franchir le seuil de probabilité est supérieure à 66 %. Ainsi, si on décidait d'être encore plus sévère (soit se restreindre aux districts qui ont plus de 77 % de chances d'y parvenir), ces zones seraient éliminées du territoire jugé faiblement à risque. En outre, il semble difficile de faire varier le seuil en deçà de deux chances sur trois de survie, considérant que les valeurs des seuils sont déjà relativement peu sévères.

Du côté des districts à risque élevé de ne pas franchir le seuil de productivité (les districts rouges de la carte 12 (page 97), c'est-à-dire moins d'une chance sur trois d'y parvenir) on note que, de manière générale, ils sont bordés de quelques districts dans la classe de 33 à 44 % (en jaune orangé), notamment à l'ouest du lac Mistassini et autour des Montagnes Blanches. Compte tenu du fait que peu de districts changeraient de statut s'il était décidé d'avoir une approche plus sévère dans l'établissement des seuils, on a considéré que les seuils choisis sont assez robustes pour faire partie de l'analyse finale (< 33 %, 33 à 66 % et > 66 %).

La carte 12 présente une analyse de la sensibilité des districts à franchir le seuil de productivité en fonction des taux de survie attendus vis-à-vis de leur taux de brûlage, dans le cas où les chances de brûler sont constantes dans le temps. La carte 13 (page 99) présente, quant à elle, les résultats dans le cas où les chances de brûler sont variables dans le temps. On note d'abord, de façon générale, qu'avec des chances de brûler constantes dans le temps, le résultat est plus sévère que lorsque les chances de brûler varient selon l'âge des peuplements. Il en est ainsi dans la portion sud, et ce, pour toutes les classes où les probabilités sont supérieures à 33 %. Par contre, dans les classes où la probabilité minimale est inférieure à 33 %, on note que le résultat est plus sévère lorsque les chances de brûler sont variables avec l'âge du peuplement. Par contre, ceci ne change presque rien lorsqu'on applique les seuils choisis (cartes 14 et 15, pages 101 et 103), à l'exception de deux districts dans la zone nord-ouest, classés comme potentiellement productifs et vulnérables au feu.

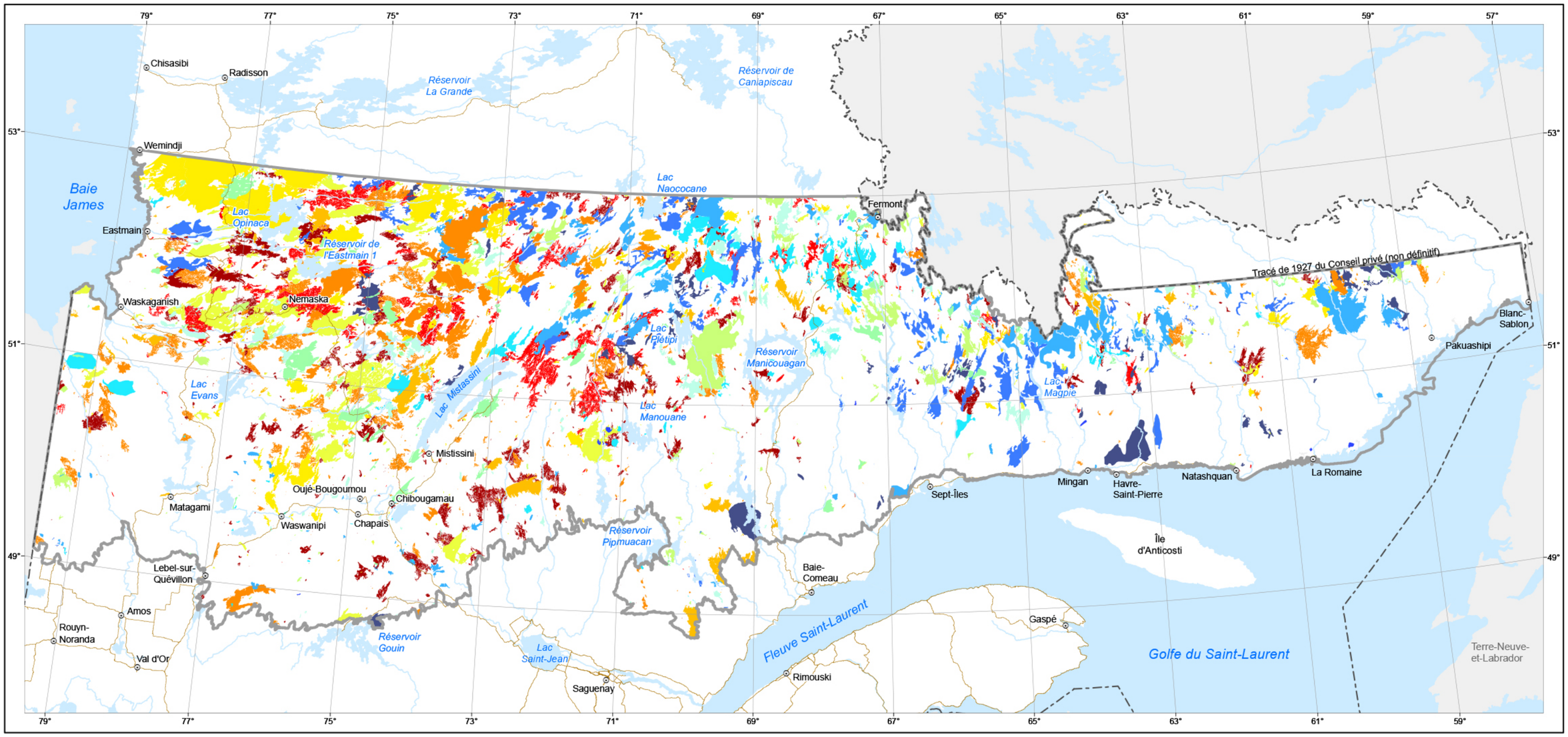
Conséquemment à ces résultats robustes, les analyses finales ont été réalisées avec l'approche constante dans le temps.

4.2.4 Niveaux de contraintes liées à la vulnérabilité face au risque de feu

Sur la carte 14, on observe d'abord deux portions de territoire en noir (ouest et nord-est) correspondant à des zones de milieux physiques très contraignants, ou encore, n'ayant pas atteint le seuil de productivité (même sans tenir compte des feux; voir les sections précédentes). De façon générale, cette carte montre une transition des districts peu vulnérables au feu vers ceux qui présentent un risque élevé de ne pas franchir les seuils de productivité lorsque l'on tient compte du risque de feu du sud vers le nord. Ces transitions sont particulièrement abruptes dans l'ouest du territoire, tandis qu'une zone de transition plus graduelle se dessine au sud de la latitude 51° Nord, à l'ouest du lac Mistassini et dans les portions nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean, de la Haute-Côte-Nord et de la Moyenne-Côte-Nord (en jaune). Au sud, les forêts font à la fois face à des taux de brûlage plus faibles, tout en ayant une meilleure croissance, ce qui les rend peu vulnérables au feu. Il faut noter toutefois que, dans une certaine mesure, même ces peuplements sont susceptibles de ne pas atteindre les seuils de productivité (pour plus de détails, voir l'analyse de sensibilité sur la productivité et le feu présentée précédemment). On notera, par exemple, que la ceinture jaune à l'ouest du lac Mistassini se trouve dans un territoire où le cycle de feu est court (182 ans) et où la productivité ne compense pas vraiment pour ce risque. Ainsi, les peuplements de ces districts ont autant de chances de franchir le seuil de productivité que de ne pas y parvenir. Dans la portion rouge du territoire, les résultats s'expliquent notamment par un taux de brûlage relativement élevé combiné à un temps d'exposition des peuplements à ce risque qui les rend très vulnérables au feu.

Carte 9

Feux de 1940 à 2009 dans le territoire d'étude



Année de feu

- 1940 à 1944
- 1945 à1949
- 1950 à 1954
- 1955 à 1959
- 1960 à 1964
- 1965 à 1969
- 1970 à 1974
- 1975 à 1979
- 1980 à 1984
- 1985 à 1989
- 1990 à 1994
- 1995 à 1999
- 2000 à 2004
- 2005 à 2009

Limite

Territoire d'étude

Réseau routier

Route principale

Frontières

Interprovinciale

Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46° et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Feux	MRNF	2011

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

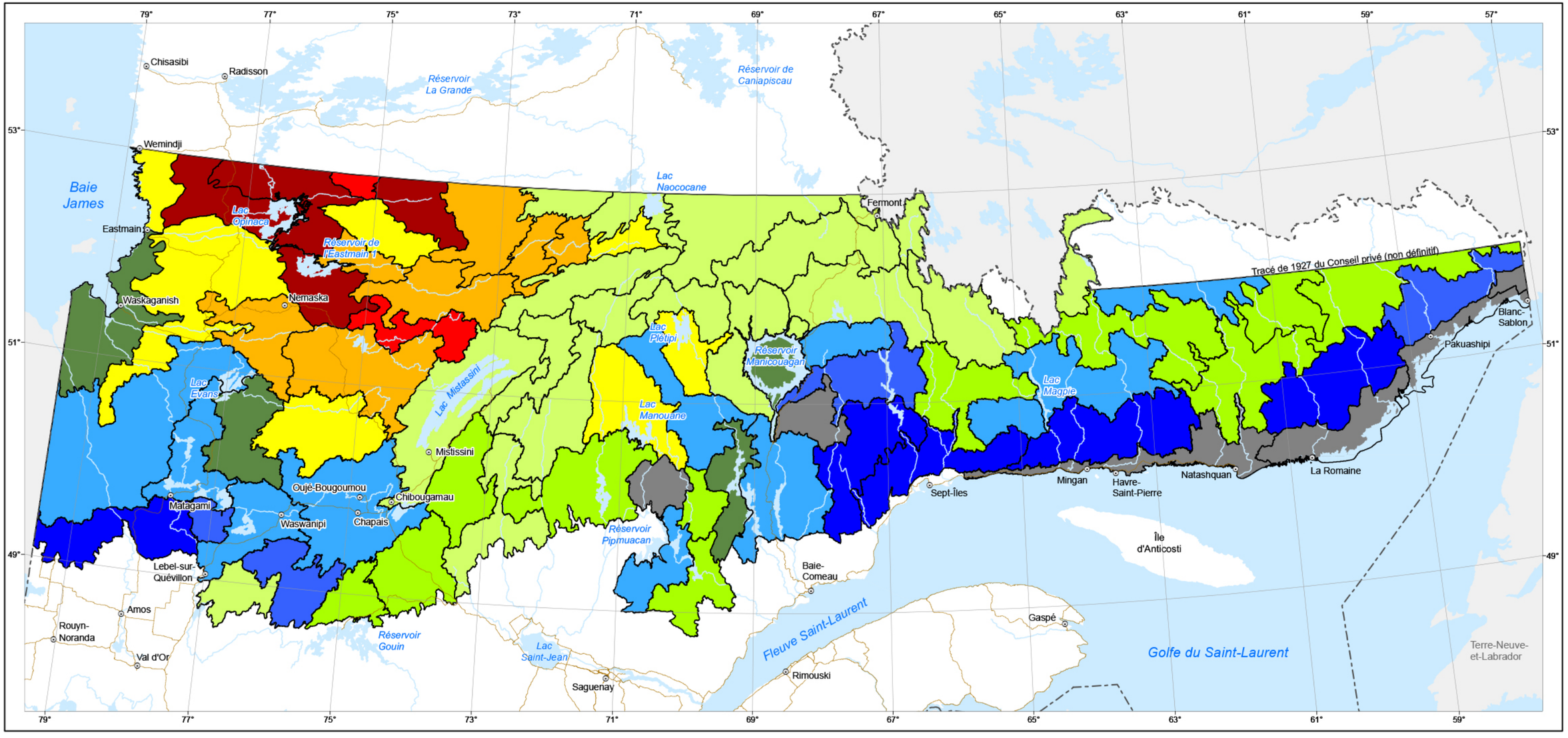
Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 10
Cycle de feu des unités de paysage regroupées pour la période 1972-2009



Zone, cycle de feu moyen et percentile de la distribution (2,5-97,5) en années

G1	44 (34-61)	très court
G2	59 (46-81)	très court
G3	67 (57-82)	très court
G4	94 (85-105)	court
G5	183 (155-221)	court
G6	272 (239-312)	intermédiaire
G7	395 (343-463)	intermédiaire
G8	712 (636-816)	intermédiaire
G9	1668 (1286-2380)	long
G10	8167 (5904-12990)	long
	Cycle non calculé	

Limite

Unité de paysage régional

Réseau routier

Route principale

Frontières

Interprovinciale

Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46° et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

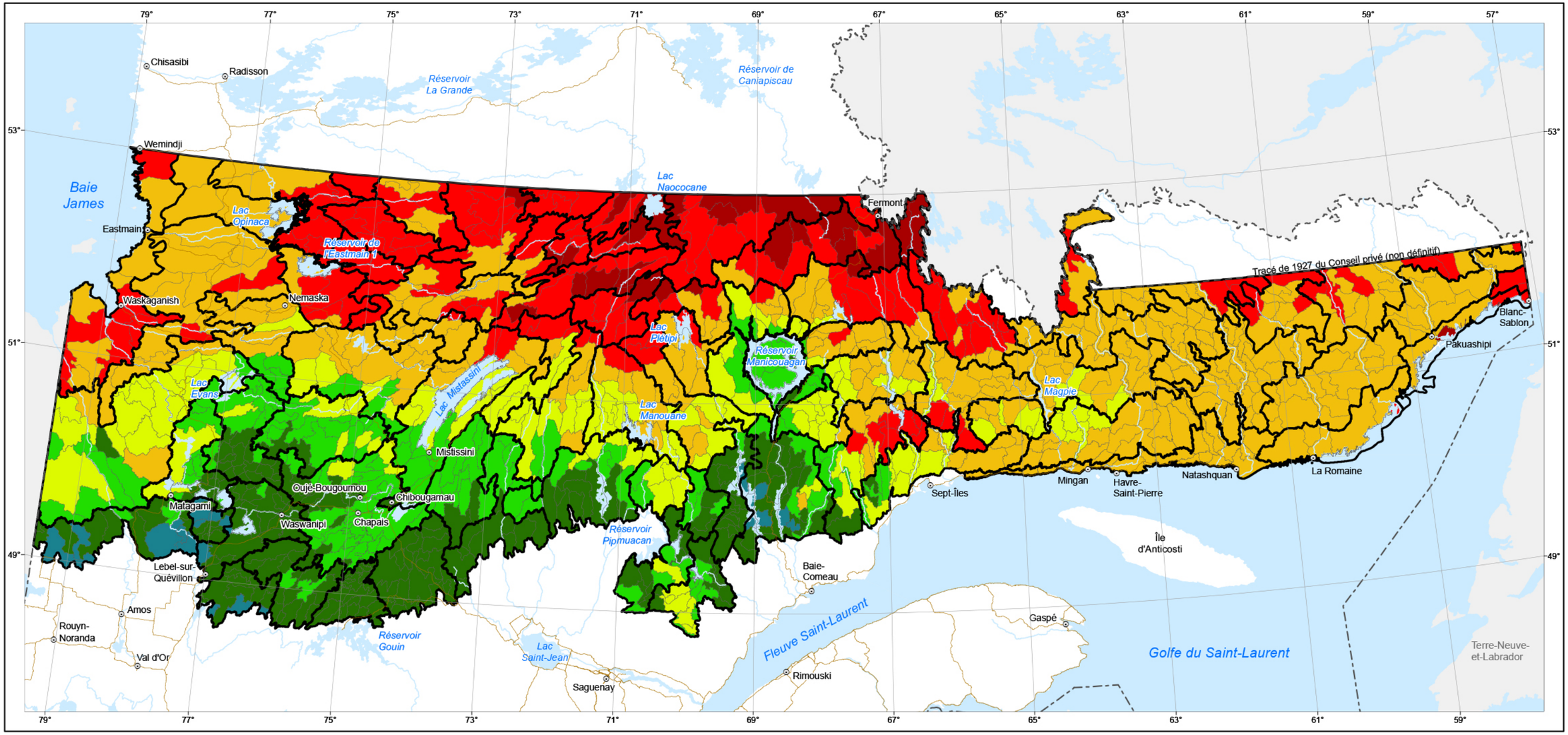
Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

0 50 100 150 km

© Gouvernement du Québec, 2013

Ressources naturelles Québec

Carte 11
Âge moyen par district pour atteindre le double seuil de productivité (productif potentiel)



Âge moyen par district (ans)

- 120
- 110
- 100
- 90
- 80
- 70
- 60
- < 50

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46° et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

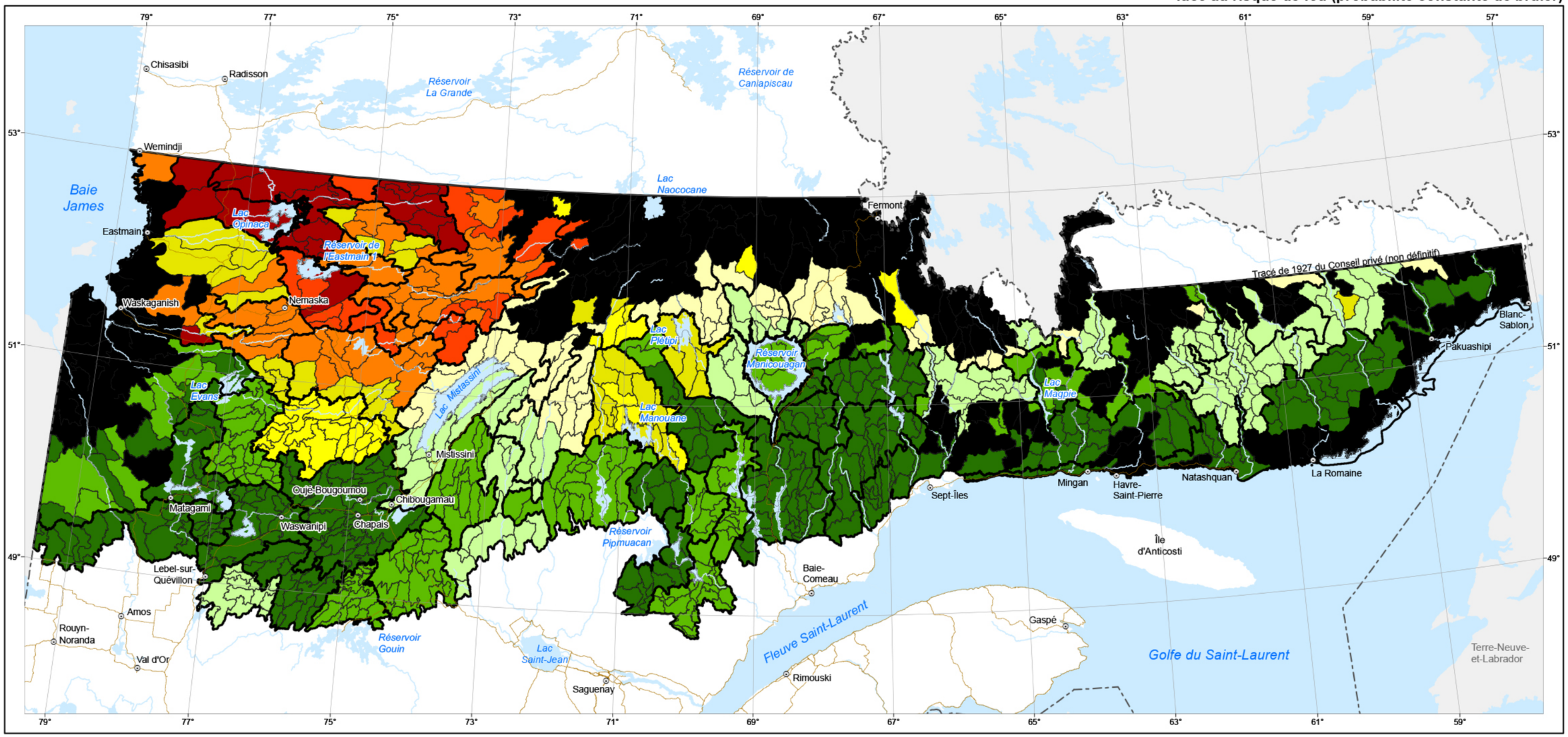
© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 12

Analyse de sensibitlité sur les seuils de la vulnérabilité face au risque de feu (probabilité constante de brûler)



Classe de probabilité minimale de franchir le seuil de productivité pour cumuler au moins 20 % de la superficie en peuplements productifs potentiels (%)

- 0 à 11
- 11 à 22
- 22 à 33
- 33 à 44
- 44 à 55
- 55 à 66
- 66 à 77
- 77 à 88
- 88 à 100
- Districts non représentés car ils ne respectent pas au moins un des critères précédents

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec — Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46° et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

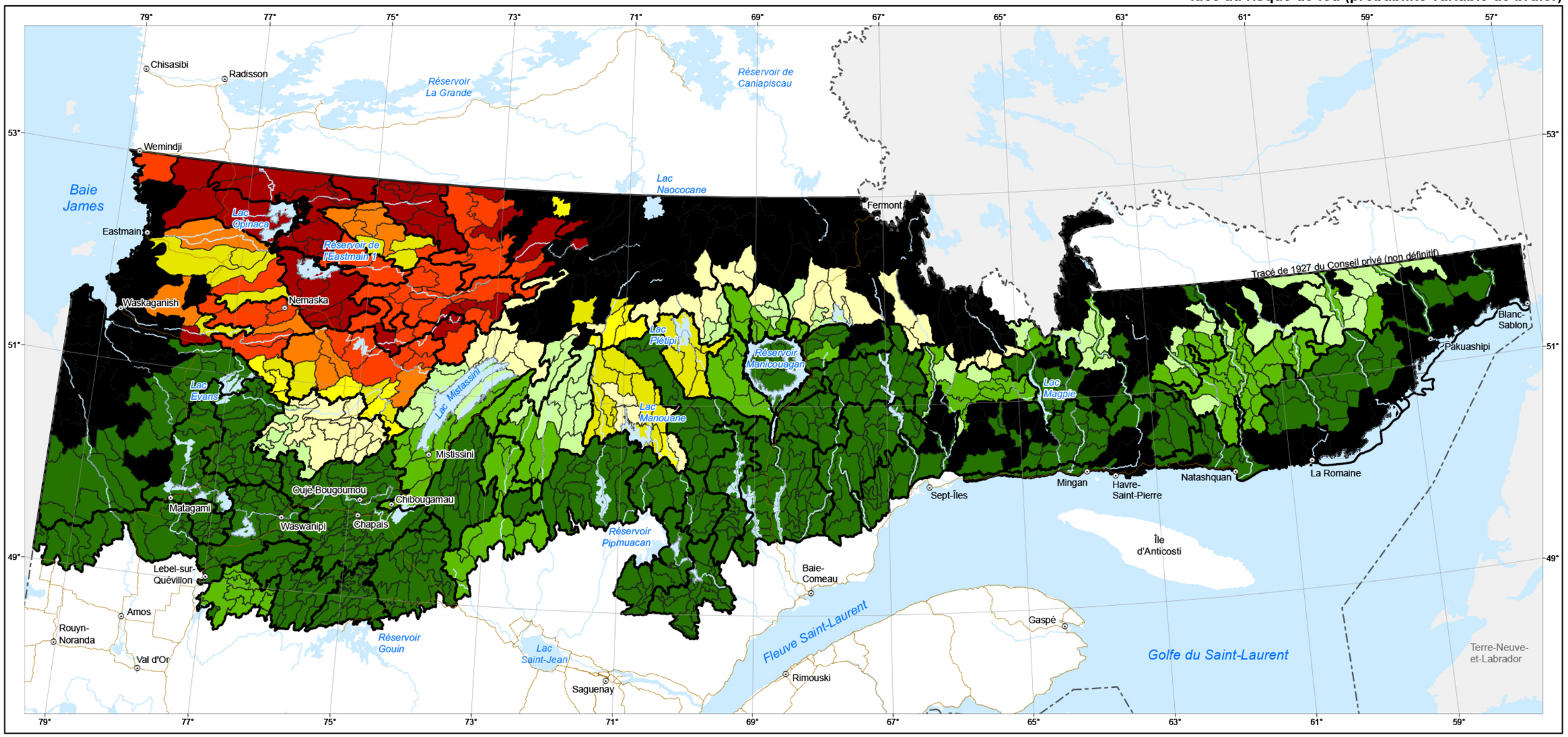
© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles et Faune
Québec

Carte 13

Analyse de sensibitlité sur les seuils de la vulnérabilité face au risque de feu (probabilité variable de brûler)



Classe de probabilité minimale de franchir le seuil de productivité pour cumuler au moins 20 % de la superficie en peuplements productifs potentiels (%)

- 0 à 11
- 11 à 22
- 22 à 33
- 33 à 44
- 44 à 55
- 55 à 66
- 66 à 77
- 77 à 88
- 88 à 100
- Districts non représentés car ils ne respectent pas au moins un des critères précédents

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46e et 60e)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

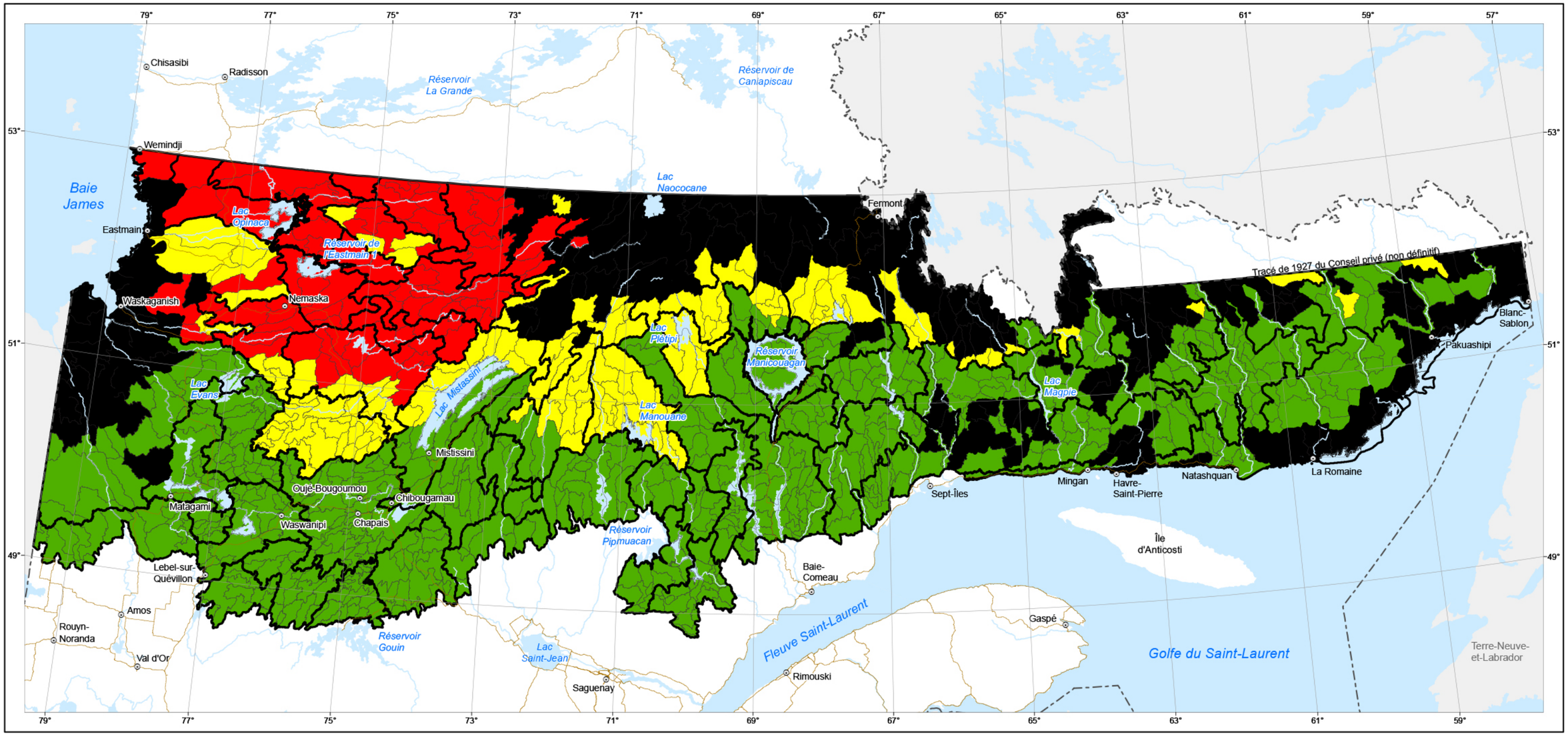
© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 14

Productivité potentielle face au risque de feu (probabilité constante de brûler)



Productivité potentielle face au risque de feu

- District potentiellement productif à risque très élevé de ne pas atteindre les seuils de productivité (vulnérable au feu)
- District potentiellement productif mais vulnérable au feu
- District potentiellement productif peu à moyennement vulnérable au feu
- Districts non représentés car ils ne respectent pas au moins un des critères précédents

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46° et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

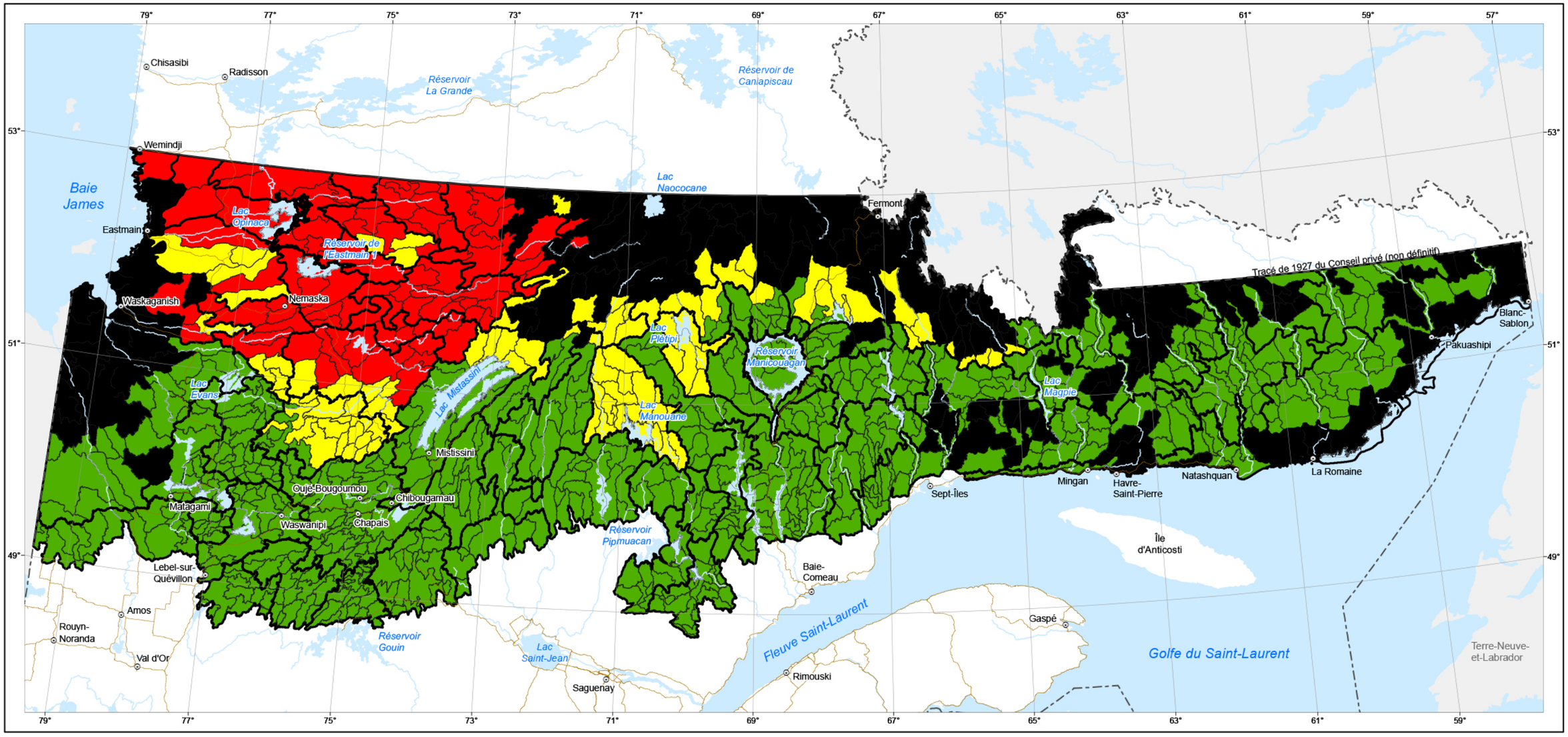
© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 15

Productivité potentielle face au risque de feu (probabilité variable de brûler)



Productivité potentielle face au risque de feu

- District potentiellement productif à risque très élevé de ne pas atteindre les seuils de productivité (vulnérable au feu)
- District potentiellement productif mais vulnérable au feu
- District potentiellement productif peu à moyennement vulnérable au feu
- Districts non représentés car ils ne respectent pas au moins un des critères précédents

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46° et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

5 Biodiversité : description du critère et des indicateurs, justification des seuils, méthode retenue et résultats détaillés

(par Louis Imbeau, Martin-Hugues St-Laurent, Lothar Marzell, Michel Campagna et Vincent Brodeur)

Le maintien de la biodiversité est l'un des six critères de l'aménagement durable des forêts. Il vise essentiellement à éviter toute forme d'appauvrissement biologique à la suite des activités humaines (MRN, 1996). Inscrite à la Loi sur les forêts depuis 1996, la stratégie retenue par le MRN pour respecter ce critère consiste à maintenir dans le temps et l'espace une variété d'écosystèmes couvrant toute la gamme d'habitats des espèces de façon à constituer un filtre brut permettant de « retenir » la majorité des espèces présentes sur un territoire donné.

Dans le contexte spécifique du mandat de révision de la limite nordique des forêts attribuables, l'approche du filtre fin est utilisée pour compléter celle du filtre brut, et ce, uniquement dans des cas spécifiques où les activités associées à l'aménagement forestier sont clairement identifiées comme l'une des causes principales responsables du déclin d'une espèce légalement désignée menacée ou vulnérable.

En forêt boréale et dans le secteur actuel du territoire d'étude, mentionnons que de telles actions sont actuellement déjà nécessaires pour assurer le maintien du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*), en raison de sa faible tolérance aux effets cumulatifs des perturbations naturelles et anthropiques à l'échelle de son domaine vital (Environnement Canada, 2011; Festa-Bianchet *et al*., 2011).

5.1 Méthodologie

Tout comme dans le précédent rapport sur la limite nordique des forêts attribuables (MRN, 2000), le présent comité scientifique recommande le maintien, en tout temps, sur l'ensemble d'une unité d'aménagement, d'un seuil minimum de superficie terrestre en peuplements suffisamment denses et hauts. Les raisons invoquées pour maintenir un seuil minimum de ces types de peuplements se regroupent en deux grandes catégories :

1) L'écosystème arborescent présente des caractéristiques de structure et de composition radicalement différentes des écosystèmes environnants et leur rareté relative peut constituer un facteur limitant important pour le développement de plusieurs espèces. De ce fait, cet écosystème joue un rôle clé dans le maintien de la biodiversité nordique.
2) Le prélèvement d'arbres dans un milieu où l'écosystème arborescent dense et haut est rare pose aussi le problème de la fragmentation des forêts résiduelles.

La spécificité de certaines espèces aux habitats denses et hauts et le risque de perte de biodiversité liée aux effets de fragmentation de ces forêts suite à la récolte sont les principaux arguments invoqués pour justifier le maintien d'un seuil minimum de peuplements suffisamment denses et hauts en tant qu'indicateur de biodiversité dans le processus de délimitation d'une limite nordique des forêts attribuables. L'ensemble des districts écologiques du territoire d'étude devra donc faire l'objet d'une classification dont le processus logique est détaillé dans le rapport principal (figure 7).

Le processus proposé se base sur une revue de la littérature scientifique récente, et les sections suivantes visent à documenter et à justifier chaque indicateur et seuil retenus.

5.1.1 Spécificité de certaines espèces aux habitats denses et hauts

5.1.1.1 Oiseaux forestiers

Les oiseaux forestiers, de par leur diversité en espèces et leur facilité d'inventaire, ont souvent

été utilisés dans les études visant à caractériser les modifications d'abondance à l'échelle des espèces individuelles ou des assemblages d'espèces en fonction des patrons de succession ou de développement des peuplements forestiers. Au cours des dernières années, au moins quatre études sur ce sujet ont été publiées dans le domaine de la pessière à mousses, tant au nord (Crête *et al.*, 1995) qu'au sud de la limite nordique des forêts attribuables adoptée en 2002 (Imbeau *et al.*, 1999; Drapeau *et al.*, 2003; Lowe *et al.*, 2011).

Les seuls travaux entrepris au nord de la limite nordique de 2002 sur les communautés d'oiseaux sont ceux de Crête *et al.* (1995). L'étude réalisée dans le secteur de La Grande-3 comportait quatre stades successoraux : les brûlis récents (hauteur de la futaie avant le feu = 10 m), les arbustaies (5 m), les jeunes forêts (10 m) et les forêts matures (13 m). Pour les passereaux, le degré d'ouverture des peuplements forestiers, plus que leur âge après feu, semblait expliquer les variations de composition spécifique. Certaines espèces, telles le roitelet à couronne rubis (*Regulus calendula*), la mésange à tête brune (*Poecile hudsonicus*) et le durbec des sapins (*Pinicola enucleator*) étaient confinées (ou significativement plus abondantes) dans les forêts fermées de plus de 5 m de hauteur. Les auteurs concluent que le feu, en perturbant le milieu, crée une mosaïque de peuplements d'âges variés, ce qui contribue à maintenir la diversité faunique régionale dans le nord de la forêt boréale.

Une étude menée au Saguenay–Lac-Saint-Jean sur la faune aviaire de la pessière noire avait pour objectif de comparer les assemblages d'espèces d'oiseaux forestiers trouvés dans des stades de régénération après coupe et après feu (Imbeau *et al.*, 1999). La richesse en espèces ne différait pas entre les divers stades de développement; par contre, l'abondance des oiseaux était plus élevée dans les coupes récentes. Les zones récemment perturbées étaient caractérisées par des assemblages d'espèces associées aux milieux ouverts et dominés par les migrateurs néotropicaux qui atteignaient leur plus forte abondance dans des coupes récentes. Cependant, les peuplements récoltés se distinguaient des peuplements ayant brûlé par l'absence d'espèces nichant dans des cavités. Le rétablissement graduel d'assemblages d'espèces forestières fut observé dès que les épinettes en régénération eurent atteint le stade de l'arbustaie (hauteur ≥ 2 m). Cependant, le pic à dos noir (*Picoides arcticus*), le pic à dos rayé (*Picoides dorsalis*) et le grimpereau brun (*Certhia americana*) étaient restreints aux forêts matures (hauteur ≥ 11 m) ou aux brûlis non récupérés. Selon ces auteurs, ces trois espèces seraient donc les plus susceptibles d'être négativement affectées par l'aménagement forestier actuel, qui implique la récupération des bois brûlés et des temps de révolution relativement courts par rapport à la longévité des peuplements forestiers (Imbeau *et al.*, 2001). Une des conclusions de cette étude était que la rétention de forêts matures de grande superficie serait essentielle au maintien de ces espèces dans les zones aménagées. À la limite nordique des forêts attribuables, on peut présumer que les forêts fermées, avec des arbres d'une hauteur minimale de 7 m, regroupent les habitats où les probabilités de trouver ces espèces nichant dans des cavités sont les meilleures.

Dans un article sur les forêts âgées en Abitibi, Drapeau *et al.* (2003) ont montré que sur leur aire d'étude la composition des assemblages d'oiseaux changeait de façon importante entre les premiers stades de vieillissement des forêts et les plus vieilles forêts d'épinettes noires. Ce changement est étroitement associé aux modifications de structure (hauteur et recouvrement du couvert forestier) que connaissent ces forêts au cours de leur vieillissement, ainsi qu'au contexte du paysage. La fermeture du couvert forestier des peuplements âgés de 100 à 120 ans est favorable aux espèces typiquement inféodées aux forêts fermées, comme la grive à dos olive (*Catharus ustulatus*), le roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*) et la paruline à poitrine baie (*Setophaga castanea*). De plus, la maturation de la forêt (accroissement du diamètre des arbres) et la mortalité graduelle des arbres de la première cohorte offrent des conditions d'habitat adéquates aux espèces qui s'alimentent sur le bois sénescent et récemment mort telles que le grimpereau brun et

la sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*), qui atteignent leur abondance maximale dans les paysages dominés par des forêts qui en sont au stade initial de vieillissement. Ces espèces ne sont plus présentes ou deviennent faiblement abondantes dans les forêts les plus vieilles (> 200 ans), ayant une structure plus ouverte. Bien que rares, les pics, qui sont les principaux excavateurs de cavités dans cet écosystème, occupent une position écologique importante dans les vieilles forêts d'épinettes noires. Dans la portion du gradient d'âge traité dans cette étude, ce sont cependant les forêts de 100 à 120 ans (et non les forêts de plus de 200 ans) qui étaient les plus utilisées par ces espèces d'oiseaux. L'ouverture de la voûte des plus vieilles forêts offre des conditions propices d'habitat à plusieurs espèces de milieux ouverts, comme la paruline à couronne rousse (*Setophaga palmarum*) et la paruline masquée (*Geothlypis trichas*) ainsi qu'aux espèces forestières tolérantes aux ouvertures comme la paruline à croupion jaune (*Setophaga coronata*) et le mésangeai du Canada (Perisoreus canadensis).

Par ailleurs, les forêts âgées sont dynamiques et le processus de vieillissement se traduit par la mise en place d'une variabilité structurale des peuplements à laquelle les assemblages d'oiseaux sont étroitement associés. La complexité accrue de la structure du couvert forestier dans les vieilles forêts se traduit par l'accroissement de la richesse en espèces, notamment des espèces associées à la matière ligneuse morte. Toutefois, en Abitibi, ce point chaud de diversité aviaire est concentré dans les premiers stades de vieillissement. Or, ce sont également ces forêts qui sont fortement récoltées par l'industrie, leur volume étant au-delà de 50 m^3/ha; les forêts les plus vieilles (> 200 ans) étant trop ouvertes et comptant une densité d'arbres trop faible pour être récoltées. Dans ces circonstances, les plus vieilles forêts ne peuvent servir d'habitat alternatif pour les espèces associées aux forêts qui dépassent l'âge d'exploitabilité (Drapeau *et al.*, 2002). Dans l'ensemble, ces résultats pointent les mêmes espèces qu'Imbeau *et al.* (1999) ont identifié pour la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean comme étant préoccupantes par rapport à la transformation des mosaïques forestières par l'aménagement équienne des forêts d'épinettes noires.

Sur le territoire de la Côte-Nord, au sud de la limite nordique adoptée en 2002, des travaux portant spécifiquement sur les espèces utilisatrices de cavités ont également été réalisées dans une chronoséquence du sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'Est (Lowe *et al.*, 2011). Au cours de ces travaux, les auteurs ont constaté que les arbres porteurs de cavités sont surtout ceux de plus de 20 cm de diamètre à hauteur de poitrine, trouvés dans les forêts post-perturbation de moins de 50 ans, ou dans des forêts âgées de plus de 150 ans. Bien que les utilisateurs de cavités soient présents dans toutes les strates d'âge, les espèces ne pouvant excaver leurs propres cavités (utilisateurs secondaires) se sont révélées généralement plus abondantes dans des forêts de plus de 100 ans. Il appert donc que la récolte des forêts denses et fermées à la limite nord des forêts attribuables serait susceptible d'affecter la disponibilité en habitats de ce cortège d'espèces peu associées aux forêts plus jeunes ou plus ouvertes.

5.1.1.2 Mammifères

L'étude des patrons successionnels précédemment citée de Crête *et al.* (1995) s'est aussi attardée aux communautés de mammifères, sur les mêmes sites que pour l'échantillonnage des oiseaux forestiers. La souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*), l'orignal (*Alces alces*) et l'ours noir (*Ursus americanus*) étaient plus communs en début de succession, alors que le campagnol à dos roux de Gapper (*Myodes gapperi*) et le caribou forestier étaient plus typiques de la fin de la succession. Cette étude révèle donc, encore une fois, que certaines espèces sont associées aux peuplements denses et hauts.

Afin de décrire le type de mosaïque forestière adéquat pour la martre d'Amérique (*Martes americana*) suite à des coupes totales, Potvin *et al.* (2000) ont étudié la sélection d'habitats de cette espèce en Abitibi, dans un territoire de 123 km^2 dominé par l'épinette noire. Le secteur d'étude

était composé à 60 % de coupes récentes, incluant les séparateurs et la forêt résiduelle à l'intérieur des coupes, selon un patron aggloméré typique suivant l'application des normes en vigueur au Québec, et entouré de peuplements matures. Sur une période de deux ans, 20 martres équipées d'émetteurs radio ont été suivies afin de documenter leurs domaines vitaux et les types de peuplements recherchés par l'espèce. Au cours de l'étude, les martres suivies ont significativement évité les parterres de coupes récentes ayant peu de régénération. À l'échelle des domaines vitaux, les martres préféraient les territoires ayant une plus forte proportion de forêt fermée et une plus faible proportion de coupes récentes comparativement aux territoires disponibles sur l'ensemble de l'aire d'étude. Bien que cette étude n'ait pas été réalisée à la limite nordique des forêts attribuables, on considère que l'association de la martre d'Amérique à des peuplements forestiers fermés en forêt boréale québécoise est une autre indication du rôle écologique important que les habitats forestiers denses et hauts peuvent jouer à ces latitudes nordiques. Une étude plus récente (Cheveau, 2010; Cheveau *et al.*, 2013) réalisée sur la même espèce en pessière nordique, dans le secteur de Waswanipi, confirme toutefois la validité de ces principaux résultats, ainsi qu'une certaine tolérance de l'espèce à la fragmentation des habitats.

Des travaux récents réalisés sur des caribous forestiers au Québec ont montré que cette espèce est associée aux forêts résineuses matures et postmatures, particulièrement en hiver (Courtois, 2003; Fortin *et al.*, 2008; Hins *et al.*, 2009). En effet, puisque les lichens terricoles constituent la diète principale hivernale des caribous forestiers (Kershaw, 1978), ceux-ci fréquentent principalement les milieux ouverts riches en lichens terricoles jusqu'à ce que les conditions de neige ne permettent plus le creusage de cratères d'alimentation (Vandal, 1985). Ils se déplacent ensuite vers des forêts plus denses et s'alimentent de lichens épiphytes (Courtois, 2003), particulièrement de *Bryoria* (Rominger *et al.*, 1996). De façon générale, les forêts matures sont de bons habitats pour le caribou forestier, car les risques de prédation y sont moins élevés et la biomasse en lichens épiphytes (notamment des genres *Bryoria* et *Alectoria*) y est généralement élevée (Fortin *et al.*, 2008). En pessière noire québécoise, les peuplements de 7 à 12 m de hauteur sont généralement de bons habitats à la fois pour les lichens terricoles et épiphytes (Lesmerises *et al.*, 2011). Dans le cadre de travaux menés par le comité scientifique (voir l'annexe 5), les peuplements de plus de 7 m de hauteur et dont la densité du couvert variait de 25 à 40 %, renfermaient les plus fortes biomasses en lichens épiphytes. Les lichens terricoles étaient davantage abondants dans les peuplements ouverts, de densité inférieure à 25 %.

Les caribous évitent généralement les milieux fragmentés par la coupe forestière. En présence de tels milieux, ils augmentent leurs déplacements, étendent la superficie de leurs domaines vitaux et diminuent leur fidélité aux domaines vitaux saisonniers (Faille *et al.*, 2010). Cependant, les caribous fréquentant des habitats perturbés par l'aménagement forestier démontrent tout de même une relative fidélité au site, suggérant une mauvaise adaptation comportementale à des milieux où le risque de prédation augmente (c'est-à-dire des pièges écologiques) (Faille *et al.*, 2010). Le taux de mortalité des caribous augmente lorsque leur domaine vital est entouré de milieux fragmentés, la stratégie d'évitement des prédateurs étant alors compromise. La perte et la fragmentation du couvert forestier mature, issues de l'aménagement forestier, modifient la sélection d'habitats du caribou aux échelles du domaine vital et de l'aire d'étude. En effet, les caribous sont forcés de fréquenter des habitats habituellement délaissés (par exemple, les coupes) en raison de leur étroite association avec les habitats préférentiels que sont les dénudés secs et les pessières matures (Hins *et al.*, 2009). La continuité d'habitats favorables semble donc nécessaire pour que le caribou puisse sélectionner des habitats répondant à ses besoins. Au-delà des parterres d'interventions forestières, il appert que le caribou évite fortement les routes et les infrastructures humaines établies dans les paysages aménagés

(Beauchesne, 2012), augmentant du même coup l'impact de l'empreinte humaine en forêt boréale (Dyer *et al.*, 2001, 2002; Leblond *et al.*, 2011). En effet, ces infrastructures induisent une augmentation du comportement de vigilance, une diminution de l'accès à des ressources alimentaires, ainsi qu'un accroissement du risque de rencontre avec des prédateurs (St-Laurent *et al.*, 2012).

D'une façon globale, les études réalisées à ce jour sur les oiseaux et les mammifères en forêt boréale québécoise sont considérées suffisantes pour justifier le maintien d'un seuil minimum de peuplements hauts et fermés dans les aires pouvant être attribuées à la récolte forestière. La récolte de la totalité ou de la quasi-totalité de ces peuplements dans une aire correspondant à l'échelle des districts écologiques risquerait de compromettre le maintien d'habitats essentiels à plusieurs espèces animales, ce qui irait à l'encontre du critère de maintien de la biodiversité, tel qu'énoncé par le MRN dans la Loi sur les forêts.

5.1.2 Sensibilité des espèces associées aux peuplements denses et hauts à la perte et la fragmentation de leur habitat

Au cours des dernières décennies, la perte et la fragmentation des habitats forestiers ont généré un important intérêt en biologie de la conservation. À court terme, toute récolte forestière constitue une perte nette d'habitats pour une espèce associée spécifiquement au milieu forestier dense et haut. Suite à la perte initiale d'habitats, les forêts résiduelles après coupe sont : 1) de moins grandes superficies; 2) plus isolées les unes des autres; et 3) constituées d'une plus grande proportion de forêt en lisière de milieux ouverts. Ces effets sont la résultante de la fragmentation du couvert forestier originel. Suite à une revue de littérature sur 35 études portant sur les effets de la perte d'habitats chez les oiseaux et les mammifères, Andrén (1994) concluait que la taille des populations animales décroissait de façon proportionnelle à la perte d'habitats jusqu'à un seuil où seulement de 10 à 30 % d'habitats favorables persistent dans un paysage donné. En deçà de ce seuil, les effets de la fragmentation des habitats s'ajoutent à ceux de la perte nette des habitats et les déclins sont plus prononcés que ceux prédits par la perte d'habitats à elle seule, ce qui peut notamment se traduire par la disparition d'espèces plus sensibles. L'auteur considérait donc que les préoccupations quant à la configuration spatiale des habitats résiduels avaient peu d'importance, en autant que la perte d'habitats ne surpassait pas ce seuil de 30 % d'habitats favorables à l'échelle du paysage. Plusieurs autres études subséquentes ont validé les effets non linéaires de la perte d'habitats sur les populations animales à certains seuils; on peut citer notamment les travaux de Fahrig (1997, 1998) qui conclut, grâce à des simulations spatialement explicites, que ces effets de fragmentation deviennent importants sous un seuil de 20 % d'habitats favorables, ou plus récemment Radford *et al.* (2005) qui observent un tel seuil à 10 % d'habitats résiduels pour des communautés d'oiseaux forestiers en Australie.

Ces effets sont particulièrement importants quand la perte des forêts est permanente, dans le cas d'une conversion de forêts en zone agricole, notamment. Quand la perte d'habitats est temporaire, comme dans le cas de la récolte forestière, les effets associés à la fragmentation seraient généralement beaucoup moins prononcés. En effet, en réanalysant les données de Andrén (1994), Mönkkönen et Reunanen (1999) ont été les premiers à démontrer que l'existence de seuils est beaucoup plus difficilement observable en milieu forestier qu'en milieu fragmenté par l'agriculture ou l'urbanisation. Des résultats confirmant la moins grande importance de la configuration comparativement à la qualité des habitats résiduels ont notamment été obtenus en pessière noire aménagée au nord du lac Saint-Jean chez les assemblages d'oiseaux et de petits mammifères (St-Laurent *et al.*, 2007). Par contre, à composition forestière équivalente, les attributs statiques du paysage (par exemple, les routes et cours d'eau) avaient un impact important sur les fluctuations d'abondance d'oiseaux évoluant en paysages forestiers aménagés (St-Laurent *et al.*, 2009). Dans le même secteur d'étude, des travaux

portant spécifiquement sur le pic à dos rayé n'ont pas pu mettre en évidence un effet additif de la fragmentation des habitats sur l'occurrence de cette espèce, bien que la perte d'habitats ait bel et bien un effet linéaire clairement observable (Imbeau et Desrochers, 2002). Toutefois, Mönkkönen et Reunanen (1999) soulignent que, dans une perspective d'aménagement, il faut se préoccuper de seuils d'habitats pour les espèces les plus sensibles à la fragmentation des habitats, et non à celui d'espèces « moyennes » obtenu à l'aide de méta-analyses. D'autres auteurs abondent également dans le même sens, c'est-à-dire que les seuils écologiques devraient être considérés comme des signaux d'alarme à éviter (Drapeau *et al.*, 2009; Villard et Jonsson, 2009). Il s'ensuit donc que dans certains cas, la présence d'une espèce rare ou menacée, affectée négativement par la fragmentation des habitats, pourrait mener à des normes d'intervention particulières bien avant l'atteinte d'un seuil de 10 à 30 % de forêts résiduelles à l'échelle du paysage. Par exemple, des effets non linéaires sont notables au plan de la sélection d'habitats du caribou forestier dès que son domaine vital chute sous le seuil de 80 à 70 % d'habitats non perturbés (Courtois, 2003; Faille *et al.*, 2010). En se basant sur des données disponibles à une échelle pancanadienne, Environnement Canada (2011) a récemment établi que le seuil minimal d'habitats non affectés par des perturbations naturelles ou anthropiques pour assurer le maintien des hardes de caribous forestiers doit se situer au-delà de 65 %. En deçà de ce seuil, les hardes étudiées ont des taux de recrutement trop faibles pour permettre leur persistance. D'autres auteurs recommandent également des cibles d'aménagement relativement élevées, de l'ordre de 40 % de l'habitat d'origine, afin de protéger les espèces plus sensibles et d'embrasser l'incertitude liée aux seuils (Rompré *et al.*, 2010).

5.1.3 Indicateurs et seuils de biodiversité retenus

En tenant compte des travaux répertoriés dans les sections précédentes, il apparaît essentiel que pour assurer le maintien de la biodiversité, l'on doive établir un indicateur tenant compte de la disponibilité minimale de peuplements denses et hauts à l'échelle du paysage. L'indicateur retenu dans le précédent rapport sur la limite nordique des forêts attribuables (MRN, 2000), soit la proportion des peuplements de densité supérieure à 40 % et de hauteur supérieure à 7 m par rapport à la superficie terrestre, semble adéquat compte tenu des études effectuées en pessière noire à mousses. En effet, ces peuplements, qui seraient prioritairement visés par la récolte forestière, jouent un rôle important dans le maintien de la biodiversité nordique, tant chez les communautés d'oiseaux que de mammifères, ce qui est vraisemblablement aussi le cas pour d'autres taxons pour lesquels peu d'informations sont disponibles à l'heure actuelle. Par conséquent, il apparaît important qu'une proportion de ceux-ci fasse l'objet d'une protection particulière. Puisque l'attribution d'un territoire accroîtrait la perte et la fragmentation naturellement observées de peuplements denses et hauts, ceux-ci doivent donc présenter une superficie initiale supérieure aux seuils critiques d'habitats généralement reconnus. En plus de cet indicateur minimal de quantité d'habitats à l'échelle des districts écologiques, le comité scientifique propose également un indicateur de risque se rapportant spécifiquement au niveau de fragmentation des habitats denses et hauts à l'intérieur de ceux-ci. Finalement, afin de tenir compte des besoins spécifiques du caribou forestier, la dernière phase vise l'application d'un filtre fin à l'échelle des unités de paysage où la quantité d'habitats exempts de perturbations naturelles est quantifiée de façon indépendante et cumulative aux autres perturbations anthropiques.

5.1.3.1 Seuil retenu quant à la quantité minimale d'habitats denses et hauts

En tenant compte de la littérature scientifique disponible, il apparaît prudent de respecter, au minimum, un premier seuil se situant entre 10 et 30 % d'habitats denses et hauts à l'échelle du paysage pour éviter de créer des effets négatifs liés à la fragmentation des habitats forestiers

résiduels (filtre brut permettant le maintien de la majorité des espèces associées aux habitats denses et hauts). En forêt attribuée, le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'état (RNI), en vigueur depuis 1996, prévoit à l'article 80 que « la superficie forestière productive d'une unité territoriale de référence où la récolte d'arbres est réalisée doit toujours être constituée de peuplements d'arbres, feuillus, mélangés ou résineux de plus de 7 m de hauteur sur au moins 30 % de cette superficie ». En supposant que la totalité des sites terrestres d'un paysage donné soit productive, ce seuil correspond au mieux à la borne supérieure du seuil de passage de 10 à 30 % identifié dans la littérature scientifique. Or, il est probable que la diminution de forêts denses et hautes, à l'approche de la limite nordique adoptée en 2002, s'accompagne d'une décroissance de la proportion de superficie productive. De plus, il faut préciser que ce ne sont pas tous les peuplements de 7 m de hauteur et plus qui constituent des habitats favorables pour les espèces préoccupantes en forêt boréale. Par exemple, les peuplements feuillus et mélangés et les résineux jeunes, même s'ils atteignent 7 m de hauteur, ne sont habituellement pas propices au caribou forestier (Hins *et al.*, 2009; Lesmerises, 2011). Malgré les lacunes mentionnées, cette réglementation assure ainsi, en tout temps, que la majorité des espèces associées aux forêts denses et hautes ne se trouvent pas dans une situation où la fragmentation créée par la récolte accentue les effets directs liés à la perte des habitats forestiers. Dans le précédent rapport sur la limite nordique des forêts attribuables (MRN, 2000), le seuil retenu pour fixer la limite nordique sur la base du critère de la biodiversité a été fixé à 20 % de la superficie terrestre en peuplements denses et hauts, de façon à pouvoir maintenir en tout temps, même après intervention, un véritable seuil minimal de 15 % en peuplements denses et hauts.

Suite à la revue des connaissances présentées, l'application d'un seuil de 20 % en peuplements denses et hauts à la superficie terrestre plutôt qu'à la superficie productive nous apparaît toujours nécessaire en raison du fait que les seuils retenus dans la littérature scientifique s'appliquent à l'échelle du paysage et non sur une superficie qualifiée de productive. Ce seuil éliminatoire retenu pour des fins de maintien de la biodiversité (20 %) se trouve toutefois au centre de l'étendue de valeurs (10 à 30 %) où on peut s'attendre à ce que certaines espèces réagissent non seulement à la perte des habitats denses et hauts, mais aussi au niveau de fragmentation de ceux-ci. Ce seuil apparaît cependant justifiable en raison du fait que les effets de fragmentation des habitats sont généralement moins prononcés dans un contexte où le paysage demeure forestier (Mönkkönen et Reunanen, 1999).

Le territoire d'étude à l'état actuel est parfois composé de jeunes peuplements de moins de 7 m de hauteur issus d'activités de récolte. Puisque ce portrait actuel du territoire d'étude ne correspond pas à son portrait avant perturbations anthropiques, il a été assumé que les peuplements de moins de 7 m de hauteur issus d'activités de récolte étaient, à l'origine, des peuplements denses et hauts. Cette procédure a été rendue nécessaire pour pouvoir comparer sur de mêmes bases les districts actuellement situés de part et d'autre de la limite nordique de 2002. Les districts qui comptent moins de 20 % de la superficie terrestre occupée par des habitats denses et hauts, et ce, même en tenant compte des superficies récoltées récemment et considérées comme pouvant supporter des peuplements denses et hauts, n'ont pas suffisamment d'habitats de ce type et sont classés comme tel. Ces districts ne franchissent donc pas le seuil de passage du critère de biodiversité et ne font donc pas partie du territoire pouvant être aménagé. Soustraire davantage de superficies de forêts denses et hautes dans ces districts les ferait en effet franchir la limite inférieure d'un seuil où la diversité biologique associée à ce type de couvert forestier est en danger (par manque d'habitats de qualité). Toutefois, les districts atteignant le seuil de quantité d'habitats uniquement grâce à l'inclusion de ces jeunes peuplements issus de perturbations anthropiques récentes sont déjà fortement

affectés par la récolte forestière. Ainsi, les résultats des indicateurs de biodiversité seront tous représentés sur le territoire d'étude à la fois selon un portrait avant perturbations anthropiques, mais aussi selon un portrait à l'état actuel. Cette comparaison permettra d'identifier les secteurs du territoire d'étude où il serait avantageux de retarder la récolte des derniers peuplements denses et hauts existants, notamment ceux retrouvés dans les séparateurs de coupe (Drapeau et Imbeau, 2006). La comparaison des portraits à l'état actuel et avant perturbations anthropiques sera également prise en compte pour bonifier certaines recommandations du comité spécifiques au critère du maintien de la biodiversité.

Enfin, d'autres districts ont aussi été pris en considération, cette fois en raison des superficies incendiées récemment. En forêt boréale, l'étendue de certains feux est relativement grande par rapport à la superficie minimale des districts qui ont récemment brûlé. C'est pourquoi les districts ayant une insuffisance d'habitats denses et hauts en raison d'une année de feux qui a brûlé plus de 40 % du district au cours des 40 dernières années ont été identifiés. Le comité considère que cette situation est due à des événements stochastiques et que celle-ci est temporaire. Conséquemment, ces districts ne font pas partie du territoire où les contraintes sont considérées trop sévères pour assurer un aménagement durable des forêts.

5.1.3.2 Seuil retenu quant à la fragmentation des habitats denses et hauts

L'unité territoriale utilisée pour calculer l'atteinte du seuil de fragmentation doit être déterminée en se basant principalement sur les superficies minimales de peuplements denses et hauts nécessaires pour le maintien des espèces les plus strictement associées à ces habitats. Dans un contexte où les peuplements forestiers denses et hauts deviennent progressivement des îlots dans une matrice de forêts plus ouvertes, l'objectif de ce second indicateur de biodiversité est en fait de déterminer géographiquement où les peuplements forestiers denses et hauts deviennent trop isolés pour être capables de soutenir un aménagement forestier sans accroître leur niveau de fragmentation à un seuil inacceptable pour la faune, particulièrement pour les espèces à statut préoccupant. L'unité d'analyse doit donc être :

1) suffisamment grande pour qu'un minimum de 15 % de peuplements denses et hauts, après certaines interventions forestières, corresponde à une superficie adéquate pour qu'elle puisse être occupée par la majorité des espèces les plus exigeantes quant à la taille de leurs domaines vitaux;

2) de superficie significativement inférieure aux éventuelles unités d'aménagement forestier ou aux districts écologiques, qui ne devraient pas inclure des sections importantes de leurs territoires sous ces seuils grâce à des peuplements fermés concentrés sur une trop faible portion de ce même territoire.

Compte tenu de la revue de littérature effectuée, les oiseaux forestiers apparaissent comme un groupe essentiel à considérer pour déterminer la taille des unités territoriales à utiliser pour calculer l'atteinte du seuil de biodiversité. En utilisant les caractéristiques de l'histoire naturelle liées à l'habitat, à la nidification ainsi qu'à la répartition géographique de chaque espèce boréale d'oiseau de l'est du Canada et de la Fenno-Scandinavie, Imbeau *et al.* (2001) ont pu calculer un indice de vulnérabilité de chaque espèce forestière aux changements apportés par la foresterie moderne. La validité de ce classement a été confirmée par le fait que les espèces fenno-scandinaves étant le plus susceptibles aux changements d'habitats résultant de la foresterie présentent des déclins de population significativement plus élevés au cours des 50 dernières années que les espèces moins sensibles. Neuf espèces fenno-scandinaves présentent un niveau élevé de vulnérabilité, tandis que huit espèces présentent des niveaux similaires pour l'est du Canada. On trouve en tête de liste des espèces les plus vulnérables au Québec au moins cinq espèces associées aux peuplements résineux denses et hauts et présentes à la limite nordique : le pic à dos rayé, le pic à dos noir, la nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus*), la mésange à tête brune et le grimpereau brun.

TABLEAU 35

Superficie du domaine vital saisonnier des espèces d'oiseaux associées aux forêts denses et hautes trouvées à la limite nordique des forêts attribuables.

Espèces	Domaine vital saisonnier (ha)	Références
Nyctale de Tengmalm	229-3390	(Hayward et Hayward, 1993; Hayward *et al*., 1993)
Pic à dos rayé	31-304	(Leonard, 2001)
Pic à dos noir	61-328	(Dixon et Saab, 2001)
Mésange à tête brune	1,2-5	(Desrochers, 1995)
Grimpereau brun	0,47-6,4	(Shaffer et Alvo, 1995)

L'étendue (minimum-maximum) de la superficie des domaines vitaux saisonniers de chaque espèce, en se basant sur des études réalisées dans différentes zones géographiques, est présentée au tableau 35.

Afin d'assurer le maintien de toutes ces espèces avec le seuil limite de 15 % de peuplements denses et hauts sur un territoire donné, il apparaît qu'un seuil minimal de superficie soit d'environ 230 ha. En effet, ce seuil assure qu'au moins un domaine vital de l'espèce la plus exigeante (nyctale de Tengmalm) puisse être maintenu suite à la récolte forestière, tout en s'approchant de la borne supérieure des domaines vitaux mesurés chez les deux espèces de pics boréaux. Ce seuil minimal de quantité d'habitats (15 % de la superficie terrestre) indique donc l'unité d'analyse pour calculer l'atteinte du seuil minimal de 20 % de peuplements denses et hauts permettant l'attribution d'un territoire si l'on considère uniquement ce groupe d'organismes, soit 1533 ha (15,3 km^2). Cette unité d'analyse diffère donc de l'unité de calcul du précédent rapport, qui variait approximativement selon une échelle de l'ordre de 50 à 100 km^2. Puisque l'unité d'analyse est suffisamment restreinte pour qu'une espèce spécialiste puisse intégrer plusieurs fragments d'habitats denses et hauts au sein de son domaine vital, le calcul de cette superficie minimale ne nécessite toutefois pas que les habitats soient spatialement trouvés en un seul tenant.

Dans le territoire d'étude, les districts écologiques ont une superficie variant approximativement de 350 à 900 km^2, c'est à dire que ceux-ci contiennent entre quelque 24 et 60 sous-unités de 15 km^2. Pour qu'un district soit reconnu comme ayant atteint le seuil de sensibilité relatif à la fragmentation, le comité scientifique considère qu'au moins 80 % des sous-unités de 15 km^2 devraient atteindre le seuil retenu (ce qui assure d'éviter une trop grande fragmentation des habitats au sein d'un district écologique). L'utilisation d'une échelle de calcul plus fine que celle du district écologique pour cet indicateur assure notamment qu'une certaine proximité entre les massifs ou îlots forestiers sera présente, ce qui ne serait pas nécessairement le cas si l'on utilisait uniquement une grande superficie de calcul, comme le district dans son ensemble. En effet, une unité de grande superficie permettrait l'inclusion de distances plus grandes entre les îlots et les massifs forestiers pour un même seuil de forêts denses et hautes. De plus, cette échelle plus fine, comparativement à celle du précédent rapport (MRN, 2000), assure que la limite des attributions puisse délimiter un paysage forestier dont le morcellement conserverait une signification pour la faune, tout en permettant une marge de manœuvre suffisante pour la planification des aires de récolte à l'échelle des éventuelles unités d'aménagement forestier. Tout comme pour l'indicateur de quantité d'habitats, les districts atteignant le seuil de fragmentation

d'habitats uniquement grâce à l'inclusion des jeunes peuplements issus de perturbations anthropiques récentes sont déjà fortement affectés par la récolte forestière. La comparaison des portraits à l'état actuel et avant perturbations anthropiques permettra d'identifier les secteurs du territoire d'étude où il serait avantageux de retarder la récolte des derniers peuplements denses et hauts existants.

5.1.3.3 Seuil retenu quant à la protection du caribou forestier

Le caribou forestier est une espèce inscrite officiellement comme étant menacée en vertu de la Loi sur les espèces en péril du gouvernement fédéral, en raison de sa vulnérabilité face aux perturbations naturelles et anthropiques (Festa-Bianchet *et al.*, 2011). En 2005, le caribou forestier a aussi été reconnu comme étant vulnérable au Québec. De ce fait, l'application d'un filtre fin relatif à la quantité maximale d'habitats perturbés pouvant être tolérée afin de répondre aux besoins spécifiques de cette espèce fait également partie intégrante du critère de la biodiversité. Comme il s'agit d'une espèce à grand domaine vital, l'analyse de cet indicateur s'effectue sur la base des unités de paysage. Celles-ci regroupent des districts écologiques apparentés et ont une superficie moyenne d'un peu plus de 6000 km^2 dans le territoire d'étude, ce qui est de l'ordre de la superficie généralement utilisée par les individus des hardes québécoises (variant de 300 à un peu plus de 4000 km^2 (Faille *et al.*, 2010)) et de la superficie estimée comme taille de l'aire de répartition d'une population locale (environ 5000 km^2 (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008)). En deçà d'un seuil de 65 % de territoire exempt de perturbations naturelles ou anthropiques, les hardes de caribous forestiers ont des taux de recrutement trop faibles pour permettre leur persistance (Environnement Canada, 2011). Les territoires exempts de perturbations sont définis comme n'étant pas affectés par des feux récents (moins de 40 ans), des coupes de moins de 50 ans ainsi que l'ensemble des habitats situés à moins de 500 m de celles-ci, de même que des zones urbanisées, routes, voies ferrées et lignes de transport d'énergie (Environnement Canada, 2011).

Les districts situés dans des unités de paysage qui échouent à ce seuil de sensibilité spécifique au caribou forestier, en utilisant le portrait du territoire d'étude avant perturbations anthropiques, comportent une trop grande proportion d'habitats perturbés naturellement et sont classés comme tel. Les districts qui se trouvent sous ce seuil, en utilisant le portrait à l'état actuel du territoire d'étude, tout en le dépassant en utilisant le portrait avant perturbations anthropiques, permettent de préciser les secteurs où il serait nécessaire de limiter l'ajout de nouvelles perturbations anthropiques, voire même d'œuvrer à y restaurer l'habitat pour permettre le rétablissement du caribou forestier. Cette identification des districts sensibles permet également de cibler les secteurs du territoire d'étude où les populations locales ont les meilleures probabilités d'éviter un déclin, et donc de mettre en lumière les zones où les efforts de conservation (plutôt que de restauration) seraient les plus appropriés pour assurer le maintien ou le rétablissement de l'espèce.

5.2 Résultats

5.2.1 Quantité et fragmentation des habitats denses et hauts

Suite à l'application séquentielle des indicateurs des trois autres critères (milieu physique, productivité et risque de feu), 830 des 1114 districts du territoire d'étude avaient franchi tous les seuils de passage de chaque indicateur. La présentation des résultats de l'application des indicateurs de biodiversité est ici réalisée sur ces 830 districts, de façon à respecter la structure séquentielle du processus logique de caractérisation de chaque district écologique. Cette présentation des résultats sous forme de nombres de districts vise à faciliter la comparaison du territoire actuel avec le territoire avant perturbations anthropiques, cette double analyse étant spécifique au seul critère de biodiversité. Rappelons toutefois qu'en raison de la variabilité de la superficie des districts écologiques

FIGURE 6

Représentation schématique de l'application des filtres bruts de biodiversité pour les 830 districts du territoire d'étude à l'état actuel ayant atteint les exigences des critères du milieu physique, de la productivité et du risque de feu.

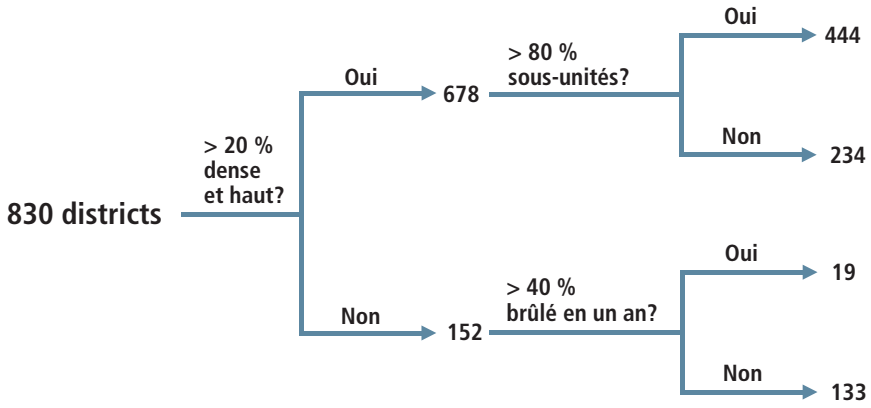
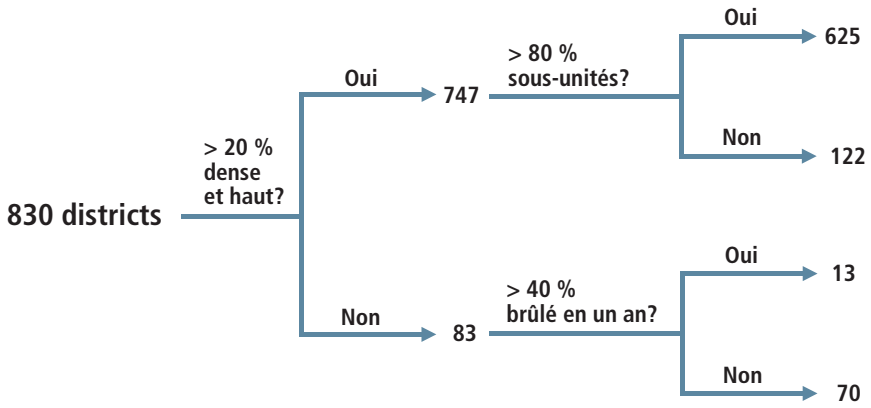


FIGURE 7

Représentation schématique de l'application des filtres bruts de biodiversité pour les 830 districts du territoire d'étude avant perturbations anthropiques ayant atteint les exigences des critères du milieu physique, de la productivité et du risque de feu.



dans le territoire d'étude (de 350 à 900 km^2 environ), il n'est pas possible de transposer directement ces nombres de districts en superficie ou en pourcentage du territoire d'étude. L'application du seuil de quantité minimale d'habitats denses et hauts révèle que 678 des 830 districts sont actuellement au-dessus du seuil retenu de 20 %, ce qui représente 82 % du nombre total des districts analysés à cette étape (figure 6, carte 16 page 119). Toutefois, un total de 19 districts n'atteint pas le seuil minimal de quantité d'habitats en raison du fait qu'ils ont été fortement affectés par des feux récents (plus de 40 % de leur territoire ayant brûlé au cours d'une année). Parmi les districts ayant atteint le premier seuil, un total de 234 districts ont des habitats denses et hauts fragmentés.

On observe de façon générale une raréfaction du sud vers le nord de la quantité d'habitats denses et hauts (carte 16). Toutefois, parmi les 563 districts dont 95 % de la superficie est actuellement incluse dans les zones sous aménagement, 65 n'atteignent pas le seuil de passage d'habitats denses et hauts. De plus, parmi ces 563 districts, 166 d'entre eux présentent des habitats denses et hauts fragmentés.

L'application du seuil de passage sur la quantité minimale d'habitats denses et hauts au territoire d'étude avant perturbations anthropiques est schématiquement représentée en nombre de districts à la figure 7. Cette analyse révèle que 747 districts étaient au-dessus de ce seuil de 20 %, ce qui représentait 90 % du nombre total de districts analysés à cette étape (figure 7, carte 17 page 121). Toutefois, un total de 13 districts n'atteint pas le seuil minimal de quantité d'habitats en raison du fait qu'ils ont été fortement affectés par des feux récents (plus de 40 % de la superficie ayant brûlé au cours d'une année). Cette analyse révèle également que, parmi les districts actuellement attribués, 45 des 65 ayant actuellement une insuffisance d'habitats denses et hauts ne respectent pas ce seuil en raison des perturbations anthropiques passées. Il en est de même pour les 166 districts ayant actuellement des habitats denses et hauts fragmentés, puisque 129 d'entre eux le sont aussi en raison des perturbations anthropiques passées.

5.2.2 Portrait des perturbations en lien avec le maintien du caribou forestier

L'application du seuil de quantité minimale d'habitats non perturbés révèle que 374 districts sont actuellement au-dessus du seuil de 65 %, ce qui représente 45 % du nombre total de districts analysés à cette étape (carte 18, page 123). La majorité des districts n'atteignant pas le seuil minimal en raison des perturbations naturelles se concentre au nord-ouest du territoire d'étude, à l'exception de certains districts appartenant à une unité de paysage localisée à proximité du lac Plétipi. Un total de 410 districts n'atteint pas ce seuil en raison du cumul des perturbations anthropiques et des perturbations naturelles, ce qui étend la zone ayant une trop grande proportion d'habitats perturbés pour assurer le maintien du caribou forestier jusqu'au sud du territoire d'étude. Avant toutes perturbations anthropiques, la majorité des districts analysés, soit 94 % d'entre eux, avaient une quantité suffisante d'habitats non perturbés pour assurer le maintien du caribou forestier. La plaine de la baie James, ainsi que la portion nord-est du territoire d'étude, sont les secteurs présentant les meilleures conditions pour cette espèce à l'heure actuelle.

5.2.3 Intégration des trois indicateurs de biodiversité

L'intégration des indicateurs de biodiversité révèle que, parmi les districts soumis à l'analyse, un total de 236 districts est actuellement au-delà de tous les seuils établis (carte 19, page 125). Seulement deux de ces districts sont localisés à l'ouest du lac Mistassini, la majorité étant concentrés dans la portion est du territoire d'étude.

Cette division évidente entre les portions est et ouest du territoire d'étude est cependant le résultat des aménagements anthropiques récents (routes, aires de récolte), puisque la zone respectant l'ensemble des seuils de biodiversité était auparavant plus étendue dans les portions situées à l'ouest et au sud du territoire d'étude (carte 20, page 127). À l'aide de ce portrait avant perturbations anthropiques du territoire d'étude, l'intégration des indicateurs de biodiversité révèle que 615 districts étaient initialement au-delà de tous les seuils établis, soit 74 % du nombre total de districts analysés à cette étape.

5.2.4 Analyses de sensibilité des seuils retenus

L'application d'un seuil de hauteur plus sévère, soit ici de 12 m, crée un portrait également plus sévère mais non radicalement différent de celui obtenu avec une hauteur de 7 m (carte 21, page 129). En effet, un total de 149 districts ne respecterait plus le seuil de hauteur, soit 66 de plus qu'à un seuil de 7 m. Toutefois, parmi ceux-ci, 43 sont déjà catégorisés comme étant des districts dont les forêts denses et hautes de plus de 7 m sont fragmentées. La majorité de ces districts ayant une insuffisance d'habitats denses et hauts à un seuil de 12 m font donc déjà partie du territoire classé comme ayant une sensibilité moyenne à élevée du point de vue du seuil actuel de la biodiversité.

Afin de présenter de façon plus détaillée le portrait établi sur la proportion de forêts denses et hautes, à un seuil de 7 m, des résultats en classes de 10 %

sont présentés tant pour le territoire d'étude avant perturbations anthropiques (carte 22, page 131) qu'à l'état actuel (carte 23, page 133). Bien que les épidémies contribuent à raréfier, dans certains secteurs du territoire d'étude, la quantité de forêts denses et hautes pour les fins du calcul de cet indicateur, les proportions de territoire affecté pour les districts catégorisés comme ayant une insuffisance d'habitats denses et hauts sont généralement minimes (maximum de 27 %). Sur les sept districts où la proportion d'épidémies est de plus de 5 %, cinq avaient déjà été identifiés comme étant à sensibilité très élevée par d'autres critères ou ayant été affectés par une forte année de feux (carte 24, page 135).

5.3 Effets des perturbations anthropiques sur l'atteinte des seuils de biodiversité par entité territoriale[10]

5.3.1 Entité territoriale 1 : Nord-ouest de l'Abitibi

Cette entité territoriale comprend 98 districts pour lesquels tous les seuils de biodiversité sont atteints. Parmi ceux-ci, 97 font déjà partie de la zone actuellement sous aménagement forestier. En tenant compte des perturbations anthropiques, la quasi-totalité d'entre eux (96) ont actuellement une trop forte proportion de perturbations pour assurer le maintien du caribou forestier. Les modalités de coupe en mosaïque mises en place suite à l'entente de la « Paix des braves » ont certainement contribué à accélérer la dispersion des coupes sur le territoire, et ainsi à accroître le taux de perturbation mesuré par cet indicateur. Néanmoins, un total de 54 districts au sein de la zone d'aménagement a actuellement des habitats denses et hauts fragmentés, tandis qu'un total de 23 districts a même, à l'heure actuelle, une insuffisance d'habitats denses et hauts. Du point de vue du maintien de la biodiversité, cette unité territoriale est dans une situation générale où des actions de restauration devraient être envisagées afin de permettre d'améliorer leur situation en regard des indicateurs de proportion et de fragmentation des habitats denses et hauts, et d'éviter d'accroître le taux de perturbation en lien avec l'indicateur spécifique au caribou forestier.

5.3.2 Entité territoriale 2 : Ouest du lac Mistassini

Cette entité territoriale comprend 82 districts pour lesquels tous les seuils de biodiversité sont atteints, et ceux-ci font tous déjà partie de la zone actuellement sous aménagement forestier. En tenant compte des perturbations anthropiques, la totalité d'entre eux ont actuellement une trop forte proportion de perturbations pour assurer le maintien du caribou forestier. Les modalités de coupe en mosaïque mises en place suite à l'entente de la « Paix des braves » ont certainement contribué à accélérer la dispersion des coupes sur le territoire, tout comme pour l'entité territoriale 1. Une analyse récente des hardes de caribous forestiers de ce territoire (Nottaway, Assinica et Témiscamie) révèle que celles-ci sont effectivement en déclin (Rudolph *et al.*, 2012). Un total de 46 districts au sein de la zone d'aménagement a actuellement des habitats denses et hauts fragmentés, tandis qu'un total de dix districts a même, à l'heure actuelle, une insuffisance d'habitats denses et hauts. Du point de vue du maintien de la biodiversité, cette unité territoriale est dans une situation générale où des actions de restauration devraient être envisagées afin de permettre d'améliorer leur situation en regard des indicateurs de proportion et de fragmentation des habitats denses et hauts, et d'éviter d'accroître le taux de perturbation en lien avec l'indicateur spécifique au caribou forestier.

5.3.3 Entité territoriale 3 : Nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean

Cette entité territoriale comprend 171 districts pour lesquels tous les seuils de biodiversité sont atteints, et 164 de ceux-ci font déjà partie de la zone actuellement sous aménagement forestier. En tenant compte des perturbations anthropiques, 131 d'entre eux ont actuellement une trop forte proportion de perturbations pour assurer le maintien du caribou forestier. Un total de 52 districts au sein de la zone d'aménagement a actuellement

[10] Voir le rapport principal pour la localisation et la description des entités territoriales.

des habitats denses et hauts fragmentés, tandis qu'un total de neuf districts a même, à l'heure actuelle, une insuffisance d'habitats denses et hauts. Du point de vue du maintien de la biodiversité, cette unité territoriale est aussi dans une situation générale où des actions de restauration devraient être envisagées afin de permettre d'améliorer leur situation en regard des indicateurs de proportion et de fragmentation des habitats denses et hauts, et d'éviter d'accroître le taux de perturbation en lien avec l'indicateur spécifique au caribou forestier.

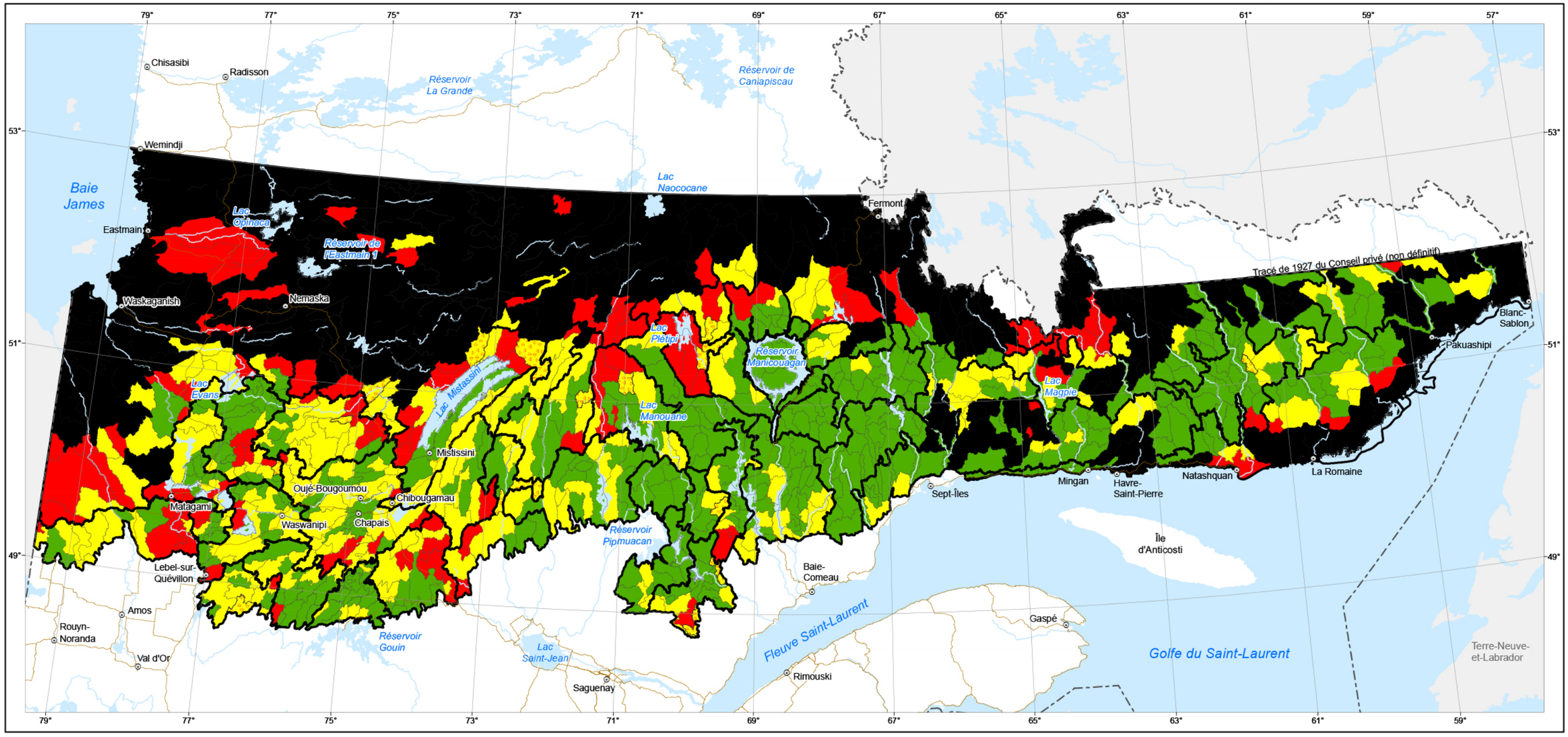
5.3.4 Entité territoriale 4 : Moyenne-Côte-Nord du Saint-Laurent

Cette entité territoriale comprend 155 districts pour lesquels tous les seuils de biodiversité sont atteints, et 121 de ceux-ci font déjà partie de la zone actuellement sous aménagement forestier. En tenant compte des perturbations anthropiques, 55 d'entre eux ont actuellement une trop forte proportion de perturbations pour assurer le maintien du caribou forestier. Un total de 21 districts au sein de la zone d'aménagement a actuellement des habitats denses et hauts fragmentés, tandis que seulement deux districts ont, à l'heure actuelle, une insuffisance d'habitats denses et hauts. Du point de vue du maintien de la biodiversité, cette entité territoriale est dans une meilleure situation générale que les trois autres précédemment décrites de l'ouest du territoire d'étude. Néanmoins, la portion située au sud du réservoir Manicouagan est celle qui bénéficierait le plus d'actions de restauration, particulièrement en lien avec l'indicateur lié au caribou forestier.

5.3.5 Entité territoriale 5 : Basse-Côte-Nord du Saint-Laurent

Cette entité territoriale comprend 72 districts pour lesquels tous les seuils de biodiversité sont atteints, et aucun de ceux-ci ne font déjà partie de la zone actuellement sous aménagement forestier. Du point de vue du maintien de la biodiversité, cette unité territoriale est celle qui offre la meilleure possibilité de planifier un aménagement écosystémique qui viserait à ne pas dépasser les seuils associés au maintien de la diversité biologique du territoire. Celui-ci offre également les meilleures possibilités de conservation de grandes étendues de forêts boréales dénuées de perturbations anthropiques, devenues très rares à l'échelle mondiale.

Carte 16
Quantité et fragmentation des habitats denses et hauts par district écologique, territoire d'étude à l'état actuel



Indicateur d'habitats denses et hauts

- District avec insuffisance d'habitats denses et hauts
- District avec insuffisance d'habitats denses et hauts en raison d'une seule année de feu
- District avec habitats denses et hauts fragmentés
- District avec suffisamment d'habitats denses et hauts
- Districts non représentés car ils ne respectent pas au moins un des critères précédents

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46e et 60e)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

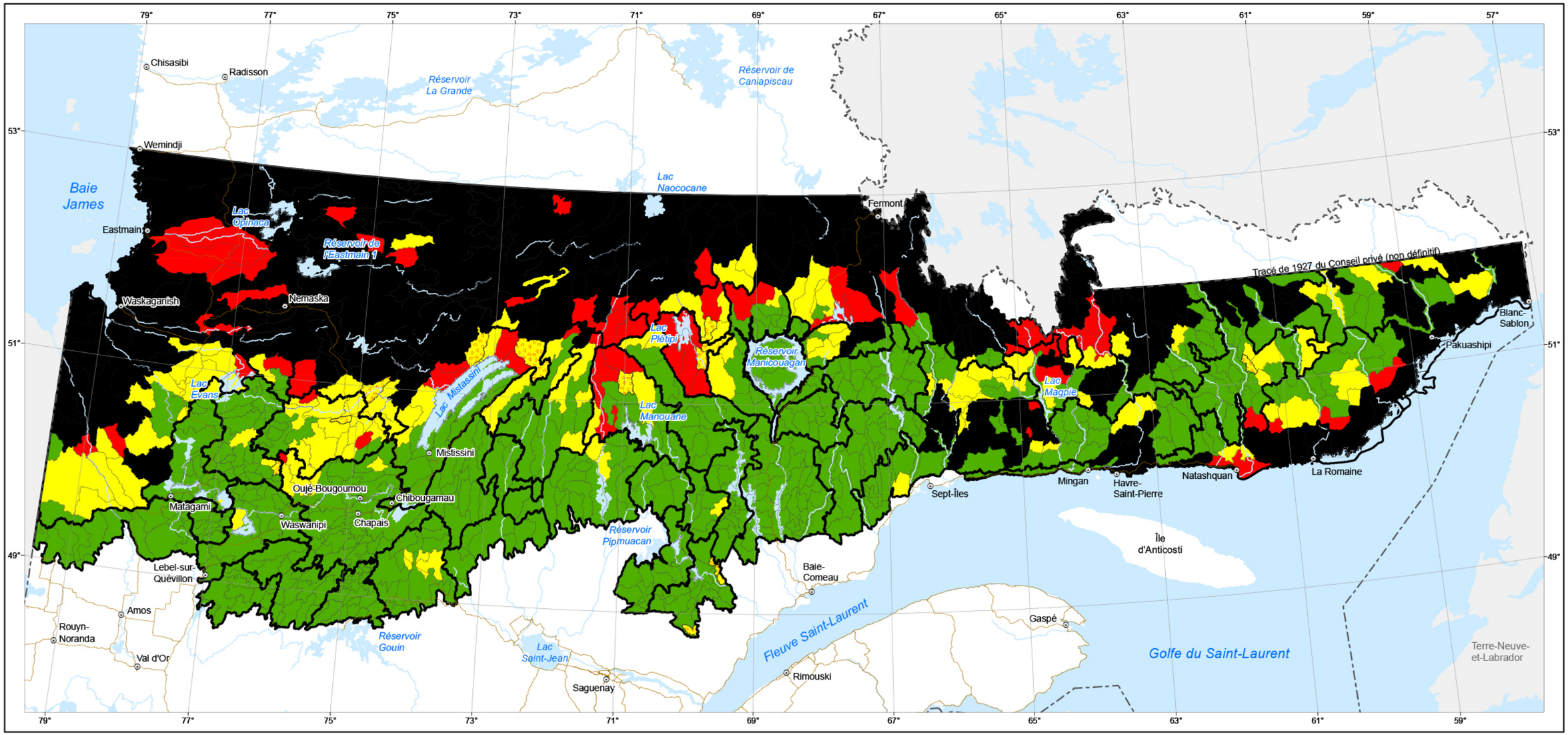
Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 17
Quantité et fragmentation des habitats denses et hauts par district écologique, territoire d'étude avant perturbations anthropiques



Indicateur d'habitats denses et hauts

- District avec insuffisance d'habitats denses et hauts
- District avec insuffisance d'habitats denses et hauts en raison d'une seule année de feu
- District avec habitats denses et hauts fragmentés
- District avec suffisamment d'habitats denses et hauts
- Districts non représentés car ils ne respectent pas au moins un des critères précédents

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46°et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

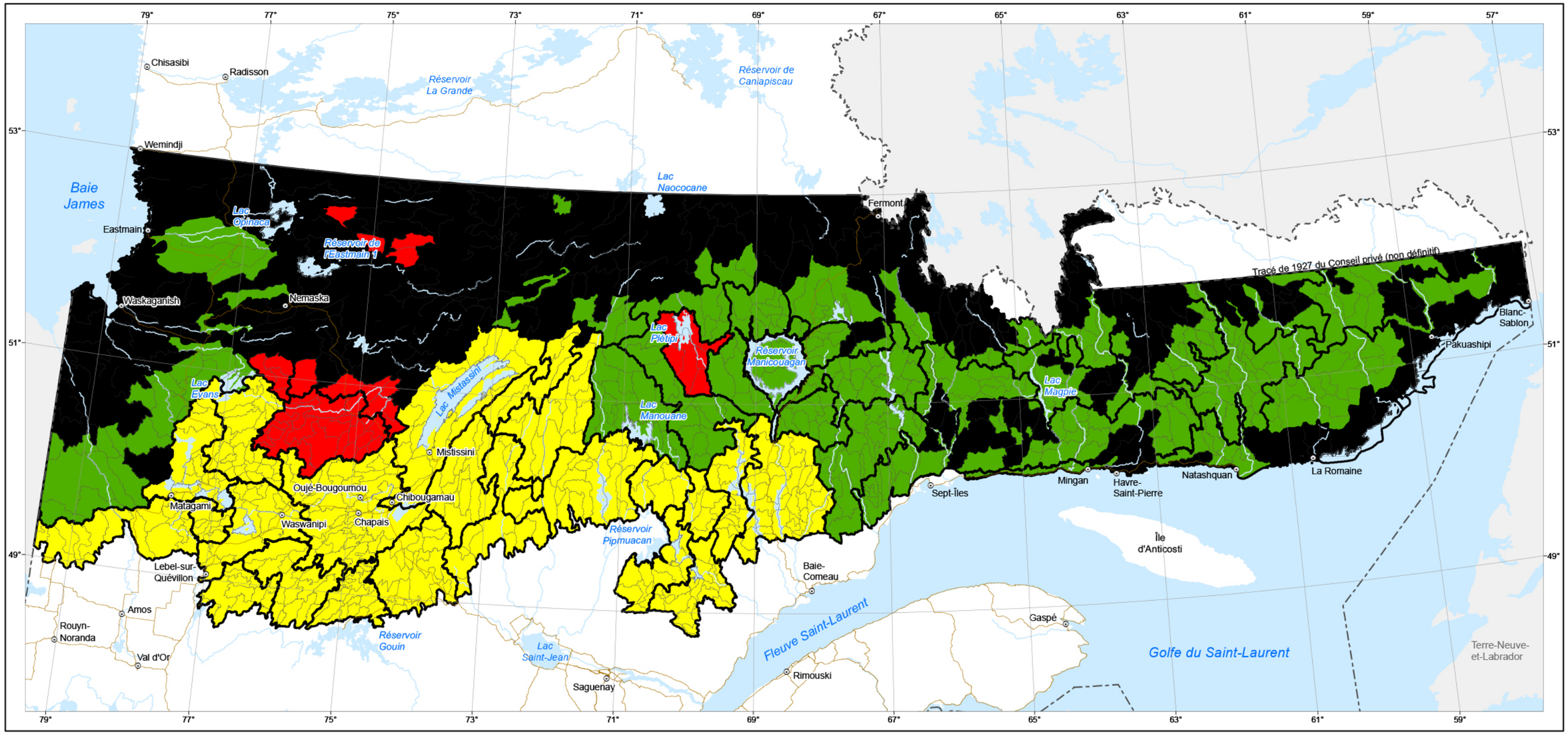
Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 18
État du niveau de perturbation, par district écologique, en lien avec le maintien du caribou forestier



Indicateur du caribou forestier

- District avec une trop grande proportion d'habitats perturbés avant perturbations anthropiques
- District avec suffisamment d'habitats non perturbés avant perturbations anthropiques
- District avec suffisamment d'habitats non perturbés à l'état actuel
- Districts non représentés car ils ne respectent pas au moins un des critères précédents

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46e et 60e)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

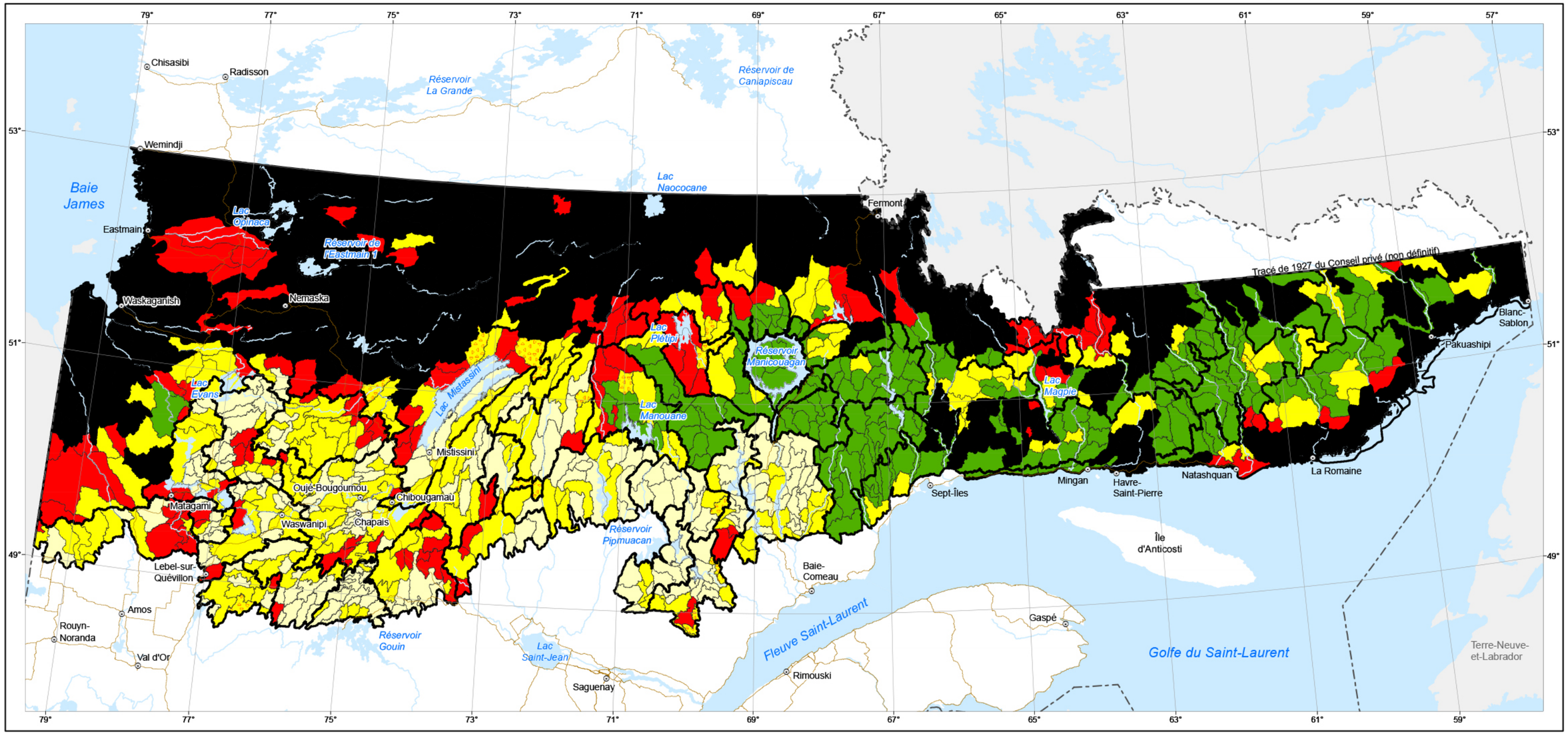
Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 19
Intégration des trois indicateurs du critère de biodiversité par district écologique, territoire d'étude à l'état actuel



Résultats du critère de biodiversité

- District avec insuffisance d'habitats denses et hauts
- District avec insuffisance d'habitats denses et hauts en raison d'une seule année de feu
- District avec habitats denses et hauts fragmentés
- District avec une trop grande proportion d'habitats perturbés pour assurer le maintien du caribou forestier
- District avec suffisamment d'habitats denses et hauts et peu d'habitats perturbés
- Districts non représentés car ils ne respectent pas au moins un des critères précédents

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46e et 60e)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

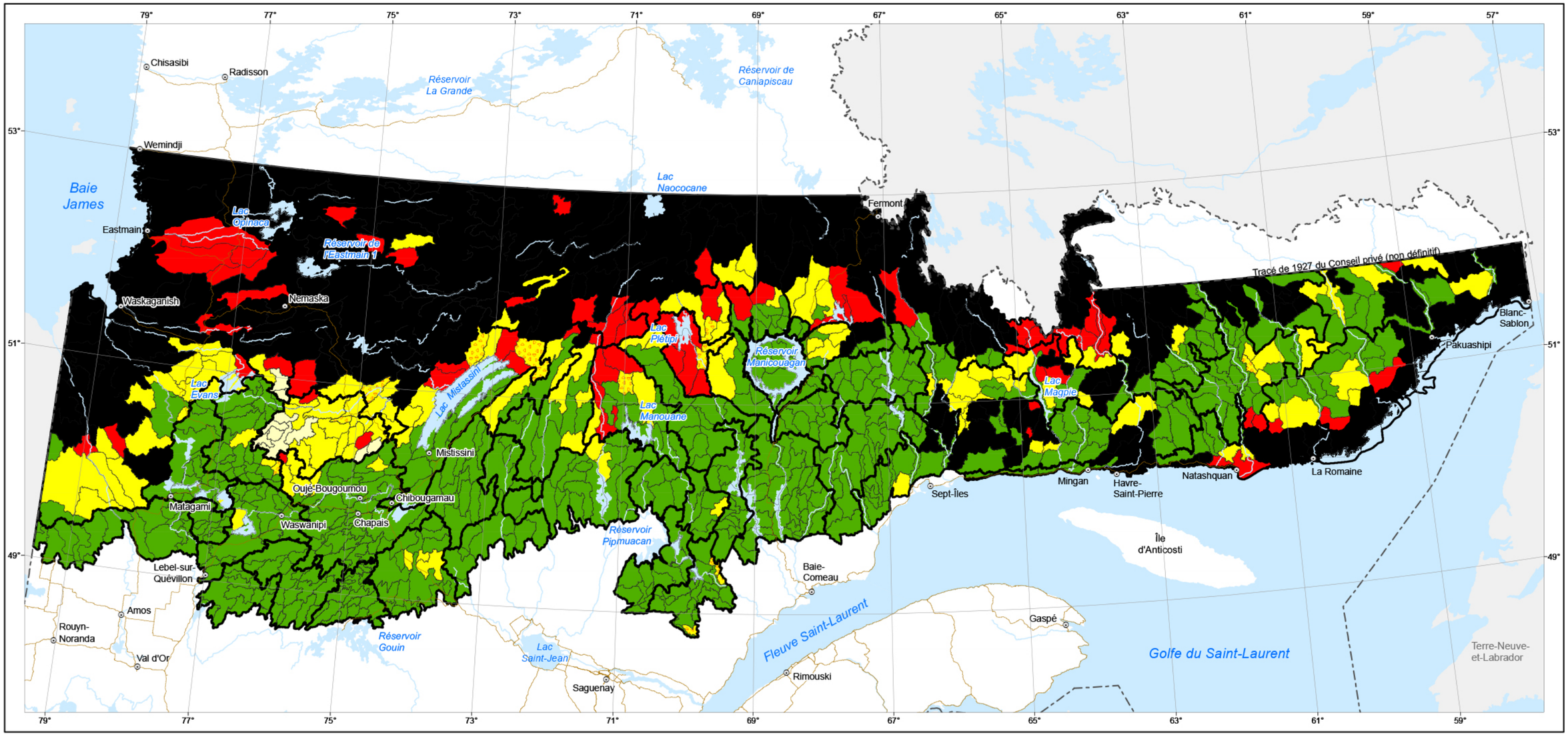
Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 20
Intégration des trois indicateurs du critère de biodiversité par district écologique, territoire d'étude avant perturbations anthropiques



Résultats du critère de biodiversité

- District avec insuffisance d'habitats denses et hauts
- District avec insuffisance d'habitats denses et hauts en raison d'une seule année de feu
- District avec habitats denses et hauts fragmentés
- District avec une trop grande proportion d'habitats perturbés pour assurer le maintien du caribou forestier
- District avec suffisamment d'habitats denses et hauts et peu d'habitats perturbés
- Districts non représentés car ils ne respectent pas au moins un des critères précédents

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46e et 60e)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

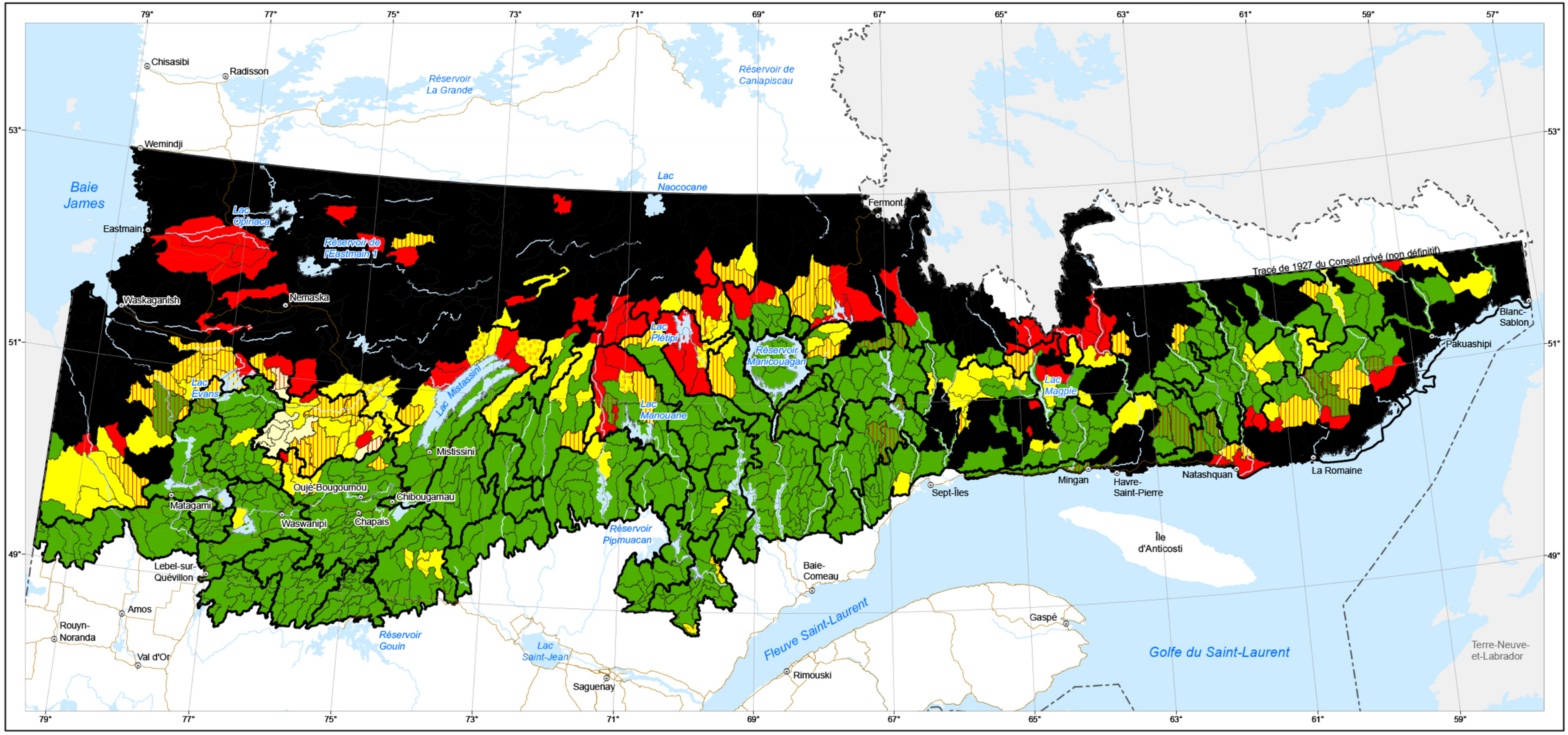
Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 21
Intégration des trois indicateurs du critère de biodiversité par district écologique, avec seuils de forêts hautes à 7 m et à 12 m, territoire d'étude avant perturbations anthropiques



Résultats du critère de biodiversité

- District avec insuffisance d'habitats denses et hauts
- District avec insuffisance d'habitats denses et hauts en raison d'une seule année de feu
- District avec habitats denses et hauts fragmentés
- District avec une trop grande proportion d'habitats perturbés pour assurer le maintien du caribou forestier
- District avec suffisamment d'habitats denses et hauts et peu d'habitats perturbés
- District avec insuffisance d'habitats denses et hauts à un seuil de 12 m
- Districts non représentés car ils ne respectent pas au moins un des critères précédents

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46e et 60e)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

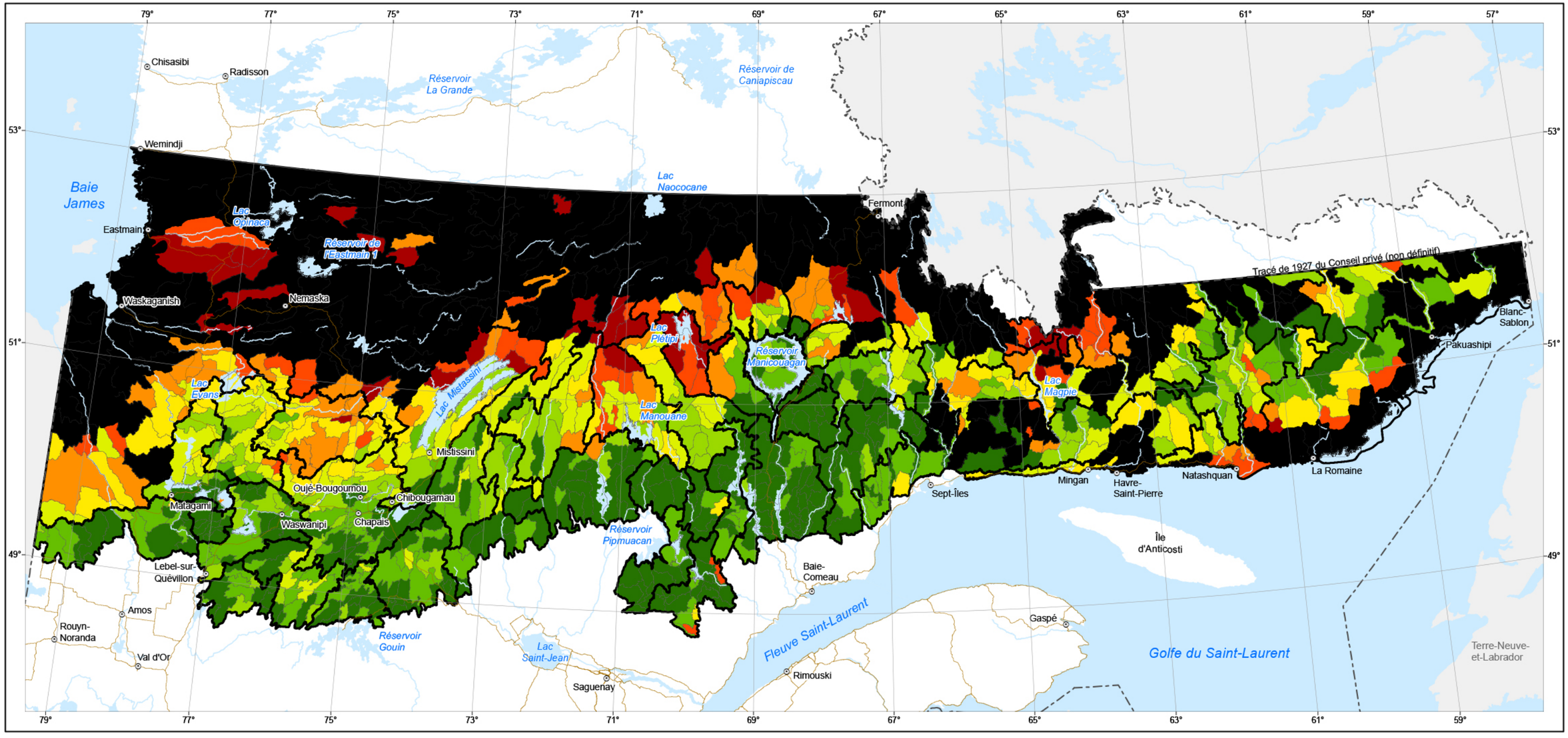
© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 22

Proportion de forêts denses et hautes (plus de 7 m) par district écologique, territoire d'étude avant perturbations anthropiques



Proportion de forêts denses et hautes (%)

0
10
20
30
40
40
50
60
70
100

Districts non représentés car ils ne respectent pas au moins un des critères précédents

Limites

District écologique
Unité de paysage régional

Réseau routier

Route principale

Frontières

Interprovinciale
Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46° et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

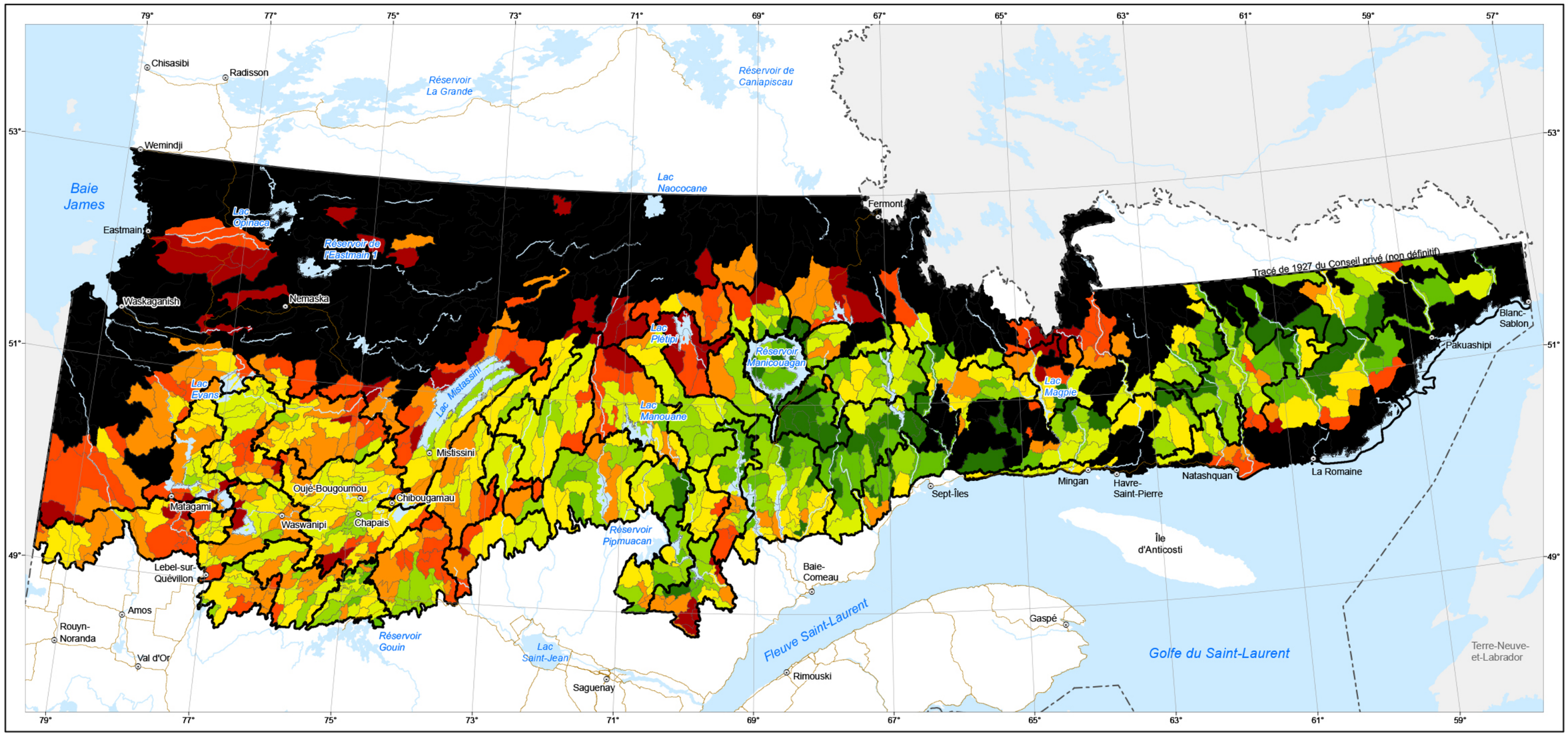
© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 23

Proportion de forêts denses et hautes (plus de 7 m) par district écologique, territoire d'étude à l'état actuel



Proportion de forêts denses et hautes (%)

- 0
- 10
- 20
- 30
- 40
- 50
- 60
- 70
- 100

Districts non représentés car ils ne respectent pas au moins un des critères précédents

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46° et 60°)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

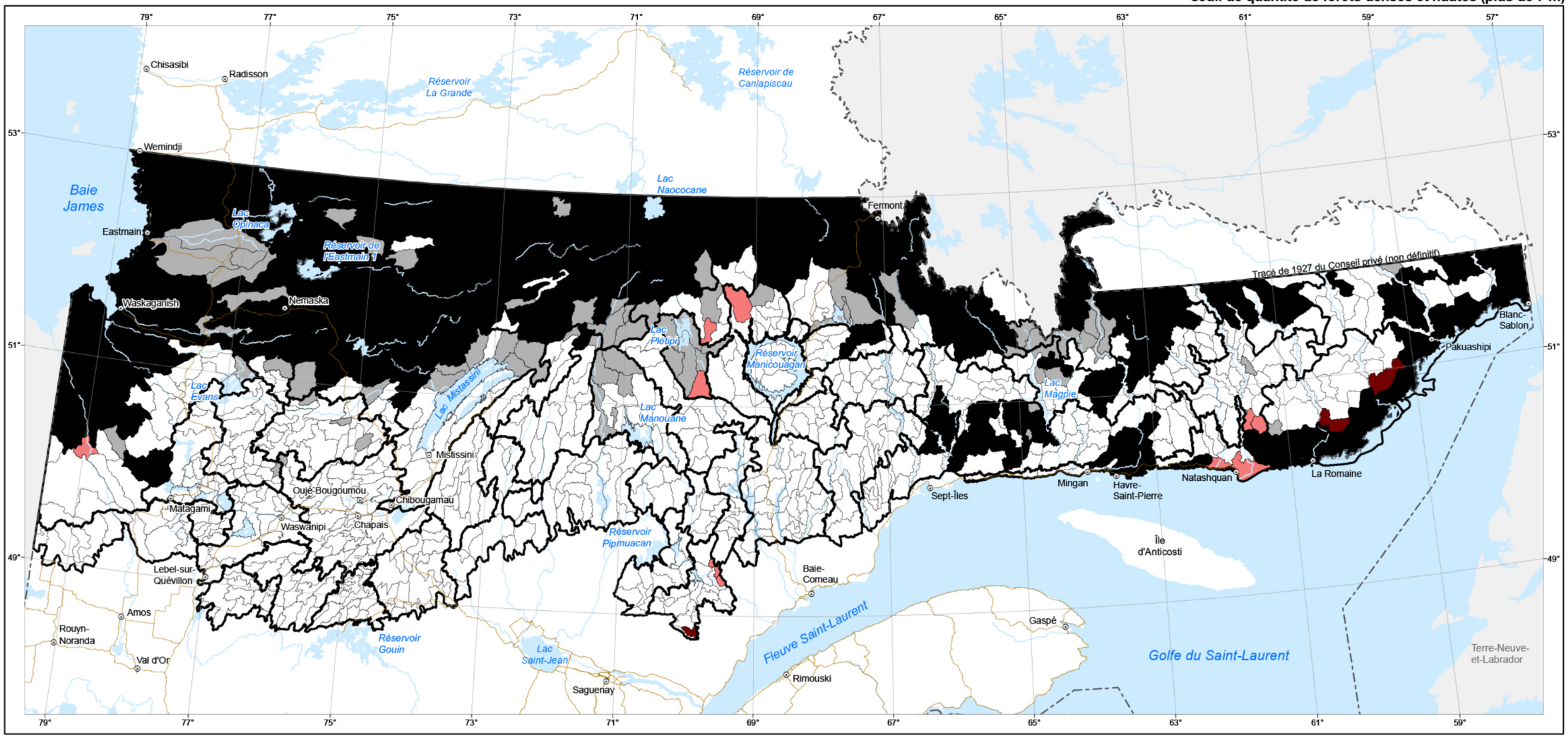
© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

Carte 24

Proportion de territoire affecté par des épidémies (sévères et légères) pour les districts ayant échoué le seuil de quantité de forêts denses et hautes (plus de 7 m)



Proportion de territoire affecté (%)
(districts avec insuffisance d'habitats denses et hauts seulement)

- 0
- < 5
- 5 à 10
- 10 à 15
- > 15
- Districts non représentés car ils ne respectent pas au moins un des critères précédents

Limites

- District écologique
- Unité de paysage régional

Réseau routier

- Route principale

Frontières

- Interprovinciale
- Québec – Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)

Métadonnée

Projection cartographique :
Conique de Lambert avec deux parallèles d'échelle conservée (46e et 60e)

Sources

Assise cartographique	MRNF	2010
Districts écologiques et unités de paysage régional	MRNF	2009

Référence

Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables
Ministère des Ressources naturelles, 2013

Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2013

0 50 100 150 km

Ressources naturelles Québec

6 Références

Allison, P.D., 1995. Survival analysis using the SAS System: A. Practical guide. Cary, NC: SAS Institute Inc., 292 p.

Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. Oikos 71 : 355-366.

Armstrong, G.W., 1999. A stochastic characterization of the natural disturbance regime of the boreal mixedwood forest with implications for sustainable forest management. Can. J. For. Res. 29 : 424-433.

Atkeson, C.G., A.W. Moore et S. Schaal, 1997. Locally weighted learning. Artif. Intell. Rev. 11 : 11-73.

Beauchesne, D., 2012. Influence of disturbances on the movements of female woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) across multiple spatiotemporal scales. Thèse de maîtrise, Université Concordia, Montréal, 123 p.

Beaulieu, J., F. Raulier, G. Prégent et J. Bousquet, 2011. Predicting site index from climatic, edaphic, and stand structural properties for seven plantation-grown conifer species in Quebec. Can. J. For. Res. 41(4) : 682-693.

Belleau, A., A. Leduc, N. Lecomte et Y. Bergeron, 2011. Forest succession rate and pathways on different surface deposit types in the boreal forest of northwestern Quebec. Écoscience 18 : 329-340.

Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lesieur, 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. Can. J. For. Res. 31(3) : 384-391.

Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan et V. Kafka, 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. Ecology 85 : 1916-1932.

Bergeron, Y., D. Cyr, M.P. Girardin et C. Carcaillet, 2010. Will climate change drive 21st century burn rates in Canadian boreal forest outside of its natural variability: collating global climate model experiments with sedimentary charcoal data. Int. J. Wildland Fire 19(8) : 1127-1139.

Bernier, P.Y., G. Daigle, L.-P. Rivest, C.-H. Ung, F. Labbé, C. Bergeron et A. Patry, 2010. From plots to landscape: a k-NN-based method for estimating stand-level merchantable volume in the province of Québec, Canada. For. Chron. 86 : 461-468.

Boucher, D., S. Gauthier et L. De Grandpré, 2006. Structural changes in coniferous stands along a chronosequence and a productivity gradient in the northeastern boreal forest of Québec. Écoscience 13(2) : 172-180.

Cheveau, M., 2010. Effets multiscalaires de la fragmentation de la forêt par l'aménagement forestier sur la martre d'Amérique en forêt boréale de l'est du Canada. Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 226 p.

Cheveau, M., L. Imbeau, P. Drapeau et L. Bélanger, 2013. Marten space use and habitat selection in managed coniferous boreal forests of eastern Canada. J. Wildl. Manage. doi.: 10.1002/jwmg.511

Cleveland, W.S., 1979. Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. J. Am. Stat. Assoc. 74 : 829-836.

Couillard, L. et P. Grondin, 1986. La végétation des milieux humides du Québec. Les Publications du Québec. 400 p.

Courtois, R., 2003. La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu. Thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski.

Crête, M., B. Drolet, J. Huot, M.-J. Fortin et G.J. Doucet, 1995. Chronoséquence après feu de la diversité de mammifères et d'oiseaux au nord de la forêt boréale québécoise. Can. J. For. Res. 25(9) : 1509-1518.

Desrochers, A., 1995. Mésange à tête brune. *Dans* : Gauthier, J. et Y. Aubry (éditeurs). Atlas des oiseaux nicheurs du Québec. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Montréal, Québec. p. 738-739.

Dixon, R.D. et V.A. Saab, 2001. Black-backed Woodpecker (*Picoides arcticus*). *Dans* : Poole, A. et F. Gill (éditeurs). The birds of North America, No. 509. The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA.

Drapeau, P. et L. Imbeau, 2006. Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein des grands parterres de coupe pour la faune associée aux forêts matures. Avis scientifique. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune, Bureau régional Abitibi-Témiscamingue. 35 p.

Drapeau, P., A. Nappi, J.-F. Giroux, A. Leduc et J.-P. L. Savard, 2002. Distribution patterns of birds associated with snags in natural and managed eastern boreal forests. *Dans* : Laudenslayer, W.F., P.J. Shea, B.E. Valentine, C.P. Weatherspoon et T.E. Lisle (éditeurs). Proceedings of the symposium on the ecology and management of dead wood in western forests. USDA Forest Service, USDA Forest Service Pacific Southwest Research Station, Albany, CA, Reno, NV. General technical report PSW-GTR 181 : 193-205.

Drapeau, P., A. Leduc, Y. Bergeron, S. Gauthier et J.-P. Savard, 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. For. Chron. 79(3) : 531-540.

Drapeau, P., A. Leduc et Y. Bergeron, 2009. Bridging ecosystem and multiple species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes. *Dans* : M.-A. Villard et B.G. Jonsson (sous la direction de). Setting conservation targets in managed forest landscapes. Cambrige University Press. p. 129-160.

Dyer, S.J., J.P. O'Neill, S.M. Wasel et S. Boutin, 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. J. Wild. Manage. 65 : 531-542.

Dyer, S.J., J.P. O'Neill, S.M. Wasel et S. Boutin, 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. Can. J. Zool. 80 : 839-845.

Environnement Canada, 2011. Scientific assessment to inform the identification of critical habitat for woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*), boreal population, in Canada: 2011 update. Ottawa, Ontario, Canada. 102 p. plus appendices.

Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus*) au Québec – 2005-2012. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et des habitats. 78 p.

Fahrig, L., 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. J. Wild. Manage. 61 : 603-610.

Fahrig, L., 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? Ecol. Modell. 105 : 273-292.

Faille, G., J.-P. Ouellet, C. Dussault, D. Fortin, R. Courtois, M.-H. St-Laurent et C. Dussault, 2010. Range fidelity: the missing link between caribou decline and habitat alteration? Biol. Conserv. 143 : 2840-2850.

Festa-Bianchet, M., J.C. Ray, S. Boutin, S.D. Côté et A. Gunn, 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. Can. J. Zool. 89 : 419-434.

Flannigan, M.D., K.A. Logan, B.D. Amiro, W.R. Skinner, B.J. Stocks, 2005. Future area burned in Canada. Clim. Change 72(1-2) : 1-16.

Fortin M., J. Deblois, S. Bernier et G. Blais, 2007. Mise au point d'un tarif de cubage général pour les forêts québécoises : une approche pour mieux évaluer l'incertitude associée aux prévisions. For. Chron. 83 : 754-765.

Fortin, D., R. Courtois, P. Etcheverry, C. Dussault et A. Gingras, 2008. Winter selection of landscapes by woodland caribou: behavioural response to geographical gradients in habitat attributes. J. Appl. Ecol. 45 : 1392-1400.

Fortin, M., S. Bernier, J.-P. Saucier et F. Labbé, 2009. Une relation hauteur-diamètre tenant compte de l'influence de la station et du climat pour 20 espèces commerciales du Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière Québec. Mémoire de recherche forestière n° 153. 22 p.

Garet, J., F. Raulier, D. Pothier et S. Cumming, 2012. Forest age structures as indicators of sustainability in boreal forests: are we measuring them correctly? Ecol. Indic. 23 : 202-210.

Gauthier, S., A. Leduc, Y. Bergeron et H. Le Goff, 2008. La fréquence des feux et l'aménagement forestier inspiré des perturbations naturelles. *Dans* : Gauthier, S., M.A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, Y. Bergeron (éditeurs). Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, chapitre 3.

Girardin, M.P., J.X. Guo, P.Y. Bernier, F. Raulier et S. Gauthier. 2012. Changes in growth of pristine boreal North American forests from 1950 to 2005 driven by landscape demographics and species traits. Biogeosciences Discuss. 9 : 1021-1053. doi:10.5194/bgd-9-1021-2012.

Gower, J.C., 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. Biometrics 27 : 857-874.

Groupe d'experts environnemental sur l'évolution du climat, 2005. Guidance notes for lead authors of the IPCC Fourth Assessment Report on Addressing Uncertainties. http://www.ipcc.ch/pdf/supporting-material/uncertainty-guidance-note.pdf

Hayward, G.D. et P.H. Hayward, 1993. Boreal owl. *Dans* : Poole, A. et F. Gill (éditeurs). The birds of North America, No. 63. Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, DC: The American Ornithologists' Union. p. 19.

Hayward, G.D., P.H. Hayward et E.O. Garton, 1993. Ecology of boreal owls in the northern Rocky Mountains, USA. Wildl. Monogr.124: 1-59.

Héon, J., 2010. Chevauchement des feux dans la taïga du Québec. Mémoire de maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats. Université du Québec à Rimouski. 69 p.

Hins, C., J.-P. Ouellet, C. Dussault et M.-H. St-Laurent, 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: evidence of a landscape configuration effect. For. Ecol. Manage. 257 : 636-643.

Imbeau, L. et A. Desrochers, 2002. Area sensitivity and edge avoidance: the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. For. Ecol. Manage. 164 : 249-256.

Imbeau, L., M. Mönkkönen et A. Desrochers, 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandia. Conserv. Biol. 15 : 1151-1162.

Imbeau, L., J.-P.L. Savard et R. Gagnon, 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. Can. J. Zool. 77 : 1850-1860.

Jetté, J.-P., A. Robitaille, J. Pâquet et G. Parent, 1998. Guide des saines pratiques forestières dans les pentes du Québec. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec. 54 p.

Johnson, E.A., 1992. Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge University Press (éditeur), Cambridge.

Johnson, E.A. et S.L. Gutsell, 1994. Fire frequency models, methods and interpretations. Adv. Ecol. Res. 25 : 239-287.

Jurdant, M., J.L. Bélair, V. Gerardin et J.P. Ducruc, 1977. L'inventaire du Capital-Nature. Méthode de classification et de cartographie écologique du territoire. Pêches et Environnement Canada, Direction générale des terres, Série de la classification écologique du territoire, n° 2. 202 p.

Kershaw, K.A., 1978. The role of lichens in boreal tundra transition areas. The Bryologist 81 : 294-306.

Lapointe-Garant, M.-P., J. Huang, G. Gea-izquierdo, F. Raulier, P. Bernier et F. Berninger, 2010. Use of tree rings to study the effect of climate change on trembling aspen in Québec. Global Change Biol. 16 : 2039-2051. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02048.x.

Leblond, M., J. Frair, D. Fortin, C. Dussault, J.-P. Ouellet et R. Courtois, 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. Lands. Ecol. 26 : 1433-1446.

Leboeuf, A., A. Robitaille, J.-P. Létourneau, C. Morneau et L. Bourque, 2012. Norme de cartographie écoforestière du programme d'inventaire écoforestier nordique (PIEN). Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. 30 p.

Legendre, L. et P. Legendre, 1984. Écologie numérique. 2. La structure des données écologiques. 2e édition, Masson, Paris. 335 p.

Leonard, D.L. Jr., 2001. Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*). *Dans* : Poole, A. et F. Gill (éditeurs). The birds of North America, No. 588. The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA.

Lesmerises, R., 2011. Évaluation de la valeur des massifs de forêt résiduelle pour la conservation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*). Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski. 113 p.

Lesmerises, R., J.-P. Ouellet et M.-H. St-Laurent, 2011. Assessing terrestrial lichen biomass using ecoforest maps: a suitable approach to plan conservation areas for forest-dwelling caribou. Can. J. For. Res. 41(3) : 632-642.

Lowe, J., D. Pothier, J.-P.L. Savard, G. Rompré et M. Bouchard, 2011. Snag characteristics and cavity-nesting birds in the unmanaged post-fire northeastern Canadian boreal forest. Silva Fennica 45(1) : 55-67.

Mansuy, N., S. Gauthier, A. Robitaille et Y. Bergeron, 2010. The impact of surficial deposit-drainage combinations associated with physical factors on spatial variations of fire cycle in northern Quebec, Canada. Int. J. Wildland Fire 19 : 1083-1098.

McKenney, D.W. et J.H. Pedlar, 2003. Spatial models of site index based on climate and soil properties for two boreal tree species in Ontario, Canada. For. Ecol. Manag. 175 : 497-507.

McRoberts, R.E., E.O. Tomppo, A.O. Finley et J. Heikkinen, 2007. Estimating areal means and variances of forest attributes using the k-Nearest Neighbors technique and satellite imagery. Remote Sens. Environ. 111 : 466-480.

Ministère des Ressources naturelles, 1996. Biodiversité du milieu forestier : bilan et engagements du ministère des Ressources naturelles. Gouvernement du Québec. 152 p.

Ministère des Ressources naturelles, 2000. La limite nordique des forêts attribuables – Rapport final du comité (mars 2000). Gouvernement du Québec. 100 p.

Moeur, M. et A.R. Stage, 1995. Most similar neighbor: An improved sampling inference procedure for natural resource planning. For. Sci. 41 : 337-359.

Mönkkönen, M. et P. Reunanen, 1999. On critical thresholds in landscape connectivity: a management perspective. Oikos 84 : 302-305.

Monserud, R.A., 1984. Height growth and site index curves for inland Douglas-fir based on stem analysis data and forest habitat type. Forest Science 30(4) : 943-965.

Mudelsee, M., 2002. XTREND: a computer program for estimating trends in the occurrence rate of extreme weather and climate events. Scientific Reports of the Institute of Meteorology of the University of Leipzig 26 : 149-195.

Mudelsee, M., 2006. CLIM-X-DETECT: a Fortran 90 program for robust detection of extremes against a time-dependent background in climate records. Comput. Geosci. 32 : 141-144.

Niklasson, M. et A. Granström, 2000. Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. Ecology 81(6) : 1484-1499.

Ouzennou, H., D. Pothier et F. Raulier, 2008. Adjustment of the age-height relationship for uneven-aged black spruce stands. Can. J. For. Res. 38 : 2003-2012.

Payette, S., 1992. Fire as a controlling process in the North American Boreal forest. *Dans* : Shugart, H.H., R. Leemans et G.B. Bonan (éditeurs). A systems analysis of the global Boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge, New York. p. 145-169.

Payette, S. et A. Delwaide, 2003. Shift of conifer boreal forest to lichen-heath parkland caused by successive stand disturbances. Ecosystems 6 : 540-550.

Payette, S. et L. Rochefort, 2001. Écologie des tourbières du Québec-Labrador. Sous la direction de Serge Payette et Line Rochefort. Les Presses de l'Université Laval. 621 p.

Pelletier, G., Y. Dumont et M. Bédard, 2007. SIFORT - Système d'information forestière par tesselle - Manuel de l'usager. [En ligne], Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 125 p. http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/fimaq/usager.pdf

Perron, J.-Y. 1985. Tarif de cubage général, volume marchand brut. Ministère des Forêts, Service de l'inventaire forestier, ERF-3209-11. 52 p.

Polakow, D.A. et T.T. Dunne, 1999. Modelling fire-return interval T: stochasticity and censoring in the two-parameter Weibull model. Ecol. Mod. 121 : 79-102.

Pothier, D. et F. Savard, 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière. RN98-3054. 183 p.

Potvin, F., L. Bélanger et K. Lowell, 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. Conserv. Biol. 14 : 844-857.

Pouliot, D., C. Paquet, S. Déry, J.-P. Jetté, B. Pouliot et J. Pâquet, 2010. Guide pour la préparation et l'analyse des plans annuels d'interventions forestières de 2011-2012 et de 2012-2013. Mesures associées aux dérogations à la coupe en mosaïque dans la pessière à mousses. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec. 77 p.

Radford, J.Q., A.F. Bennett et G.J. Cheers, 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. Biol. Conserv. 124 : 317-337.

Raulier, F., H. Le Goff, S. Gauthier, R. Rapanoela et Y. Bergeron, 2013. Introducing two indicators for fire risk consideration in the management of boreal forests. Ecol. Indic. 24 : 451-461. doi:10.1016/j.ecolind.2012.07.023

Robert, D. et A. Robitaille, 2009. Cartographie forestière. *Dans* : Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie, 2e édition. Éditions MultiMondes, Québec, Canada. p. 146-178.

Robitaille, A. et M. Allard, 2007. Guide pratique d'identification des dépôts de surface au Québec, 2e édition. Les Publications du Québec, Québec. 121 p.

Robitaille, A. et P. Grondin, 1992. Guide d'utilisation des produits de la cartographie des districts écologiques. Ministère des Forêts du Québec, Service des inventaires forestiers. 63 p.

Robitaille, A. et J.-P. Saucier, 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les Publications du Québec, Québec. 213 p.

Robitaille, A., A. Leboeuf, J.-P. Létourneau, J.-P. Saucier et É. Vaillancourt, 2008. Integrated ecoforest mapping of the northern portion of the continuous boreal forest, Québec, Canada. Workshop Proceedings: Circum Boreal Vegetation Mapping, 3-6 November, Helsinki, Finland. p. 180-183.

Rominger, E.M., C.T. Robbins et M.A. Evans, 1996. Winter foraging ecology of woodland caribou in north-eastern Washington. J. Wild. Manage. 60 : 719-728.

Rompré, G., Y. Boucher, L. Bélanger, S. Côté et W.D. Robinson, 2010. Conserving biodiversity in managed forest landscapes: the use of critical thresholds for habitat. For. Chron. 86 : 589-596.

Rondeux, J., 1993. La mesure des arbres et des peuplements forestiers. Presses Agronomiques de Gembloux, Gembloux. 521 p.

Rossi, S., M.J. Tremblay, H. Morin et G. Savard, 2009. Growth and productivity of black spruce in even – and uneven – aged stands at the limit of the closed boreal forest. For. Ecol. Manage. 258 : 2153-2161.

Rudolph, T., P. Drapeau, M.-H. St-Laurent et L. Imbeau, 2012. Situation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) sur le territoire de la Baie James dans la région Nord-du-Québec. Rapport scientifique présenté au ministère des Ressources naturelles et de la Faune et au Grand Conseil des Cris (Eeyou Istchee), Montréal, Québec. 77 p.

St-Laurent, M.-H., J. Ferron, C. Hins et R. Gagnon, 2007. Effects of stand structure and landscape characteristics on habitat use by birds and small mammals in managed boreal forest of eastern Canada. Can. J. For. Res. 37(8) : 1298-1309.

St-Laurent, M.-H., C. Dussault, J. Ferron et R. Gagnon, 2009. Dissecting habitat loss and fragmentation effects following logging in boreal forest: conservation perspectives from landscape simulations. Biol. Conserv. 142 : 2240-2249.

St-Laurent, M.-H., L.-A. Renaud, M. Leblond et D. Beauchesne, 2012. Synthèse des connaissances relatives aux impacts des routes sur l'écologie du caribou. Nat. Can. 136(2) : 42-47.

Saucier, J.-P., 2004. L'information écologique pour la gestion durable des forêts au Québec. Nat. Can. 128 : 85-91.

Saucier, J.-P., J.-F. Bergeron, P. Grondin et A. Robitaille, 1998. Les régions écologiques du Québec méridional : un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. L'Aubelle, février-mars. 12 p.

Savage, D.W., D.L. Martell et B.M. Wotton, 2010. Evaluation of two risk mitigation strategies for dealing with fire-related uncertainty in timber supply modelling. Can. J. For. Res. 40(6) : 1136-1154.

Schimmel, J. et A. Granström, 1997. Fuel succession and fire behaviour in the Swedish boreal forest. Can. J. For. Res. 27 : 1207-1216.

Shaffer, F. et R. Alvo, 1995. Grimpereau brun. *Dans* : Gauthier, J. et Y. Aubry (éditeurs). Atlas des oiseaux nicheurs du Québec. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Montréal, Québec. p. 748-751.

Shaw, J.D. et J.N. Long, 2007. A density management diagram for longleaf pine stands with application to red-cockaded woodpecker habitat. South. J. Appl. For. 31 : 28-38.

Simard, M., P.Y. Bernier, Y. Bergeron, D. Paré et L. Guérine, 2009. Paludification dynamics in the boreal forest of the James Bay lowlands: effect of time since fire and topography. Can. J. For. Res. 39 : 546-552.

Skovsgaard, J.P. et J.K. Vanclay, 2008. Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. Forestry 81 : 13-31.

Trincado, G., C.L. VanderSchaaf et H.E. Burkhart, 2007. Regional mixed-effects height-diameter models for loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations. Eur. J. Forest Res. 126 : 253-262.

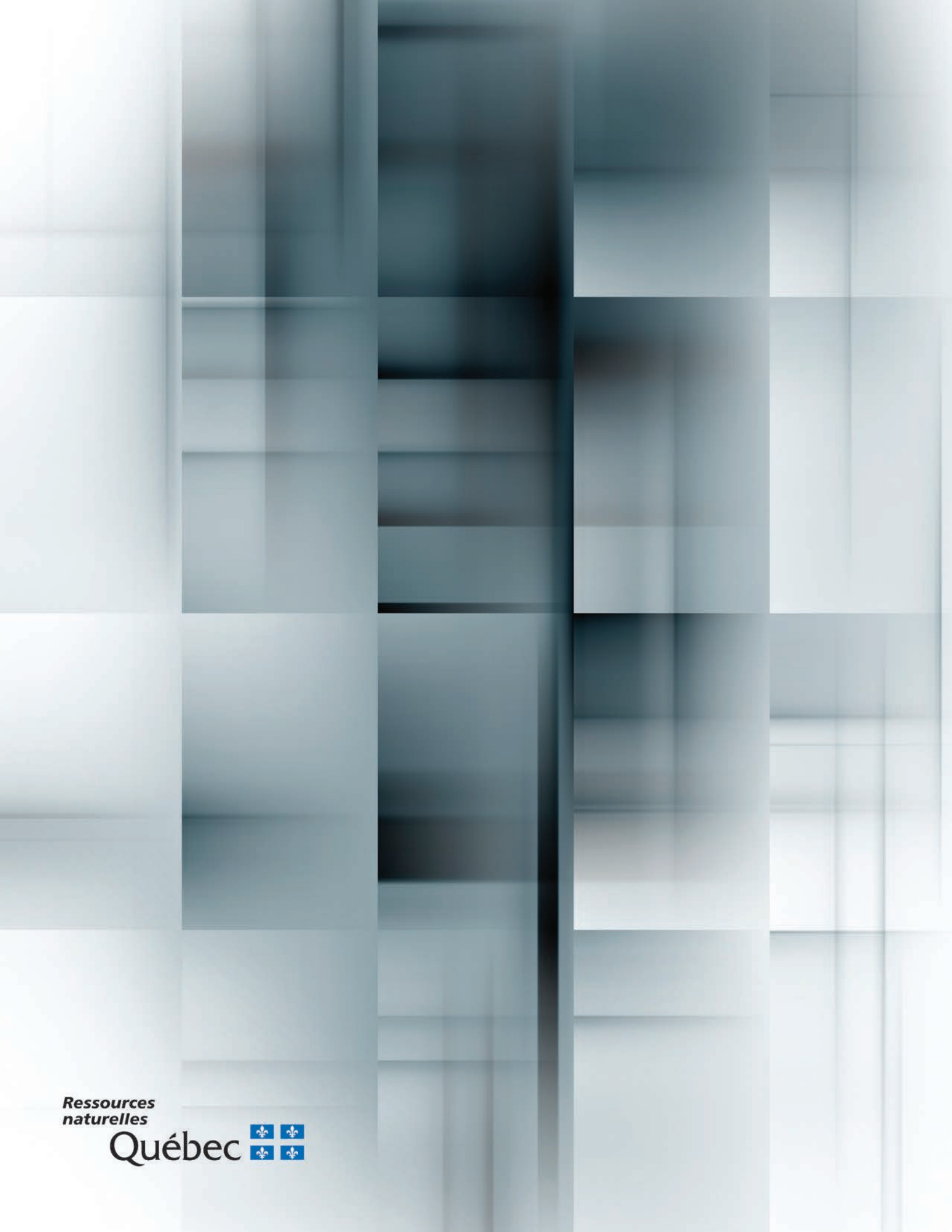
Ung, C.-H., P.Y. Bernier, F. Raulier, R.A. Fournier, M.-C. Lambert et J. Régnière, 2001. Biophysical site indice for shade tolerant and intolerant boreal species. For. Sci. 47 : 83-95.

Ung, C.-H., P.Y. Bernier, X.J. Guo et M.-C. Lambert, 2009. A simple growth and yield model for assessing changes in standing volume across Canada's forests. For. Chron. 85 : 57-64.

Vandal, D., 1985. Écologie comportementale du caribou du parc des Grands-Jardins. Maîtrise, Université Laval, Québec, Québec.

Villard, M.-A. et B.G. Jonsson, 2009. Tolerance of focal species to forest management intensity as a guide in the development of conservation targets. For. Ecol. Manage. 258 : S142-S145.

Weiskittel, A.R., D.W. Hann, J.A. Kershaw et J.K. Vanclay, 2011. Forest growth and yield modeling. Wiley-Blackwell, Chichester. 415 p.



Ressources naturelles
Québec