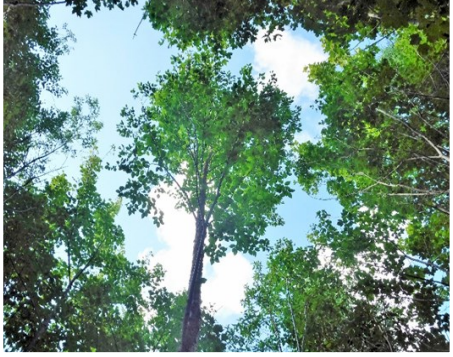


Projet réalisé par :

Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

Projet réalisé grâce au financement de :

Fondation de la faune du Québec

Fédération québécoise des chasseurs et pêcheurs

Portrait et plan d'orientation des ravages de cerfs de Virginie dans les Appalaches

Stratégies d'aménagement forestier pour les ravages de cerfs de Virginie du Mont Orignal, de Saint-Malachie, de Sainte-Germaine-Station et de Montmagny

Novembre 2019

Équipe de réalisation

Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

Stéphanie L.-Ruel, B.Sc.A., M.Sc.F.

Rédaction du portrait et du plan d'orientation et coordination du projet

Jean-Pierre Faucher, ingénieur forestier

Direction du projet, rédaction et recommandations

Denis Ferland, technicien forestier

Aide dans les inventaires forêt-faune

Pascale Thivierge, secrétaire administrative

Révision linguistique

Remerciements

Ce projet a été rendu possible grâce au financement offert par la Fondation de la faune du Québec dans le cadre du programme Faune-Forêt. Nous tenons aussi à remercier M. Jean-François Dumont, biologiste et responsable régional de la grande faune et des animaux à fourrure à la Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale-Chaudière-Appalaches du MFFP, pour ses recommandations et commentaires nécessaires à la réalisation du projet et pour sa contribution et celle de son équipe aux inventaires forêt-faune. Nous remercions également l'Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de la Chaudière pour l'aide terrain et le partage de données géomatiques. Finalement, nous remercions Alexandre Roberge, étudiant à la maîtrise en biogéoscience de l'environnement à l'Université Laval, pour avoir consacré son essai à la rédaction d'un plan d'orientation pour le ravage de Sainte-Germaine.

Photos de la couverture

Travaux forêt-faune réalisés dans les Appalaches (sources : AMVAP) et cerf de Virginie (source : Agence de mise en valeur des forêts privées du Bas-Saint-Laurent)

Citation recommandée

Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches, 2019. Portrait et plan d'orientation des ravages de cerfs de Virginie dans les Appalaches. Lac-Etchemin, 143 pages

Résumé

Les ravages de cerfs de Virginie du Mont Orignal, de Saint-Malachie, de Sainte-Germaine et de Montmagny sur le territoire de l'Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches sont presque entièrement situés sur terres privées ce qui implique que le maintien de la qualité de ces habitats repose sur la bonne volonté et la sensibilisation des propriétaires et de leurs conseillers forestiers. Ce plan d'orientation présente les stratégies d'aménagement forestier à adopter pour préserver la qualité de ces habitats essentiels à la survie des cerfs. Les orientations retenues se basent sur le portrait actuel de l'habitat des cerfs établi à la suite d'inventaires forêt-faune (printemps 2018) qui ont permis de corriger l'habitat potentiel classifié initialement selon les critères du *Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie* (Hébert *et al.*, 2013) modélisé sur les 3e, 4e et 5e inventaires écoforestiers du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). Une évaluation des impacts qu'une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) pourrait avoir sur les habitats des cerfs est aussi présentée en se basant sur les critères du MFFP.

Les résultats des inventaires forêt-faune démontrent une forte utilisation des habitats où la nourriture et l'abri sont bien entremêlés. Dans les ravages de Saint-Malachie, de Sainte-Germaine et du Mont Orignal, la proportion d'abri a augmenté depuis le 3e inventaire écoforestier (1990) alors que les habitats potentiels de nourriture-abri ont diminué, suivant des tendances plus ou moins fortes selon les ravages. Le ravage de Sainte-Germaine est celui où l'abri a le plus fortement augmenté. Seul le ravage de Montmagny présente actuellement un déficit en habitats d'abris par rapport à la cible fixée à 25 % (Hébert *et al.*, 2013), mais ce déficit est compensé par la présence suffisante de composante d'habitat de nourriture-abri. Les ravages de Mont Orignal et de Saint-Malachie sont les plus fortement utilisés par les cerfs. Dans ces ravages, nous recommandons de favoriser la venue de peuplements où la nourriture et l'abri sont bien entremêlés par exemple en réalisant des plantations à faible densité, en conservant des secteurs non traités offrant de la nourriture dans les travaux de reboisement ou d'éducation de la régénération et en faisant des trouées nourricières et des coupes partielles dans des peuplements dominés par les résineux ou près de ces peuplements. Dans le ravage de Sainte-Germaine, les orientations des travaux devraient viser à hausser les superficies d'habitats de nourriture. Ainsi, dans ce ravage, la réalisation de petites coupes totales de forme irrégulière et allongée ainsi que les mêmes travaux que ceux proposés pour les ravages de Saint-Malachie et du Mont Orignal sont à privilégier puisque les habitats d'abri atteignent des proportions importantes dans le ravage de Sainte-Germaine et qu'ils sont très vulnérables à la TBE. Ces ravages présentent un risque de rupture d'abri ou de perte de superficies importantes qui deviendraient improductives pour le cerf advenant une épidémie de TBE. Dans le ravage de Montmagny, nous recommandons de maintenir les proportions en habitats d'abri tout en haussant la nourriture disponible, par exemple en créant des trouées nourricières ou en réalisant des coupes partielles à l'intérieur ou à proximité de peuplements d'abri et nourriture-abri.

Table des matières

Résumé ii

1. Introduction 1

1.1. Mise en contexte 2

1.2. Objectifs 5

1.3. Territoire à l'étude 6

2. Méthodologie 9

2.1. Analyses géomatiques 10

2.1.1. Mise à jour des couches du 4e inventaire écoforestier 10

2.1.2. Potentiel d'utilisation d'habitat du cerf modélisé 12

2.1.3. Vulnérabilité des peuplements à la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) 14

2.2. Inventaires forêt-faune 16

2.2.1. Plan d'échantillonnage 16

2.2.2. Méthodologie d'échantillonnage 18

3. Résultats globaux 23

3.1. Classification des données terrain 24

3.2. Concordance entre le modèle de qualité d'habitats et les inventaires forêt-faune 26

3.3. Correction du potentiel d'habitat modélisé 31

3.4. Utilisation des peuplements par le cerf 34

4. Description générale des stratégies d'aménagement forestier retenues 39

4.1. Importance de considérer l'échelle d'aménagement 40

4.2. Traitements non commerciaux et mesures d'atténuation associées 41

4.2.1. Préparation de terrain, reboisement et dégagement de plantation avec maintien de secteurs non traités 41

4.2.2. Reboisement de faible densité 42

4.2.3. Éclaircie précommerciale-puits, éclaircie précommerciale-trouées ou éclaircie précommerciale systématique adaptée 43

4.2.4. Demi-abattage 45

4.3. Adaptation du martelage ou du choix de tige 47

4.4. Traitements commerciaux et mesures d'atténuation associées 48

4.4.1. Bandes riveraines 48

4.4.2. Création de trouées nourricières et maintien de secteurs d'abris 48

4.4.3. Coupe de jardinage 50

4.4.4. Coupes progressives 51

4.4.4.1. Coupe progressive irrégulière à couvert permanent 51

4.4.4.2. Coupe progressive à sélection rapprochée.....52
4.4.5. Coupe avec protection de la régénération et des sols adaptée 53
5. Portrait détaillé et stratégies d'aménagement par ravage 55
5.1. Mont Orignal (06-12-9045-2001) 56
5.1.1. Portrait forestier 56
5.1.2. Portrait de l'habitat du cerf 63
5.1.2.1. Utilisation du ravage par les cerfs.....63
5.1.2.2. Proportion des habitats.....68
5.1.2.3. Vulnérabilité des habitats à la TBE.....70
5.1.2.4. Répartition spatiale et entremêlement des habitats 71
5.1.3. Résumé des constats et propositions de stratégies d'aménagement .73
5.2. Saint-Malachie (06-12-9397-2006) 75
5.2.1. Portrait forestier 75
5.2.2. Portrait de l'habitat du cerf 82
5.2.2.1. Utilisation du ravage par les cerfs.....82
5.2.2.2. Proportion des habitats.....87
5.2.2.3. Vulnérabilité des habitats à la TBE.....89
5.2.2.4. Répartition spatiale et entremêlement des habitats 90
5.2.3. Résumé des constats et propositions de stratégies d'aménagement .91
5.3. Sainte-Germaine-Station (06-12-9041-2004).....94
5.3.1. Portrait forestier 94
5.3.2. Portrait de l'habitat du cerf 101
5.3.2.1. Utilisation du ravage par les cerfs.....101
5.3.2.2. Proportion des habitats.....103
5.3.2.3. Vulnérabilité des habitats à la TBE.....108
5.3.2.4. Répartition spatiale et entremêlement des habitats 109
5.3.3. Résumé des constats et propositions de stratégies d'aménagement110
5.4. Montmagny (06-12-9013-1998) 112
5.4.1. Portrait forestier 112
5.4.2. Portrait de l'habitat du cerf 119
5.4.2.1. Utilisation du ravage par les cerfs.....119
5.4.2.2. Proportion des habitats.....124
5.4.2.3. Vulnérabilité des habitats à la TBE.....126
5.4.2.4. Répartition spatiale et entremêlement des habitats 127
5.4.3. Résumé des constats et propositions de stratégies d'aménagement129
6. Synthèse et conclusion.....131

7. Bibliographie.....136

Liste des figures

Figure 1. Localisation générale du territoire de l'AMVAP 2
Figure 2. Localisation générale des ravages du territoire de l'AMVAP 7
Figure 3. Utilisation moyenne par le cerf en fonction de la classe de densité et de la composition du peuplement 34
Figure 4. Utilisation moyenne par le cerf en fonction de la classe de hauteur et de la composition du peuplement 34
Figure 5. Utilisation moyenne par le cerf en fonction de la composition et de la classe d'âge des peuplements..... 35
Figure 6. Utilisation moyenne par le cerf en fonction du type d'habitat..... 36
Figure 7. Utilisation moyenne par le cerf en fonction de l'entremêlement entre l'abri et la nourriture à l'intérieur du peuplement..... 36
Figure 8. Exemple d'un traitement de conservation de secteurs non traités dans une préparation de terrain..... 41
Figure 9. Étapes de réalisation du demi-abattage (tiré de AFSQ, 2017) 45
Figure 10. Schéma de la première phase de la coupe progressive à sélection rapprochée tiré de Meek, 2015 52
Figure 11. Proportion des couverts forestiers dans le ravage du Mont Orignal 56
Figure 12. Localisation du ravage du Mont Orignal..... 57
Figure 13. Topographie du ravage du Mont Orignal..... 58
Figure 14. Types de couverts forestiers du ravage du Mont Orignal 59
Figure 15. Stades de développement des forêts du ravage du Mont Orignal 60
Figure 16. Proportions des forêts par stade de développement dans le ravage du Mont Orignal selon les 3e (A), 4e(B) et 5e(C) inventaires écoforestiers 61
Figure 17. Proportion du territoire du ravage du Mont Orignal dont les propriétés sont enregistrées au statut de producteur forestier (octobre 2018) 62
Figure 18. Évolution des superficies ravagées par le cerf de Virginie dans le ravage du Mont Orignal 64
Figure 19. Modélisation préliminaire (avant les inventaires) de l'utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie à partir des données du 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé pour le ravage du Mont Orignal 65
Figure 20. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage du Mont Orignal corrigée après les inventaires terrain 66
Figure 21. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage du Mont Orignal modélisée à l'aide du 5e inventaire écoforestier .. 67
Figure 22. Évolution des proportions d'habitats potentiels d'après les 3e, 4e et 5e inventaires écoforestiers pour le ravage du Mont Orignal..... 69
Figure 23. Évolution naturelle appréhendée des habitats potentiels du cerf et évolution appréhendée après une épidémie de TBE dans le ravage du Mont Orignal 71
Figure 24 Proportion des couverts forestiers dans le ravage de Saint-Malachie 75
Figure 25. Localisation du ravage de Saint-Malachie..... 76
Figure 26. Topographie du ravage de Saint-Malachie..... 77
Figure 27. Types de couverts forestiers du ravage de Saint-Malachie 78
Figure 28. Stades de développement des forêts du ravage de Saint-Malachie 79

Figure 29. Proportions des forêts par stade de développement dans le ravage de Saint-Malachie selon les 3e (A), 4e(B) et 5e (C) inventaires écoforestiers .. 80
Figure 30. Proportion du territoire du ravage de Saint-Malachie dont les propriétaires sont enregistrés au statut de producteur forestier 81
Figure 31. Évolution des superficies ravagées du cerf de Virginie dans le ravage de Saint-Malachie 82
Figure 32. Modélisation préliminaire (avant les inventaires) de l'utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie à partir des données du 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé pour le ravage de Saint-Malachie 84
Figure 33. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage de Saint-Malachie corrigée après les inventaires terrain 85
Figure 34. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage de Saint-Malachie modélisée à l'aide du 5e inventaire écoforestier 86
Figure 35. Évolution des proportions d'habitats potentiels d'après les 3e, 4e et 5e inventaires écoforestiers pour le ravage de Saint-Malachie 88
Figure 36. Évolution naturelle appréhendée des habitats potentiels du cerf et évolution appréhendée après une épidémie de TBE dans le ravage de Saint-Malachie 89
Figure 37. Proportion des couverts forestiers dans le ravage de Ste-Germaine..... 94
Figure 38. Localisation du ravage de Sainte-Germaine 95
Figure 39. Topographie du ravage de Sainte-Germaine 96
Figure 40. Types de couverts forestiers du ravage de Sainte-Germaine..... 97
Figure 41. Stades de développement des forêts du ravage de Sainte-Germaine..... 98
Figure 42. Proportions des forêts par stade de développement dans le ravage de Sainte-Germaine selon les 3e (A), 4e(B) et 5e(C) inventaires écoforestiers [8] 99
Figure 43. Proportion du territoire du ravage de Sainte-Germaine dont les propriétés sont enregistrées au statut de producteur forestier..... 100
Figure 44. Évolution des superficies ravagées des cerfs de Virginie dans le ravage de Sainte-Germaine 102
Figure 45. Modélisation préliminaire (avant les inventaires) de l'utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie à partir des données du 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé pour le ravage de Sainte-Germaine 104
Figure 46. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage de Sainte-Germaine corrigée après les inventaires terrain 105
Figure 47. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage de Sainte-Germaine modélisée à l'aide du 5e inventaire écoforestier 106
Figure 48. Évolution des proportions d'habitats potentiels d'après les 3e, 4e et 5e inventaires écoforestiers pour le ravage de Sainte-Germaine 107
Figure 49. Évolution naturelle appréhendée des habitats potentiels du cerf et évolution appréhendée après une épidémie de TBE dans le ravage de Sainte-Germaine..... 108
Figure 50. Proportion des couverts forestiers dans le ravage de Montmagny 112
Figure 51. Localisation du ravage de Montmagny..... 113
Figure 52. Topographie du ravage de Montmagny 114
Figure 53. Types de couverts forestiers du ravage de Montmagny 115
Figure 54. Stades de développement des forêts du ravage de Montmagny..... 116

Figure 55. Proportions des forêts par stade de développement dans le ravage de Montmagny selon les 3e (A), 4e(B) et 5e (C) inventaires écoforestiers [8] ... 117
Figure 56. Proportion du territoire du ravage de Montmagny dont les propriétaires sont enregistrés au statut de producteur forestier ... 118
Figure 57. Évolution des pochettes d'hivernage de cerfs de Virginie dans le ravage de Montmagny ... 120
Figure 58. Modélisation préliminaire (avant les inventaires) de l'utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie à partir des données du 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé pour le ravage de Montmagny ... 121
Figure 59. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage de Montmagny corrigée après les inventaires terrain ... 122
Figure 60. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage de Montmagny modélisée à l'aide du 5e inventaire écoforestier .. 123
Figure 61. Évolution des proportions d'habitats potentiels d'après les 3e, 4e et 5e inventaires écoforestiers pour le ravage de Montmagny ... 126
Figure 62. Évolution naturelle appréhendée des habitats potentiels du cerf et évolution appréhendée après une épidémie de TBE dans le ravage de Montmagny ... 127

Liste des tableaux

Tableau 1. Tenures des propriétés des ravages du territoire de l'AMVAP ... 8
Tableau 2. Normales de chutes de neige (cm) de 1981 à 2010 (Gouvernement du Canada, 2018) ... 8
Tableau 3. Périodes de réalisation des travaux financés par l'AMVAP utilisés pour bonifier et mettre à jour la cartographie écoforestière ... 10
Tableau 4. Précisions sur la mise à jour des classes d'âge, de hauteur et de densité du 4ème inventaire écoforestier ... 11
Tableau 5. Stades de développement regroupant certaines classes d'âges ... 12
Tableau 6. Classification d'Hébert et ses collaborateurs (2013) des peuplements forestiers selon leur potentiel d'utilisation par le cerf ... 13
Tableau 7. Classes de vulnérabilité des peuplements à la TBE ... 15
Tableau 8. Prédictions des changements d'habitats après le passage d'une épidémie de TBE ... 15
Tableau 9. Distance minimale entre les placettes et efforts d'échantillonnage pour les ravages inventoriés ... 17
Tableau 10. Résumé des variables mesurées et de la méthodologie utilisée dans les inventaires forêt-faune ... 19
Tableau 11. Classification des habitats d'après les données des inventaires ... 25
Tableau 12. Taux de concordance entre le potentiel d'habitat modélisé à l'aide du 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé et le potentiel d'habitat inventorié par proportions de superficies inventoriées ... 27
Tableau 13. Correction du potentiel d'habitat modélisé par strate de peuplements inventoriés ... 33
Tableau 14. Précisions sur les modalités de réalisation des EPC puits et trouées ... 44
Tableau 15. Orientations pour adapter le martelage ou le choix de tige afin de préserver la qualité d'habitat des cerfs ... 47

Tableau 16. Cibles en trouées et en maintien de secteurs d'abris pour les travaux commerciaux 48
Tableau 17. Travaux d'aménagement forestier réalisés dans le ravage du Mont Orignal entre 2001 et 2016 62
Tableau 18. Synthèse des constats dans le ravage du Mont Orignal 72
Tableau 19. Travaux d'aménagement forestier réalisés dans le ravage de Saint-Malachie entre 2001 et 2016 81
Tableau 20. Synthèse des constats dans le ravage de Saint-Malachie 90
Tableau 21. Travaux forestiers réalisés dans le ravage de Sainte-Germaine entre 2001 et 2016 100
Tableau 22. Synthèse des constats dans le ravage de Sainte-Germaine 109
Tableau 23. Travaux forestiers réalisés dans le ravage de Montmagny entre 2001 et 2016 118
Tableau 24. Synthèse des constats dans le ravage de Montmagny 128
Tableau 25. Synthèse des constats et des stratégies d'aménagement forestier dans les ravages des Appalaches 134
Tableau 26. Aide-mémoire des travaux forestiers à privilégier dans les ravages de cerfs des Appalaches 135

Liste des encadrés

Encadré 1. Orientation principale et travaux forestiers prioritaires dans le ravage du Mont Orignal 73
Encadré 2. Orientation principale et travaux forestiers prioritaires dans le ravage de Saint-Malachie 91
Encadré 3. Orientation principale et travaux forestiers prioritaires dans le ravage de Sainte-Germaine 110
Encadré 4. Orientation principale et travaux forestiers prioritaires dans le ravage de Montmagny 129

1. Introduction

Photo : Agence de mise en valeur des forêts privées du Bas-St-Laurent

1.1. Mise en contexte

Le cerf de Virginie représentait près de 60 % des récoltes des chasseurs en 2017 dans la région de Chaudière-Appalaches (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2017) et plus de 30 000 personnes participent annuellement aux activités de prélèvement ou d'observation liées à cette espèce dans cette région ce qui génère des activités économiques annuelles s'élevant à 15 M $ (Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles, 2008). Cette espèce d'importance socioéconomique parvient à survivre sous nos latitudes en se regroupant à l'hiver dans des habitats au microclimat plus favorable appelés ravages ou aires de confinement où elle y entretient un réseau de sentiers pour faciliter son alimentation et sa fuite face aux prédateurs (Hébert *et al.*, 2013). Sur le territoire de l'Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches (AMVAP) (Figure 1), on trouve six ravages de cerfs cartographiés par le MFFP et ceux-ci couvrent 28 757 ha ce qui en fait l'habitat faunique le plus important de la région. En terres publiques, la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (LCMVF, c. C-61.1) protège les aires de confinement de cerfs de Virginie afin d'assurer le maintien de la qualité de ces grâce au *Règlement sur les habitats fauniques* (RHF, c.C-61.1, r.18). La situation est toutefois bien différente pour les ravages situés sur terres privées, lesquels composent près de 70 % de ceux du territoire de l'AMVAP. En effet, bien que les schémas d'aménagement de certaines municipalités régionales de comté du territoire de l'AMVAP ciblent les ravages comme des territoires d'intérêt écologique nécessitant l'adoption de mesures particulières (MRC de Montmagny, 2009; MRC des Etchemins, 2005), l'amélioration et le maintien de la qualité d'habitat dans les aires de confinement situées sur terres privées reposent sur la bonne volonté de propriétaires et de leurs conseillers forestiers ainsi que sur la sensibilisation de ces acteurs avec la collaboration des agences forestières, tel que le souligne le Plan de gestion des cerfs de Virginie 2010-2017 (Huot & Lebel, 2012).

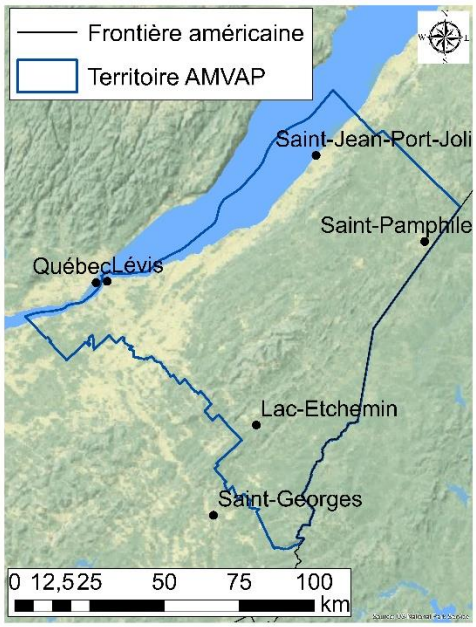


Figure 1. Localisation générale du territoire de l'AMVAP

Pour parvenir à optimiser la qualité d'habitat hivernal du cerf dans le contexte de la forêt privée, la confection de plans d'orientation de ravages visant à émettre des recommandations générales d'aménagement forestier adaptées aux problématiques forestières des aires de confinement est l'approche à utiliser (Hébert *et al.*, 2013). Toutefois, malgré l'importance socioéconomique de cette espèce sur le territoire de l'AMVAP ainsi que sa dépendance envers des aires de confinement de bonne qualité pour soutenir ses populations, les plans d'aménagement des ravages du territoire n'ont pas été mis à jour depuis le début des années 2000 et l'aire de confinement de Saint-Malachie, reconnue officiellement depuis 2007, n'a jamais fait l'objet d'un plan.

De nombreux travaux sylvicoles ont eu lieu dans les ravages situés sur le territoire de l'AMVAP depuis la création des derniers plans d'aménagement ce qui a pu modifier fortement leurs portraits. En outre, la cartographie écoforestière du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) a été renouvelée 2 fois depuis la confection de ces plans qui étaient basés sur le 3e inventaire écoforestier (1990). D'après le dernier inventaire héliporté réalisé en 2019, la densité de population de cerfs des Appalaches serait récemment passée au niveau sous-optimal en raison de la rigueur de l'hiver 2018-2019 (Jean-François Dumont, MFFP, comm. pers.). Le Plan de gestion du cerf de Virginie 2010-2017 vise quant à lui une hausse des populations de ce secteur afin d'y obtenir des populations équilibrées en termes de bénéfices socioéconomiques et de capacité de support du milieu (Hébert *et al.*, 2013). On trouvait en 2008 une densité de 2,4 cerfs/km^2 dans la zone de chasse dans laquelle tous les ravages des Appalaches se trouvent (3 Ouest), alors que la densité visée est de 3,4 cerfs/km^2 (Huot & Lebel, 2012). Les résultats préliminaires de l'inventaire de 2019 laissent entendre que la densité de cerfs de la zone 3 ouest serait inférieure à cette cible. Bien que l'habitat d'été soit adéquat dans les ravages des Appalaches et permette aux cerfs d'atteindre parmi les poids automnaux les plus élevés de la province, la situation est tout autre en ce qui a trait à l'habitat hivernal. En effet, entre 2010 et 2018, l'indice NIVA moyen des ravages des Appalaches a été de 4 321 jours-cm d'enfoncement alors que la moyenne provinciale a été de 3 817 jours-cm d'enfoncement pour la même période (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2018). Cet indice est basé sur le nombre de jours-cm d'enfoncement déterminés en mesurant la compacité de la neige et l'épaisseur de neige au sol (Potvin & Breton, 1992). Avec un enneigement aussi important dans les ravages des Appalaches, la demande énergétique du cerf est très élevée, puisque celle-ci suit

une croissance exponentielle avec la quantité de neige au sol (Ministère de l'Environnement et de la Faune, 1998). Dans ce contexte, les déplacements des cerfs doivent être limités au maximum. Pour ce faire, le cerf doit impérativement trouver des habitats d'abri entremêlés de secteurs de nourriture puisque ce cervidé ne s'aventure généralement pas dans un peuplement ouvert offrant de la nourriture s'il est distancé de plus de 15 m d'un peuplement d'abri (Potvin & Morasse, 1988). De plus, un manque d'entremêlement entre les peuplements utilisés par les cerfs peut les forcer à traverser les routes alors qu'une planification optimale des aménagements forestiers peut contribuer à réduire les collisions routières (De Bellefeuille & Poulin, 2004). Dans certains ravages des Appalaches, les problématiques de collisions routières sont omniprésentes. Bref, la qualité d'habitat actuelle pour le cerf de Virginie dans les ravages des Appalaches est méconnue et elle pourrait être ébranlée par des aménagements forestiers n'étant pas forcément orientés en fonction des besoins observés à ce jour dans les aires de confinement.

1.2. Objectifs

L'objectif principal du projet est de réaliser un portrait et un plan d'orientation identifiant des stratégies d'aménagement pour chacun des quatre ravages de cerfs de Virginie présents en tenure privée sur le territoire de l'AMVAP (Figure 2). Ces stratégies sont définies en fonction des problématiques d'habitat basées sur une cartographie mise à jour et sur des inventaires forêt-faune. Le plan est destiné à servir d'outil de connaissance et de planification pour l'Agence, les conseillers et les propriétaires forestiers quant au choix des travaux sylvicoles à privilégier dans les différents ravages des Appalaches. Plus précisément, le projet visait à :

- Établir le potentiel d'habitat pour le cerf dans chacun des ravages du territoire de l'AMVAP sur la base d'une cartographie écoforestière mise à jour et d'inventaires forêt-faune;
- Déterminer les effets qu'une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette pourrait avoir sur la qualité d'habitat des ravages étudiés;
- Identifier les problématiques de chacun des ravages;
- Formuler une stratégie et des recommandations d'aménagement proposant des travaux sylvicoles et des mesures d'atténuation répondant aux enjeux propres à chacun des ravages.

1.3. Territoire à l'étude

Les ravages du Mont Orignal, de Saint-Malachie, de Sainte-Germaine et de Montmagny sont étudiés dans le présent projet (Figure 2). Ces ravages sont presque entièrement de tenure privée et appartiennent majoritairement à de petits propriétaires (Tableau 1). Bien que le ravage de Grande-Rivière situé à l'Est du territoire de l'AMVAP chevauche en partie les limites de l'Agence, celui-ci n'a pas été inclus dans le présent travail puisqu'il est situé entièrement en terres publiques (Tableau 1). De plus, l'aire de confinement de la rivière Famine se situe en bonne partie sur le territoire de l'AMVAP, mais chevauche aussi le territoire de l'Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de la Chaudière (ARFPC). L'ARFPC s'est chargée de couvrir ce ravage dans leur plan d'orientation (Doyon & Fortier-Guay, 2019), alors que l'AMVAP a couvert les portions de ravages de Saint-Malachie et du Mont Orignal dépassant sur le territoire de l'ARFPC.

Tous les ravages à l'étude sont situés dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune. Comme énoncé précédemment, ces ravages ont présenté un enneigement moyen cumulatif de 4 321 jours-cm entre 2010 et 2018 soit 500 jours-cm de plus que la moyenne provinciale pour la même période (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2018). Les ravages du Mont Orignal et de Sainte-Germaine sont ceux qui reçoivent le plus de neige pendant les mois durant lesquels les cerfs se confinent, alors que le ravage de Montmagny est celui qui reçoit la moins grande quantité de neige durant ces mois (Tableau 2). Le ravage de Saint-Malachie est celui qui présente le moins de jours où l'enneigement est supérieur à 20 cm alors que les ravages de Mont Orignal et de Sainte-Germaine sont ceux qui en comptent le plus.

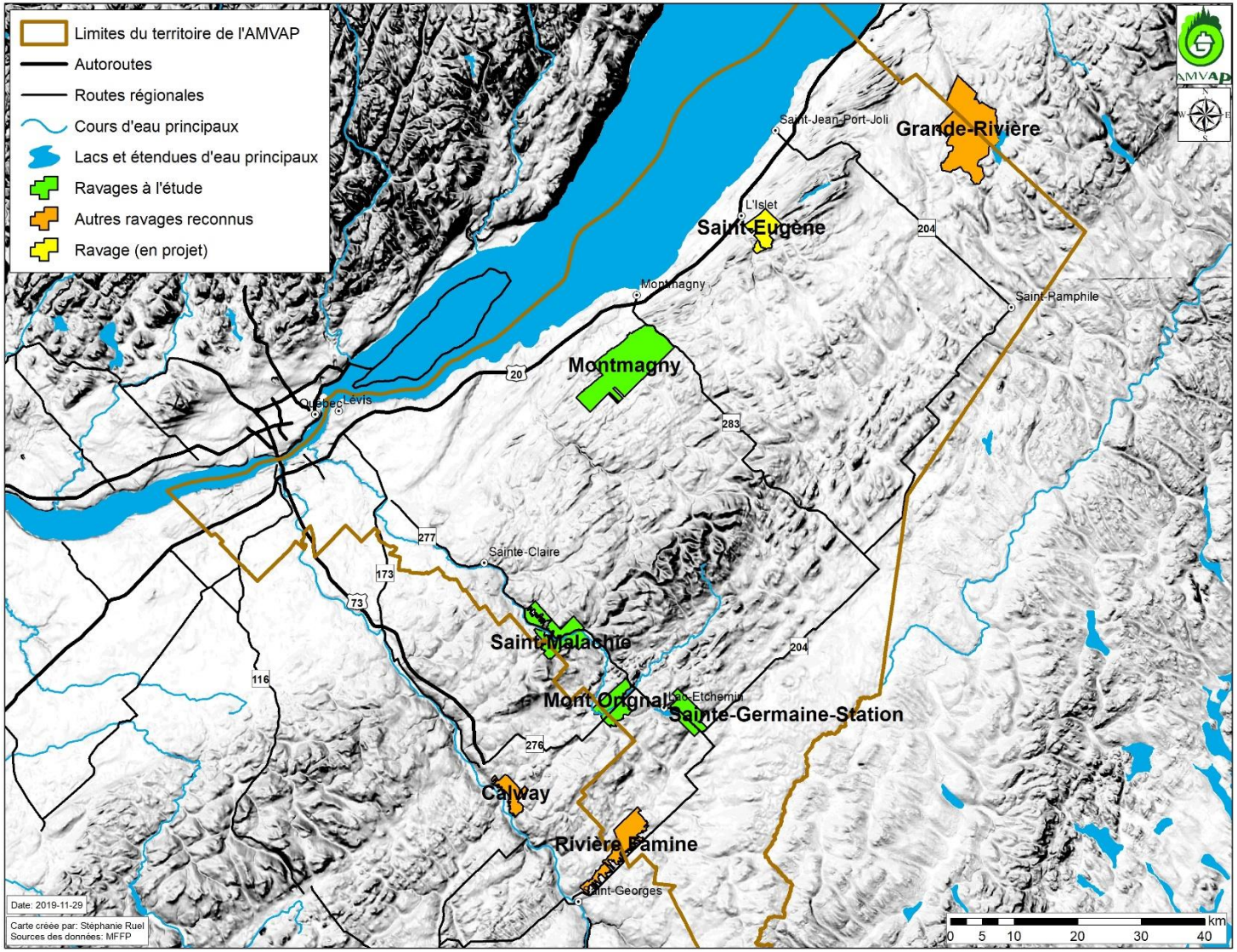


Figure 2. Localisation générale des ravages du territoire de l'AMVAP

Tableau 1. Tenures des propriétés des ravages du territoire de l'AMVAP

Ravage	Numéro	À l'étude dans le présent projet	Élément	Tenure privée			Public	Total
				Privée (petits propriétaires)	Privée (grands propriétaires)	Total privé		
Rivière Famine	06-12-9009-1998		Superficie (ha)	3 142	0	3 142	161	**3 303**
			Proportion	100 %	0 %	95 %	5 %	**100 %**
Grande rivière	06-12-9005-1998		Superficie (ha)	0	0	0	9 213	**9 213**
			Proportion	0 %	0 %	0 %	100 %	**100 %**
Mont Orignal	06-12-9045-2001	✓	Superficie (ha)	1 988	227	2 215	0	**2 215**
			Proportion	90 %	10 %	100 %	0 %	**100 %**
Saint-Malachie	06-12-9397-2006	✓	Superficie (ha)	3 174	0	3 174	0	**3 174**
			Proportion	100 %	0 %	100 %	0 %	**100 %**
Sainte-Germaine	06-12-9041-2004	✓	Superficie (ha)	1 792	0	1 792	176	**1 968**
			Proportion	91 %	0 %	91 %	9 %	**100 %**
Montmagny	06-12-9013-1998	✓	Superficie (ha)	8 632	223	8 855	0	**8 855**
			Proportion	97 %	3 %	100 %	0 %	**100 %**
Saint-Eugène	En projet		Superficie (ha)	1 971	0	1 971	0 %	**1 971**
			Proportion	100 %	0 %	100 %	0 %	**100 %**
Total superficie (ha)				**18 548**	**630**	**19 178**	**9 550**	**28 728**
Total proportion				**65 %**	**2 %**	**67 %**	**33 %**	**100 %**

Tableau 2. Normales de chutes de neige (cm) de 1981 à 2010 (Gouvernement du Canada, 2018)

	Ravages→	Mont Orignal et Sainte-Germaine	Saint-Malachie	Montmagny
	Station météo la plus proche →	**Sainte-Germaine**	**Honfleur**	**Montmagny**
Normales de chute de neige (cm)	Décembre	75,9	62,8	54,5
	Janvier	74,1	64,5	66,4
	Février	66,0	44,1	47,6
	Mars	52,0	41,3	37,8
	Total	**268,0**	**212,7**	**206,3**
Jours avec épaisseur de neige ≥ 20 cm	Décembre	19,1	10,4	12,1
	Janvier	30,0	25,1	28,2
	Février	28,2	23,8	28,2
	Mars	30,8	25,0	29,2
	Total	**108,1**	**84,3**	**97,7**

2. Méthodologie

Photo : Inventaires d'habitat du cerf dans le ravage de Montmagny par le technicien forestier de l'AMVAP

2.1. Analyses géomatiques

2.1.1. Mise à jour des couches du 4ème inventaire écoforestier

Au moment de la création du plan d'échantillonnage pour les inventaires forêt-faune réalisés dans le projet (2017), le 5e inventaire écoforestier du MFFP n'était pas disponible pour l'entièreté des ravages des Appalaches. Nous avons donc bonifié et actualisé le 4e inventaire écoforestier (MRNF, 2007) pour obtenir un portrait préliminaire potentiel plus actuel des habitats du cerf et ainsi établir le plan d'échantillonnage. Ces étapes étaient nécessaires puisque les données écoforestières du 4e inventaire provenaient de photointerprétation de photos aériennes de 2003. Nous avons donc intégré les couvertures des travaux financés par l'AMVAP (Tableau 3) et bonifié les données écoforestières du 4e programme d'inventaire écoforestier en numérisant certains travaux forestiers non inclus dans les données du MRNF visibles sur les orthophotos de 2010 et de 2015. Les perturbations numérisées étaient des coupes partielles et totales, des plantations et tous changements d'affectation des terres observés et elles ont été datées approximativement (2000 à 2015). Seuls les travaux et perturbations ayant un impact sur l'habitat du cerf ont été conservés pour leur intégration à la cartographie du MFFP. En fait, les travaux utilisés pour la bonification et l'actualisation de la cartographie étaient ceux modifiant le couvert forestier comme des plantations, des éclaircies précommerciales et des coupes partielles et totales. Ainsi, quelques travaux n'ayant pas d'impact pour l'habitat du cerf n'ont pas été inclus dans les analyses.

Tableau 3. Périodes de réalisation des travaux financés par l'AMVAP utilisés pour bonifier et mettre à jour la cartographie écoforestière

Type de travaux forestiers	Période
Plantations	1978 à 2016
Éclaircies précommerciales	1991 à 2016
Travaux commerciaux	2001 à 2016

Afin de tenir compte du vieillissement des peuplements depuis la prise des photos aériennes ayant servi à la préparation du 4e inventaire écoforestier qui ont été prises en 2003, soit 15 ans avant la réalisation du présent projet, une photointerprétation de certains peuplements a été réalisée pour ajuster leur classe de hauteur, de densité ou d'âge lorsque les orthophotos en montraient la nécessité (Tableau 4). Des photos aériennes des années 70 et 80 ont aussi été utilisées pour préciser la classe d'âge de certains peuplements. L'actualisation des caractéristiques de certains peuplements s'est avérée nécessaire puisque, en analysant les couches du 4e inventaire écoforestier, nous avons constaté que les classes d'âge, de densité et de hauteur de certains peuplements ne correspondaient plus avec celles que nous observions sur le terrain et avec l'historique des travaux financés affectant par le fait même le potentiel d'habitat pour le cerf. Ainsi, à l'image de ce qui a été fait dans quelques plans d'aménagement (Hébert, 2003), les caractéristiques de certains peuplements ont été actualisées, principalement pour ceux ayant un couvert mélangé ou résineux.

Tableau 4. Précisions sur la mise à jour des classes d'âge, de hauteur et de densité du 4e inventaire écoforestier

Classes d'âge	Classes de hauteurs	Classes de densité	Changements apportés après photointerpréation
10	4 et 5	Toutes	Classe d'âge modifiée pour 30 ans pour certains peuplements
30	3 et 4	Toutes	Classe d'âge modifiée pour 50 ans pour certains peuplements
50, JIN, JIR	3 et 4	C et D	Ajustement des classes de densité de certains peuplements
VIN et VIR	Toutes	C et D	Ajustement des classes de densité de certains peuplements
50	4	Toutes	Classe de hauteur modifiée pour 3 pour certains peuplements

Pour faciliter certaines analyses dans le présent travail, les classes d'âge des peuplements ont été regroupées en quatre stades de développement inspirés des regroupements faits par l'Agence de mise en valeur des forêts privées du Bas-St-Laurent (Coulombe & Nadeau, 2014) (Tableau 5).

Tableau 5. Stade de développement regroupant certaines classes d'âges

Stade de développement	Classes d'âge	Classes de hauteur
Régénération	10	Toutes
Jeune	30 JIN et JIR	Toutes 4 et +
Mûr	50 JIN et JIR	Toutes 1, 2 et 3
Vieux	70, 90, 120, VIN et VIR	Toutes

2.1.2. Potentiel d'utilisation d'habitat du cerf modélisé

L'extension Faune-MQH 1.2.6 pour *ArcGIS* conçu par la Direction sur l'expertise sur la faune et ses habitats du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (Massé, Cheveau, Dussault & Blanchette, 2013) a permis de classer les peuplements des ravages quant à leur potentiel d'habitat pour le cerf de Virginie d'après les critères définis dans le *Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie* de 2013 (Tableau 6) (Hébert *et al.*, 2013). Le potentiel d'habitat a été modélisé sur les données écoforestières du 4e inventaire mises à jour et bonifiées avec les travaux forestiers financés par l'AMVAP et photointerprétés et cette modélisation a servi à établir le plan d'échantillonnage des inventaires forêt-faune. Le potentiel d'habitat a aussi été modélisé avec les données du 3e et du 5e inventaires écoforestiers (1990 et 2015). Malgré que l'outil permette d'obtenir un portrait rapide et une image globale du potentiel de l'habitat du cerf, il pourrait sous-estimer la présence réelle des peuplements d'abri puisque la superficie des peuplements réellement utilisables par le cerf est plus petite que celle des unités minimales cartographiées par le MFFP qui est de 4 ha pour les peuplements forestiers productifs (Hébert *et al.*, 2013) au 4e inventaire écoforestier.

Tableau 6. Classification d'Hébert et ses collaborateurs (2013) des peuplements forestiers selon leur potentiel d'utilisation par le cerf[1]

Utilisation par le cerf	Type de peuplement[2]	Densité		Hauteur		Classe d'âge
		Stratification écoforestière initiale[3]	NAIPF[4]	Stratification écoforestière initiale	NAIPF	
Abri	Résineux, mixte (R)	A, B	65, 75, 85, 95	1, 2, 3	≥ 12	50 et plus[5]
Nourriture-abri	Résineux, mixte (R)	A, B	65, 75, 85, 95	1, 2, 3, 4	≥ 12	30
	Résineux, mixte (R)	A, B	65, 75, 85, 95	4	7-12	30 et plus
	Résineux, mixte (R)	C	45, 55	1, 2, 3, 4	≥ 7	30 et plus
	Mixte (F)	A, B, C	45, 55, 65, 75, 85, 95	1, 2, 3, 4	≥ 7	30 et plus
Nourriture	Résineux, mixte	D	25, 35	1, 2, 3, 4	≥ 7	10
	Résineux, mixte	A, B, C, D, I, H[6]	25, 35, 45, 55, 65, 75, 85, 95	5, 6, 7	< 7	
	Feuillus	A, B, H	65, 75, 85, 95	5, 6, 7	< 7	
	Feuillus	C, D, I	25, 35, 45, 55	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7	Toute hauteur	
	Résineux, mixte, feuillus En régénération[7] Autres : emprise des lignes de transport d'énergie					
Peu utilisé ou faible potentiel d'habitat	Feuillus Mélèzaies Improductifs Jeunes plantations Chablis total	A, B	65, 75, 85, 95	1, 2, 3, 4	> 7	30 et plus

[1] Exclure du processus de planification tous les peuplements non forestiers.
[2] En excluant le mélèze puisqu'il est considéré comme une essence feuillue.
[3] Normes de stratification écoforestière : quatrième inventaire écoforestier.
[4] Nouvelle approche d'inventaire par peuplement forestier.
[5] Équienne, inéquienne et irrégulier.
[6] On utilise les classes de densité H et I pour décrire les peuplements en régénération des classes de hauteur 6 et 7. Ces données proviennent soit de projets spéciaux de mise à jour en télédétection satellitaire, soit de relevés sur le terrain (MRNF, 2008)
[7] Coupe de régénération, friche, brûlis, grave épidémie, dépérissement total, verglas grave, etc.

2.1.3. Vulnérabilité des peuplements à la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE)

Afin d'estimer les impacts qu'une épidémie de TBE pourrait avoir sur les habitats des ravages, une série de requêtes géomatiques a permis de classer les peuplements forestiers en fonction de leur vulnérabilité à mourir après plusieurs années de défoliation grave d'après les critères du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) présentés dans le guide *L'aménagement forestier dans un contexte d'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette - Guide de références pour moduler les activités d'aménagement dans les forêts privées* (MFFP, 2015). Ces requêtes ont été effectuées en utilisant les données du 5e inventaire écoforestier. Ainsi, selon la dominance du sapin, l'âge ainsi que la qualité du site (humidité du sol), les peuplements ont été classés sur une échelle de 1 à 5, la cote de 1 étant attribuée à un peuplement de vulnérabilité très élevée et ayant donc une forte probabilité d'être réinitialisé par l'épidémie, et la cote de 5 étant réservée aux peuplements de vulnérabilité très faible ou nulle c'est-à-dire ceux qui contiennent moins de 25 % de sapins (Tableau 7). Par la suite, pour estimer les changements que l'épidémie causeraient aux habitats, nous avons considéré que les peuplements nourriture-abri et d'abri ayant une classe de vulnérabilité de 1 ou de 2 risquaient de devenir des habitats de nourriture à la suite d'une épidémie de tordeuse puisqu'ils pourraient perdre plus de 50 % de leur surface terrière et auraient alors une densité de couvert variant entre 0 et 50 % (Tableau 8). De même, nous avons considéré que, après le passage de la TBE, les abris de densité B (60 à 80 %) et de classe de vulnérabilité 3 deviendront des peuplements de nourriture-abri puisqu'ils pourraient chuter à une densité C (40 à 60 %). Enfin, les habitats de nourriture-abri de densité C de vulnérabilité 3 risquent de chuter à une densité D (25 à 40 %) et deviendront donc des habitats de nourriture.

Tableau 7. Classes de vulnérabilité des peuplements à la TBE

Classe de vulnérabilité		Description
1	Très élevée	Peuplements qui ont une forte probabilité d'être réinitialisés par l'épidémie.
2	Élevée	Peuplements qui ne seront pas totalement réinitialisés par l'épidémie, mais dont la surface terrière initiale pourrait chuter de 50 à 75 %.
3	Moyenne	Peuplements dont la surface terrière pourrait chuter de 25 à 50 % au terme de l'épidémie.
4	Faible	Peuplements qui contiennent au moins 25 % de sapin, mais pour lesquels on ne s'attend pas à une baisse de plus de 25 % de la surface terrière à l'issue de la présente épidémie, principalement en raison de leur jeune âge (pas de code de perturbation moyenne).
5	Très faible ou nulle	Peuplements qui contiennent moins de 25 % de sapin, donc qui ne présentent pas de risque à court et à moyen terme.

Tableau tiré de MFFP, 2015

Tableau 8. Prédictions des changements d'habitats après le passage d'une épidémie de TBE

Classe de vulnérabilité à la TBE→	Très élevée (1)	Élevée (2)	Moyenne (3)		
Classe de densité→	Toutes	Toutes	A	B	C
Classe d'habitat actuelle	**Classe d'habitat prédite après le passage de la TBE**				
Abri	Nourriture	Nourriture	Abri	Nourriture-abri	N/A
Nourriture-abri	Nourriture	Nourriture	Nourriture-abri	Nourriture-abri	Nourriture

2.2. Inventaires forêt-faune

Les inventaires forêt-faune avaient comme objectif principal de valider le potentiel d'utilisation de l'habitat par le cerf obtenu par le modèle basé sur la classification d'Hébert et ses collaborateurs (2013) afin de corriger les classes d'habitats modélisées si nécessaire. Ils visaient aussi à identifier les caractéristiques des habitats les plus utilisés par les cerfs.

2.2.1. Plan d'échantillonnage

Seuls les peuplements situés à l'intérieur des contours officiels des aires de confinement et dans les superficies occupées récemment par le cerf ou à moins de 250 m de celles-ci ont été sélectionnés pour les inventaires. Les superficies occupées par le cerf ont été délimitées lors des inventaires aériens réalisés par le MFFP à l'hiver 2018 et à l'hiver 2014 pour le ravage de Saint-Malachie. Basé sur les recommandations d'Hébert *et al.* (2013), les parcelles ont été réparties dans les peuplements d'abris, de nourriture-abri et de nourriture situés dans ces zones et modélisés à l'aide des données bonifiées et actualisées du 4e inventaire écoforestier. Rappelons que les données écoforestières du 5e inventaire du MFFP n'étaient pas disponibles au moment d'établir le plan d'échantillonnage. Pour chaque ravage, une analyse préalable des superficies d'habitats potentiels à l'intérieur des parties occupées en 2018 avait été réalisée pour s'assurer que ces habitats potentiels étaient répartis dans des proportions similaires à ce qui a été observé pour l'ensemble de la superficie couverte par le contour officiel du ravage. Le nombre total de parcelles à inventorier a été fixé en fonction des ressources financières et humaines disponibles et en se basant sur une productivité de 12 placettes par jour par personne. L'effort d'échantillonnage a été réparti en fonction de deux éléments :

- La proportion de chaque type d'habitat dans chaque ravage;
- La proportion de la superficie du ravage par rapport aux superficies totales des ravages à inventorier.

Une fois que le nombre de placettes pour chaque ravage à l'étude a été fixé, les placettes ont été positionnées aléatoirement dans les peuplements à inventorier à l'aide de l'extension GSF Sondage grâce à la méthode « répartition aléatoire (1 placette/4 ha) ».

La distance minimale entre deux placettes a été fixée à 200 m ou 225 m de façon à atteindre le nombre de placettes visées dans chaque ravage et à obtenir quelques placettes supplémentaires au cas où certaines ne pourraient être échantillonnées (Tableau 9). Une zone tampon de 25 m autour des peuplements a été appliquée assurant ainsi que les parcelles de rayon de 25 m ne chevauchent pas deux types de peuplements. Un échantillonnage minimal de 0,7 parcelle par 5 ha a ainsi été atteint, ce qui s'approche de la recommandation d'Hébert et ses collègues qui visait une parcelle par 5 ha d'habitat à inventorier (Hébert *et al.*, 2013) (Tableau 9). À noter que l'effort d'échantillonnage dans le ravage de Saint-Malachie est supérieur à celui des autres ravages puisque 176 parcelles avaient été inventoriées en 2011 par le MFFP et l'AMVAP suivant la même méthode d'inventaires que celle utilisée lors des inventaires faits pour le présent travail. Une parcelle était toutefois positionnée dans le centroïde de chaque peuplement inventorié. De plus, des peuplements modélisés à faible potentiel d'habitat ont été échantillonnés dans ces inventaires, en plus des habitats nourriture, nourriture-abri et abri alors que, dans le cadre du présent travail, aucun inventaire n'a été réalisé dans les peuplements modélisés à faible potentiel d'habitats.

Tableau 9. Distance minimale entre les placettes et efforts d'échantillonnage pour les ravages inventoriés

Ravage	Distance min. entre les placettes	Nombre de peuplements inventoriés	Nombre de placettes inventoriées	Superficies inventoriées (ha)	Placettes/5 ha de peuplements inventoriés	Proportions des placettes inventoriées
Mont Orignal	200 m	119	140	753	0,9	16%
Saint-Malachie	225 m	318	334	2 165	0,8	39%
Sainte-Germaine	200 m	83	84	378	1,1	10%
Montmagny	225 m	266	297	2 254	0,7	35%
Total		**786**	**855**	**5 550**	**0,8**	**100%**

2.2.2. Méthodologie d'échantillonnage

Les inventaires ont été réalisés entre mai et juin 2018 et en mai 2011 pour les parcelles inventoriées par le MFFP dans le ravage de Saint-Malachie. La méthode d'inventaire s'appuie sur celle décrite à l'annexe 1 du Guide d'aménagement des ravages (Hébert *et al.*, 2013). Les données inscrites au Tableau 10 ont donc toutes été prises suivant les recommandations de ce guide dans des parcelles de rayon de 25 m sauf pour la surface terrière (rayon variable) et l'évaluation de l'utilisation par le cerf (rayon 10 m). Les variables mesurées concernaient :

- L'appellation écoforestière incluant le groupement d'essences, la classe de densité, la classe de hauteur et la classe d'âge;
- La classe de drainage;
- Le potentiel d'habitat par le cerf (abri, nourriture, entremêlement);
- L'utilisation réelle par le cerf.

La prise de certaines données connexes a permis de bonifier ces inventaires :

- L'origine du peuplement (plantation, naturelle, agricole, coupe totale, etc.);
- Les perturbations observées, s'il y a lieu (coupe forestière, chablis, etc.);
- La présence de carcasses dans ou à proximité de la parcelle.

Dans le cas où une parcelle était placée dans un peuplement ayant subi une perturbation majeure (ex. coupe totale survenue depuis la prise de photos aériennes, parcelle située sur une perturbation anthropique non visible sur les photos aériennes comme un chemin, une maison, etc.) ou si une parcelle était située à moins de 25 m d'un cours d'eau/plan d'eau ou d'une infrastructure humaine, les parcelles étaient repositionnées à 30 m au sud ou au nord en s'assurant de rester dans le même peuplement.

Tableau 10. Résumé des variables mesurées et de la méthodologie utilisée dans les inventaires forêt-faune

Catégorie de variable	Variable mesurée	Justification ou objectif	Méthode	Rayon de la parcelle	Valeurs possibles	
					Valeur	Description
Données écoforestières	Groupement d'essences	Les essences n'offrent pas toutes le même potentiel d'abri ou de nourriture pour le cerf (Hébert *et al.*, 2013)	Estimation visuelle en nommant les 3 principales essences par ordre décroissant de dominance	25 m	-	Se référer aux normes de stratification écoforestière du quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional (MRNF, 2008)
	Classe de densité	La densité du peuplement affecte l'abondance de la strate arbustive (nourriture) et la qualité de l'abri (Hébert *et al.*, 2013)	Estimation visuelle et classification en fonction des normes du MFFP	25 m	A	Couvert de densité ≥ 80 %
					B	Couvert de densité ≥ 60 % et < 80 %
					C	Couvert de densité ≥ 40 % et < 60 %
					D	Couvert de densité ≥ 25 % et < 40 %
	Classe de hauteur	Les peuplements commencent à offrir un abri aux cerfs à partir d'une dizaine de mètres (Hébert *et al.*, 2013)	Visuellement	25 m	1	≥ 22 m
					2	≥ 17 et < 22 m
					3	≥ 12 et < 17 m
					4	≥ 7 et < 12 m
					5	≥ 4 et < 7 m
					6	≥ 2 et < 4 m
					7	< 2 m
	Classe de drainage	Le drainage affecte la productivité du site et son potentiel à offrir de la nourriture aux cerfs	Estimations visuelles à partir des espèces présentes	25 m	0	Excessif
					1	Rapide
					2	Bon
					3	Modéré
					4	Imparfait
					5	Mauvais
					6	Très mauvais

Adapté des recommandations de Hébert *et al.* (2013)

Catégorie de variable	Variable mesurée	Justification ou objectif	Méthode	Rayon de la parcelle	Valeurs possibles	
					Valeur	Description
Potentiel d'habitat pour le cerf	Âge	Les peuplements commencent à offrir un abri aux cerfs à partir d'une quarantaine d'années (Hébert *et al.*, 2013)	Carottage à l'aide d'une sonde de Pressler sur un arbre résineux représentatif puis transposition de la valeur obtenue en classes d'âge (MRNF, 2008)	25 m	10	0–20 ans
					30	21–40 ans
					50	41-60 ans
					70	61-80 ans
					90	81-100 ans
					120	≥ 101 ans
	Abri	Il s'agit de l'un des besoins fondamentaux du cerf pour faciliter ses déplacements (Hébert *et al.*, 2013)	Estimation visuelle du couvert résineux de plus de 10 m en pourcentage de recouvrement	25 m	0 : 0-5 %	Ex. parterre de coupe récente ou peuplement feuillu pur
					1 : 5-25 %	
					2 : 25-50 %	
					3 : 50-75 %	
					4 : 75 à 100 %	
	Nourriture	La compétition pour la nourriture et son coût d'acquisition peuvent être élevés sous nos latitudes (Hébert *et al.*, 2013)	Estimation visuelle du pourcentage de recouvrement en tiges décidues avec ramilles de 0,5 à 2,5 m de hauteur	25 m	0 : 0 à 5 %	Ex. tapis de mousse sous le couvert d'une pessière fermée
					1 : 5 à 25 %	
					2 : 25 à 50 %	
					3 : 50 à 75 %	
					4 : 75 à 100 %	Ex. parterre de coupe complètement régénéré en feuillus de 2 m

Catégorie de variable	Variable mesurée	Justification ou objectif	Méthode	Rayon de la parcelle	Valeurs possibles	
					Valeur	Description
Potentiel d'habitat pour le cerf	Entremêlement à l'intérieur du peuplement	L'entremêlement entre l'abri et la nourriture pourrait affecter le degré d'utilisation du peuplement par les cerfs (Hébert *et al.*, 2013)	Calcul résultant de la multiplication entre les valeurs obtenues pour l'abri et la nourriture	-	0, 1, 2 : Inexistant 3-4 : Faible 6-8 : Modéré 9-12 : Optimal	Peu d'abri et de nourriture Abri excellent et abondance de nourriture
	Surface terrière résineuse	Permet de confirmer le potentiel d'abri ou de nourriture-abri	Prisme	Variable	-	
Utilisation par le cerf	Signes de présence observables	Déterminer l'utilisation réelle du peuplement par le cerf	Estimations visuelles	10 m	0 : Nulle 1 : Faible 2 : Moyenne 3 : Forte 4 : Très forte	Aucun indice de présence de cerf Faible nombre de tiges broutées et rareté du crottin (on doit les chercher) Tiges broutées facilement observables et quelques tas de crottin notables Tiges broutées et tas de crottin facilement observables Tiges broutées et tas de crottins abondants, tiges mutilées ou tuées ou de sapins broutés

3. Résultats globaux

Photo : Ravage de Saint-Malachie

3.1. Classification des données terrain

Lorsque l'habitat noté sur le terrain différait entre des parcelles inventoriées dans un même peuplement du 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé, la délimitation du peuplement était refaite manuellement afin de séparer les points d'inventaires dans des peuplements différents. Nous avons considéré que les peuplements dont la surface terrière en résineux était supérieure ou égale à 12 m^2/ha présentant une faible abondance de nourriture, soit des recouvrements de nourriture inférieurs à 25 % (0 et 1 sur l'échelle de 0 à 4, au besoin, revoir Tableau 10, pouvaient être considérés comme des habitats d'abris pour les cerfs (Tableau 11). Ces parcelles (302) ont obtenu en moyenne un recouvrement en résineux de plus de 10 m supérieur à 50 % (moyenne de 3,05 ± 0,04[8] dans l'évaluation du recouvrement résineux sur l'échelle de 0 à 4). L'utilisation de la surface terrière résineuse a été retenue comme critère pour départager les types d'habitats. Cette valeur étant quantifiable et précise et aussi dans l'optique de s'arrimer avec les démarches de l'ARFPC.

Les peuplements ayant une surface terrière en résineux supérieure ou égale à 8 m^2/ha et présentant une valeur de nourriture supérieure ou égale à 2 (25 % ou plus de recouvrement en nourriture) ont été classés comme habitats nourriture-abri. Les parcelles inventoriées dans ces peuplements (243) ont obtenu en moyenne un entremêlement assez élevé, soit 6,15 ± 0,15 sur une échelle de 0 à 16. À noter que la valeur la plus élevée d'entremêlement obtenue sur le terrain a été de 12.

Les peuplements classés comme habitats de nourriture ont été ceux ayant une surface terrière en résineux inférieure à 8 m^2/ha et présentant des valeurs de nourriture supérieures ou égales à 2 (25 % ou plus de recouvrement en nourriture). Ces parcelles (188) ont obtenu en moyenne une valeur faible d'entremêlement entre la nourriture et l'abri (2,28 ± 0,18 sur l'échelle d'entremêlement de 0 à 16) et une faible valeur d'abri (0,85 ± 0,06 sur l'échelle d'abri de 0 à 4 soit moins de 25% de recouvrement en résineux de plus de 10 m). Finalement, les peuplements dont la surface terrière en résineux était inférieure à 12 m^2/ha et dont la nourriture recouvrait moins de 25 % (valeurs de 0 et 1 sur l'échelle de 0 à 4) ont été classés comme offrant un faible potentiel d'habitat. Les

[8] Moyenne ± erreur-type

parcelles réalisées dans ces peuplements (124) ont obtenu de faibles valeurs d'abri (1,27 ± 0,10), de nourriture (0,84 ± 0,03) et d'entremêlement (1,00 ± 0,09).

Tableau 11. Classification des habitats d'après les données des inventaires

Données prises lors des inventaires		Catégorie d'habitat attribuée	Nombre de parcelles inventoriées
Surface terrière résineuse	Valeur de nourriture (0 à 4)		
≥ 12 m^2/ha	0 et 1	Abri	300
≥ 8m^2/ha	2, 3 et 4	Nourriture-abri	243
< 8m^2/ha	2, 3 et 4	Nourriture	188
0 à < 12 m^2/ha	0 et 1	Faible potentiel d'habitat	124

3.2. Concordance entre le modèle de qualité d'habitats et les inventaires forêt-faune

Le modèle de qualité d'habitat basé sur le 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé et les inventaires terrain ont permis d'obtenir le même type d'habitat pour 39 % des superficies inventoriées (2 171 ha). Sur 42 % des superficies inventoriées (2 304 ha), le potentiel d'habitat modélisé correspondait partiellement au résultat obtenu lors des inventaires. Enfin, sur 19 % des superficies inventoriées, le potentiel d'habitat modélisé et celui observé sur le terrain ne correspondaient pas. Nous avons aussi vérifié l'adéquation entre les données terrain et celles modélisées à l'aide du 5e inventaire écoforestier et les taux de concordance obtenus étaient similaires à ceux du 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé. Ces taux de concordance s'approchent de ceux obtenus par l'Agence de mise en valeur des forêts privées du Bas-St-Laurent dans le cadre d'un projet similaire (Coulombe & Nadeau, 2015).

Les inventaires terrain permettent de tirer certaines conclusions en ce qui a trait aux convergences et aux divergences observées entre le modèle et les résultats des inventaires.

- Le modèle classe bien les habitats d'abri puisque 65 % des superficies modélisées abri étaient effectivement de l'abri sur le terrain (Tableau 12). Une composante nourriture s'ajoutait parfois à la composante abri (26 % des superficies inventoriées).
- Les habitats nourriture sont eux aussi plutôt bien classés par le modèle (47 %, Tableau 12).
- Toutefois, le modèle semble avoir de la difficulté à détecter l'entremêlement réellement existant entre la nourriture et l'abri à l'intérieur des peuplements. En effet, 31 % des superficies modélisées nourriture présentaient aussi une composante abri (Tableau 12). Aussi, seules 29 % des superficies modélisées nourriture-abri ont été classées de la même façon sur le terrain et 38 % des superficies modélisées nourriture-abri ne présentaient pas la composante nourriture sur le terrain. De plus, 19 % des superficies modélisées nourriture-abri présentaient la composante nourriture sans la composante abri.

Tableau 12. Taux de concordance entre le potentiel d'habitat modélisé à l'aide du 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé et le potentiel d'habitat inventorié par proportions de superficies inventoriées

		Habitat classé d'après les données d'inventaires					
		Abri	**Nourriture-abri**	**Nourriture**	**Faible potentiel**	**Total**	**Superficies (ha)**
Habitat modélisé	**Abri**	65 %	26 %	3 %	6 %	100 %	1 054
	Nourriture-abri	38 %	29 %	19 %	15 %	100 %	2 985
	Nourriture	10 %	31 %	47 %	12 %	100 %	1 143
	Faible potentiel	9 %	10 %	57 %	25 %	100 %	363
Total							**5 545**

Vert	Le potentiel d'habitat inventorié et le potentiel modélisé correspondent
Jaune	Le potentiel d'habitat inventorié et le potentiel modélisé correspondent partiellement
Rouge	Le potentiel d'habitat inventorié et le potentiel modélisé ne correspondent pas

Il existe différentes raisons expliquant les divergences entre le potentiel d'habitat modélisé et celui obtenu sur le terrain. D'abord, puisqu'aucune donnée sur la strate arbustive n'est incluse dans les cartes écoforestières, le modèle considère qu'un peuplement d'abri plus jeune, moins haut ou moins dense présente une composante nourriture en plus de la composante d'abri. Toutefois, la classe d'âge pourrait mal refléter la présence de nourriture dans un peuplement d'abri d'après nos résultats. En effet, les inventaires terrain démontrent qu'un peuplement offrant de l'abri, mais étant plus jeune, ne présente pas automatiquement de strate arbustive pouvant fournir de la nourriture mais qu'il peut quand même offrir un abri intéressant. En fait, plusieurs peuplements, dont les résineux avaient 30 ans d'après les inventaires terrain, ne présentaient pas de nourriture mais offraient un bon abri pour les cerfs; 33 % des parcelles réalisées dans des peuplements dont les résineux avaient entre 30 et 35 ans d'après les données prises sur le terrain ont été classées abris (39/119) et 26 % des parcelles faites dans ces peuplements ont été classées nourriture-abri (31/119). Ces résultats démontrent que, d'une part, un peuplement plus jeune offrant de l'abri ne présente pas nécessairement de nourriture, mais aussi qu'un peuplement de 30 ans peut offrir un abri aux cerfs. Ainsi, le modèle sous-estime l'abri puisque, d'après les

inventaires, plusieurs peuplements de cet âge peuvent avoir une hauteur et une densité suffisantes pour être classés comme habitats d'abri.

Afin de comprendre quels critères pourraient permettre de raffiner le modèle, nous avons vérifié si des tendances pouvaient être décelées entre certaines données écoforestières et la présence de nourriture. Comme suggéré par Hébert et ses collègues (2013), la classe de densité semble efficace pour départager un peuplement présentant des caractéristiques d'abri et offrant de la nourriture d'un peuplement d'abri n'en présentant pas. En effet, parmi les peuplements inventoriés de 50 ans ou plus, composés de résineux ou mixtes à dominance de résineux d'une hauteur supérieure ou égale à 12 m de densité C (40 à 60 %) qu'Hébert et ses collègues classent comme des habitats de nourriture-abri, 50 % ont été classés nourriture-abri (16 des 33 parcelles) alors que 36 % ont été classés abri (12 des 33 parcelles). Les peuplements aux mêmes caractéristiques, mais plus denses (classe de densité A, > 80 %) qu'Hébert et ses collaborateurs classent en habitats d'abri, ont effectivement été classés abri sur le terrain dans 85 % des cas (55 des 65 parcelles). Ainsi, nos résultats indiquent effectivement que les peuplements pouvant présenter les caractéristiques d'habitats d'abris et étant très denses présentent rarement de nourriture. Aussi, tel que suggéré dans la classification des habitats d'Hébert et ses collègues (2013), la classe de hauteur semble bien refléter la présence de nourriture dans un peuplement d'abri. Toutes les parcelles faites dans des peuplements de 50 ans et plus d'une hauteur inférieure à 12 m composés de résineux ou à dominance de résineux de densité A ou B qu'Hébert et ses collègues classent en habitats nourriture-abri étaient effectivement des habitats nourriture-abri d'après les inventaires, alors que 65 % des parcelles faites dans des peuplements similaires, mais ayant une hauteur supérieure ou égale à 17 m, ont été classés abri et ne présentaient donc pas la composante nourriture, tel que la classification d'Hébert et ses collègues le prédit.

Certains critères non inclus dans la méthode proposée par Hébert et ses collègues (2013) pourraient possiblement permettre de raffiner cette classification des habitats. Par exemple, le 5e inventaire écoforestier offre de l'information sur la présence de gaules et leur composition feuillue, mixte ou résineuse qui pourrait être utilisée pour prédire la présence de nourriture. Toutefois, les gaules détectées dans le 5e inventaire écoforestier sont celles de hauteurs comprises entre 2 et 6 m alors que les cerfs utilisent

principalement celles de 0,5 à 2,5 m de hauteur. Il demeure que 75 % des parcelles (63/84) faites dans des peuplements présentant une strate mixte ou feuillue de gaules selon le 5e inventaire écoforestier présentaient effectivement de la nourriture accessible pour les cerfs d'après nos inventaires terrain. Par ailleurs, la classe de drainage pourrait possiblement être un indicateur de la présence de nourriture puisque les classes de drainage 1 et 6 avaient en moyenne des valeurs de recouvrement en nourriture de 1,50 ± 0,19 sur l'échelle de 0 à 4, contre 1,67 ± 0,04 pour les peuplements des classes de drainage 2 à 5. Aussi, l'espèce dominante pourrait possiblement être un bon indicateur de la richesse du site et de la présence de nourriture. Par exemple, les peuplements dominés par l'érable rouge ou l'érable à sucre avaient généralement des valeurs élevées de recouvrement en nourriture. En effet, ces peuplements présentaient respectivement des valeurs moyennes de recouvrement en nourriture de 2,07 ± 0,10 et 2,44 ± 0,16 contre une moyenne de 1,55 ± 0,04 pour les peuplements dominés par les autres espèces. Il pourrait aussi y avoir moins de nourriture dans les plantations que dans les peuplements naturels puisque le recouvrement moyen en nourriture dans les peuplements naturels était de 1,66 ± 0,04 (n = 810) alors qu'il était de 1,37 ± 0,17 dans les plantations (n = 52). Enfin, le type écologique est possiblement une information pouvant permettre d'estimer l'abondance de la strate arbustive, mais aucune tendance n'a été décelée dans nos données puisque les peuplements présentant une valeur élevée de recouvrement en nourriture n'étaient pas associés à des types écologiques en particulier. Davantage de parcelles réparties sur différents types écologiques auraient été nécessaires pour tirer une conclusion par rapport au lien entre cette information et la présence de nourriture.

Par ailleurs, des éléments en lien avec la méthodologie utilisée pour les inventaires peuvent aussi expliquer les divergences observées entre la classification des habitats selon les données terrain et celle obtenue à l'aide du modèle. Le simple positionnement de la parcelle dans une section moins représentative du reste du peuplement ou simplement la variabilité du peuplement dû à l'échelle minimale de photointerprétation peut parfois expliquer ces différences. Aussi, malgré la mise à jour et la bonification des cartes écoforestières du 4e inventaire écoforestier, des divergences entre les données écoforestières mesurées sur le terrain et celles des cartes écoforestières ont fréquemment été observées en raison de l'évolution des peuplements depuis la date de prise de photos aériennes en 2003, soit 15 ans après les inventaires faits dans le

présent projet. Notamment, certains peuplements étaient plus denses sur le terrain que d'après la carte écoforestière et certaines classes d'âge et de hauteur ne correspondaient plus avec les données terrain. Par exemple, 34 % des parcelles dont les habitats ont été classés abri sur le terrain avaient une classe d'âge de 30 ans d'après les cartes écoforestières alors que les arbres sondés sur le terrain avaient plus de 40 ans (32 parcelles sur 94). Avec la classe d'âge actuelle, ces parcelles auraient rencontré les critères pour être classées abri par le modèle. De la même façon, 97 % des parcelles classées abri sur le terrain et dont les peuplements avaient une hauteur de 7 à 12 m (classe 4) d'après les cartes écoforestières avaient une hauteur de 12 m ou plus (classes 1 à 3) d'après les inventaires terrain (63 parcelles sur 65).

3.3. Correction du potentiel d'habitat modélisé

Nous avons aussi vérifié l'adéquation entre la classification terrain des habitats et celle modélisée pour chacune des strates présentées sur une ligne distincte du Tableau 6 d'Hébert et ses collègues (2013). Pour plusieurs strates, la majorité des parcelles ont obtenu la même classification d'habitats que celle du modèle. Pour d'autres strates, comme les peuplements mixtes et résineux, de densité A à D (25 à 100 %), hauteurs 5 à 7 (7 m et moins), plusieurs types d'habitats différents ont été obtenus lors des inventaires mais aucune tendance claire ne permettait de classer ces strates différemment du modèle. Toutefois, la strate résineuse, de densités A et B (60 à 100 %), de hauteur 4 (7 à 12 m) et dans la classe d'âge 30 ans a majoritairement été classée comme habitat d'abri alors que le modèle classait cette strate comme habitats nourriture-abri. De même, les strates résineuses et mixtes à dominance de résineux de hauteurs 1 à 3 (≥ 12 m), de densités A et B (60 à 100 %) et de la classe d'âge 30 ans ont généralement été classées comme abris sur le terrain. Les inventaires dans ces strates ont obtenu une surface terrière résineuse moyenne de 23 m^2/ha et une valeur moyenne de nourriture de 1 sur l'échelle de 0 à 4. Ainsi, 63 % des parcelles inventoriées dans ces strates ont été classées comme peuplements d'abris (41 parcelles sur 65). Nous avons donc choisi de corriger le potentiel d'habitat modélisé pour classer ces strates comme habitats d'abris.

En résumé, la démarche suivante a été appliquée sur les données du 3e, 4e et 5e inventaires écoforestiers afin d'extrapoler les résultats des inventaires aux peuplements non inventoriés (Tableau 11) :

- Pour le 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé, tous les peuplements inventoriés se sont vu attribuer la classe d'habitat observée sur le terrain. Lorsque des parcelles inventoriées dans un même peuplement donnaient des classes d'habitat différentes, le peuplement a été redécoupé manuellement de sorte qu'une seule classe d'habitat était attribuée à un même peuplement.
- Les peuplements non inventoriés résineux et mixtes à dominance de résineux, de densités A et B, des classes de hauteur 1 à 3 et dans la classe d'âge 30 ans se sont vus attribuer la classe d'habitat abri.
- Les peuplements non inventoriés résineux, de densités A et B, de la classe de hauteur 4 et dans la classe d'âge 30 ans se sont vu attribuer la classe d'habitat abri.
- Les peuplements non inventoriés de toutes les autres strates ont conservé la classe d'habitat modélisée.

Tableau 13. Correction du potentiel d'habitat modélisé par strate de peuplements inventoriés

		Caractéristiques écoforestières selon le 4e inventaire écoforestier bonifié et mis à jour					Proportions de parcelles classées en fonction de l'habitat réellement observé				Nombre de parcelles
		Composition	Densité	Hauteur	Classe d'âge	Habitat corrigé pour l'extrapolation	Abri	Nourriture-abri	Nourriture	Peu utilisé	
Habitat modélisé	Abri	MR-R	A,B	1,2,3	50 et +	Abri	61%	30%	4%	5%	161
	Nourriture-abri	MR-R	A,B	1,2,3	30		63%	13%	25%	0%	8
		R	A,B	4	30		63%	23%	7%	7%	57
		MR	A,B	4	30	Nourriture-abri	45%	32%	14%	9%	22
		MR-R	A,B	4	50+		40%	60%	0%	0%	5
		MR-R	C	1,2,3,4	30+		43%	43%	4%	9%	90
		MF	A,B,C	1,2	30+		24%	34%	21%	21%	71
		MF	A,B,C	3,4	30+		31%	25%	24%	21%	216
	Nourriture	M-R	D	1,2,3,4	TOUS	Nourriture	0%	41%	41%	19%	37
		M-R	A,B,C,D,I,H	5,6,7	TOUS		23%	30%	32%	15%	47
		F	A,B,H	5,6,7	TOUS		14%	43%	29%	14%	7
		F	D,I	TOUTES	TOUS		12%	24%	36%	28%	25
		F	C	TOUTES	TOUS		7%	25%	57%	11%	61
		TOUS	TOUTES	TOUTES	10		12%	15%	62%	12%	26
	Peu utilisé	F	A,B	1,2,3,4	30+	Peu utilisé	12%	15%	62%	12%	26

3.4. Utilisation des peuplements par le cerf

En analysant l'utilisation moyenne des peuplements en fonction de leur classe de densité et de leur type de couvert, on s'aperçoit que les peuplements résineux de densité C (40 à 60 %) sont très utilisés par les cerfs puisque leur valeur d'utilisation moyenne est de 2,53 (± 0,29) sur l'échelle de 0 à 4 contre 1,52 dans les autres peuplements (Figure 3), tel qu'obtenu par Dumont et ses collègues (1998) qui affirmaient que les cerfs ont une préférence pour les peuplements dont le couvert n'est pas totalement fermé. Les peuplements feuillus de densité D (25 à 40 %) sont aussi très utilisés (2,00 ± 0,31) comme obtenu par Dumont et ses collègues (1998). Sans surprise, les peuplements les moins utilisés sont les peuplements feuillus de densité A (≥ 80 %) (0,80 ± 0,20) et les peuplements résineux de densité D (25 à 40 %) (1,60 ± 0,37). Les peuplements résineux de 12 à 17 m de hauteur (classe 3) et ceux de 7 à 12 m de hauteur (classe 4) sont très utilisés (respectivement 2,00 ± 0,21 et 2,27 ± 0,45 d'utilisation moyenne contre 1,48 dans les autres peuplements) si on compare leur utilisation moyenne en fonction de celle des autres peuplements par type de couvert et par classe de hauteur (Figure 4).

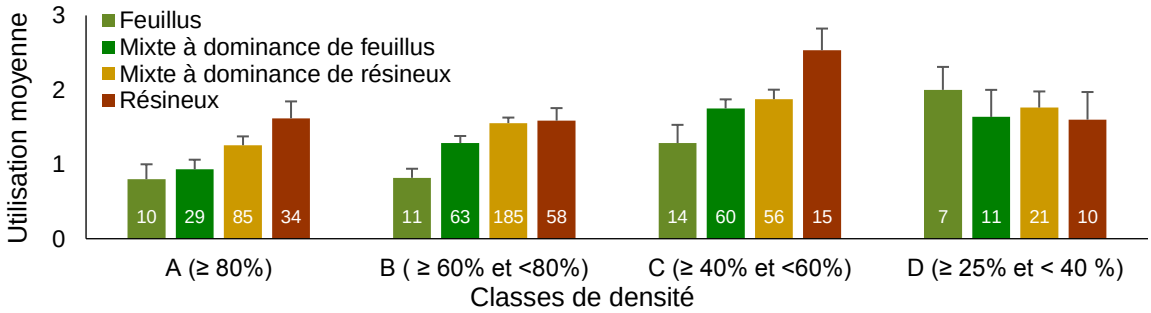


Figure 3. Utilisation moyenne par le cerf en fonction de la classe de densité et de la composition du peuplement
(le nombre de parcelles est indiqué en blanc sur chaque barre de l'histogramme)

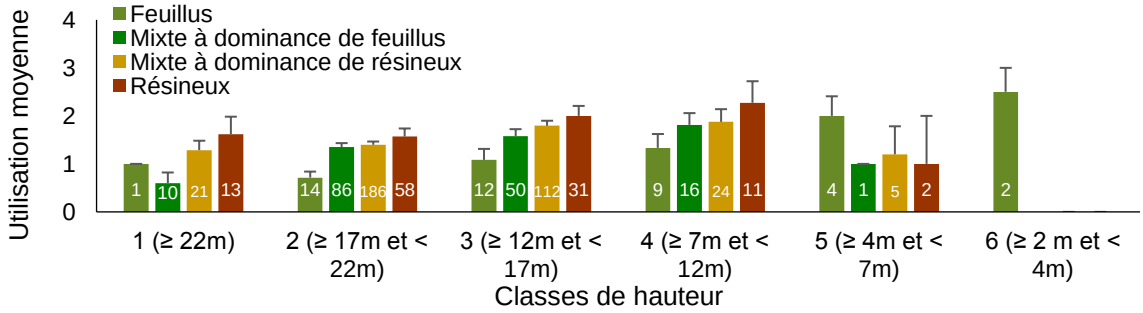


Figure 4. Utilisation moyenne par le cerf en fonction de la classe de hauteur et de la composition du peuplement
(le nombre de parcelles est indiqué sur chaque barre de l'histogramme)

On note une utilisation moindre des peuplements feuillus et mixtes à dominance feuillus plus ils deviennent âgés, sauf pour les peuplements feuillus de la classe d'âge 30 ans, qui présentent une utilisation étonnement élevée (Figure 5). En fait, ce sont ces peuplements qui ont obtenu la valeur moyenne de recouvrement en nourriture la plus élevée (2,90 ± 0,83 contre 1,80 dans les autres peuplements). Peu de lien entre l'utilisation des peuplements par les cerfs et l'âge des peuplements résineux et mixtes à dominance de résineux ne semble exister, si on exclut les classes d'âge 10 ans et vieilles où très peu de parcelles ont été réalisées. En fait, la nourriture disponible dans ces peuplements diminue plus leur âge augmente puisqu'elle passe d'un recouvrement moyen de 2,2 dans les peuplements de 10 ans à 1,2 dans les peuplements 70 ans, mais l'abri augmente par le fait même, passant de 0 dans les peuplements de 10 ans à 2,7 dans les peuplements de 70 ans ce qui explique leur utilisation assez constante peu importe leur classe d'âge.

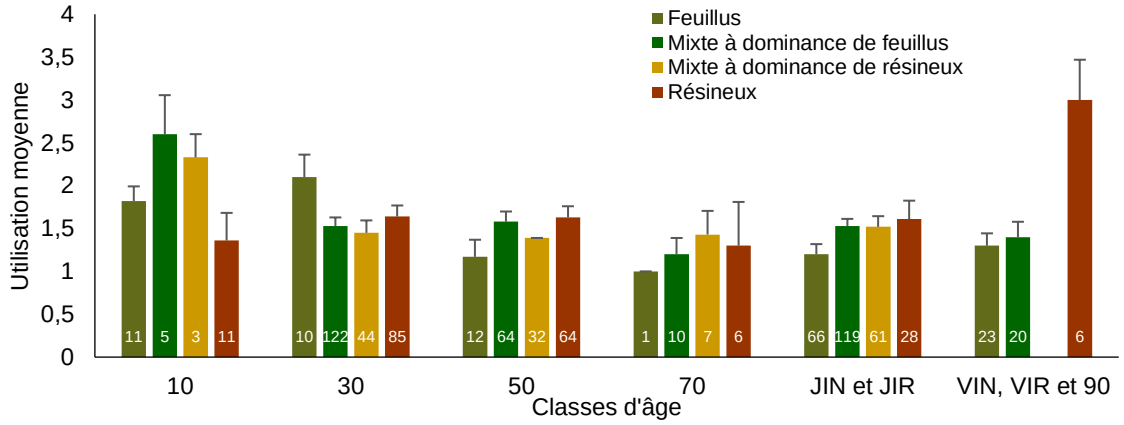


Figure 5. Utilisation moyenne par le cerf en fonction de la composition et de la classe d'âge des peuplements
(le nombre de parcelles est indiqué en blanc sur chaque barre de l'histogramme)

Les habitats classés nourriture-abri sont les plus utilisés (utilisation moyenne de 2,00 ± 0,06), suivis des habitats de nourriture (1,59 ± 0,07), puis des habitats d'abris (1,33 ± 0,06) (Figure 6). Plus la valeur d'entremêlement entre l'abri et la nourriture augmente (résultante de la multiplication des valeurs d'abri et de nourriture mesurées de 0 à 4 sur le terrain), plus l'utilisation par le cerf est grande (Figure 7). D'autres recherches avaient soulevé l'utilisation importante des peuplements nourriture-abri dans des ravages du Québec, soulignant que ces habitats pourraient assurer la survie des cerfs en période de confinement (Huot J. , 1974; Drolet, 1976; Morrison, Graham & Young, 2002). En fait, alors que les habitats de nourriture-abri seraient particulièrement utilisés par les cerfs durant les périodes les plus enneigées de l'hiver, les habitats de nourriture offriraient, quant à eux, une source importante de nourriture au début et à la fin de l'hiver lorsque les conditions d'enneigement sont moins importantes (< 20 cm, (Morrison, Graham & Young, 2002)).

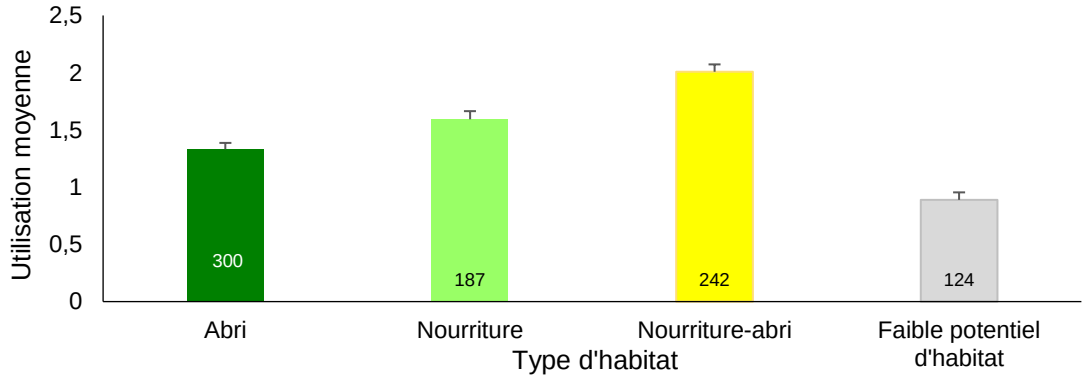


Figure 6. Utilisation moyenne par le cerf en fonction du type d'habitat
(le nombre de parcelles est indiqué sur chaque barre de l'histogramme)

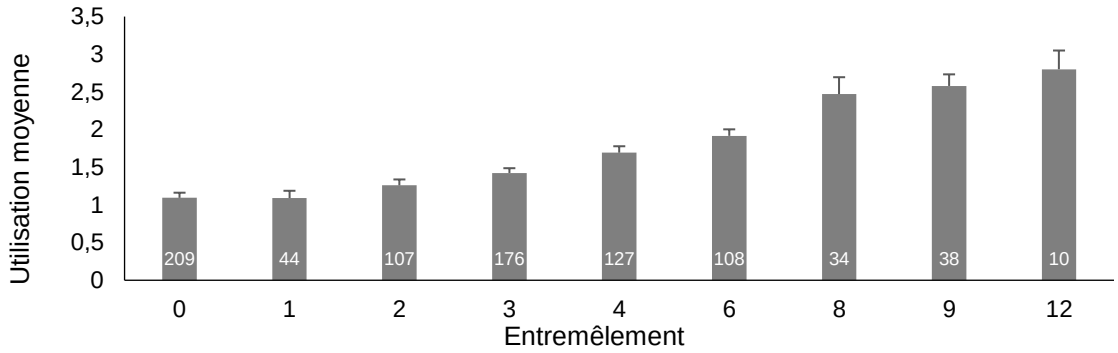


Figure 7. Utilisation moyenne par le cerf en fonction de l'entremêlement entre l'abri et la nourriture à l'intérieur du peuplement
(le nombre de parcelles est indiqué sur chaque barre de l'histogramme)

Lors de nos inventaires, il est possible que la valeur d'utilisation notée par un observateur dans un peuplement d'abri où il y avait une forte présence de fèces ait été biaisée à la baisse en raison de l'absence de brout causé par la faible abondance de nourriture. De même, il est possible que l'évaluation de l'utilisation ait été biaisée à la hausse dans un peuplement dans lequel il était possible de noter la présence simultanée de brout et de fèces, comme cela peut être le cas dans un peuplement de nourriture-abri. Néanmoins, Dumont et ses collègues (1998) suggéraient plutôt que la densité de fèces peut être biaisée à la hausse dans les peuplements résineux puisque les cerfs utilisent ces peuplements pour se coucher et qu'ils défèquent généralement en se levant. Cela implique que nos résultats sont probablement tout de même assez représentatifs de l'utilisation réelle des habitats par les cerfs. Dans le cas de ravages où les habitats d'abris sont abondants, il est possible que les cerfs choisissent seulement les abris offrant les meilleures conditions ou étant les mieux positionnés ce qui pourrait justifier une utilisation moyenne globale plus faible de ces habitats (Jean-François Dumont, biologiste responsable régional de la grande faune et des animaux à fourrure à la Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale/Chaudière-Appalaches du MFFP, communications personnelles, 2019).

En plus des analyses précédentes, nous avons vérifié si les parcelles offrant de la nourriture mais étant situées loin d'habitats d'abris étaient moins utilisées en raison de cet éloignement. En fait, Dumont et ses collègues (1998) notaient qu'une distance supérieure à une dizaine de mètres suffisait pour décourager les cerfs à aller s'alimenter en dehors d'un abri. De leur côté, Potvin et Morasse (1988) ont mesuré une utilisation plus importante par les cerfs dans le premier 15 m en bordure immédiate d'un buché. Nous avons effectivement observé une légère tendance à la baisse dans l'utilisation des parcelles classées nourriture lorsque celles-ci sont plus loin de parcelles classées abri, tout comme pour les parcelles d'abri lorsqu'elles sont loin de parcelles de nourriture-abri. Nous avons aussi vérifié s'il y avait des tendances entre l'utilisation des peuplements par les cerfs et la proximité avec une rivière comme obtenu par Germain et ses collègues (1991), mais aucun lien clair n'est ressorti. Notre plan d'échantillonnage n'avait toutefois pas été établi de façon à nous permettre de vérifier ce lien. Il n'y avait pas non plus de tendance quelconque entre l'utilisation des peuplements d'abris par les cerfs et la taille de ces peuplements.

4. Description générale des stratégies d'aménagement forestier retenues

4.1. Importance de considérer l'échelle d'aménagement

Les stratégies proposées dans ce Plan d'orientation reposent sur l'analyse d'enjeux liés aux habitats des cerfs observés à l'échelle d'un ravage entier. Toutefois, pour optimiser la qualité des habitats des cerfs, il faut non seulement tenir compte de ces enjeux présents à large échelle, mais il est aussi nécessaire de réfléchir à ceux qui peuvent être présents à l'échelle d'un lot à aménager et des habitats de l'environnement immédiat de ce lot. En fait, la présence d'abris et de nourriture bien entremêlés à l'intérieur d'un km^2 d'habitat est une composante à rechercher puisqu'il s'agit de la taille du domaine vital des cerfs en hiver (Lesage *et al.*, 2000). Ainsi, si un lot présente par exemple des peuplements mélangés matures offrant un bon entremêlement entre l'abri et la nourriture et qu'il est adjacent à un lot où une grande coupe totale a été réalisée, la stratégie d'aménagement retenue devra être orientée vers le maintien de la composante abri des peuplements. L'aménagiste doit donc impérativement tenir compte de l'environnement de la propriété qu'il aménage et des travaux qui y ont été réalisés. À l'échelle du lot, les aménagements à prioriser devraient aussi tenir compte des indices de présence pouvant être notés sur le terrain comme les corridors de déplacement ou les secteurs fortement broutés.

4.2. Traitements non commerciaux et mesures d'atténuation associées

4.2.1. Préparation de terrain, reboisement et dégagement de plantation avec maintien de secteurs non traités

Ces traitements visent à préserver des secteurs de nourriture à court terme et, à long terme, à créer des habitats nourriture-abri bien entremêlés. Ils peuvent être réalisés sur tous les types de terrain (terrains embroussaillés et coupes totales). Il est aussi possible de conserver, lors de la préparation de terrain, des îlots de résineux matures offrant de l'abri et pouvant par exemple être présents sur certaines friches.

Maintien de secteurs non traités dans un dégagement de plantation

Les secteurs non traités peuvent être rubanés sous forme de bandes ou d'îlots et doivent être bien répartis sur la superficie à traiter. Le maintien de 10 à 20 % de superficies non traitées dans des îlots ou des bandes d'une largeur de 10 m ou plus permettra de conserver des secteurs de nourriture ou d'abri pour les cerfs (Figure 8). L'emplacement de ces secteurs doit être choisi en fonction de la présence d'arbres et d'arbustes d'intérêt pour le cerf (liste p. 47). Des plantations à faible densité peuvent aussi être créées en reboisant des bandes et en laissant systématiquement des

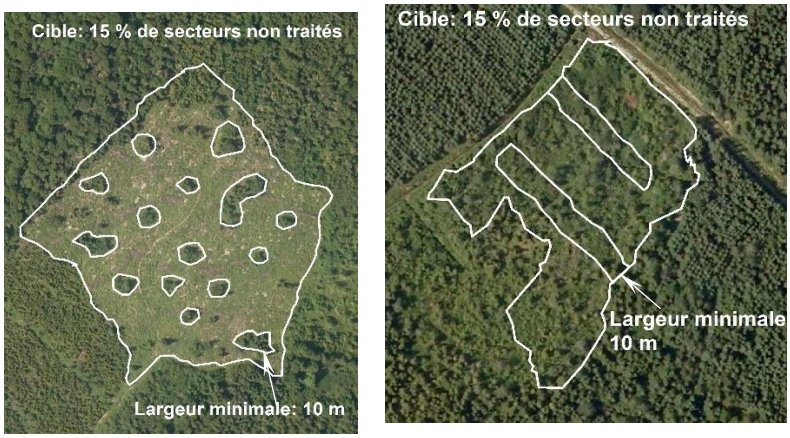


Figure 8. Exemple d'un traitement de conservation de secteurs non traités dans une préparation de terrain

inter-bandes non reboisées. Cela pourrait permettre de laisser de 20 à 50 % de la superficie non reboisée sans même avoir à rubaner les secteurs non traités.

Lors des traitements d'éducation qui seront réalisés par la suite dans les peuplements aménagés selon ces méthodes, si des secteurs offrant de la nourriture avaient été préservés lors de la préparation de terrain, ceux-ci pourront être débroussaillés lorsqu'ils auront atteint une hauteur supérieure à 2,5 m pour créer des trouées nourricières pour les cerfs et ainsi entretenir un habitat nourriture-abri à long terme. Lors de l'entretien d'une plantation, il est aussi possible de couper des feuillus devenus inaccessibles pour les cerfs afin de renouveler la nourriture disponible. La liste non exhaustive suivante des arbres et des arbustes pouvant être consommés par les cerfs peut être utilisée comme référence dans la sélection de l'emplacement des secteurs non traités (Cusson, Langevin, Hébert & Desjardins, 2004; Fondation de la faune du Québec, 1996; Morrison, Graham & Young, 2002) :

- Bouleaux (*Betula spp.*);
- Cornouiller stolonifère (*Cornus stolonifera*);
- Cerisiers (*Prunus spp.*);
- Érables (*Acer spp.);*
- Noisetier à long bec *(Corylus cornuta*);
- Saules (*Salix spp.*);
- Sapin baumier (*Abies balsamea*);
- Sureaux (*Sambucus sp.*);
- Thuya occidental (*Thuja occidentalis*);
- Viornes *(Viburnum spp.*).

4.2.2. Reboisement de faible densité

Ce traitement doit être réalisé sur des types écologiques associés à un peuplement mélangé. Il vise à créer un peuplement mélangé souvent associé aux habitats de nourriture-abri pour les cerfs et qui sera composé de 25 à 50 % de feuillus naturels et de 50 à 75 % de résineux plantés et naturels. La densité visée est de 1 350 plants de forte dimension par hectare avec un espacement entre les plants d'une même rangée de 2,0 m et de 3,7 m entre deux rangées. Cette densité visée peut être ajustée selon les caractéristiques du parterre de coupe (coefficient de distribution de la régénération

naturelle, espacement des sentiers de débardage, etc.). De plus, il est suggéré de réaliser un reboisement non-systématique et de viser des formes irrégulières en îlots ou en bandes incurvées afin d'apporter davantage aux espèces de bordure comme le cerf.

4.2.3. Éclaircie précommerciale-puits, éclaircie précommerciale-trouées ou éclaircie précommerciale systématique adaptée

L'éclaircie précommerciale (EPC) systématique est la variante de l'EPC la plus répandue au Québec (Tremblay, Guillemette & Barette, 2013). Or, plusieurs études démontrent que ce traitement homogénéise les peuplements traités et réduit la qualité d'habitat faunique (Griffin, P.C.; Mills L.S., 2007; Sansregret, 2000; Etcheverry, Ouellet & Crête, 2005). Il est toutefois possible de moduler le traitement afin de maintenir une certaine qualité d'habitat faunique en optant plutôt pour les EPC-puits ou trouées qui créeront à long terme un peuplement plus hétérogène intéressant pour le cerf. Dans l'EPC-puits, les arbres concurrents sont éliminés dans un rayon déterminé autour d'un nombre d'arbres individuels inférieur à ceux éclaircis en EPC systématique. Dans le cas de l'EPC-trouées, un nombre restreint de groupes d'arbres est sélectionné et une EPC systématique est réalisée autour de ces groupes. Les groupes d'arbres doivent être répartis spatialement sur la superficie à traiter (Tableau 14). Ces deux traitements peuvent être utilisés tant en forêt régulière qu'irrégulière et ils seraient moins coûteux que l'EPC systématique étant donné le plus faible nombre d'arbres à sélectionner pour l'éclaircie. Ils permettent de maintenir une densité plus élevée que l'EPC systématique et de fournir un peuplement plus irrégulier. De plus, ces variantes maintiennent des secteurs non traités en conservant des arbres de « bourrage » entre les arbres libérés (Tremblay, Guillemette & Barette, 2013) ce qui permet de préserver des arbustes pouvant offrir de la nourriture aux cerfs à l'intérieur du peuplement aménagé alors que ceux-ci seraient autrement coupés dans la variante conventionnelle de l'EPC. La conservation d'espèces intéressantes pour la nourriture

EPC-puits dans un peuplement de feuillus tolérants

des cerfs peut aussi permettre de limiter le broutement sur les arbres éclaircis (Atsatt & O'Dowd, 1976). À plus long terme, l'EPC-puits et l'EPC-trouées pourraient permettre de conserver le caractère mixte de certains peuplements, lesquels seront plus résilients face à une épidémie de TBE, en plus d'être souvent associés aux habitats nourriture-abri.

Le maintien de 15 % de forêt non traitée sur la superficie admissible à l'EPC est aussi recommandé en ravage de cerfs, et ce particulièrement s'il s'agit d'une EPC systématique (EPC systématique adaptée). Si cette variante d'EPC est choisie, on peut adapter le traitement en conservant une bande non traitée d'une largeur minimale de 50 m (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2016) entre des secteurs traités ayant une superficie maximale de 1 ha chacun.

Tableau 14. Précisions sur les modalités de réalisation des EPC puits et trouées

		Variante d'EPC	
		Puits	**Trouées**
Structure du peuplement		Régulier ou irrégulière	
Patron spatial du traitement		Autour de certains arbres distribués dans l'ensemble du peuplement	Autour de quelques groupes d'arbres distribués dans l'ensemble du peuplement
Composition du peuplement		Feuillu, mixte ou résineux	Mixte ou résineux
Nombre d'arbres éclaircis/ha	Peuplement résineux	500 à 800 résineux/ha	5 à 8 trouées/ha formées chacune de 100 résineux regroupés sur 400 m^2
	Peuplement mixte	250 à 500 tiges[9]	n.d.
	Peuplement feuillu	Jusqu'à 250 feuillus/ha	L'EPC puits est préférable
Espacement visé entre les arbres éclaircis	Peuplement résineux	4 à 5 m	2 m
	Peuplement mixte	n.d.	2 à 3 m
	Peuplement feuillu	7 à 8 m	L'EPC puits est préférable

Adapté de Tremblay *et al.* 2013.

[9] (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2018)

4.2.4. Demi-abattage

https://www.qdma.com/create-living-thicket-cover-hinge-cutting/

https://www.qdma.com/create-living-thicket-cover-hinge-cutting/

Ce traitement consiste à rabattre la cime d'arbres feuillus après avoir partiellement coupé leur tronc (Association forestière du Sud du Québec, 2017). L'arbre ainsi abattu continuera de produire du feuillage pendant un certain nombre d'années puisque sa sève circulera encore. Ce traitement peut offrir des bénéfices tant au niveau forestier que faunique lorsque les secteurs à aménager et que les arbres à abattre sont judicieusement sélectionnés. En effet, le demi-abattage peut créer des ouvertures qui offriront une meilleure luminosité pour la régénération d'espèces désirées. Il peut aussi améliorer la croissance d'arbres d'avenir si les tiges abattues sont sélectionnées pour libérer ces arbres. De plus, on peut choisir d'abattre les arbres à des hauteurs différentes pour contribuer à diminuer la pression de broutement dans le secteur aménagé puisque la barrière ainsi créée par les arbres rabattus formera un corridor de déplacement pour les cerfs permettant ainsi de protéger la régénération désirée sous les tiges abattues (Figure 9) (Association forestière du Sud du Québec, 2017). La présence de débris ligneux ou d'arbres tombés est reconnue pour limiter le broutement par les cerfs de la végétation sous-jacente (de Chantal & Granström, 2017; Relva, Westerholm & Kitzberger, 2008).

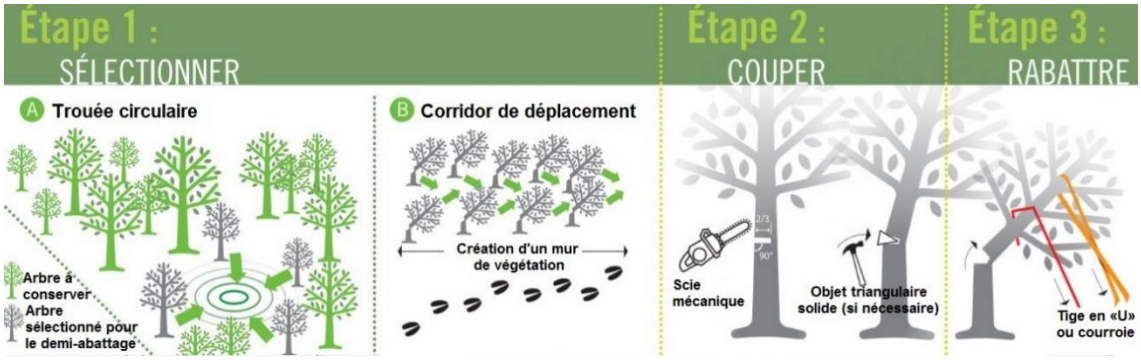


Figure 9. Étapes de réalisation du demi-abattage (tiré de AFSQ, 2017)

En ce qui a trait des bénéfices fauniques offerts par le traitement, notons d'abord la nourriture créée par les tiges abattues. De plus, le demi-abattage crée des zones d'abris et de repos en raison de l'obstruction latérale qui s'en trouve améliorée. Si le traitement est précisément réalisé pour créer des zones de repos pour les cerfs, il ne devrait pas être fait dans une pente puisque les cerfs choisissent les secteurs plats pour se reposer. Aussi, pour favoriser la venue des cerfs, il devrait être plus ou moins facile pour nous de circuler à travers du secteur aménagé (Whitetail Habitat Solutions, 2017).

On recommande généralement de faire le demi-abattage lors de redoux de fins d'hiver, car en cas de période trop chaude ou trop froide, les risques de mortalité des tiges abattues sont plus élevés (Thomas, 2017). Les arbres sélectionnés peuvent avoir jusqu'à 20 cm (8 pouces) de diamètre mais les arbres de 10 cm (4 pouces) sont ceux à privilégier pour le traitement (*idem*).

4.3. Adaptation du martelage ou du choix de tige

Martelage adapté dans une éclaircie commerciale pour favoriser le renouvellement de nourriture (érables rouges) pour les cerfs

Dans plusieurs types de travaux forestiers, le martelage ou le choix de tiges peut être orienté de façon à favoriser la régénération ou le maintien de certaines essences ayant une plus grande valeur d'abri ou de nourriture pour les cerfs (Tableau 15) (Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de la Chaudière et Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches, 2017). Entre autres, le thuya occidental (cèdre) est une essence à conserver en priorité dans les travaux réalisés dans les ravages puisque sa régénération est compromise en contexte de ravage, qu'il peut servir de nourriture et offrir un abri quasi permanent pour les cerfs et qu'il n'est pas vulnérable à la TBE. Aussi, lorsque les érables rouges ne sont pas de qualité, ils peuvent être coupés en priorité afin de créer des repousses servant de nourriture aux cerfs.

Tableau 15. Orientations pour adapter le martelage ou le choix de tige afin de préserver la qualité d'habitat des cerfs

Priorité de conservation pour l'abri	Priorité de récolte pour la nourriture
1. Thuya occidental, pruche du Canada, pins 2. Épinettes (blanche et rouge), sapin baumier 3. Épinette noire	1. Érable rouge 2. Érable à sucre 3. Bouleau à papier, peupliers

4.4.1. Bandes riveraines

Des études ont démontré que les 150 premiers mètres en bordure d'un cours d'eau sont très souvent fortement utilisés par les cerfs comme corridor de déplacement (Beyer *et al.*, 2010; Larue, Bélanger & Huot, 1994). En contexte de forêt privée, nous recommandons de ne pas intervenir dans les 50 premiers mètres bordant un cours d'eau dans un ravage. Si une coupe devait tout de même être réalisée dans cette portion de la rive, il devrait s'agir d'une coupe de faible intensité (30 % ou moins de la surface terrière).

4.4.2. Création de trouées nourricières et maintien de secteurs d'abris

La création de trouées dans des secteurs feuillus ou le maintien de secteurs à dominance de résineux denses de 30 ans ou plus sont des mesures pouvant être intégrées aux travaux commerciaux afin d'améliorer l'entremêlement entre l'abri et la nourriture pour les cerfs. S'ils sont connectés, les secteurs à dominance de résineux seront davantage utilisés par le cerf. Si les secteurs résineux sont isolés, ils serviront à préparer l'habitat futur du cerf. En guise de référence, les cibles du Tableau 16 peuvent être visées.

Tableau 16. Cibles en trouées et en maintien de secteurs d'abris pour les travaux commerciaux

		Trouées	Maintien de secteurs d'abris
Cibles selon le traitement	Éclaircie commerciale	10 à 20 % 10 à 20 %	10 à 20 % 0 %
	Jardinage	10 à 30 %	
	Coupe progressive	10 à 30 %	
	Coupe de récupération partielle	10 à 30 %	
	Coupe de récupération totale	N/A	10 à 20 %
Superficie		200 à 1 000 m^2	200 à 2 000 m^2
Largeur		10 à 25 m	10 m minimum

Repousse d'érables rouges dans une trouée faite dans une éclaircie commerciale

Les modalités pour la réalisation des trouées nourricières ont été précisées en 2016 dans le cadre d'un projet mené conjointement par les Agences des Appalaches et de la Chaudière (AMVAP et ARFPC) dans lequel des inventaires ont permis de préciser les critères de réalisation des trouées afin que celles-ci soient les plus productives possibles pour régénérer de la nourriture d'intérêt pour les cerfs (Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches et Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de la Chaudiere, 2016) :

- En ordre de priorité, les trouées doivent être réalisées :
  1. En périphérie de secteurs où il y a présence de semenciers de thuyas, de bouleaux jaunes, d'érables rouges ou d'érables à sucre;
  2. Dans les secteurs où il y a présence de feuillus dans le peuplement ou en périphérie (voir priorité de récolte dans le Tableau 15, p. 47);
  3. Dans les secteurs dégradés composés d'essences arbustives d'intérêt pour les cerfs ou d'essences arborescentes en régénération;
  4. Dans les secteurs où il y a des signes d'utilisation par les cervidés.
- La forme de la trouée devrait être irrégulière afin de maximiser la bordure et ainsi augmenter la superficie de nourriture facilement accessible pour les cerfs.
- Les trouées doivent être le plus possible réparties sur la superficie traitée.
- La largeur minimale d'une trouée est de 10 m et une largeur maximale de 25 m est recommandée.
- La superficie minimale d'une trouée est de 200 m^2 et une taille maximale de 1 000 m^2 est suggérée.

  La création de trop grandes trouées entrainera une forte accumulation de neige ce qui découragera les cerfs qui auraient voulu s'y alimenter (Consultants forestiers DGR inc., 1996). De plus, les framboisiers peuvent coloniser abondamment la trouée

si elle est trop grande (Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches et Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de la Chaudiere, 2016).

- Les trouées ou portions de trouées ne doivent pas être réalisées dans des secteurs humides, herbacés, aulnaies ou autres sites improductifs.

Conservation d'un secteur offrant de l'abri pour les cerfs dans une coupe totale

Les secteurs d'abris maintenus doivent être dominés par des résineux denses de plus de 30 ans et être judicieusement sélectionnés afin d'éviter les pentes fortes et les secteurs exposés aux vents dominants particulièrement lorsque le sapin domine pour diminuer les risques de chablis après le traitement. De plus, il est important que les secteurs d'abris maintenus soient connectés à d'autres peuplements favorables aux déplacements du cerf et non isolés dans une coupe intensive. Les dimensions des secteurs non traités devraient répondre aux seuils minimaux de 200 m^2 de superficie et de 10 m de largeur peuvent être visés. Des secteurs non traités plus larges que longs sont préférables (Déry & Leblanc, 2005). La largeur des secteurs non traités devrait être supérieure lorsque le sapin est abondant pour limiter les risques de chablis. La conservation des résineux lorsqu'ils sont présents dans les érablières (individuellement ou en îlots) peut aussi permettre d'améliorer la connectivité entre des peuplements utilisés par les cerfs tout en maintenant le potentiel acéricole de ces peuplements (Hébert, 2000; Dumont, Ouellet, Crête & Huot, 1998).

4.4.3. Coupe de jardinage

Nos inventaires ont démontré que les peuplements feuillus et mixtes à dominance feuillue de la classe d'âge 30 ans sont fortement utilisés par les cerfs (Figure 5, p. 35) puisqu'ils présentent une quantité importante de nourriture. L'étude de Dumont et ses collègues (1998) avait elle aussi déterminé que ces peuplements fournissent une source de nourriture importante, particulièrement en début et en fin de saison hivernale. Ainsi,

des coupes de jardinage dans des peuplements qui s'y prêtent bien et qui sont situés près de forêts à dominance de résineux denses de plus de 30 ans permettront de renouveler de la nourriture près d'habitats présentant un abri et ainsi d'améliorer l'entremêlement entre des habitats utilisés par les cerfs.

4.4.4. Coupes progressives

4.4.4.1. Coupe progressive irrégulière à couvert permanent

Coupe progressive dans un peuplement mélangé (érable à sucre, épinette rouge, bouleau jaune)

Cette variante de coupe progressive prévoit le prélèvement de 30 à 40 % du volume marchand à tous les 30 à 40 ans sans qu'une coupe finale ne soit prévue. Elle vise un prélèvement inférieur à d'autres procédés de coupes progressives irrégulières (Poulin, 2013) conservant ainsi un couvert d'abri tout en permettant l'installation d'une régénération résineuse qui pourra assurer le renouvellement d'un habitat d'abri à long terme. Les risques de chablis doivent être pris en compte dans le choix du peuplement à traiter. Ces risques seraient moindres si le peuplement traité est de structure irrégulière et ils seraient plus élevés dans les peuplements denses et non éduqués (Raymond, Larouche, Bédard & Tremblay, 2013). La coupe progressive irrégulière serait bien adaptée aux peuplements mélangés composés de sapins, d'épinettes, d'érables rouges ou de bouleaux jaunes tels qu'on en retrouve fréquemment dans les ravages des Appalaches. Ce procédé peut favoriser le maintien du caractère mixte de certains peuplements (Raymond & Bédard, 2017; Poulin, 2013) réduisant par le fait même leur vulnérabilité à la TBE et créant des peuplements aux caractéristiques souvent associées aux habitats de nourriture-abri. De façon générale, les coupes progressives ne devraient pas être réalisées si elles sont juxtaposées ou entremêlées à des coupes totales récentes puisque le risque de chablis est accru dans ces situations.

4.4.4.2. Coupe progressive à sélection rapprochée

La coupe progressive à sélection rapprochée est un procédé sylvicole visant le prélèvement de 40 à 50 % de la surface terrière et permettant de favoriser l'installation de la régénération naturelle avant la récolte finale (Pouliot, 2009; Meek, 2015). Elle prévoit une bande non traitée entre chacun des sentiers de débardage espacés de 20 m chacun (Figure 10, p. 52). Cette bande servira de sentier de débardage lors de la coupe finale permettant ainsi de préserver la régénération établie dans le reste de la superficie traitée. La coupe progressive à sélection rapprochée peut donc permettre la récolte de peuplements mûrs pouvant servir d'abris tout en assurant le renouvellement de ces habitats et en prolongeant le maintien d'un couvert d'abri avant la coupe finale. Dans les ravages à l'étude, la grande majorité des coupes totales a été réalisée sur des types écologiques associés aux bétulaies jaunes à sapins, lesquels pourraient bien se prêter à la réalisation de coupes progressives pour favoriser le maintien du caractère mixte de ces peuplements (Poulin, 2013) qui est très recherché par les cerfs (Morrison, Graham & Young, 2002) et aussi, par le fait même, pour diminuer la vulnérabilité du peuplement à la TBE.

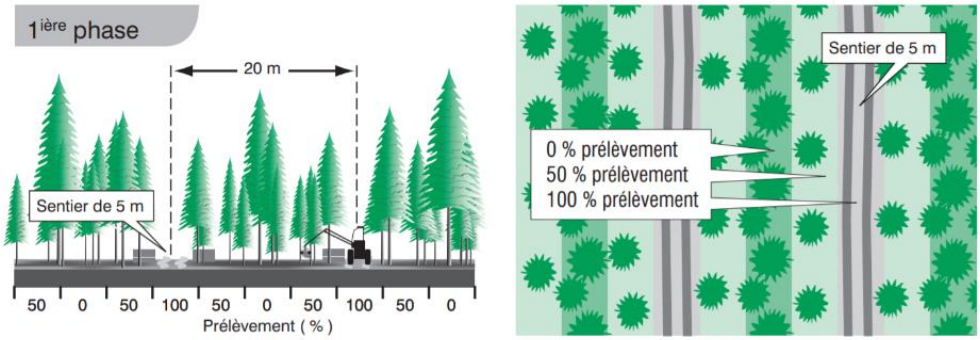


Figure 10. Schéma de la première phase de la coupe progressive à sélection rapprochée tiré de Meek, 2015

4.4.5. Coupe avec protection de la régénération et des sols adaptée

D'après Morasse et Potvin (1988), les cerfs utilisent fortement les bordures des coupes intensives en période hivernale. Toutefois, l'utilisation diminue fortement plus la distance avec un habitat offrant de l'abri augmente. Une grande coupe totale n'offre donc pas de la nourriture accessible aux cerfs sur toute sa superficie puisque la nourriture créée dans la portion centrale exigera trop de déplacements pour les cerfs.

Cerf s'alimentant de déchets de coupe

Les coupes totales devraient donc avoir des superficies inférieures à 2 ha en ravage suivant les suggestions de M. Jean-François Dumont, biologiste responsable régional de la grande faune et des animaux à fourrure à la Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale/Chaudière-Appalaches du MFFP (communications personnelles, 2018) et s'inspirant des recommandations de Dumont et ses collègues (1998) en les adaptant au contexte de la forêt privée. Chaque bloc de coupe devait être séparé par une bande non traitée d'une largeur de 60 à 100 m (Hébert *et al.*, 2013). Si la bande non traitée est trop étroite, elle pourrait être plus sujette au chablis et elle pourrait avoir l'effet inverse de celui désiré, c'est-à-dire agir comme clôture à neige en retenant d'importantes quantités de neige qui nuiront aux déplacements des cerfs. Pour chaque lot aménagé avec de telles coupes, il faut veiller à étaler les travaux dans le temps et à bien les répartir sur le lot. Un maximum de cerfs pourra profiter de la nourriture créée par ces travaux s'ils sont bien répartis spatialement, car seuls les cerfs dont le domaine vital est situé à moins de 2 km des coupes pourront profiter de la nourriture créée. Ces coupes devraient être réalisées en janvier, février ou mars pour les peuplements qui s'y prêtent bien afin que les déchets de coupe fournissent une nourriture accessible aux cerfs durant leur période de confinement. Toutefois, pour les secteurs qui sont situés près de routes principales et dont les

peuplements s'y prêtent bien, la période estivale devrait être privilégiée pour réaliser ces coupes afin de ne pas attirer les cerfs près des routes.

Le choix des peuplements récoltés en coupes avec protection de la régénération et des sols adaptées devrait s'orienter en fonction de la dominance du sapin dans le peuplement afin de diminuer la vulnérabilité des forêts des ravages à la TBE. Les peuplements dominés par les épinettes fournissent aux cerfs des abris moins vulnérables à la TBE et qui ont une longévité plus grande, c'est pourquoi ce sont d'abord les forêts de sapins qui devraient être visées pour leur récolte avec ce procédé de régénération.

5. Portrait détaillé et stratégies d'aménagement par ravage

Photo : Ravage du Mont Orignal

5.1. Mont Orignal (06-12-9045-2001)

5.1.1. Portrait forestier

Chevauchant les municipalités de Lac-Etchemin, Saint-Odilon-de-Cranbourne et Saint-Léon-de-Standon, le ravage du Mont Orignal a été répertorié la première fois durant un survol en 1997 (Hébert, 2000). Il est dominé par le territoire forestier (86 % du ravage, 1 905 ha, Figure 12, p. 57). Les terres agricoles couvrent 17 ha (1 % du ravage) et 216 ha de milieux humides (aulnaies) y sont cartographiés (10 %). Les rivières de la Décharge du Lac Etchemin et de la rivière Etchemin sont les principaux cours d'eau qui le traversent (Figure 12, p. 57). Le ravage se situe à une altitude variant entre 320 et 610 m (Figure 13, p. 58).

Le couvert mixte à dominance de feuillus domine le territoire du ravage (34 % du territoire forestier, 667 ha, Figure 11, p. 56), suivi du couvert feuillu (29 % du territoire forestier, 558 ha) d'après le 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé. Les peuplements résineux et mélangés à dominance de résineux ont augmenté de plus de 20 % depuis 1990 (Figure 16, p. 61). En fait, plusieurs peuplements classés mélangés à dominance de feuillus intolérants dans le 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé ont été classés en forêts mélangées à dominance de résineux dans le 5e inventaire écoforestier probablement en lien avec la sénescence des feuillus intolérants au profit des résineux. Les travaux forestiers favorisant généralement les résineux peuvent aussi potentiellement avoir encouragé cette tendance à la hausse des superficies couvertes par les peuplements à dominance de résineux. Les superficies couvertes par les peuplements en régénération, pouvant potentiellement offrir de la nourriture pour les cerfs, suivent une tendance à la baisse depuis 1990 (3e inventaire écoforestier); elles couvraient 16 % des forêts du ravage en 1990 (297 ha; Figure 16A, p. 61) et elles pourraient couvrir 7 % du ravage d'après le 5e inventaire écoforestier (Figure 16C, p. 61). Ces peuplements ont atteint le

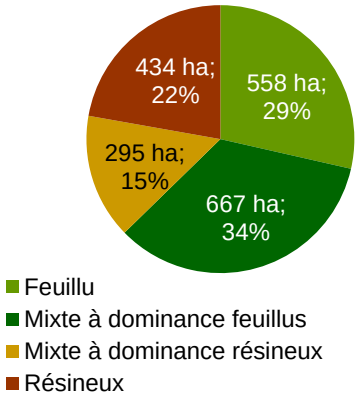


Figure 11. Proportion des couverts forestiers dans le ravage du Mont Orignal (4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé)

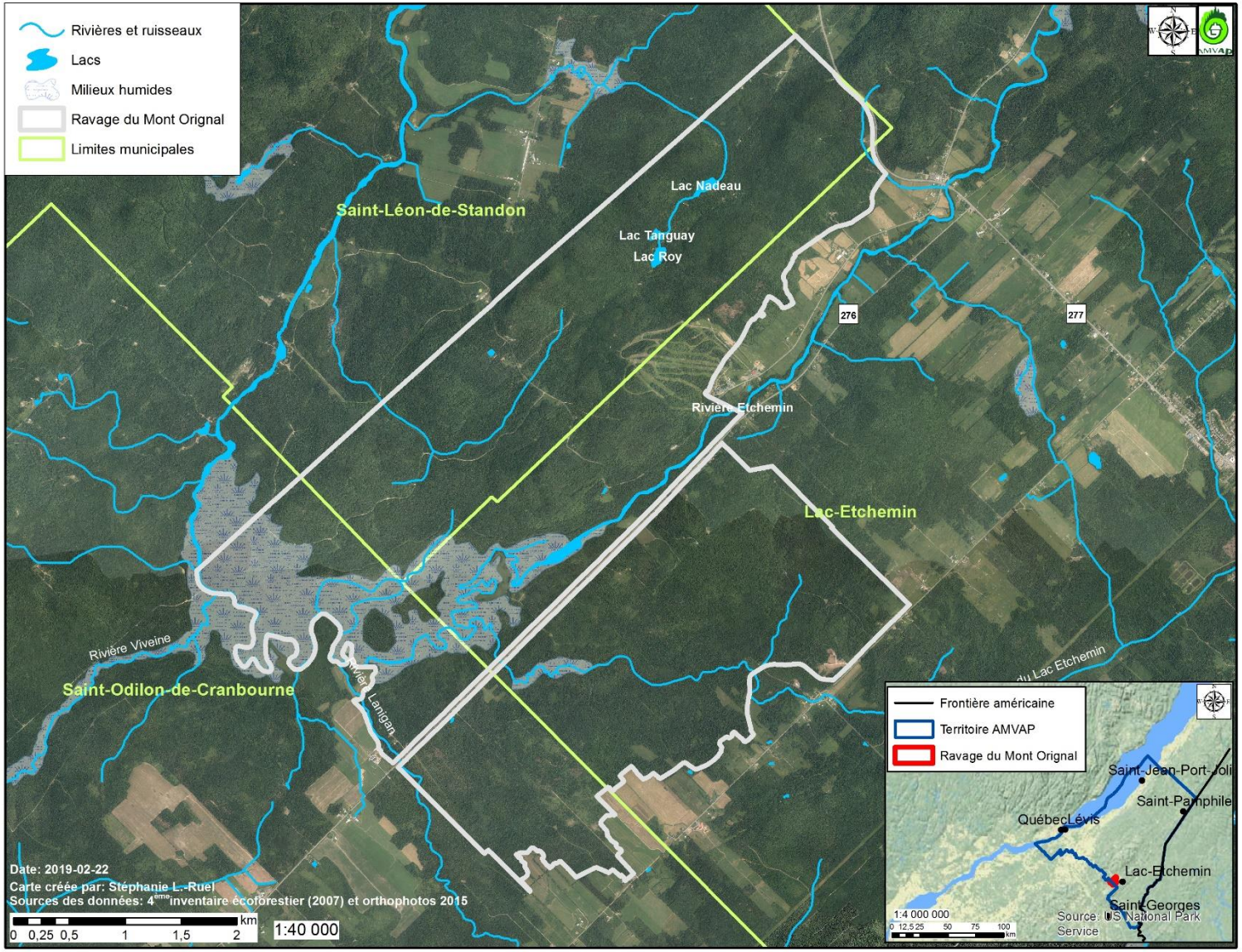


Figure 12. Localisation du ravage du Mont Orignal

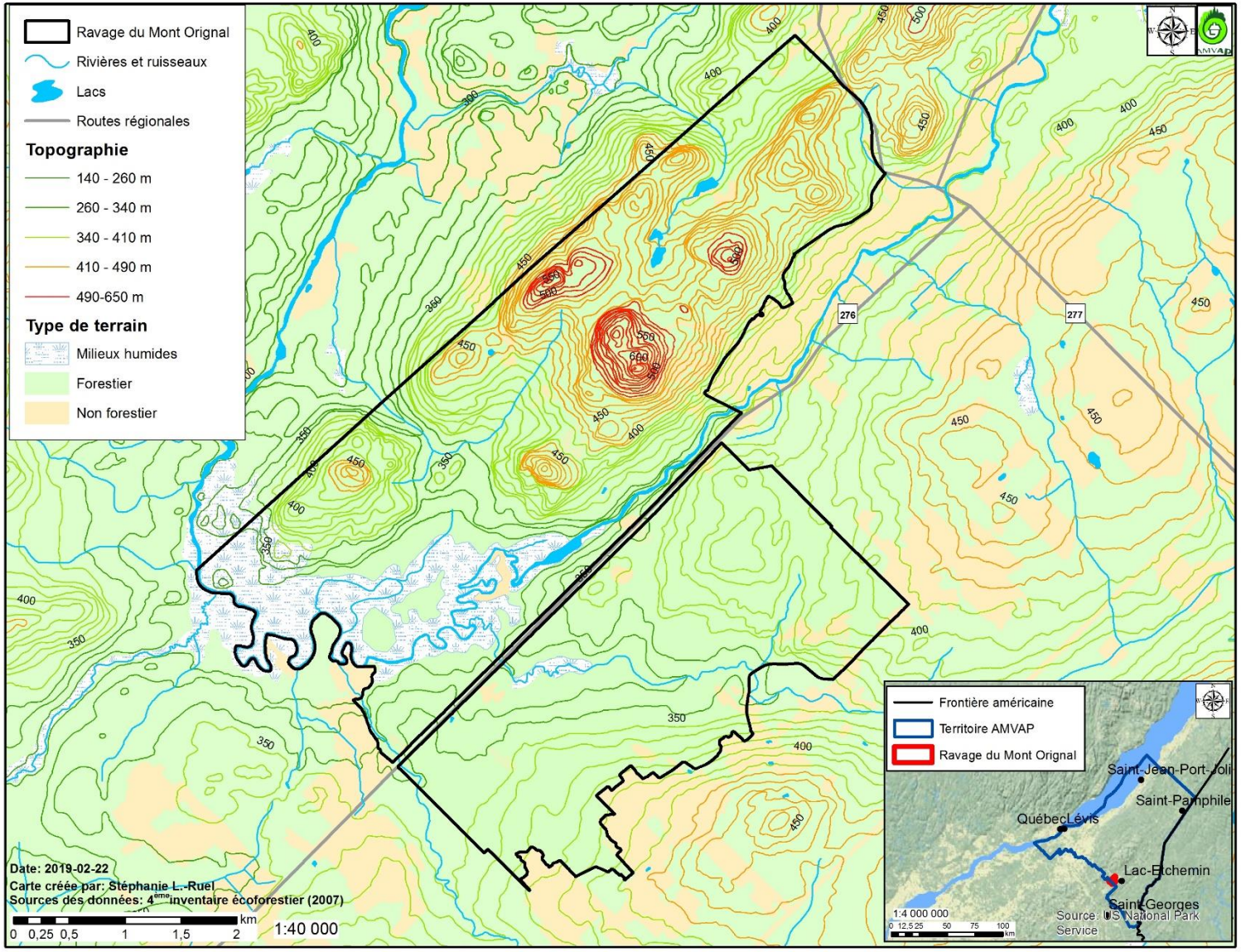


Figure 13. Topographie du ravage du Mont Orignal

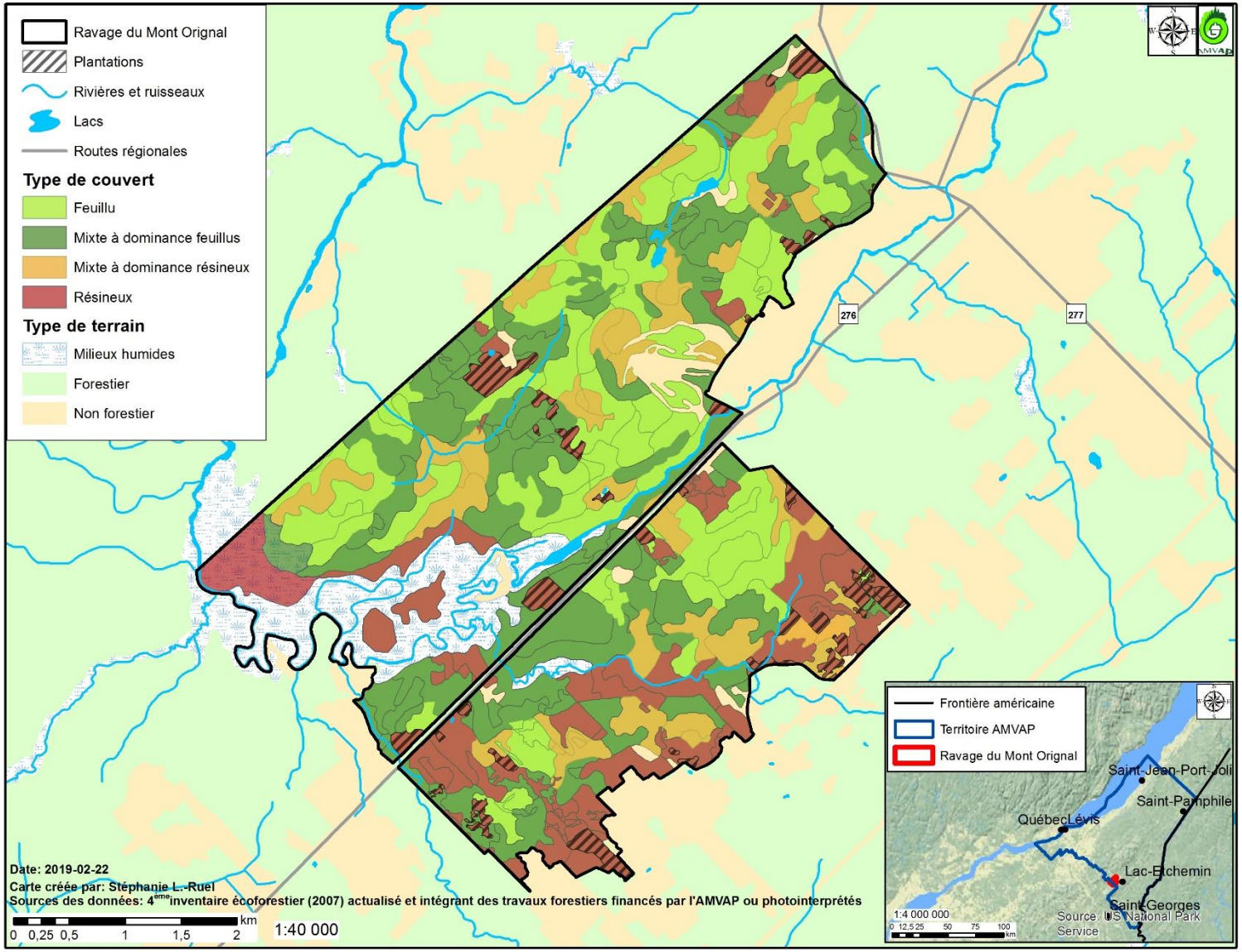


Figure 14. Types de couverts forestiers du ravage du Mont Orignal

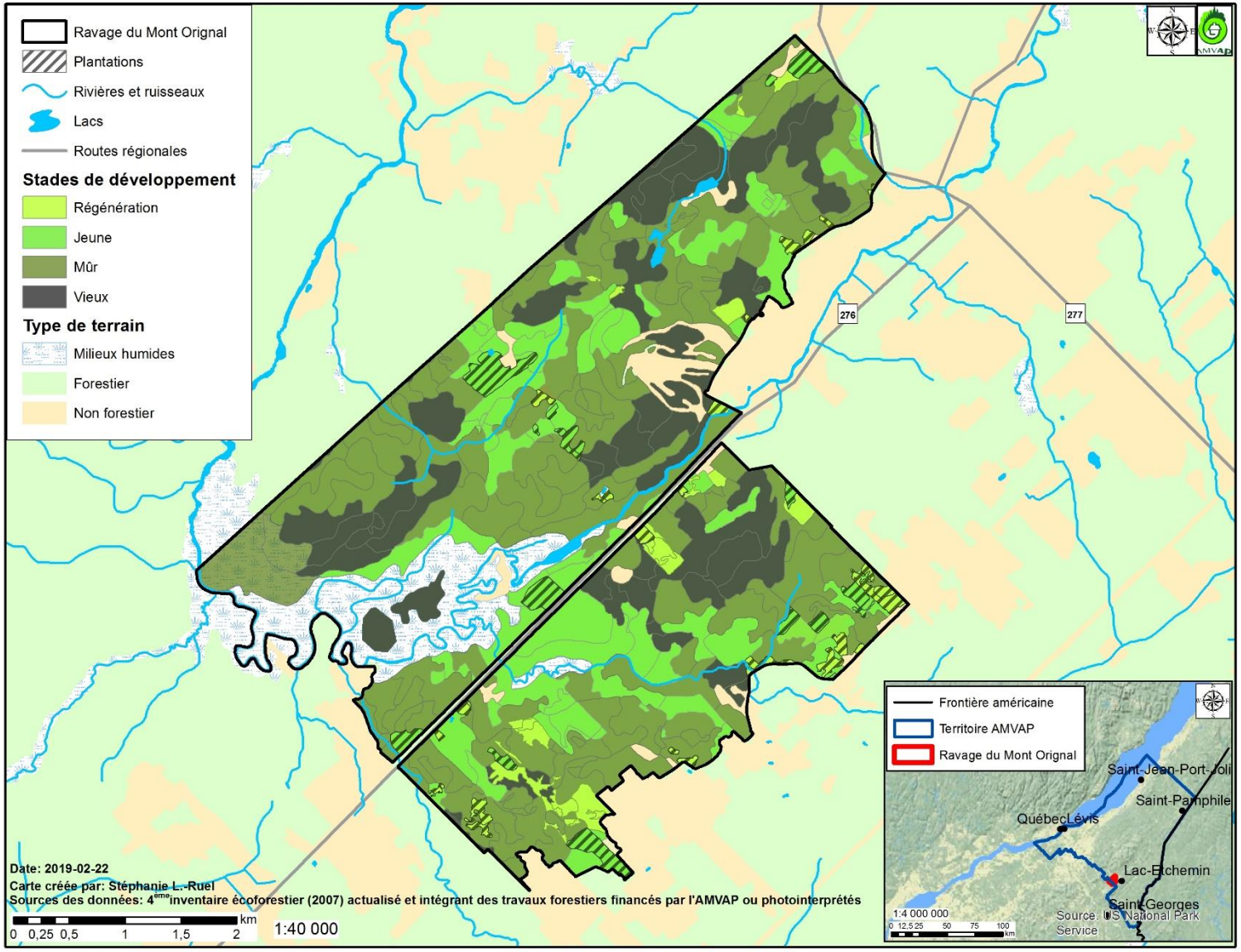


Figure 15. Stades de développement des forêts du ravage du Mont Orignal

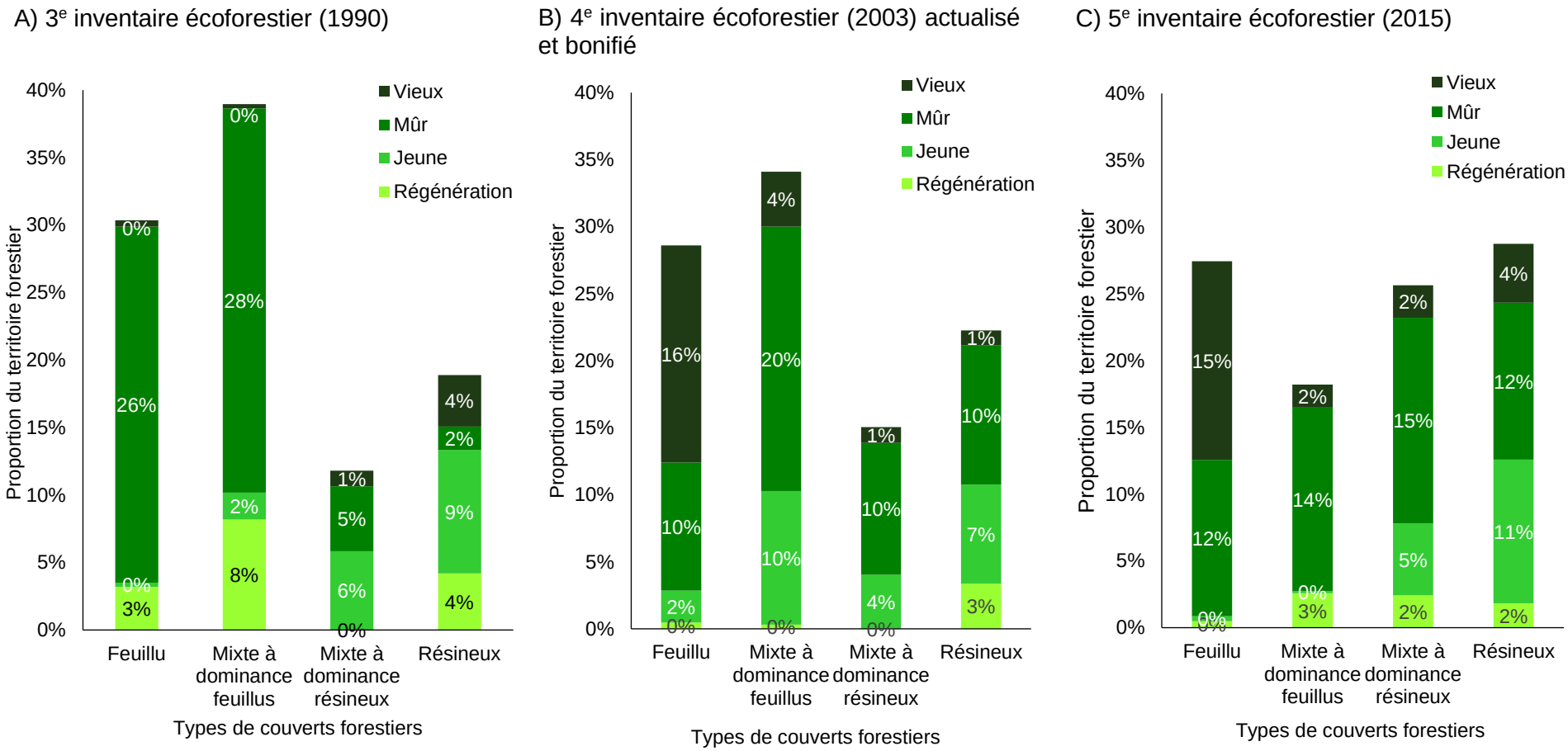


Figure 16. Proportions des forêts par stade de développement dans le ravage du Mont Orignal selon les 3e (A), 4e(B) et 5e(C) inventaires écoforestiers

stade jeune dans les inventaires écoforestiers plus récents. Les superficies couvertes par les peuplements résineux et mixtes à dominance de résineux des stades mûrs et vieux pouvant présenter des caractéristiques d'habitats d'abris pour les cerfs suivent une tendance à la hausse depuis 1990 (Figure 16, p. 61). Elles couvraient 12 % du ravage en 1990 (220 ha) et sont passées à 34 % d'après le 5e inventaire écoforestier (632 ha).

Une proportion de 35 % du territoire forestier de ce ravage était, en 2018, sous aménagement c'est-à-dire couverte par un plan d'aménagement forestier (713 ha, Figure 17). Plus de 20 % des lots sont enregistrés au statut de producteur (38/184). Moins de 1 % de la superficie forestière du ravage a été aménagée annuellement entre 2001 et 2016 (Tableau 17). Les travaux qui ont touché le plus de superficies depuis 2001 dans le ravage sont les plantations (2,8 ha/an soit 0,1 % du territoire forestier annuellement). Plusieurs de ces plantations ont été réalisées sur des friches, mais la majorité ont été faites sur des terrains forestiers. Les coupes totales ont affecté 2,1 ha/an soit 0,1 % du territoire forestier par année et elles ont en très grande majorité été réalisées sur des types écologiques associés aux bétulaies jaunes à sapins.

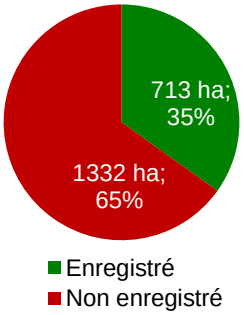


Figure 17. Proportion du territoire du ravage du Mont Orignal dont les propriétés sont enregistrées au statut de producteur forestier (octobre 2018)

Tableau 17. Travaux d'aménagement forestier réalisés dans le ravage du Mont Orignal entre 2001 et 2016

Types de travaux forestiers	Entre 2001 et 2016			Par année	
	Superficie	Superficie moyenne	% de la superficie forestière	Superficie (ha/an)	% de la superficie forestière
Plantations	41,7 ha	1,5 ha	2,1 %	2,8 ha/an	0,1 %/an
Éclaircies précommerciales	10,7 ha	1,9 ha	0,5 %	0,7 ha/an	0,0 %/an
Coupes partielles	32,3 ha	0,5 ha	1,7 %	2,2 ha/an	0,1 %/an
Coupes totales	32,2 ha	3,5 ha	1,6 %	2,1 ha/an	0,1 %/an
Total	**116,9 ha**	**1,9 ha**	**5,3 %**	**7,8 ha/an**	**0,4 %/an**

5.1.2. Portrait de l'habitat du cerf

5.1.2.1. Utilisation du ravage par les cerfs

Au total, 5 survols aériens ont couvert une partie ou la totalité du ravage du Mont Orignal et ont permis de localiser les secteurs où les cerfs se sont concentrés lors des hivers de 1997, 2001, 2005, 2007 et 2018 (Figure 18, p. 64). En 2001, l'aire de confinement était utilisée par les cerfs sur presque toute sa superficie alors que le survol de 2005 illustrait une concentration des cerfs dans la portion centrale Nord de l'aire de confinement. Les hivers rudes comme celui de l'hiver de 2001 permettent d'identifier les secteurs d'habitats les plus importants dans les ravages de cerfs. À l'inverse, les cerfs sont moins confinés et occupent plusieurs petites pochettes d'hivernage lors d'hivers plus doux comme celui de 2005 (Jean-François Dumont, biologiste responsable régional de la grande faune et des animaux à fourrure à la Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale-Chaudière-Appalaches du MFFP, communications personnelles, 2019). Le survol de 2007 a couvert la portion du ravage au sud de la route 276 et a démontré que ce secteur était toujours utilisé par les cerfs. Les superficies ravagées en 2018 sont réparties sur tout le territoire du ravage à l'exception de la portion nord-est. Au Sud de la route 276, une grande superficie semble occupée par les cerfs à l'extérieur du contour officiel de l'aire de confinement d'après le survol de 2018 qui a couvert l'entièreté du ravage. Cela pourrait indiquer un déplacement du ravage vers ce secteur entre autres puisque les peuplements récemment utilisés présentent maintenant des conditions intéressantes pour le cerf.

D'après nos inventaires, il y a, somme toute, très peu de secteurs peu utilisés par les cerfs dans la superficie occupée en 2018 de ce ravage (Figure 20, p. 66). En effet, la valeur moyenne d'utilisation par les cerfs des parcelles inventoriées dans ce ravage, qui a été mesurée sur l'échelle de 0 à 4[10], était de 1,94 ± 0,10 alors que les valeurs moyennes obtenues dans les autres ravages à l'étude variaient entre 1,59 ± 0,05 (Saint-Malachie) et 1,22 ± 0,05 (Montmagny). Par le fait même, le ravage du Mont Orignal est celui dans lequel une utilisation forte ou très forte a été observée le plus fréquemment lors des inventaires parmi les 4 ravages à l'étude; 34 % des parcelles inventoriées présentaient cette utilisation, alors que, dans les autres ravages, cette proportion variait de 10 à 20 % des parcelles inventoriées. D'après les données d'utilisation obtenues

[10] Au besoin, revoir la classification du Tableau 10, p. 19

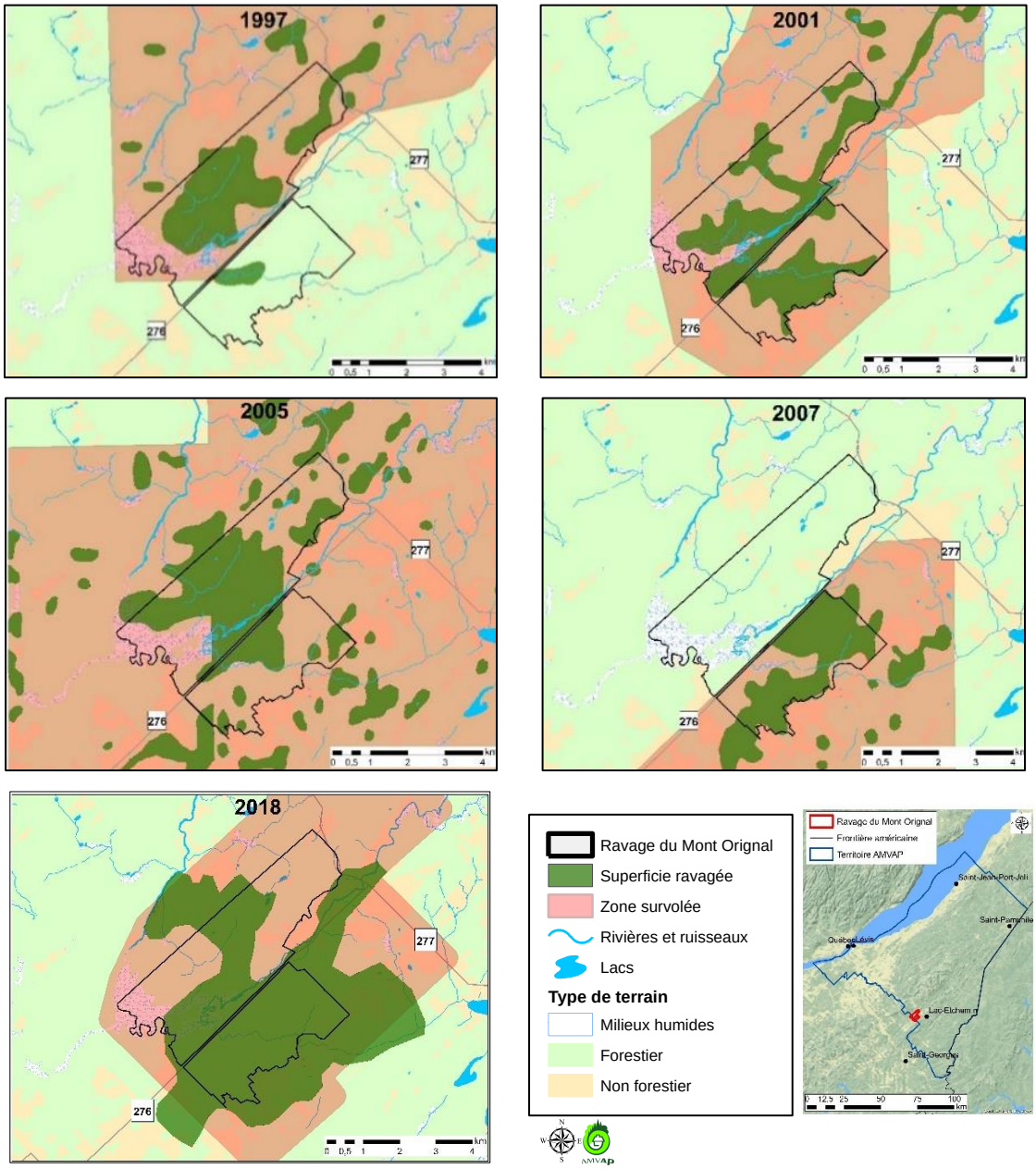


Figure 18. Évolution des superficies ravagées par le cerf de Virginie dans le ravage du Mont Orignal

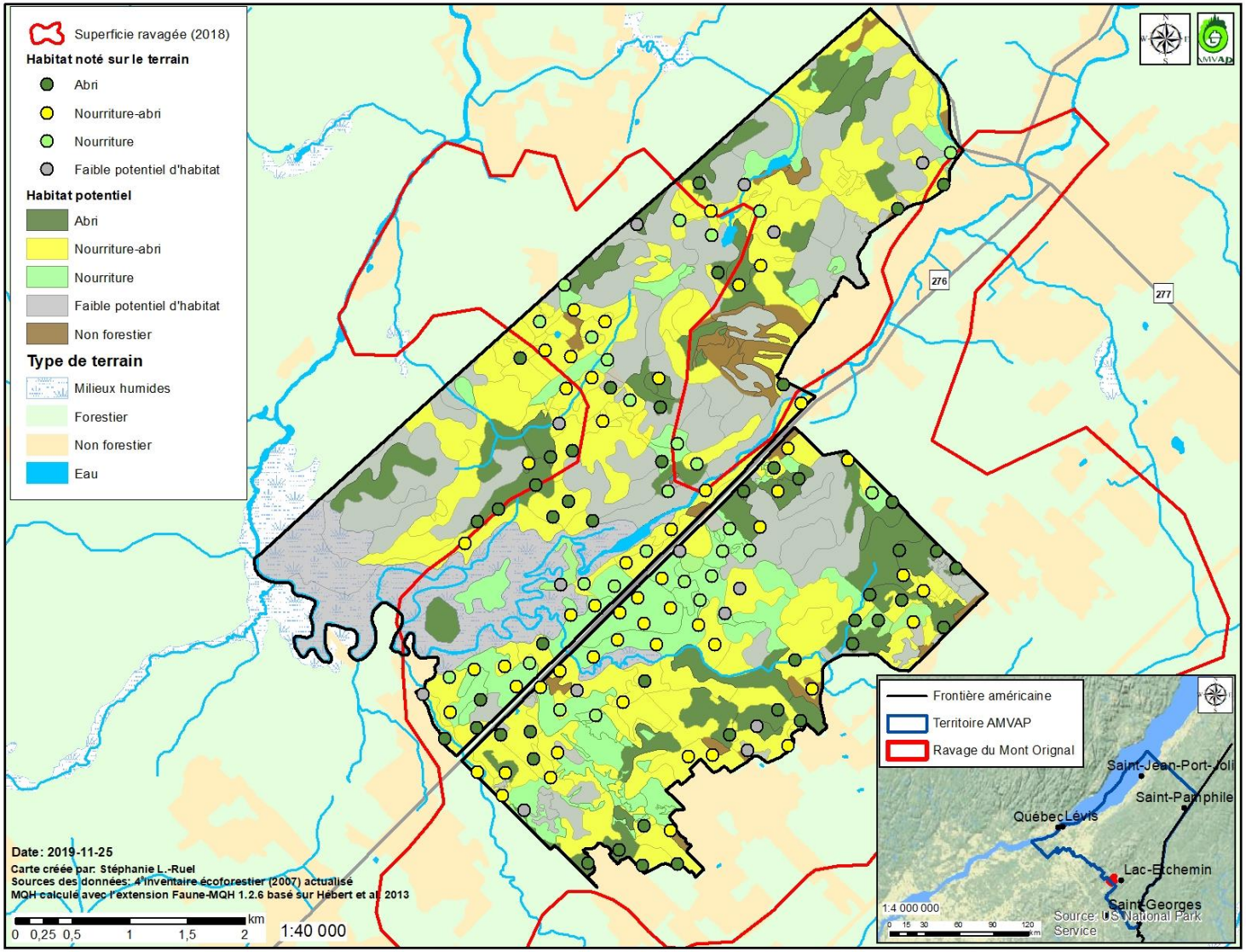


Figure 19. Modélisation préliminaire (avant les inventaires) de l'utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie à partir des données du 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé pour le ravage du Mont Orignal

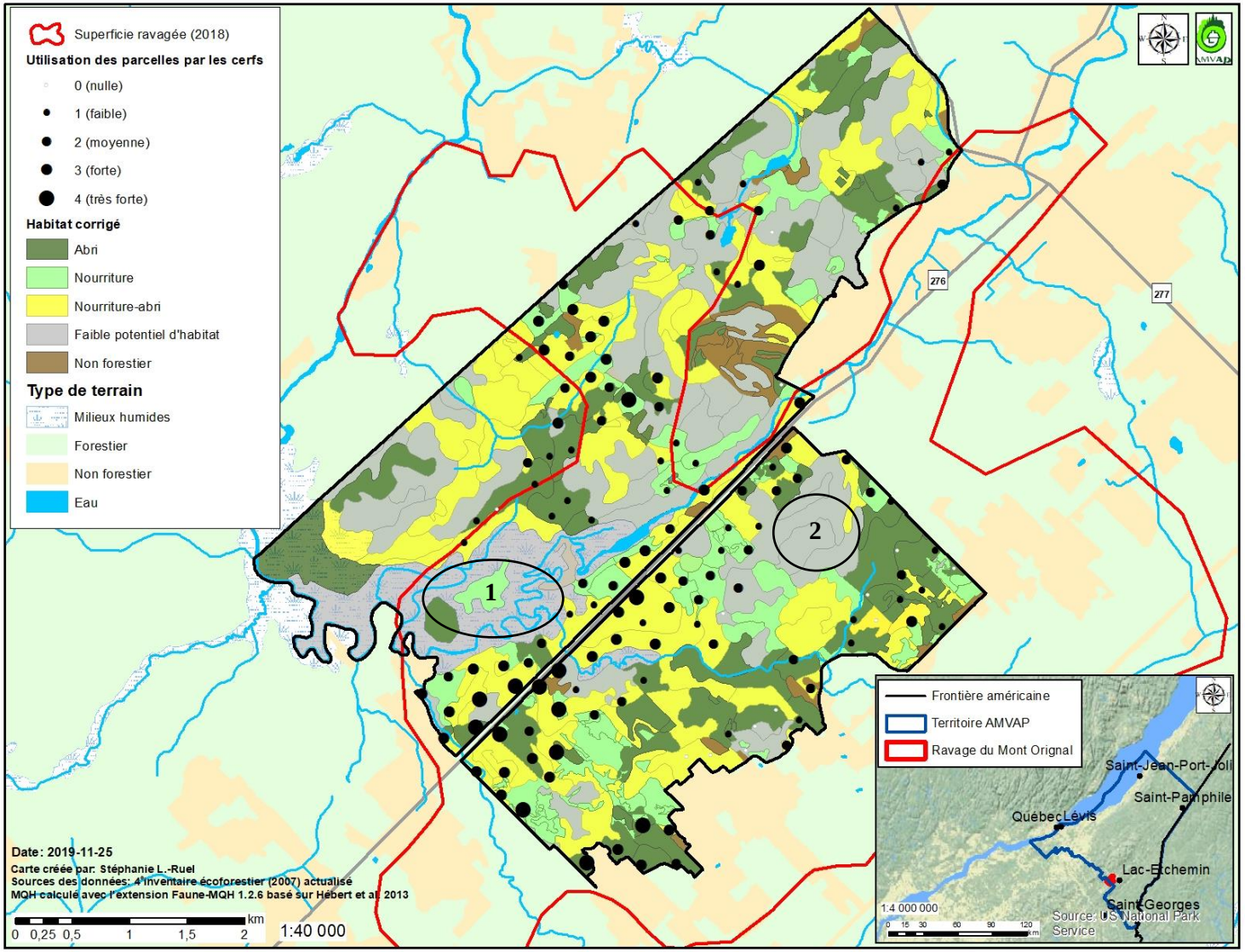


Figure 20. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage du Mont Orignal corrigée après les inventaires terrain (les zones numérotées 1 et 2 présentent des problématiques de connectivité entre des habitats utilisés par les cerfs (voir section 5.2.2).

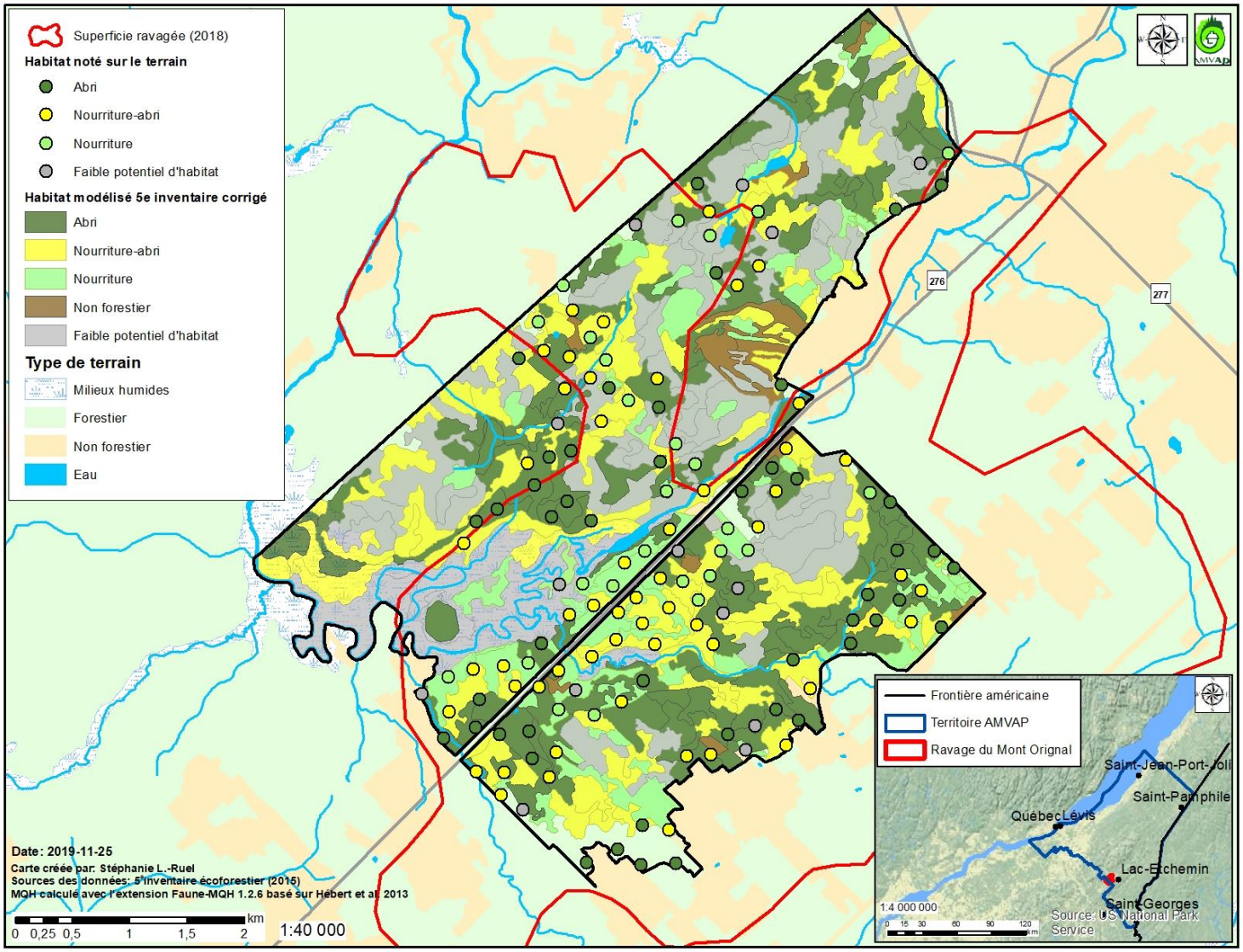


Figure 21. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage du Mont Orignal modélisée à l'aide du 5e inventaire écoforestier

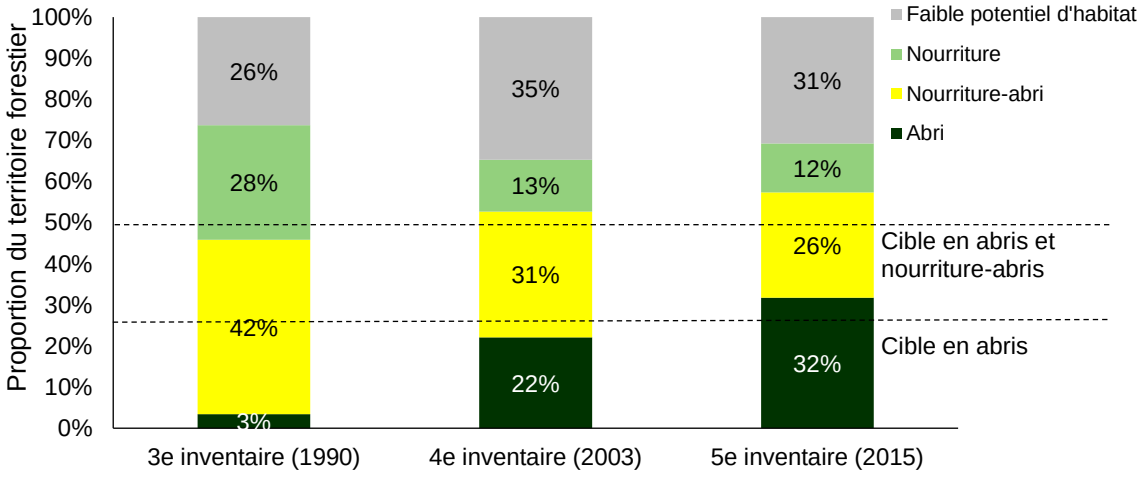
dans les inventaires, seule la section sud-est du ravage semble moins fortement utilisée (Figure 20, p. 66). Le survol de 2001 indiquait d'ailleurs que les cerfs ne se concentraient pas à cet endroit durant ce rude hiver. Les parcelles les plus utilisées étaient concentrées dans la portion sud-ouest du ravage, où la plupart des collisions routières sont d'ailleurs généralement observées.

5.1.2.2. Proportion des habitats

L'extension Faune-MQH 1.2.6 pour *ArcGIS* conçu par la Direction sur l'expertise sur la faune et ses habitats du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs utilisant les données écoforestières du 4e inventaire écoforestier bonifiées et mises à jour a d'abord permis d'obtenir un portrait potentiel préliminaire de l'habitat du cerf afin d'orienter le positionnement des parcelles pour les inventaires pour valider les habitats potentiels de nourriture, d'abri et de nourriture-abri. Ce portrait préliminaire pouvait sembler alarmant puisque seuls 15 % des peuplements forestiers s'étaient classés comme habitat d'abri pour le cerf (328 ha, Figure 19, p. 65). Puisque plus de la moitié des parcelles inventoriées (56 %) se sont vu attribuer une classe d'habitat différente lors des inventaires par rapport à celle modélisée (Figure 19, p. 65), le portrait réel des habitats du cerf dans ce ravage a changé passablement après les inventaires terrain.

Les abris couvrent potentiellement 32 % du ravage et la valeur cible fixée à 25 % par Hébert et ses collègues (2013) est donc atteinte (Figure 22, p. 69). Les habitats nourriture-abri couvrent 26 % du ravage et atteignent donc eux aussi la cible de 25 % (Hébert *et al.* (2013). Ces habitats suivent toutefois une tendance à la baisse puisqu'ils sont passés de 42 % du ravage en 1990 à 26 % d'après le 5e inventaire écoforestier (2015). En fait, le vieillissement et/ou la densification des peuplements entre ces inventaires a converti plusieurs habitats nourriture-abri en habitats d'abris. Par le fait même, les habitats d'abris suivent une tendance à la hausse depuis 1990, passant de 3 % à 32 % entre les 3e et 5e inventaires écoforestiers.

Figure 22. Évolution des proportions d'habitats potentiels d'après les 3e, 4e et 5e inventaires écoforestiers pour le ravage du Mont Orignal



Dans le ravage du Mont Orignal, les cibles en habitats de nourriture-abri et d'abris sont donc actuellement atteintes, mais seules 12 % des superficies du ravage sont potentiellement des habitats de nourriture pour les cerfs. En fait, ces habitats couvraient 28 % du ravage en 1990 et ils sont tombés à 12 % du ravage d'après le 5e inventaire écoforestier. Ils suivent donc une tendance à la baisse depuis les années 1990, tel que noté dans la section 5.1.1 où une diminution des peuplements en régénération entre le 3e et le 5e inventaire écoforestier a été soulignée. L'étude de Germain et ses collègues réalisée en 1991 a déterminé que les peuplements de nourriture couvrent en moyenne 30 % d'un ravage pour la région dans laquelle se trouve le ravage du Mont Orignal et ces habitats seraient donc nettement sous les moyennes régionales. On peut toutefois penser que les habitats classés nourriture-abri peuvent compenser la faible proportion d'habitats nourriture trouvés dans ce ravage. En fait, la valeur moyenne de

recouvrement en nourriture dans les habitats classés nourriture-abri dans le Mont Orignal était légèrement supérieure (2,43 ± 0,07) à la valeur moyenne dans ces habitats pour les autres ravages (2,37 ± 0,03). Par le fait même, ce ravage a obtenu la valeur moyenne d'entremêlement la plus élevée à l'intérieur des peuplements inventoriés (4,61 ± 0,28 alors que les autres ravages variaient entre 3,13 ± 0,16 (Saint-Malachie) et 3,49 ± 0,14 (Sainte-Germaine)). Cela implique que la qualité des habitats nourriture-abri du Mont Orignal est bonne et que ceux-ci offrent un bon entremêlement entre l'abri et la nourriture qui peut probablement compenser la faible abondance d'habitats classés nourriture dans le ravage. Le ravage présente aussi une forte proportion d'habitats à faible potentiel et il est possible que les cerfs s'alimentent dans les arbustes présents en bordure de ces habitats, soit dans les érablières, lorsqu'ils sont situés près de forêts offrant un certain abri ou dans les friches colonisées par le cornouiller.

5.1.2.3. Vulnérabilité des habitats à la TBE

L'entièreté des forêts du ravage du Mont Orignal a subi une défoliation grave (71 à 100 %) durant 5 années consécutives (1975-1979) lors de la dernière épidémie (Ministère des Ressources Naturelles, 2014). Après 4 années de défoliation grave, les risques de mortalité deviennent non négligeables (MFFP, 2015). D'après nos analyses faites avec les données écoforestières du 5e inventaire et en se basant sur les critères de vulnérabilité établis par le MFFP (2015), plus de 20 % des forêts du ravage sont de vulnérabilité élevée à très élevée à l'insecte. D'après nos estimés de l'évolution des habitats en fonction de leur vulnérabilité à la TBE, l'insecte pourrait modifier fortement l'évolution naturelle appréhendée des habitats potentiels du cerf. La TBE pourrait faire décliner drastiquement les habitats d'abris puisqu'ils pourraient chuter à 7 % du ravage ce qui est sous le seuil critique fixé à 12,5 % (Nappi, 2013) (Figure 23, p. 71), alors que l'évolution naturelle aurait plutôt prévu une hausse des habitats d'abris. La moitié des peuplements classés abris (52 %) sont de vulnérabilité élevée ou très élevée à l'insecte, alors que seules 12 % des superficies classées nourriture-abri sont de vulnérabilité élevée ou très élevée à la TBE. Les habitats de nourriture-abri ne subiraient toutefois pas une chute aussi drastique puisque certains abris devenus moins denses après le passage de la TBE deviendront des habitats de nourriture-abris[11] et cela compenserait donc les pertes de superficies en nourriture-abris. Les habitats de nourriture pourraient

[11] Au besoin, revoir le Tableau 8, p. 15

augmenter fortement après le passage de l'insecte puisqu'ils pourraient passer de 13 à 36 % du ravage.

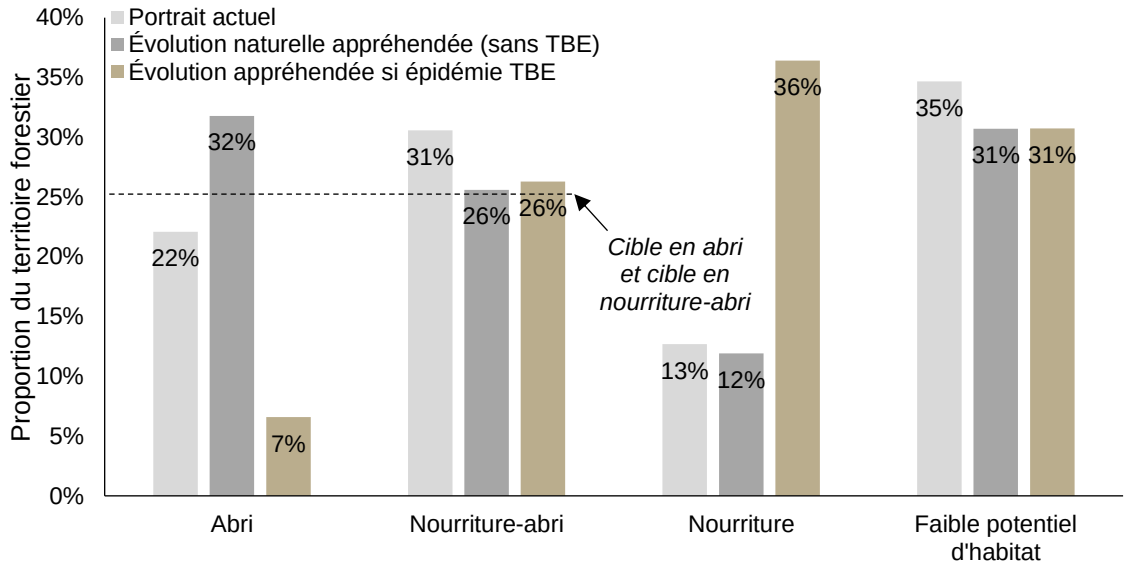


Figure 23. Évolution naturelle appréhendée des habitats potentiels du cerf et évolution appréhendée après une épidémie de TBE dans le ravage du Mont Orignal

5.1.2.4. Répartition spatiale et entremêlement des habitats

D'après l'étude de Dumont et ses collaborateurs (1998), les cerfs peuvent s'éloigner des peuplements d'abris d'une dizaine de mètres au maximum pour se nourrir. Par ailleurs, dans une étude réalisée dans un ravage du Bas-Saint-Laurent, Lesage et ses collaborateurs (2000) ont déterminé que le domaine vital du cerf en hiver est de 1 km^2. Le chevreuil doit donc trouver abri et nourriture à l'intérieur de ce même km^2 d'habitat et l'entremêlement entre les habitats doit être optimal. Dans le ravage du Mont Orignal, deux zones pourraient potentiellement présenter un problème de connectivité d'après le 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé et d'après le 5e inventaire écoforestier puisque des peuplements à faible potentiel d'habitat isolent des peuplements que les cerfs utilisent (Figure 21, p. 67 et les zones 1 et 2 encerclées sur la Figure 20, p. 66). Dans le cas de la zone 1, un peuplement d'abri et un peuplement de nourriture sont isolés de peuplements utilisés par le cerf par un milieu humide sur une distance de plus de 170 m. Dans le cas de la zone 2, de vieilles érablières séparent de plus de 600 m des peuplements utilisés par le cerf près de la route 276 de d'autres peuplements utilisés à l'est du ravage. En observant la répartition des cerfs à l'hiver 2018, on s'aperçoit que ces deux secteurs semblent quand même utilisés. Il demeure que c'est

dans la portion sud-est du ravage que les valeurs d'utilisation les moins fortes ont été notées. L'entremêlement entre les habitats dans ce secteur du ravage pourrait donc possiblement être amélioré.

Plusieurs collisions routières ont été répertoriées sur la route 276 dans la portion sud-ouest du ravage où les plus fortes utilisations ont aussi été notées lors des inventaires. Il est possible que les cerfs se retrouvent confinés du côté Nord de la route 276 en raison de la présence du milieu humide et de la rivière qui ne gèle parfois pas complètement en hiver, ce qui pourrait les pousser à rebrousser chemin et à traverser la route à cet endroit. Aussi, de façon plus générale, divers facteurs peuvent inciter les cerfs à fréquenter les bords de route pouvant ainsi induire des collisions routières. Par exemple, ces endroits seraient favorables à la présence de certaines espèces végétales consommées par les cerfs (Carbaugh, Vaughan, Bellis & Graves, 1975). Aussi, le vent plus fort près des routes peut diminuer le harcèlement des insectes sur les cerfs (Pollard, Ballard, Noel & Cronin, 1996). Le nourrissage est aussi possiblement une cause expliquant la forte utilisation des habitats près de la route 276. Les stratégies d'aménagement retenues doivent donc tenter d'attirer les cerfs loin des routes lorsque possible.

Tableau 18. Synthèse des constats dans le ravage du Mont Orignal

Habitat ou enjeu	Constat			
	Cible	Valeur actuelle	Tendance (évolution naturelle)	Tendance si épidémie TBE
Nourriture-abri	25 %	26 %	Baisse	Stable
Abri	25 %	32 %	Hausse	Baisse
Nourriture	30 %	12 %	Baisse	Hausse
Entremêlement et connectivité entre les habitats	Beaucoup de peuplements offrent un faible potentiel d'habitat et limitent l'accès à des peuplements utilisés par les cerfs			

5.1.3. Résumé des constats et propositions de stratégies d'aménagement

Encadré 1. Orientation principale et travaux forestiers prioritaires dans le ravage du Mont Orignal

Dans le ravage du Mont Orignal, les cibles en habitats d'abris sont respectées d'après le 5e inventaire écoforestier. Des forêts composées de résineux ou mixtes à dominance de résineux sont actuellement dans le stade jeune et devraient donc assurer le maintien d'habitats d'abris à plus long terme (11 % des forêts, revoir Figure 16B, p. 61) tel qu'observé par la tendance naturelle à la hausse de ces habitats (Figure 22, p. 69). Les habitats classés nourriture, quant à eux, couvrent seulement 12 % des superficies du ravage. Il pourrait ainsi être tentant de recommander la réalisation de coupes totales dans des peuplements mixtes ou résineux afin de fournir à court terme de la nourriture aux cerfs et puisque les abris sont présents en quantité suffisante et qu'ils suivent une tendance à la hausse. Toutefois, de telles coupes pourraient aggraver un éventuel déficit en habitats d'abris si elles sont jumelées à l'arrivée de la TBE. En effet, le passage d'une très sévère épidémie de TBE renverserait la tendance à la hausse des habitats d'abris puisque l'insecte pourrait faire chuter drastiquement ces habitats sous le

seuil critique (revoir Figure 23, p. 71). En fait, comme énoncé précédemment, la moitié des peuplements classés abris sont de vulnérabilité élevée ou très élevée à l'insecte, alors que seules 12 % des superficies classées nourriture-abri sont de vulnérabilité élevée ou très élevée à la TBE. Les stratégies d'aménagement retenues doivent tout de même permettre de hausser les superficies d'habitats offrant de la nourriture, car ceux-ci suivent une tendance à la baisse et qu'ils sont sous la valeur moyenne régionale. Aussi, le ravage du Mont Orignal a obtenu la valeur moyenne d'utilisation la plus élevée parmi les ravages à l'étude, mais il présente une très faible proportion d'habitats de nourriture. Par ailleurs, la faible proportion d'habitats nourriture est possiblement compensée par la présence suffisante d'habitats nourriture-abri. Ces habitats suivent néanmoins eux aussi une tendance à la baisse. Ainsi, dans ce ravage, des stratégies d'aménagement extensives permettant de favoriser la venue d'habitats nourriture-abri à long terme devraient être retenues puisque ces habitats :

- Suivent une tendance à la baisse;
- Sont les plus utilisés par les cerfs (Figure 6, p. 36);
- Offrent une source importante de nourriture aux cerfs alors que la nourriture est peu abondante dans ce ravage;
- Sont moins vulnérables à la TBE que les abris.

Les travaux forestiers prioritaires qui ont été sélectionnés (Encadré 1, p. 73) s'orientent donc vers la création de forêts hétérogènes où la nourriture et l'abri seront bien entremêlés. À noter que les abris situés au sud-est du ravage pourraient être particulièrement propices pour la création de trouées nourricières et la réalisation de coupes progressives irrégulières puisque ce secteur est possiblement moins utilisé en raison d'un manque d'entremêlement à l'intérieur des massifs d'abris. En plus, le ravage semble se déplacer dans la portion Sud de l'aire de confinement et il serait donc pertinent de bien aménager l'habitat des cerfs en particulier à cet endroit. La récolte prioritaire des sapins matures dans des coupes partielles en peuplement résineux devrait être favorisée afin de réduire leur vulnérabilité à la TBE et créer une forêt plus hétérogène et diversifiée.

5.2. Saint-Malachie (06-12-9397-2006)

5.2.1. Portrait forestier

Le ravage de Saint-Malachie est situé en majorité dans la municipalité de Saint-Malachie, mais il chevauche aussi les municipalités de Frampton et de Saint-Léon-de-Standon. Il a été répertorié pour la première fois en 2005 à la suite d'un inventaire aérien de l'orignal. Le ravage a ensuite été officiellement délimité en 2008 à la suite d'inventaires aériens supplémentaires et d'inventaires au sol. Plus de 90 % de son territoire est forestier (3 349 ha) et les terres agricoles couvrent 4 % du territoire (113 ha) (Figure 25, p. 76). La rivière Etchemin et les routes 277 et 216 scindent le ravage en plusieurs sections et aucun milieu humide n'est répertorié sur le territoire. Il se situe à une altitude de 230 à 500 m (Figure 26, p. 77). Dans la vallée dans laquelle se situe le ravage, le mésoclimat serait plus clément puisque les vents dominants y seraient moins prononcés et que l'effet de l'ensoleillement serait maximisé (Jean-François Dumont, biologiste responsable régional de la grande faune et des animaux à fourrure à la Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale/Chaudière-Appalaches du MFFP, communications personnelles, 2017).

Le couvert feuillu domine les forêts de ce ravage (29 % du territoire forestier, 960 ha), suivi par les forêts mixtes à dominance de feuillus (26 %, 833 ha) et résineuses (25 %, 826 ha) (Figure 24). On note une diminution des superficies couvertes par les peuplements mixtes à dominance de feuillus au profit des peuplements mixtes à dominance de résineux entre le 4e et le 5e inventaire écoforestier (Figure 29, p. 80). Cet enrésinement des peuplements mélangés semble lié à la mort de feuillus intolérants au bénéfice de la croissance des résineux. Les forêts résineuses ou mixtes à dominance de résineux mûres ou vieilles pouvant présenter des caractéristiques d'habitats d'abris pour les cerfs ont

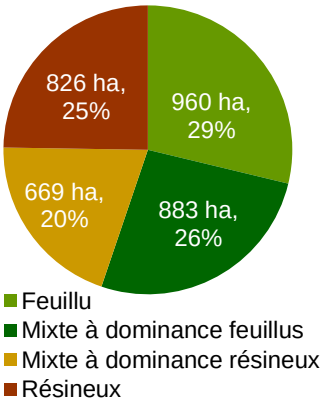


Figure 24. Proportion des couverts forestiers dans le ravage de Saint-Malachie (4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé)

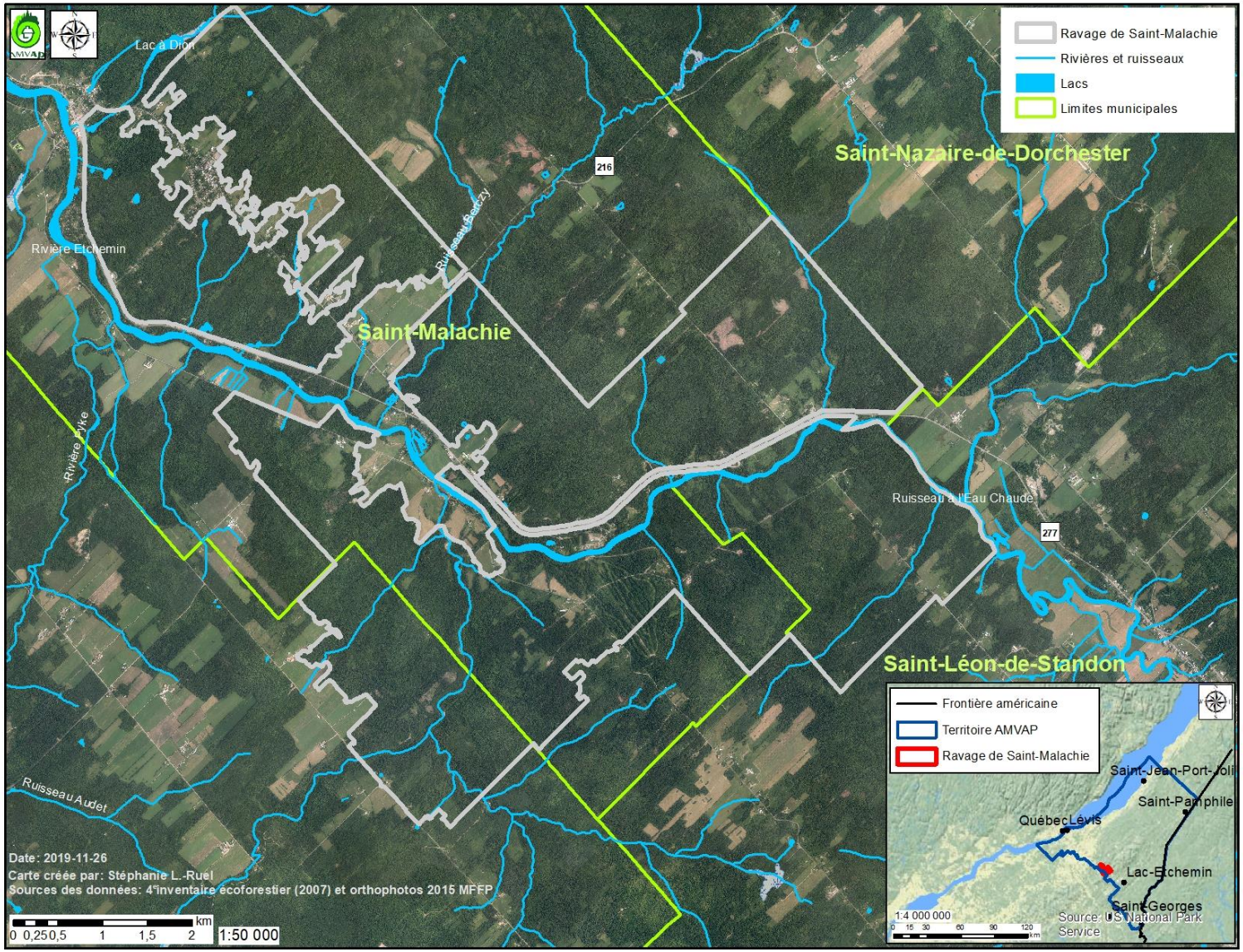


Figure 25. Localisation du ravage de Saint-Malachie

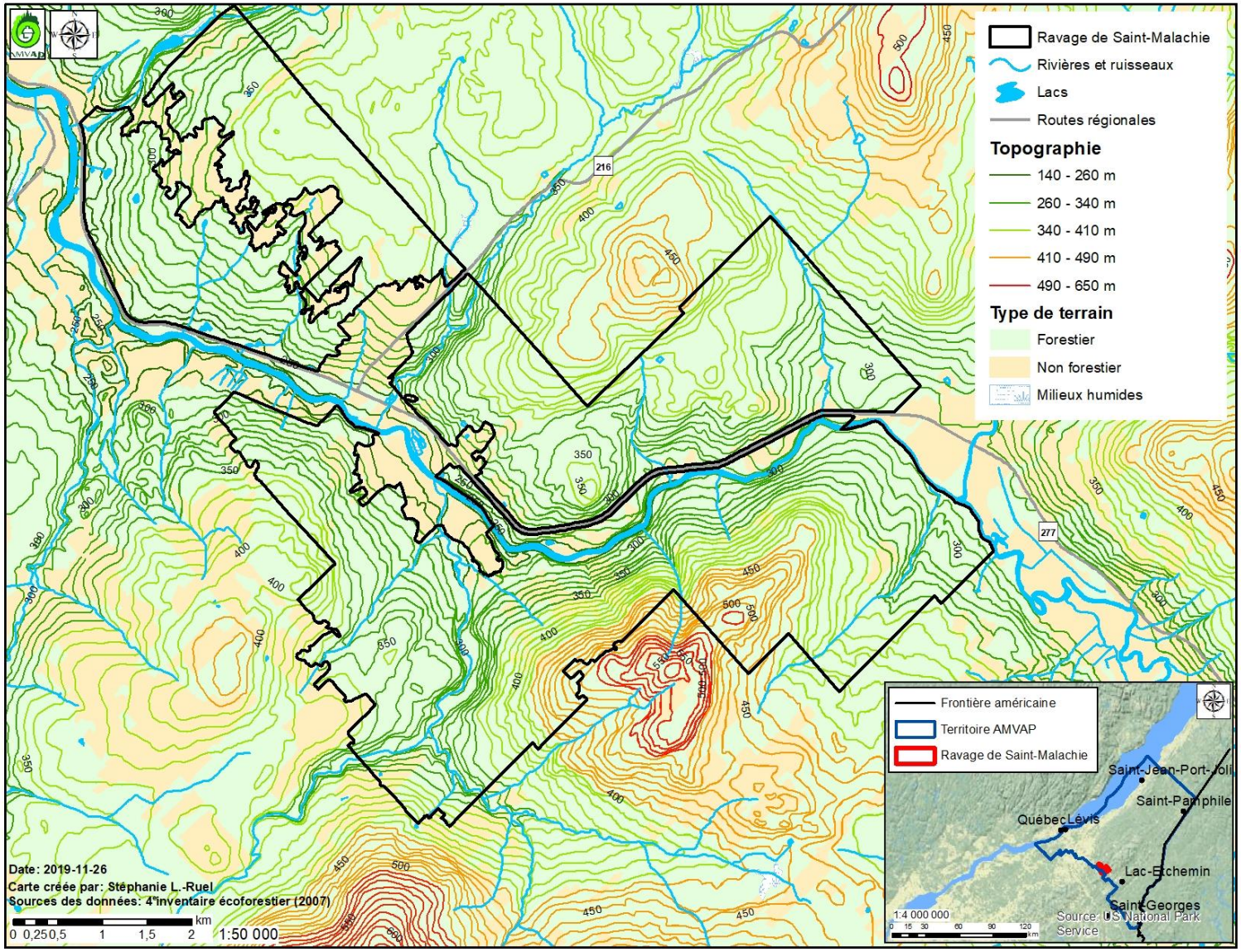


Figure 26. Topographie du ravage de Saint-Malachie

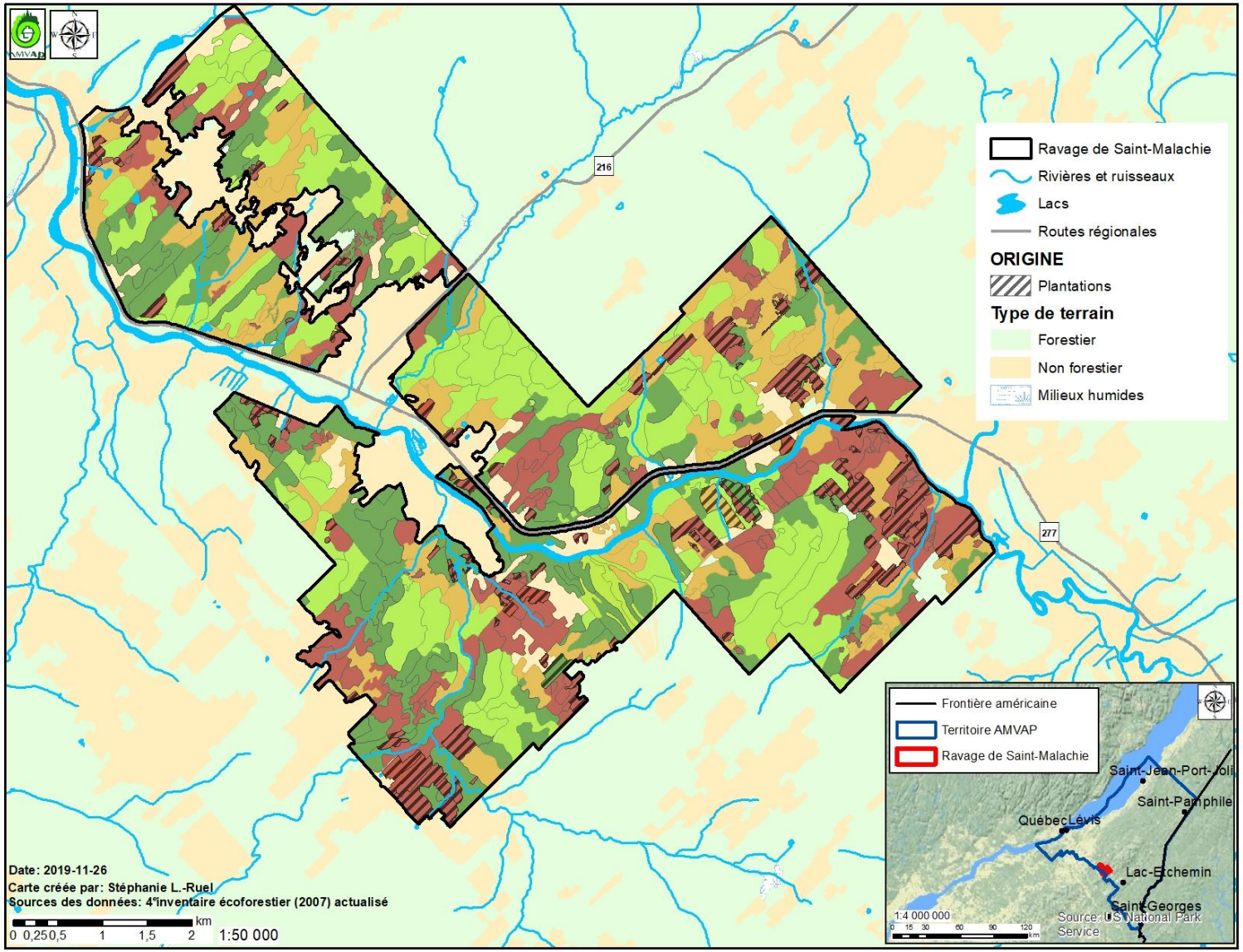


Figure 27. Types de couverts forestiers du ravage de Saint-Malachie

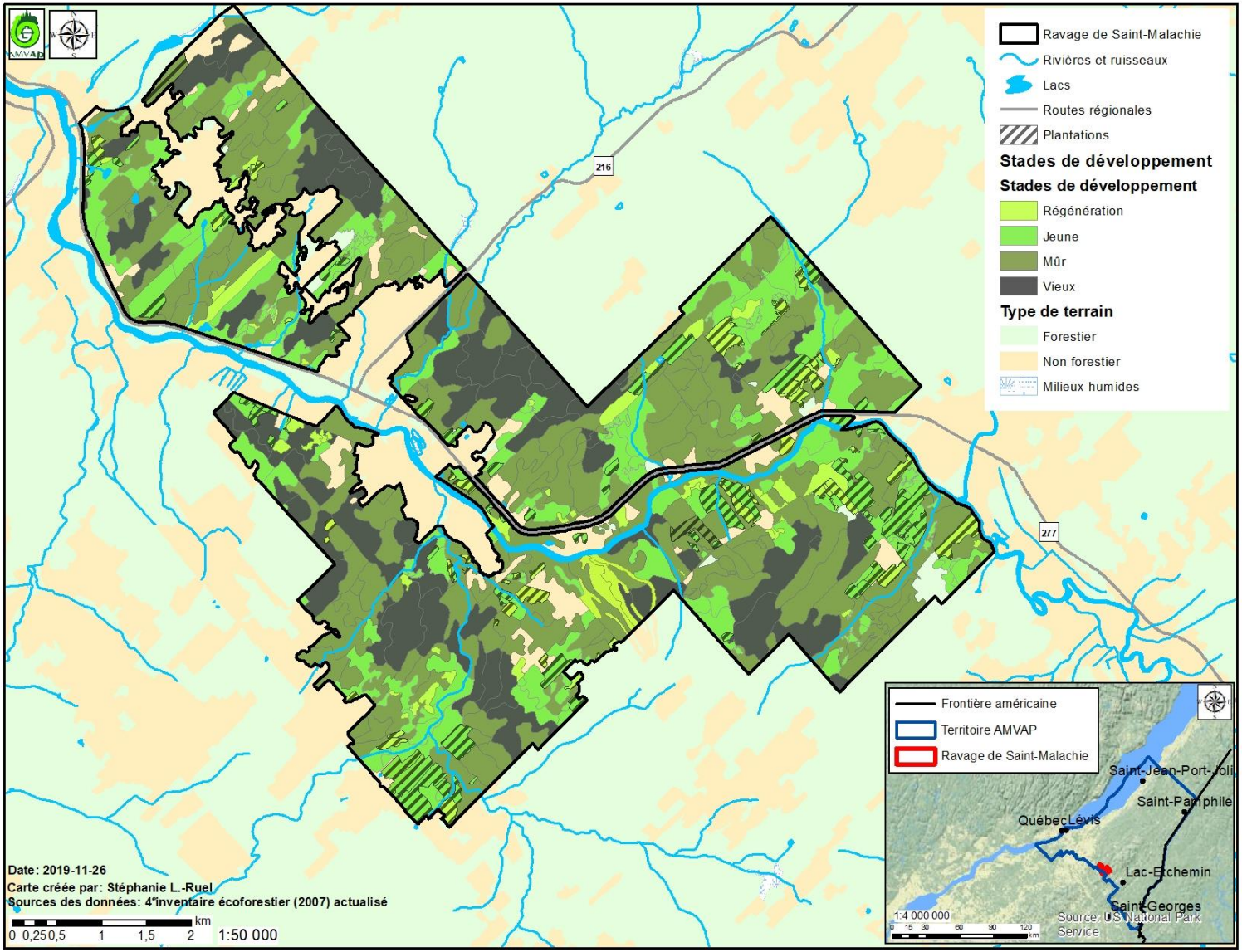


Figure 28. Stades de développement des forêts du ravage de Saint-Malachie

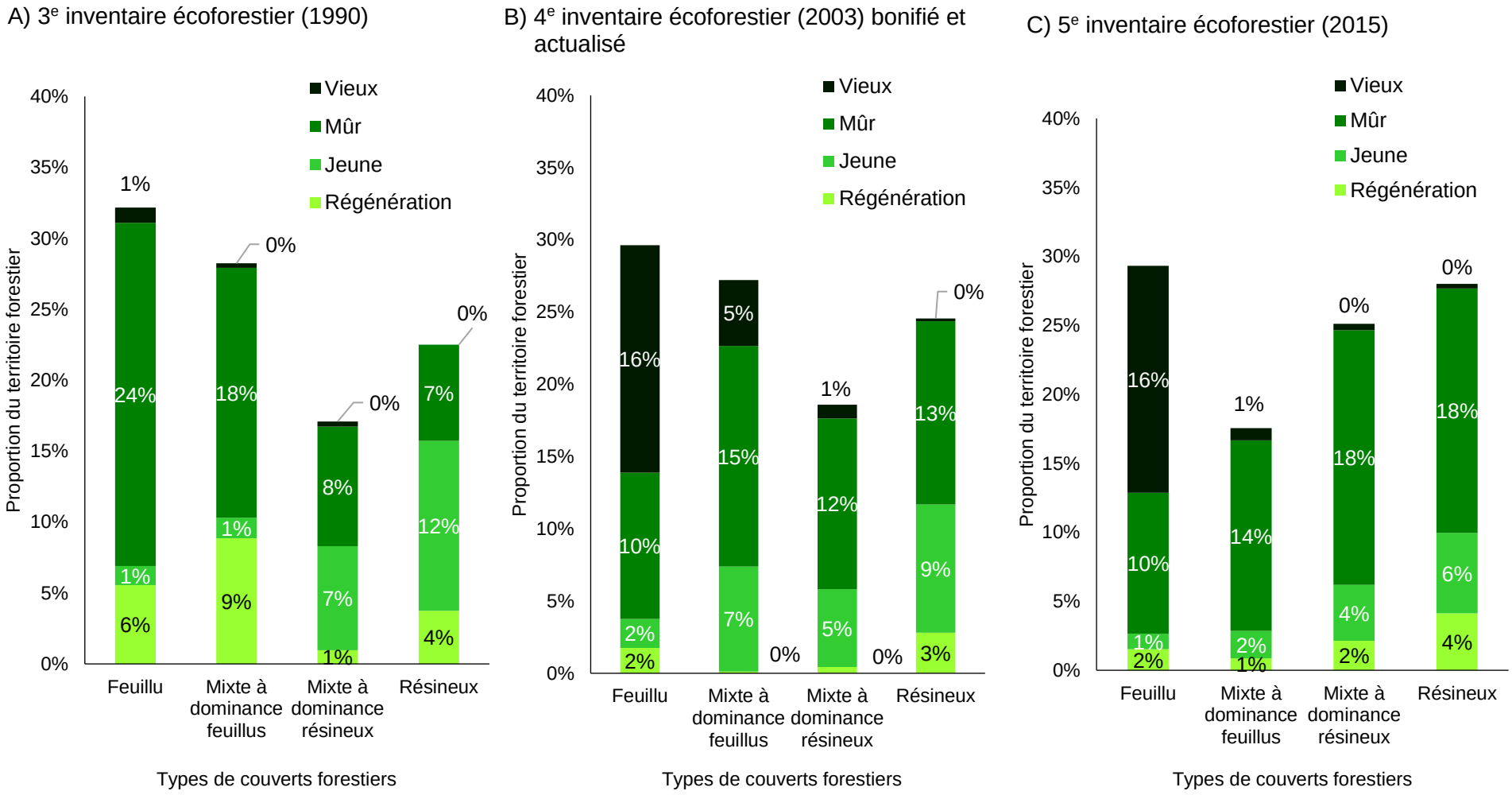


Figure 29. Proportions des forêts par stade de développement dans le ravage de Saint-Malachie selon les 3e (A), 4e(B) et 5e (C) inventaires écoforestiers

augmenté entre le 3e et le 5e inventaire écoforestier, passant de 16 % du territoire forestier du ravage (220 ha) à 37 % d'après l'inventaire récent (1 200 ha). Les superficies de forêts en régénération pouvant offrir de la nourriture aux cerfs ont diminué; elles couvraient 19 % du ravage en 1990 (2 997 ha) et elles couvrent 9 % du ravage d'après le 5e inventaire (281 ha). En 2018, une proportion de 39 % du territoire de ce ravage était sous aménagement forestier c'est-à-dire couverte par un plan d'aménagement forestier (Figure 30). Près de 15 % des lots sont enregistrés au statut de producteur forestier (90/629). Les travaux forestiers réalisés depuis 2001 ont affecté moins de 1 % du couvert forestier du ravage de Saint-Malachie annuellement entre 2001 et 2016 (Tableau 19). Les coupes partielles sont les travaux qui ont affecté le plus de superficies dans ce ravage (6,6 ha/an soit 0,2 % du territoire forestier annuellement), suivies des plantations (5,7 ha/an soit 0,2 % du territoire forestier annuellement). Entre 2001 et 2016, environ la moitié des plantations ont été effectuées sur des friches et le reste sur des terrains forestiers. Durant la même période, la presque totalité des coupes totales récentes a été réalisée sur des types écologiques associés aux bétulaies jaunes à sapins.

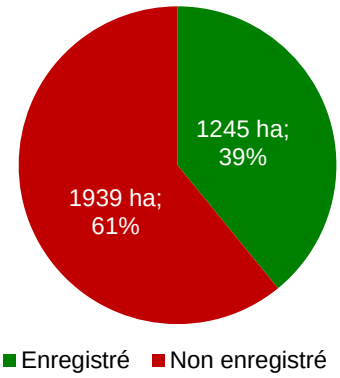


Figure 30. Proportion du territoire du ravage de Saint-Malachie dont les propriétaires sont enregistrés au statut de producteur forestier (octobre 2018)

Tableau 19. Travaux d'aménagement forestier réalisés dans le ravage de Saint-Malachie entre 2001 et 2016

Types de travaux forestiers	Entre 2001 et 2016			Par année	
	Superficie	Superficie moyenne	% de la superficie forestière	Superficie	% de la superficie forestière
Plantations	85,8 ha	2,0 ha	2,6 %	5,7 ha/an	0,2 %/an
Éclaircies précommerciales	39,9 ha	2,7 ha	1,2 %	2,7 ha/an	0,1 %/an
Coupes partielles	99,7 ha	1,3 ha	3,0 %	6,6 ha/an	0,2 %/an
Coupes totales	65,6 ha	1,4 ha	2,0 %	4,4 ha/an	0,1 %/an
Total	**291,0 ha**	**1,9 ha**	**8,7 %**	**19,4 ha/an**	**0,6 %/an**

5.2.2. Portrait de l'habitat du cerf

5.2.2.1. Utilisation du ravage par les cerfs

Un survol aérien a couvert l'entièreté du territoire du ravage de Saint-Malachie pour la première fois en 2006 ce qui a mené à la désignation officielle de l'aire de confinement (Figure 31, p. 82). Ce ravage a par la suite bénéficié d'un survol en 2014 qui a permis de déterminer que les secteurs utilisés par les cerfs ont peu évolué entre 2006 et 2014 (Figure 31, p. 82).

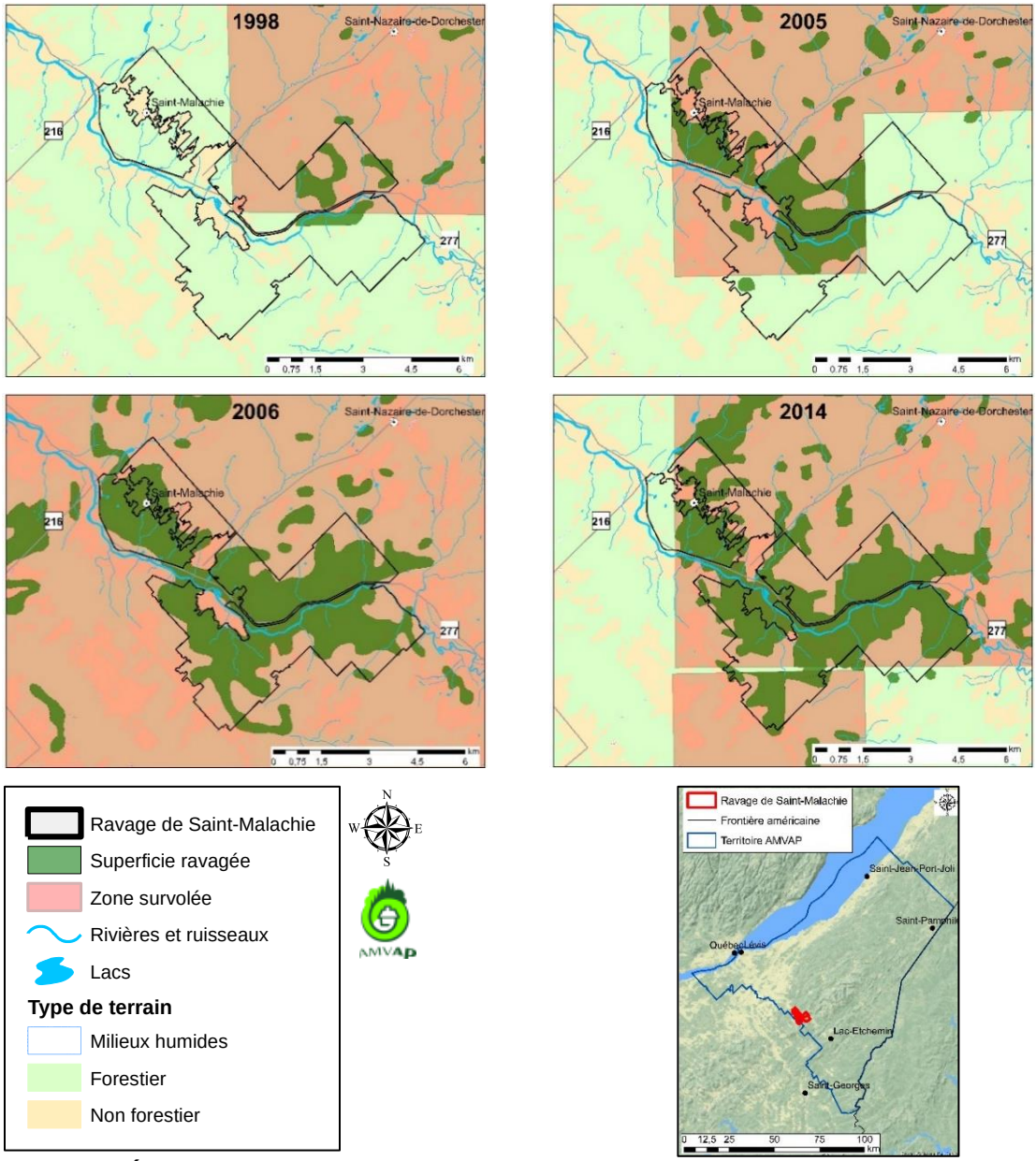


Figure 31. Évolution des superficies ravagées du cerf de Virginie dans le ravage de Saint-Malachie

Comme observé lors des survols aériens, nos inventaires démontrent que les cerfs utilisent l'ensemble du territoire du ravage (Figure 32, p. 84). Une utilisation plus forte par les cerfs près de la route 277 et du village de Saint-Malachie a toutefois été notée lors des inventaires. En effet, près de 75 % des parcelles inventoriées à moins de 150 m de la route 277 ou du village présentaient une utilisation de moyenne à très forte par les cerfs (34/46), soit une utilisation moyenne de 2,22 ± 0,15 sur l'échelle de 0 à 4 contre 1,59 ± 0,05 dans le reste du ravage. Ce ravage présente plusieurs enjeux de cohabitation des cerfs et des propriétaires, par exemple, des problématiques de collisions routières induites par les traversées des cerfs sur la route 277 qui est achalandée. Les stratégies d'aménagement doivent tenir compte de cette réalité et attirer les cerfs loin des infrastructures humaines. Or, plusieurs sites de nourrissage sont observés le long de cette route principale favorisant ainsi la fréquentation de la route par les cerfs. De la sensibilisation doit être faite à ce sujet puisque l'adaptation des stratégies d'aménagement ne sera pas suffisante à elle seule pour diminuer les problématiques observées.

Le ravage de Saint-Malachie est le deuxième ravage qui a présenté la valeur moyenne d'utilisation la plus élevée parmi ceux étudiés dans le présent projet (1,59 ± 0,05 sur l'échelle de 0 à 4), précédé par le ravage du Mont Orignal (1,94 ± 0,10) et suivi par le ravage de Sainte-Germaine (1,55 ± 0,09). Aussi, ce ravage est celui qui a obtenu le ratio le plus élevé de parcelles où une utilisation forte ou la présence de sapins broutés a été notée. Des carcasses de cerfs ont aussi été observées fréquemment lors des inventaires. Le ratio de carcasses par parcelle inventoriée était plus élevé qu'au ravage du Mont Orignal.

Exemple d'une parcelle très fortement utilisée dans le ravage de Saint-Malachie

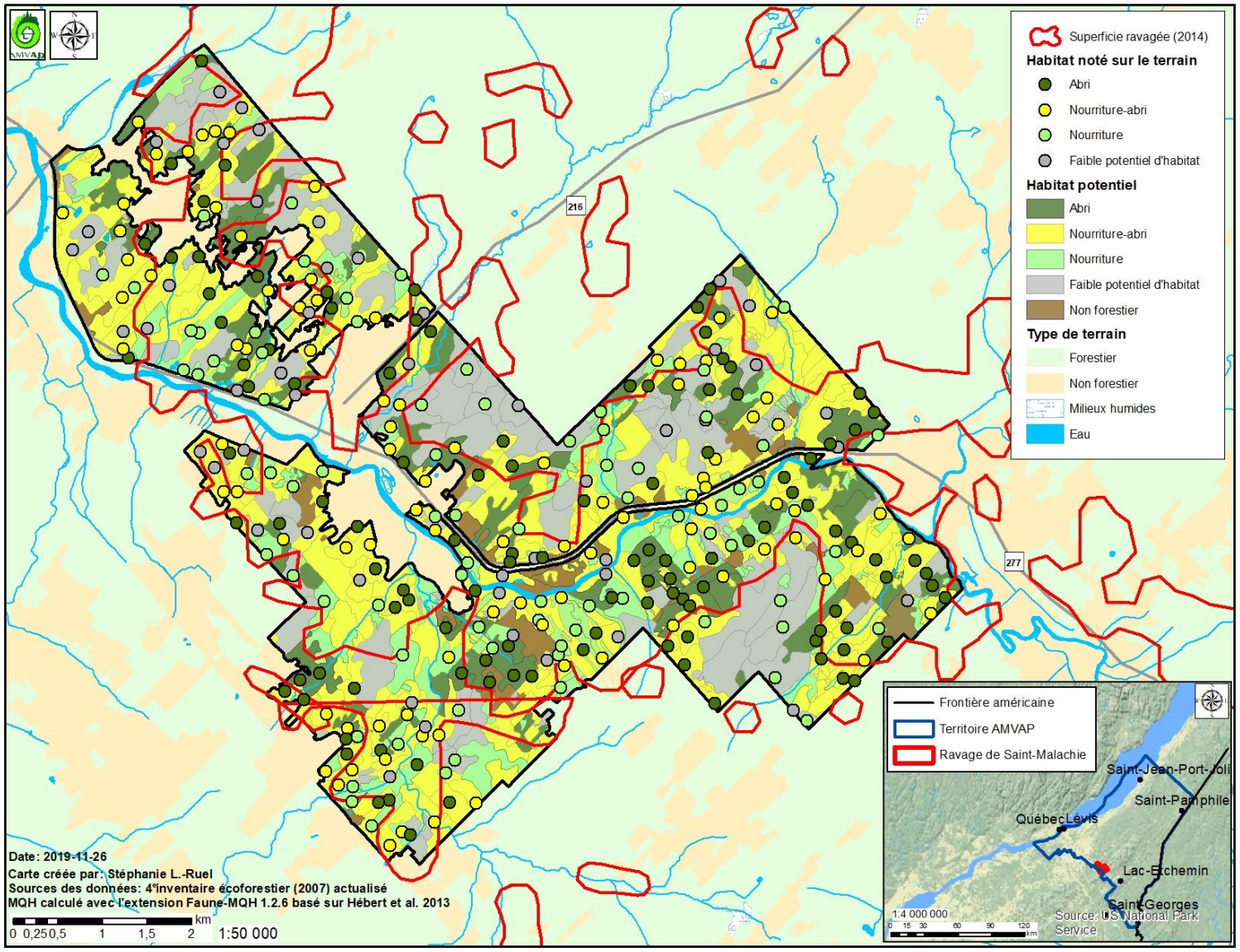


Figure 32. Modélisation préliminaire (avant les inventaires) de l'utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie à partir des données du 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé pour le ravage de Saint-Malachie

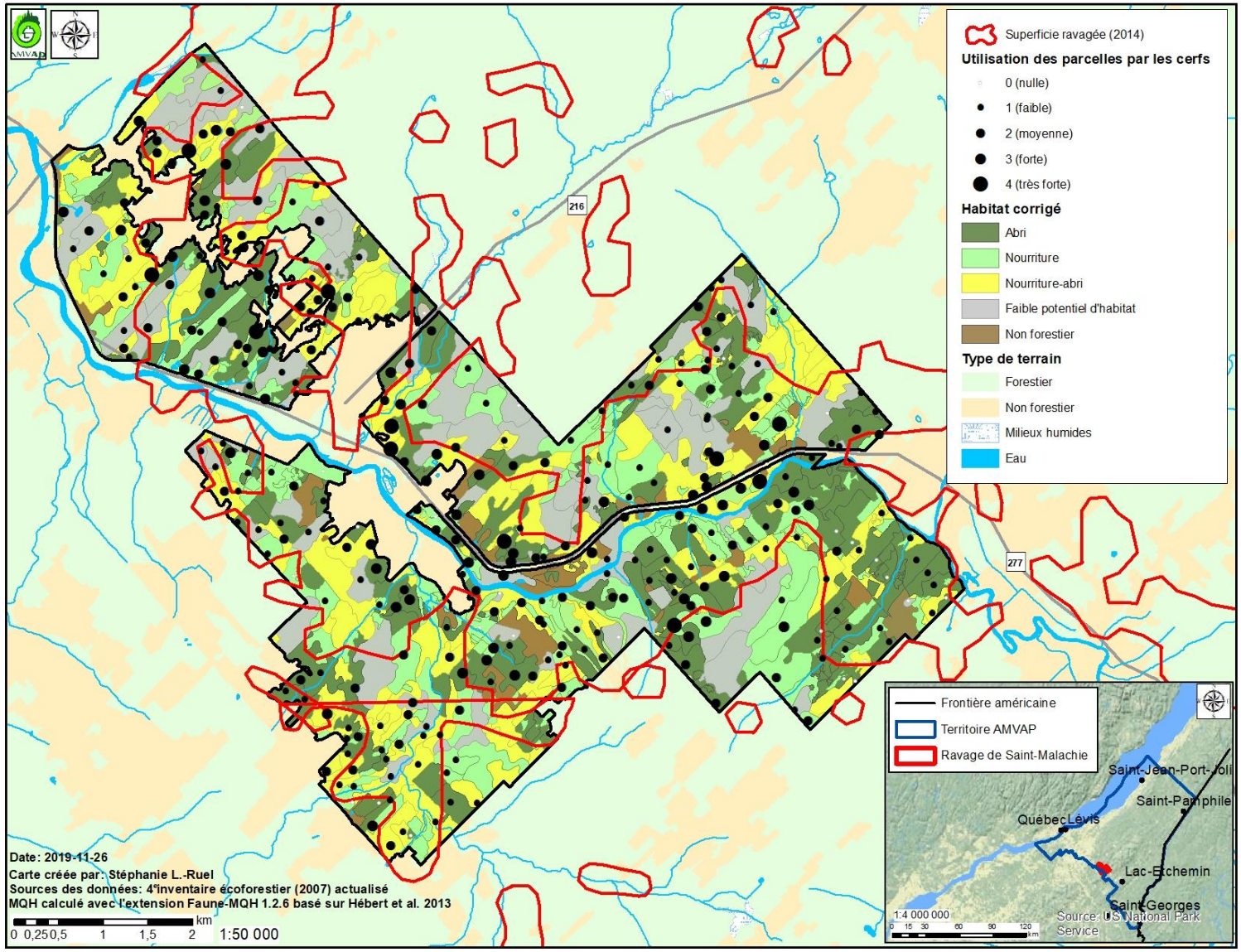


Figure 33. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage de Saint-Malachie corrigée après les inventaires terrain

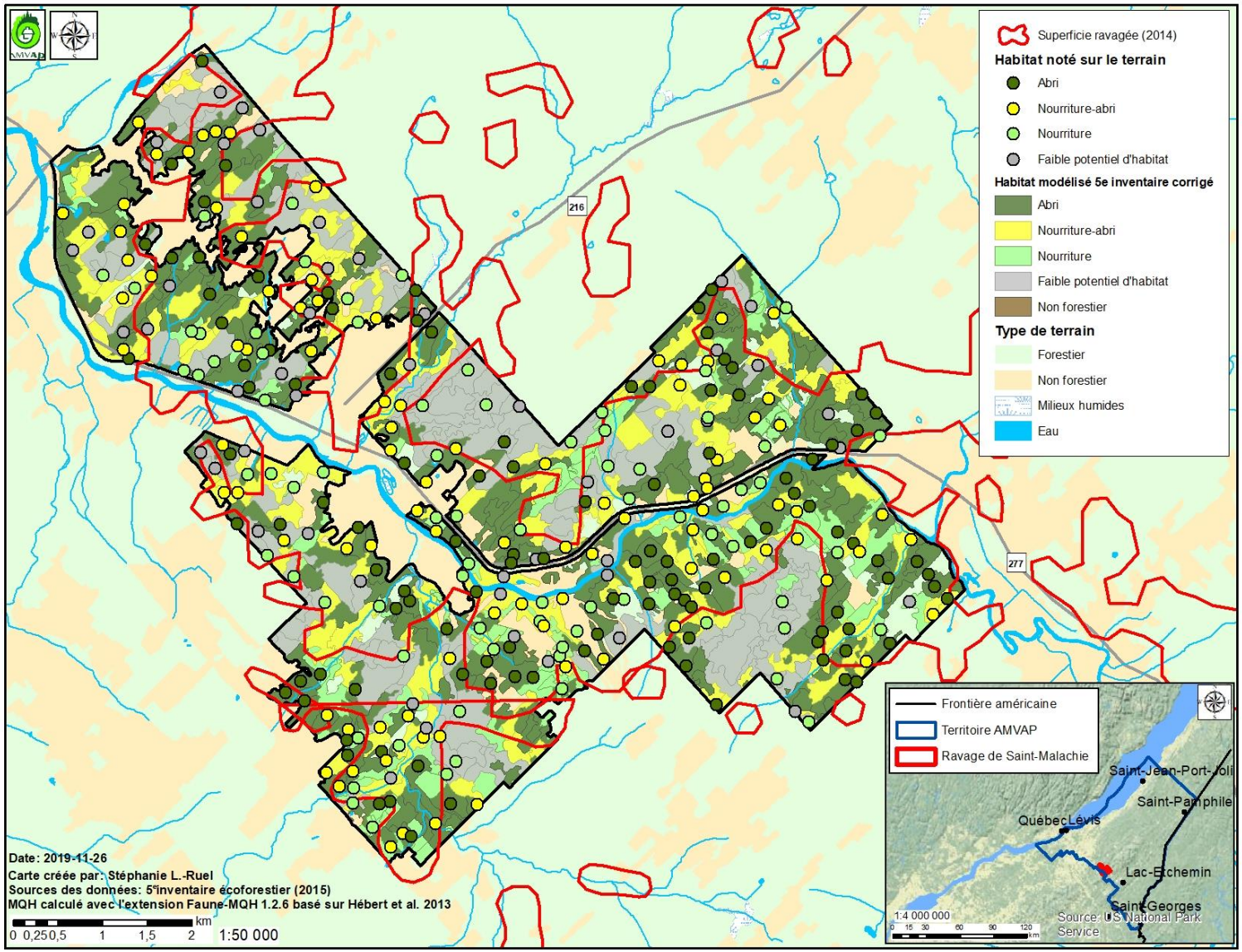


Figure 34. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage de Saint-Malachie modélisée à l'aide du 5e inventaire écoforestier

5.2.2.2. Proportion des habitats

Le portrait de l'habitat a passablement changé après la correction des données avec les inventaires terrain puisque 60 % des parcelles inventoriées ont obtenu un habitat différent de celui modélisé préliminairement avec l'extension Faune-MQH 1.2.6 pour *ArcGIS* conçu par la Direction sur l'expertise sur la faune et ses habitats du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs utilisant les données écoforestières du 4e inventaire écoforestier bonifiées et mises à jour (Figure 32, p. 84). Le portrait préliminaire obtenu avant les inventaires en utilisant les données du 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé (Figure 32, p. 84) indiquait un déficit en habitats d'abris (15 % du ravage) par rapport à la cible de 25 % (Hébert *et al.*, 2013) et une faible abondance des habitats de nourriture (12 % du ravage) alors que le portrait obtenu à la suite des inventaires n'indique aucun déficit en habitats d'abris. En fait, plusieurs peuplements de 30 ans modélisés nourriture-abri ne présentaient pas la composante nourriture sur le terrain tout en ayant atteint une hauteur et une densité fournissant un bon abri ce qui fait que les habitats nourriture-abri ont diminué à la suite des inventaires au profit des habitats d'abri.

Nos données corrigées à la suite des inventaires indiquent que les abris potentiels du cerf couvrent 41 % du territoire et qu'ils dépassent donc largement les cibles fixées à 25 % par Hébert et ses collaborateurs (2013) (Figure 33, p. 85 et Figure 35, p. 88). Ces habitats ont augmenté fortement entre le 3e et le 5e inventaire écoforestier. Ils sont passés de 7 % à 41 % du territoire forestier en raison de la densification et du vieillissement des peuplements, qui justifient aussi en partie la diminution des habitats nourriture-abri entre les inventaires écoforestiers. Les habitats potentiels de nourriture-abri couvrent 22 % du ravage et atteignent presque les cibles fixées à 25 % par Hébert et ses collaborateurs (2013) malgré la diminution observée entre les inventaires écoforestiers. Les habitats potentiels de nourriture couvrent 10 % du ravage et ils sont sous la moyenne régionale de 30 % obtenue en 1991 (Germain, Potvin & Bélanger, 1991). Ils ont diminué de 17 % entre le 3e et le 5e inventaire écoforestier. Plusieurs peuplements classés nourriture d'après le 3e inventaire écoforestier ont été classés à faible potentiel d'habitat d'après le 5e inventaire en raison du vieillissement de peuplements feuillus. Aussi, des friches et des coupes totales récentes offraient de la nourriture aux cerfs lors du 3e inventaire et ces peuplements offrent maintenant des abris potentiels d'après le 5e inventaire.

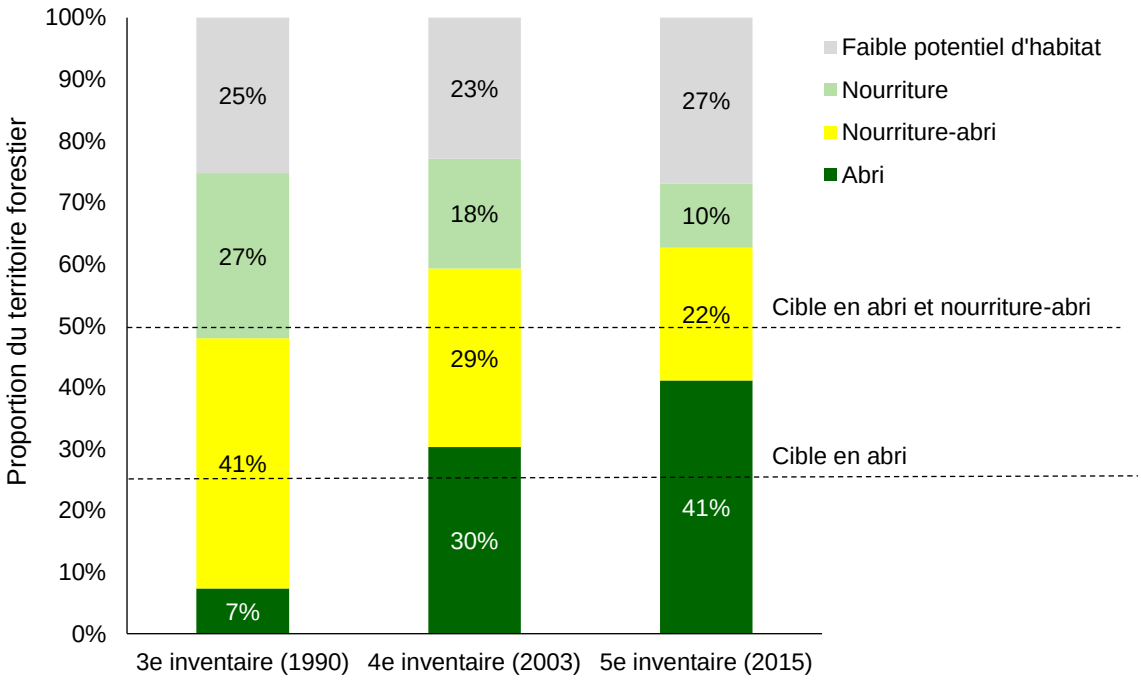


Figure 35. Évolution des proportions d'habitats potentiels d'après les 3e, 4e et 5e inventaires écoforestiers pour le ravage de Saint-Malachie

5.2.2.3. Vulnérabilité des habitats à la TBE

Les forêts du ravage de Saint-Malachie auraient subi une défoliation grave (71 à 100 %) durant 5 années consécutives (1975-1979) sur 70 à 100 % du territoire forestier du ravage lors de la dernière épidémie (Ministère des Ressources Naturelles, 2014). Après 4 années de défoliation grave, les risques de mortalité deviennent non négligeables (MFFP, 2015). D'après nos analyses faites avec les données du 5e inventaire écoforestier et en se basant sur les critères de vulnérabilité établis par le MFFP (2015), 30 % des forêts du ravage sont de vulnérabilité élevée à très élevée à l'insecte ce qui en fait le 2e ravage dont les forêts sont les plus vulnérables à l'insecte après celles de Sainte-Germaine. D'après nos estimés, l'insecte pourrait faire décliner drastiquement les habitats d'abris puisqu'ils pourraient chuter à 8 % du ravage ce qui est sous le seuil critique fixé à 12,5 % (Nappi, 2013) (Figure 23, p. 71), alors que l'évolution naturelle aurait plutôt prévu une hausse des habitats d'abris. 64 % des habitats classés abris sont de vulnérabilité élevée ou très élevée à l'insecte, contre 13 % des habitats nourriture-abri. Les habitats de nourriture-abri ne subiraient donc pas une chute aussi drastique que les abris puisque certains abris devenus moins denses après le passage de la TBE deviendront des habitats de nourriture-abri[12]. Les habitats de nourriture pourraient augmenter fortement après le passage de l'insecte puisqu'ils pourraient passer de 18 à 37 % du ravage.

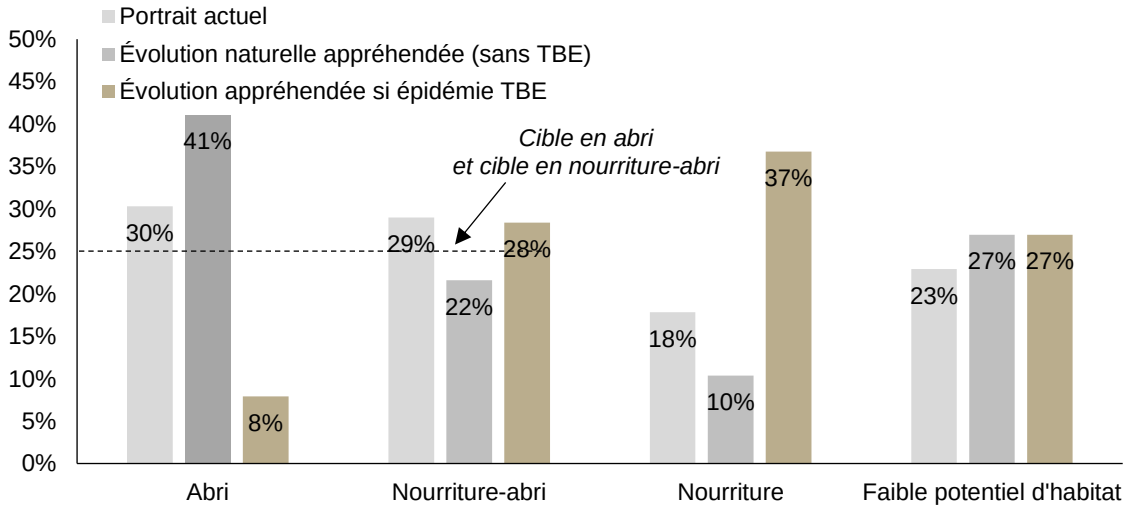


Figure 36. Évolution naturelle appréhendée des habitats potentiels du cerf et évolution appréhendée après une épidémie de TBE dans le ravage de Saint-Malachie

[12] Au besoin, revoir le Tableau 8, p.15

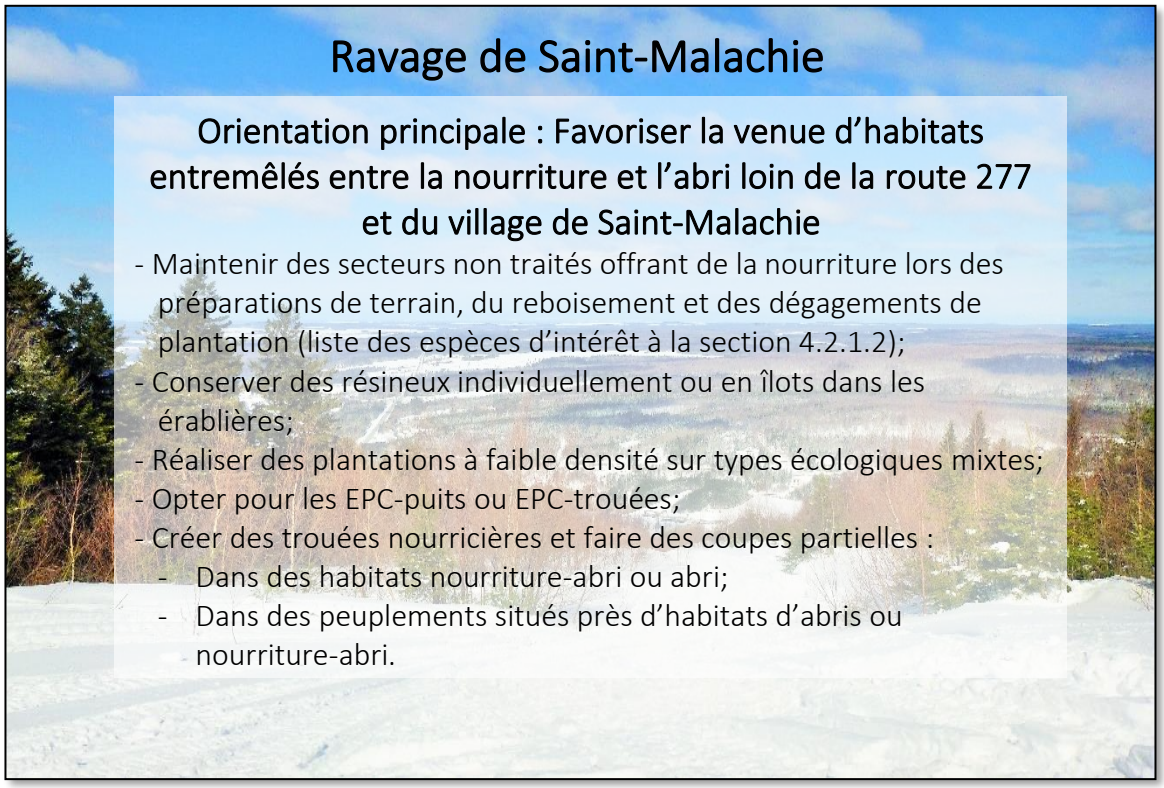
5.2.2.4. Répartition spatiale et entremêlement des habitats

De grands massifs d'abris faiblement utilisés sont trouvés dans la portion est du ravage au sud de la route 277 (Figure 33, p. 85). On y trouve aussi de grands peuplements de nourriture présentant beaucoup de superficies difficiles d'accès en saison hivernale pour les chevreuils. Il s'agit donc d'une portion du ravage où l'entremêlement entre les peuplements ou à l'intérieur de ceux-ci pourrait être amélioré. Concernant l'entremêlement à l'intérieur des habitats, la valeur moyenne obtenue dans ce ravage était de 3,1 ± 0,2 sur l'échelle théorique de 0 à 16 en excluant les habitats classés à faible potentiel, ce qui en fait le ravage présentant l'entremêlement le plus faible à l'intérieur des peuplements parmi les ravages étudiés. Dans les autres ravages, la valeur moyenne d'entremêlement variait entre 3,4 ± 0,2 (Montmagny) et 4,6 ± 0,3 (Mont Orignal). De plus, quelques habitats de nourriture ne sont pas connectés avec des habitats de nourriture-abri et d'abri et sont isolés par de vieilles érablières.

Tableau 20. Synthèse des constats dans le ravage de Saint-Malachie

Habitat ou enjeu	Constat			
	Cible	Valeur actuelle	Tendance (évolution naturelle)	Tendance si épidémie TBE
Nourriture-abri	25 %	22 %	Baisse	Stable
Abri	25 %	41 %	Hausse	Baisse
Nourriture	30 %	10 %	Baisse	Hausse
Entremêlement entre les habitats	Manque d'entremêlement à l'intérieur des habitats d'abri et de nourriture			

5.2.3. Résumé des constats et propositions de stratégies d'aménagement



Encadré 2. Orientation principale et travaux forestiers prioritaires dans le ravage de Saint-Malachie

Le ravage de Saint-Malachie a obtenu la plus faible proportion des habitats de nourriture parmi tous les ravages étudiés et ces habitats suivent une tendance à la baisse depuis le 3e inventaire écoforestier (1990). Comme mentionné précédemment, la présence d'une utilisation forte ou très forte ou de sapins broutés a été fréquemment notée lors des inventaires et il est donc possible qu'il y ait des risques pour la régénération dans certaines portions inventoriées dans le ravage. D'ailleurs, nous avons recueilli plusieurs commentaires de propriétaires inquiets de la régénération forestière et avons nous-mêmes observé quelques secteurs surutilisés dans le ravage. De plus, le sapin est l'essence qui dominait le plus de parcelles inventoriées (31 % des parcelles) et cette essence pourrait avoir une faible tolérance au broutement des herbivores (Goudreault, 2007). Ce ravage a obtenu un ratio de carcasses par parcelle inventoriée élevé alors qu'il présente le plus faible nombre de jours où l'enneigement dépasse 20 cm parmi les ravages à l'étude (Tableau 2, p. 8) ce qui pourrait indiquer un manque de nourriture dans certains secteurs. Par ailleurs, la faible proportion d'habitats nourriture peut parfois

être compensée par la présence suffisante d'habitats nourriture-abri. Néanmoins, les habitats nourriture-abri suivent une tendance à la baisse dans ce ravage. De plus, le ravage de Saint-Malachie est celui qui présente le moins bon entremêlement entre l'abri et la nourriture à l'intérieur des peuplements alors que nos résultats indiquent que les cerfs utilisent davantage les peuplements les plus entremêlés (Figure 7, p. 36). L'orientation principale pour les travaux forestiers prioritaires dans ce ravage (Encadré 2, p. 91) vise à créer de nouvelles superficies de nourriture bien entremêlées avec de l'abri. À long terme, les stratégies d'aménagement retenues favoriseront la venue de peuplements hétérogènes où l'abri et la nourriture sont bien entremêlés et qui seront moins vulnérables à la TBE.

Les habitats d'abris situés dans la portion est du ravage au sud de la 277 pourraient être de bons candidats pour la création de trouées nourricières puisqu'ils sont possiblement moins utilisés actuellement en raison d'un manque d'entremêlement. Certains d'entre eux sont mélangés à dominance de résineux et pourraient donc fournir des repousses de nourriture intéressantes pour les cerfs. De façon générale, les aménagements retenus devraient être réalisés loin du village de Saint-Malachie et de la route 277 afin de diminuer les effets néfastes que la présence des cerfs engendre à ces endroits. À proximité de ces secteurs, le reboisement en essences inintéressantes pour le cerf et les coupes d'été devraient être privilégiés. Selon Jean-François Dumont, biologiste responsable régional de la grande faune et des animaux à fourrure à la Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale/Chaudière-Appalaches du MFFP (communications personnelles, 2018), deux composantes permettent de diminuer les dommages causés par les cerfs qui s'aventurent près d'infrastructures humaines : d'une part, il faut attirer les cerfs loin des routes et des maisons et, d'autre part, il faut limiter l'attrait des cerfs près de ces infrastructures. Si les recommandations émises dans ce plan sont appliquées et que les travaux sont réalisés loin de la route 277 et du village de Saint-Malachie, cela favorisera l'attractivité des cerfs en forêt. Toutefois, ces aménagements seront inefficaces s'ils ne sont pas jumelés à l'arrêt du nourrissage hivernal fait par certains propriétaires. Le nourrissage attire les cerfs près des propriétés et les encourage à s'alimenter de ce qu'ils trouvent sur leur passage pour se rendre à leur site d'alimentation, qu'il s'agisse de haie de cèdres ou d'arbustes ornementaux. Aussi, cela peut provoquer une surutilisation de l'habitat immédiat au site de nourrissage. En plus, les cerfs peuvent mourir de faim même s'ils ont le ventre plein s'ils

sont soumis à un changement drastique d'alimentation ce qui peut être le cas lors de leur migration automnale vers un ravage où le nourrissage est effectué (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2016b). Nous recommandons donc de créer des habitats de nourriture bien entremêlés avec les abris loin de la route 277 et du village de Saint-Malachie.

5.3. Sainte-Germaine-Station (06-12-9041-2004)

5.3.1. Portrait forestier

Le ravage de Sainte-Germaine a été répertorié pour la première fois en 1997 (AMVAP et ARFPC, 2004) et il est presque entièrement situé dans la municipalité de Lac-Etchemin (Figure 38, p. 95). Il est dominé par le territoire forestier (89 %, 1 756 ha) et est traversé par trois cours d'eau principaux (la décharge du Lac Caribou, le ruisseau Fortin et le ruisseau Gourde) et une route principale (277). On y trouve quelques milieux humides dont un de grande superficie soit celui du lac Caribou (33 ha). Ce milieu humide est situé sur la seule portion de terre publique dans ce ravage. Le ravage se situe à une altitude variant entre 330 et 500 m (Figure 39, p. 96).

Le couvert résineux domine le territoire forestier du ravage (552 ha, 32 %) suivi du couvert mixte à dominance de résineux (482 ha, 28 %) (Figure 37, p. 94). Depuis le 3e inventaire écoforestier, les superficies couvertes par les forêts résineuses et mixtes à dominance de résineux ont suivi une tendance à la hausse, passant de 34 % du couvert forestier en 1990 (573 ha) à 74 % dans le 5e inventaire (1 236 ha) (Figure 41, p. 98). L'augmentation de ces peuplements entre le 3e et le 5e inventaire s'explique notamment par le fait que de nombreux jeunes peuplements situés sur des types écologiques associés aux forêts mixtes n'avaient pas de groupement d'essences au 3e inventaire et se sont vu attribuer un groupement d'essences résineuses au 5e inventaire. De plus, des peuplements mélangés dominés par des feuillus intolérants sont devenus des peuplements résineux dans les inventaires récents probablement en lien avec la sénescence d'essences feuillues moins longévives. Les forêts résineuses et mixtes à dominance de résineux du stade mûr pouvant potentiellement présenter des caractéristiques d'abris pour les cerfs ont particulièrement augmenté depuis 1990, passant de 5 % des forêts du ravage en 1990 (85 ha) à 44 % dans le 5e inventaire écoforestier (729 ha). Les superficies couvertes par les forêts en régénération offrant de

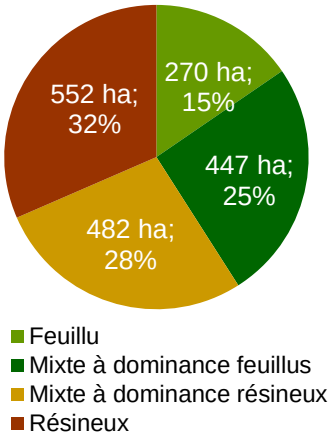


Figure 37. Proportion des couverts forestiers dans le ravage de Ste-Germaine (4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé)

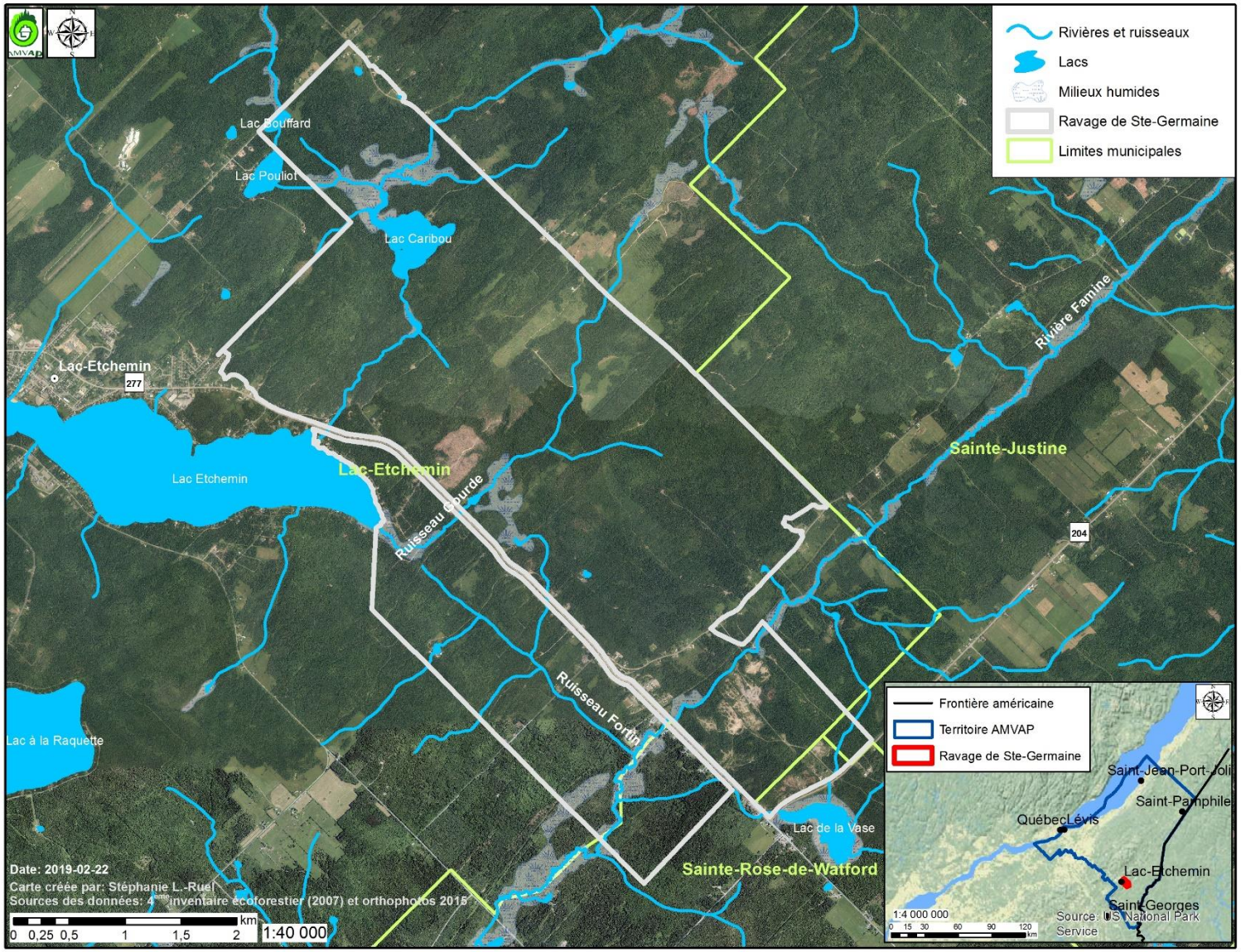


Figure 38. Localisation du ravage de Sainte-Germaine

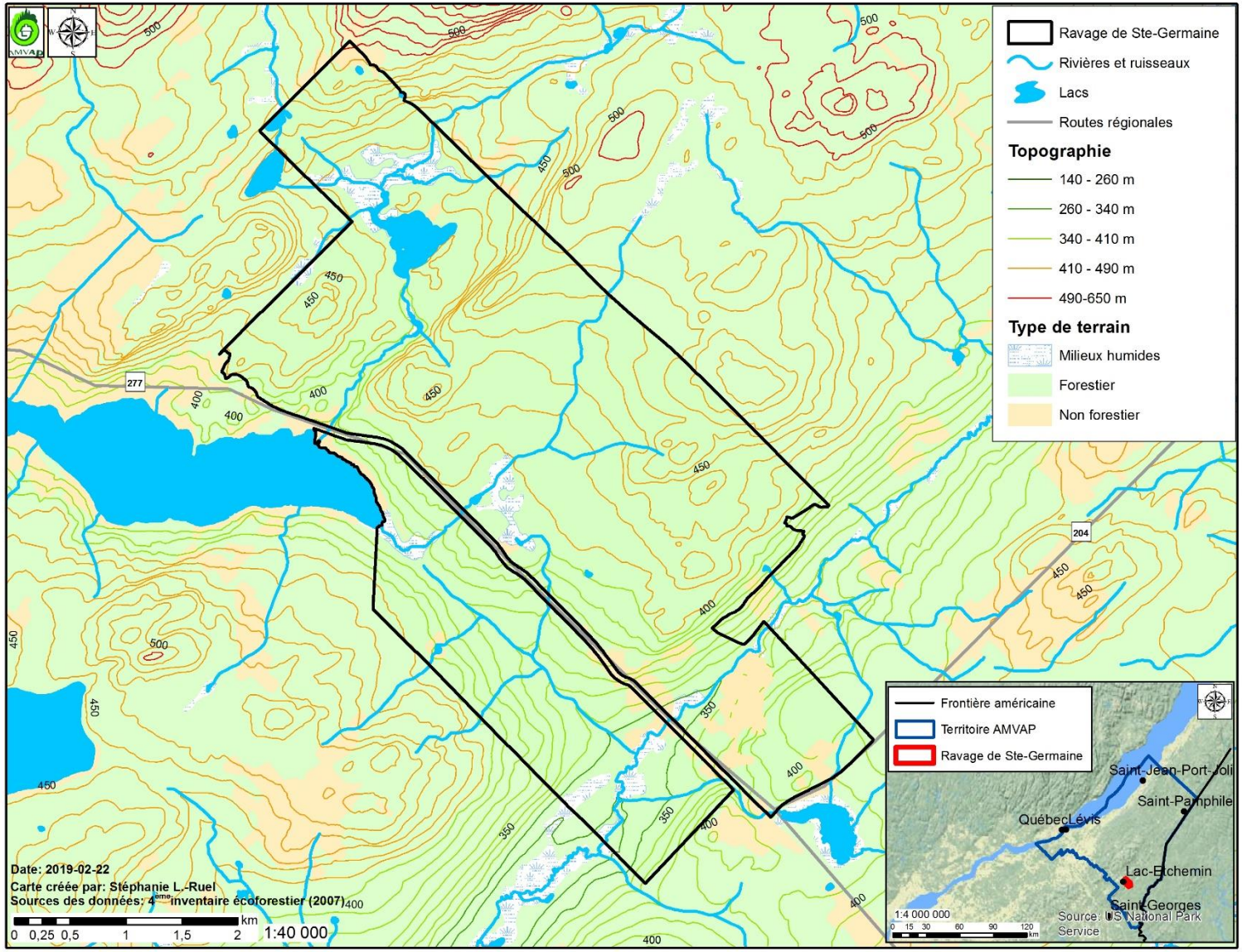


Figure 39. Topographie du ravage de Sainte-Germaine

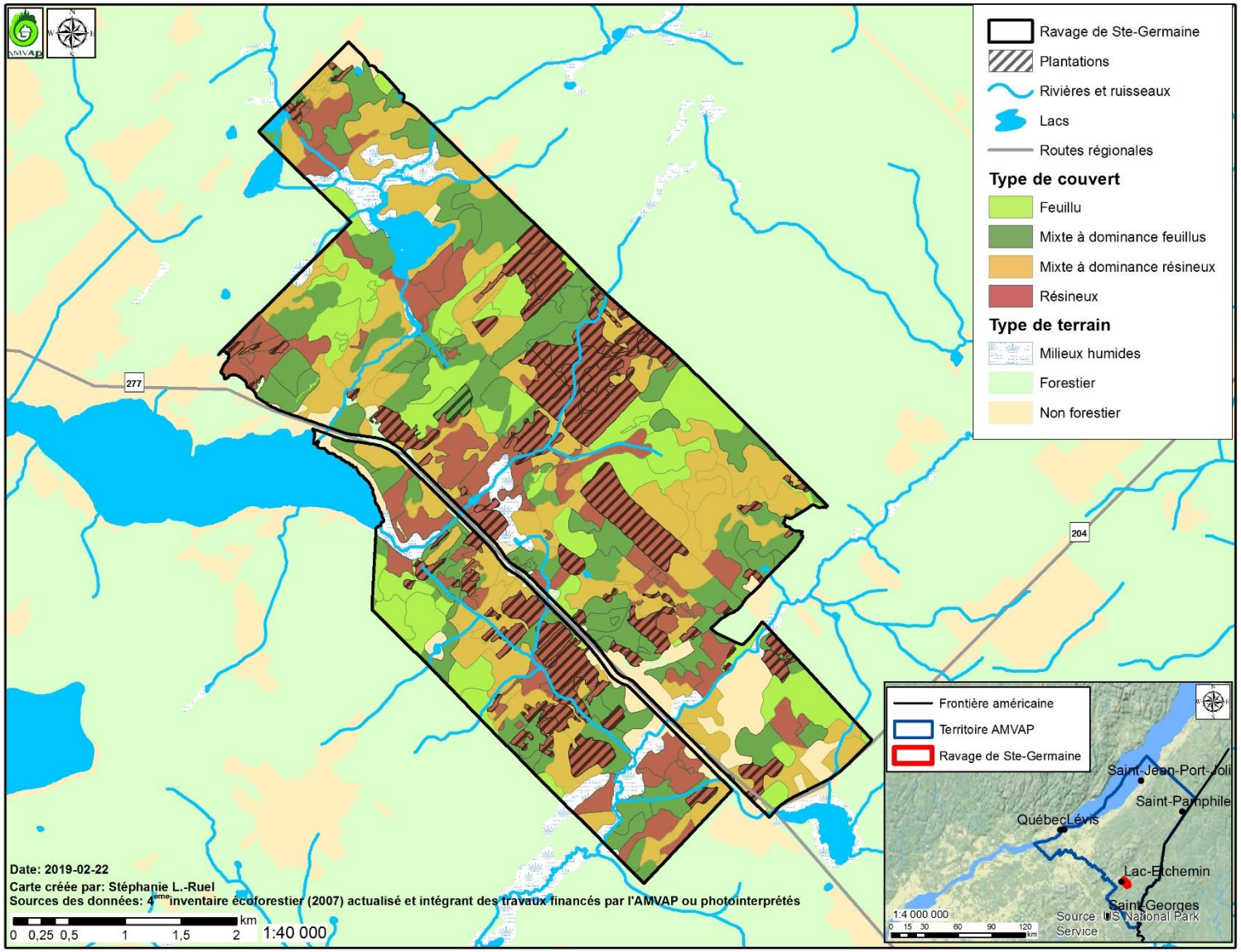


Figure 40. Types de couverts forestiers du ravage de Sainte-Germaine

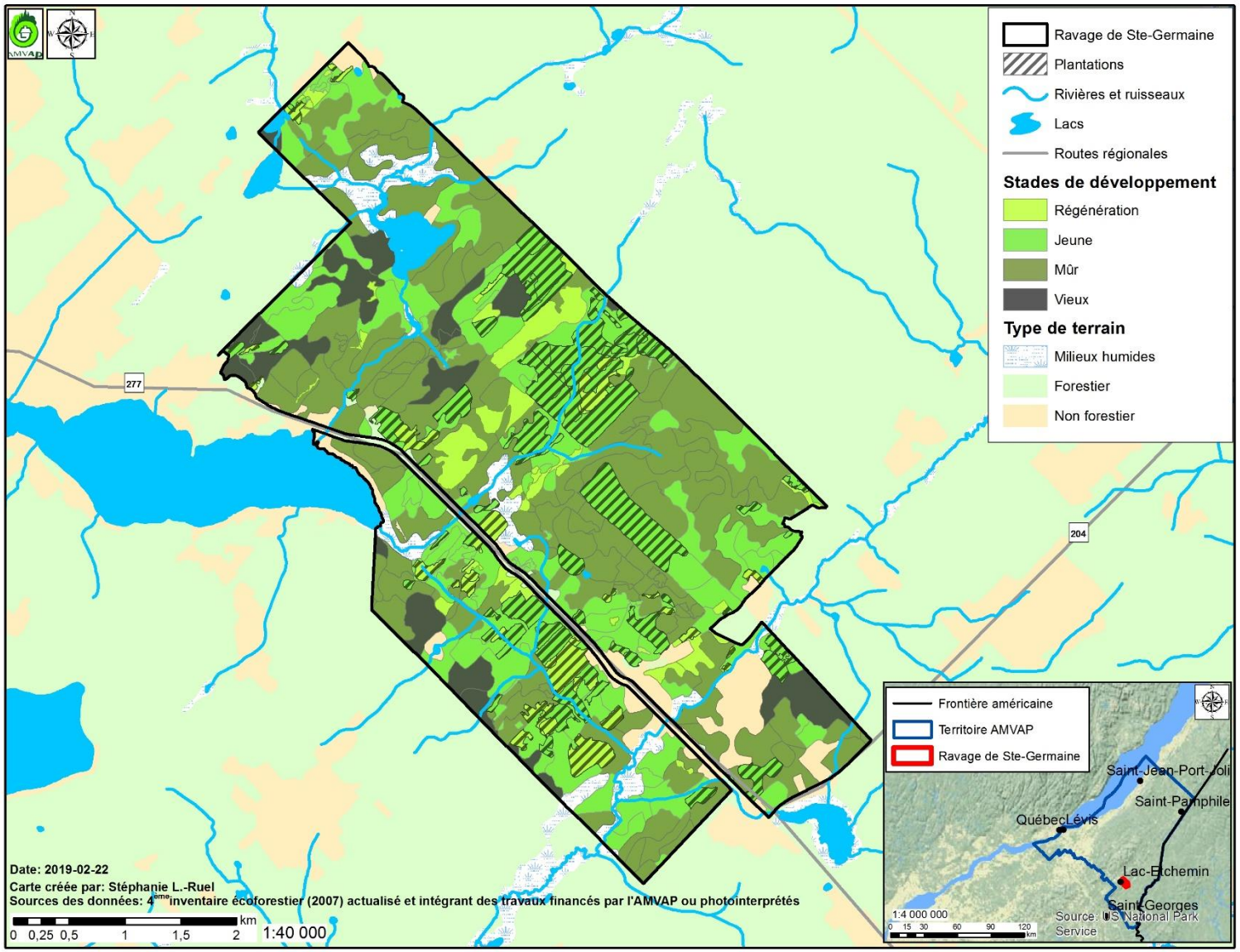


Figure 41. Stades de développement des forêts du ravage de Sainte-Germaine

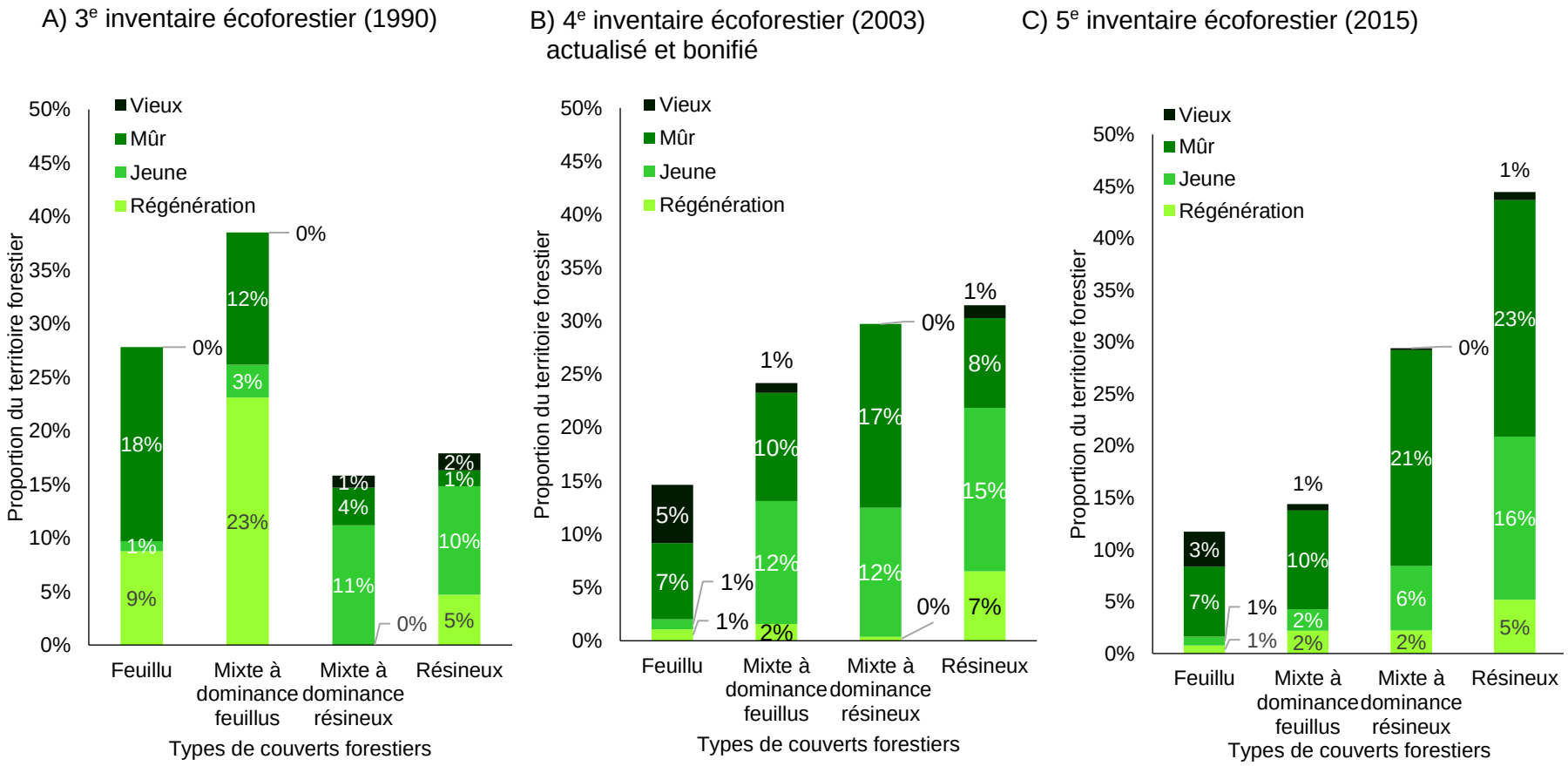


Figure 42. Proportions des forêts par stade de développement dans le ravage de Sainte-Germaine selon les 3e (A), 4e(B) et 5e(C) inventaires écoforestiers [8]

la nourriture aux cerfs sont passées de 37 % en 1990 (622 ha) à 10 % (174 ha) d'après les inventaires écoforestiers plus récents.

Le ravage de Sainte-Germaine est celui qui présente la plus forte proportion de producteurs forestiers enregistrés puisque 53 % des superficies sont enregistrées au statut de producteurs forestiers (Figure 43). Cela transparait dans la quantité de travaux forestiers réalisés sur le territoire puisqu'il s'agit aussi du ravage dont le couvert forestier a été le plus aménagé parmi les ravages des Appalaches. En effet, les travaux réalisés entre 2001 et 2016 ont affecté près de 16 % du territoire forestier soit 1 % de la superficie forestière annuellement (Tableau 21). Les plantations sont les travaux qui ont touché le plus de superficies dans le ravage durant cette période (7,9 ha/an soit 0,4 % du territoire forestier par année) et elles ont été majoritairement faites sur des terrains forestiers. Les coupes totales sont les deuxièmes travaux qui ont affecté le plus de superficies entre 2001 et 2016 (5,2 ha/an soit 0,3 % du territoire forestier par année) et elles ont en grande majorité été réalisées sur des types écologiques associés aux bétulaies jaunes à sapins.

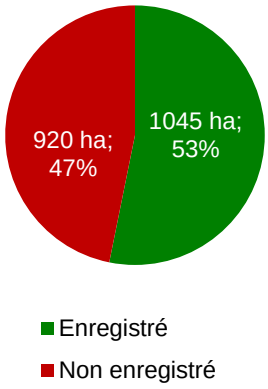


Figure 43. Proportion du territoire du ravage de Sainte-Germaine dont les propriétés sont enregistrées au statut de producteur forestier
(octobre 2018)

Tableau 21. Travaux forestiers réalisés dans le ravage de Sainte-Germaine entre 2001 et 2016

Types de travaux forestiers	Entre 2001 et 2016			Par année	
	Superficie	Superficie moyenne	% de la superficie forestière	Superficie	% de la superficie forestière
Plantations	119,1 ha	2,4 ha	6,1 %	7,9 ha/an	0,4 %/an
Éclaircies précommerciales	48,6 ha	1,4 ha	2,5 %	3,2 ha/an	0,2 %/an
Coupes partielles	72,3 ha	2,4 ha	3,7 %	4,8 ha/an	0,2 %/an
Coupes totales	77,8 ha	3,2 ha	4,0 %	5,2 ha/an	0,3 %/an
Total	**317,8 ha**	**2,4 ha**	**16,1 %**	**21,2 ha/an**	**1,1 %/an**

5.3.2. Portrait de l'habitat du cerf

5.3.2.1. Utilisation du ravage par les cerfs

Le premier survol réalisé en 1995 dans ce ravage a couvert l'entièreté de sa superficie, mais n'a pas permis d'identifier de secteurs occupés par le cerf de Virginie. La situation a toutefois évolué rapidement puisque lors d'un second survol en 1997, plusieurs superficies ravagées ont été identifiées dans l'aire de confinement actuelle et localisées au nord de la route 277 (Figure 44, p. 102). En 2004, l'entièreté du ravage a de nouveau été survolée ce qui a permis d'identifier des secteurs ravagés couvrant toute la portion centrale du ravage. Les survols de 2005 et 2014, réalisés en marge d'un inventaire d'orignal, n'ont permis de survoler qu'une partie de l'aide de confinement et de produire des données partielles seulement, lesquelles confirmaient la présence du cerf dans les parties ouest et sud du ravage. Le survol de 2018 a quant à lui couvert l'entièreté du ravage et a permis d'identifier un secteur d'un seul tenant (aucune pochette périphérique) dans la portion sud du ravage.

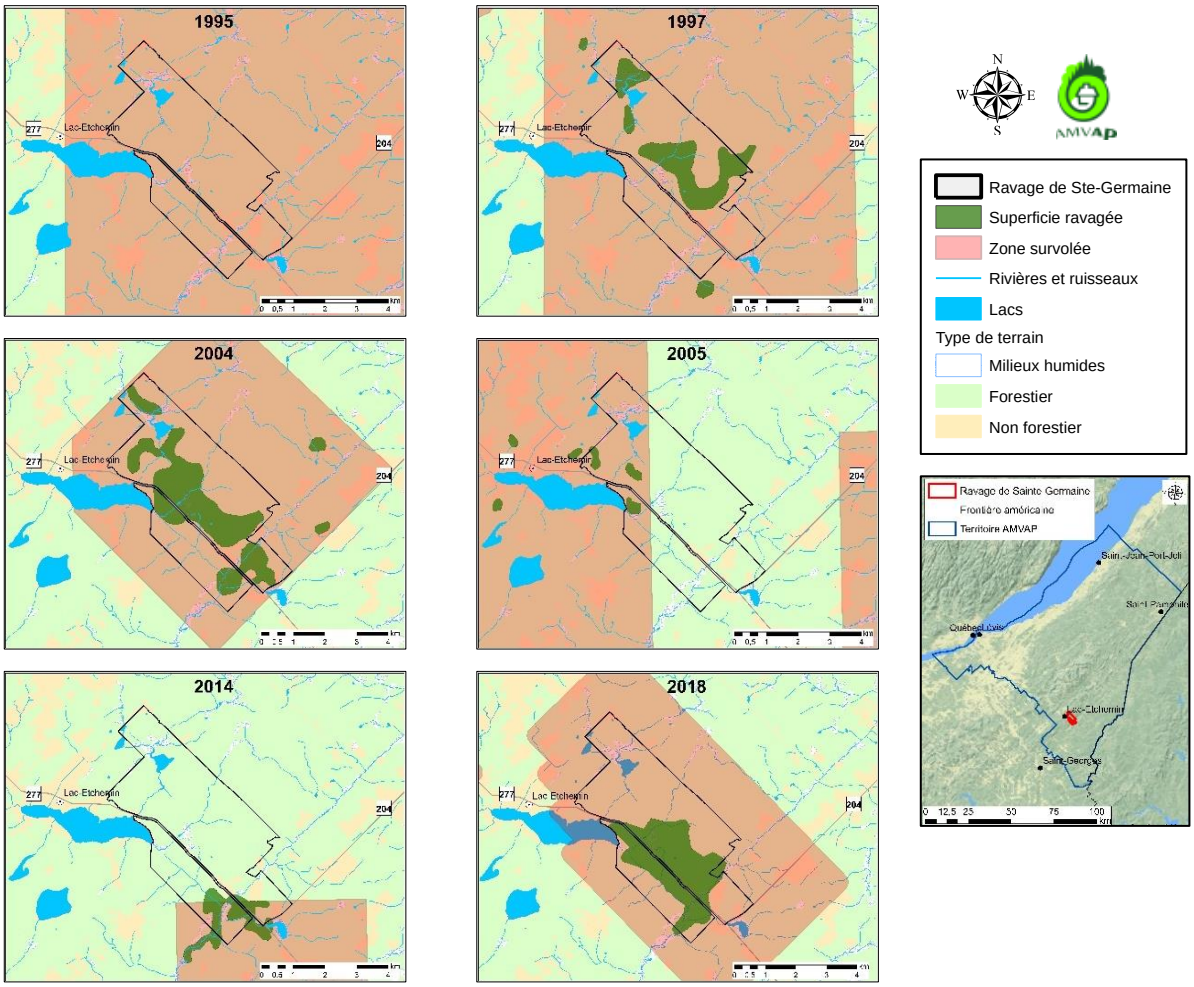


Figure 44. Évolution des superficies ravagées des cerfs de Virginie dans le ravage de Sainte-Germaine

D'après les relevés-terrain, la superficie occupée lors du survol de 2018 semble uniformément utilisée par les cerfs (Figure 46, p. 105). 20 % des parcelles inventoriées présentaient une utilisation forte ou très forte par les cerfs, alors que cette proportion varie entre 34 % (Mont Orignal) et 10 % (Montmagny) pour les autres ravages. Toutefois, 70 % des parcelles situées à moins de 150 m d'une route présentaient une utilisation moyenne à très forte (19/27). De même, les parcelles situées près des routes avaient en moyenne une utilisation de 2,07 ± 0,19 contre 1,55 ± 0,09 dans le reste du ravage. Enfin, le ravage de Sainte-Germaine est le deuxième ravage ayant obtenu le ratio le plus élevé de parcelles où une utilisation forte ou la présence de sapins broutés a été notée.

5.3.2.2. Proportion des habitats

À la suite des inventaires, la correction du portrait préliminaire des habitats, qui avait été obtenue grâce à l'extension Faune-MQH 1.2.6 pour *ArcGIS* conçu par la Direction sur l'expertise sur la faune et ses habitats du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs utilisant les données écoforestières du 4e inventaire écoforestier bonifiées et mises à jour a permis d'ajouter près de 1 000 ha d'abris composés de forêts de 30 ans à dominance de résineux qui avaient été classées nourriture-abri par le modèle (Figure 45, p. 104 et Figure 46, p. 105).

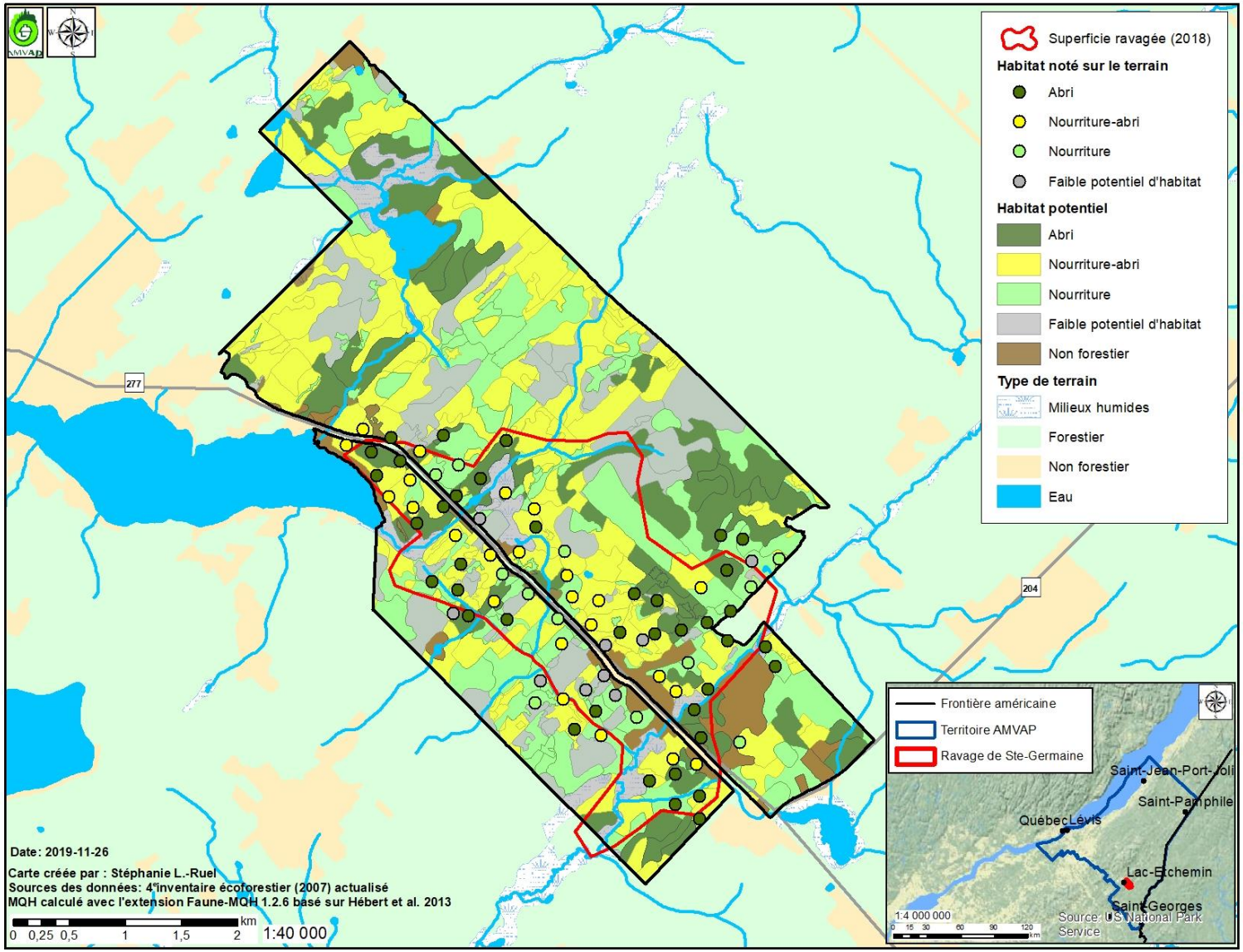


Figure 45. Modélisation préliminaire (avant les inventaires) de l'utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie à partir des données du 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé pour le ravage de Sainte-Germaine

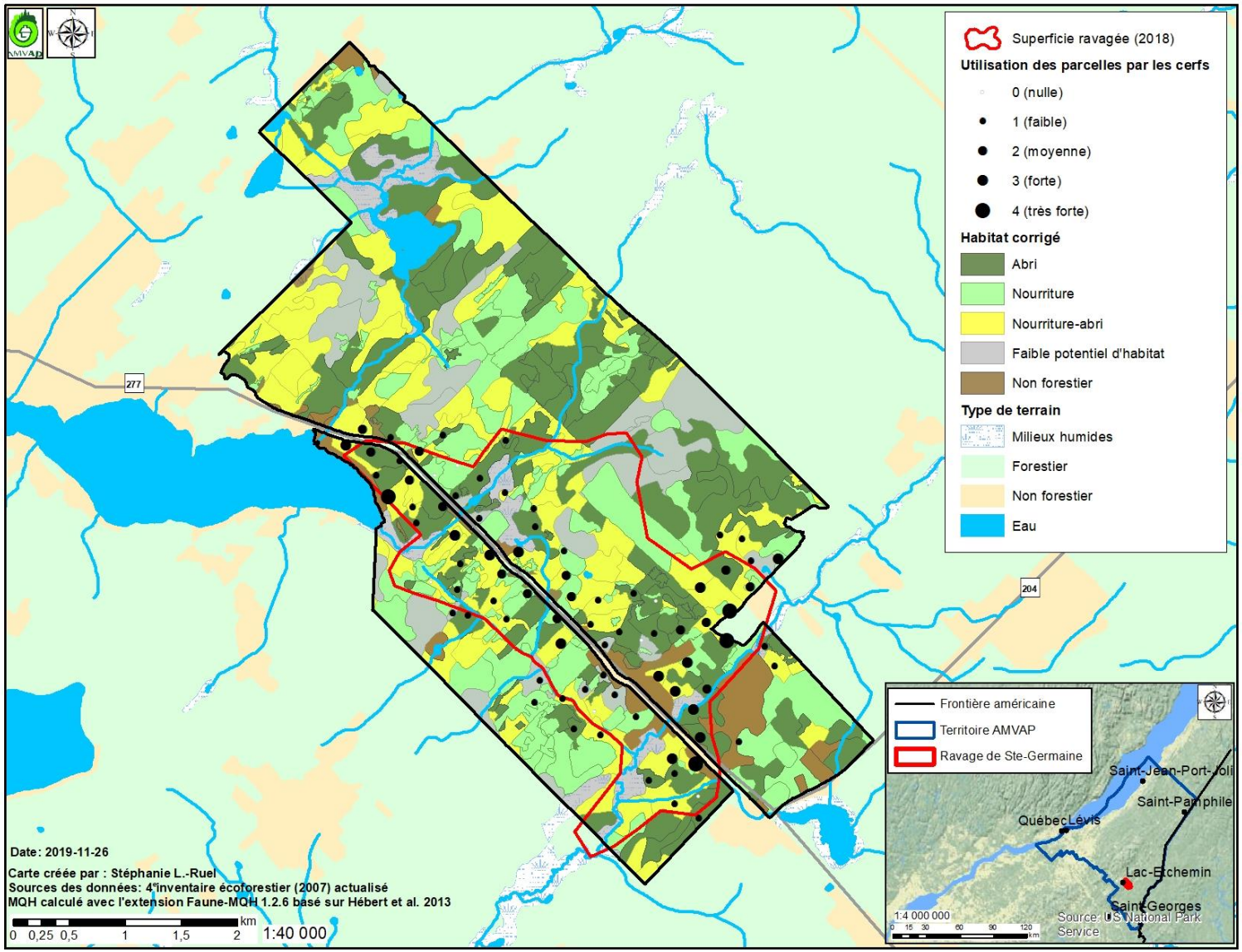


Figure 46. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage de Sainte-Germaine corrigée après les inventaires terrain

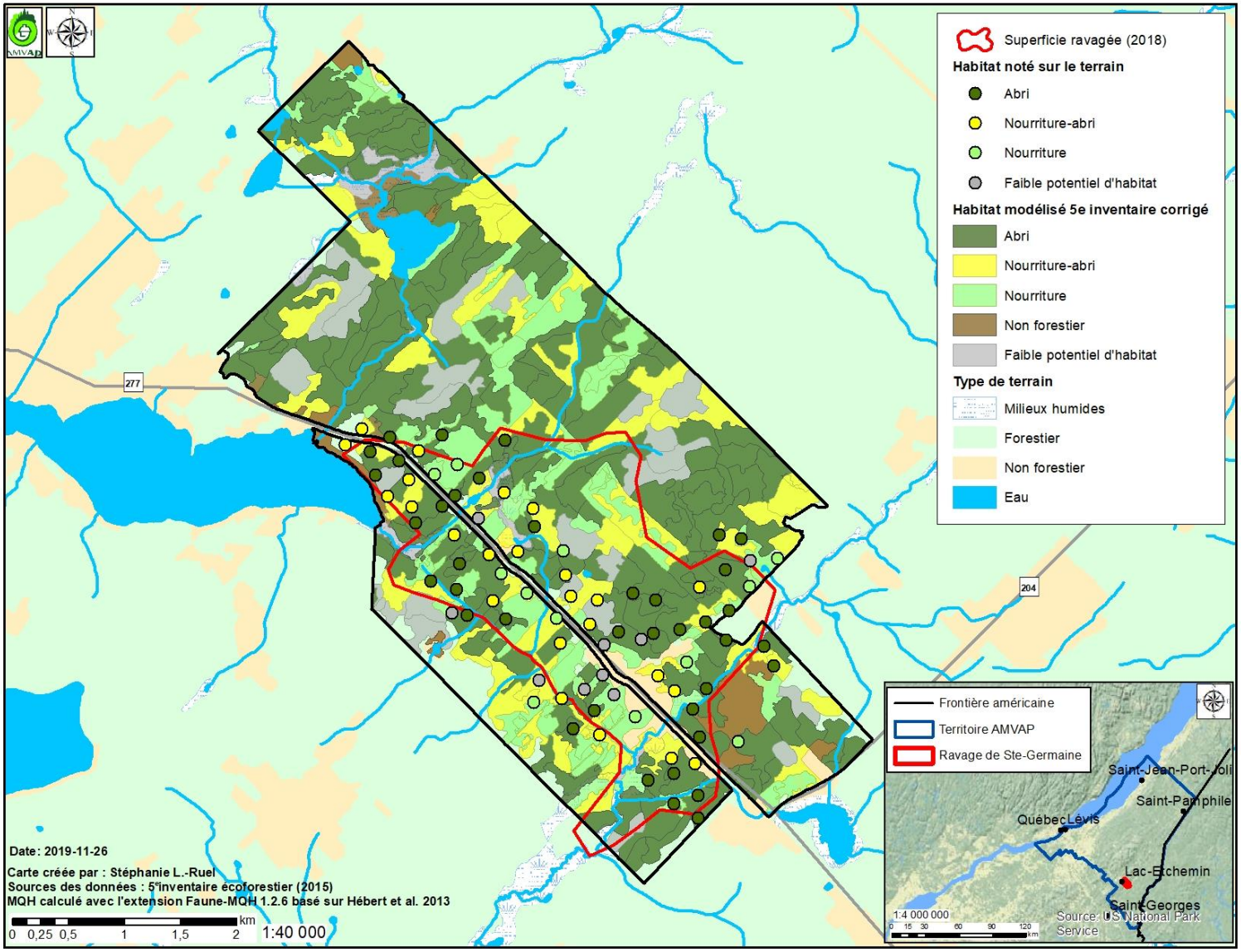


Figure 47. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage de Sainte-Germaine modélisée à l'aide du 5e inventaire écoforestier

Les habitats d'abris couvrent 53 % du ravage et sont donc 2 fois plus abondants que la cible fixée à 25 % par Hébert et ses collaborateurs (2013) (Figure 48, p. 107). Ces habitats sont les seuls qui suivent une tendance à la hausse, au détriment des habitats de nourriture-abri. Les habitats nourriture-abri couvrent 20 % du ravage et sont donc légèrement sous la cible d'Hébert et ses collaborateurs (2013). Plusieurs habitats classés nourriture-abri dans le 4e inventaire écoforestier sont devenus plus hauts dans le 5e inventaire et ont donc été classés abris lors de la modélisation faite à partir des données de l'inventaire le plus récent. Les habitats de nourriture couvrent 25 % du ravage et sont donc légèrement sous la moyenne régionale de 30 % obtenue en 1990 par Germain et ses collaborateurs (Germain, Potvin & Bélanger, 1991). Ils ont diminué entre le 3e et le 5e inventaire écoforestier, passant de 47 % à 16 % du ravage. L'ensemble des superficies pouvant offrir de la nourriture (nourriture-abri + nourriture) a diminué de 40 % entre ces inventaires passant de 76 % (1990) à 36 % (2015). Puisqu'il s'agit du ravage le plus résineux parmi ceux à l'étude, il présente nettement moins de peuplements à faible potentiel d'habitat que les autres ravages et ces habitats suivent une tendance à la baisse. Plusieurs peuplements feuillus classés à faible potentiel d'habitat dans le 4e inventaire écoforestier ont été classés abris dans le 5e inventaire écoforestier possiblement en raison des travaux forestiers qui ont favorisé la croissance des résineux initialement présents en sous-étages.

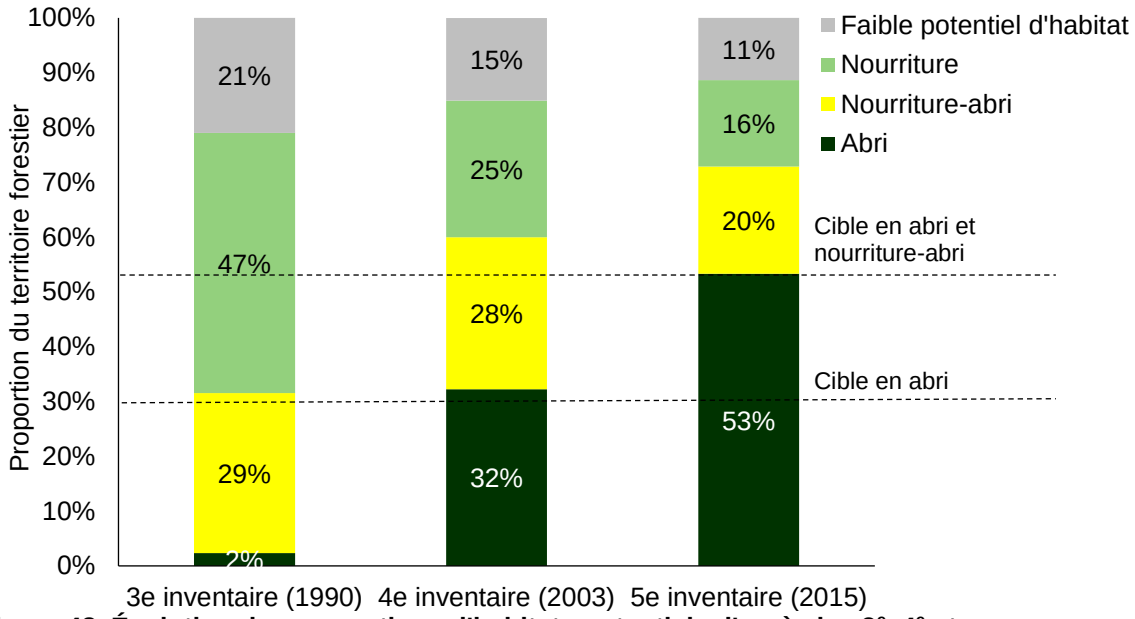


Figure 48. Évolution des proportions d'habitats potentiels d'après les 3e, 4e et 5e inventaires écoforestiers pour le ravage de Sainte-Germaine

5.3.2.3. Vulnérabilité des habitats à la TBE

Les forêts du ravage de Sainte-Germaine auraient subi une défoliation grave (71 à 100 %) durant 6 années consécutives (1975-1980) sur 60 à 100 % du territoire du ravage ce qui en fait le ravage ayant été le plus affecté par la TBE lors de la dernière épidémie (Ministère des Ressources Naturelles, 2014) puisque la plupart des autres ravages ont été affectés durant 5 années consécutives. Après 4 années de défoliation grave, les risques de mortalité deviennent non négligeables (MFFP, 2015). D'après nos analyses faites avec les données écoforestières du 5e inventaire et en se basant sur les critères de vulnérabilité établis par le MFFP (2015), plus de 30 % des superficies forestières du ravage sont de vulnérabilité élevée à très élevée à l'insecte ce qui en fait aussi le ravage dont les forêts sont les plus vulnérables à l'insecte. D'après nos estimés, l'insecte pourrait faire diminuer les habitats d'abris puisqu'ils pourraient atteindre 17 % du ravage ce qui est sous la cible de 25 % (Hébert *et al.*, 2013), mais au-dessus du seuil critique fixé à 12,5 % (Nappi, 2013) (Figure 23, p. 71), alors que l'évolution naturelle aurait plutôt prévu une hausse des habitats d'abris. Plus de la moitié (54 %) des superficies d'habitats d'abris sont de vulnérabilité élevée ou très élevée à l'insecte, contre 12 % des superficies d'habitats nourriture-abri. Les habitats de nourriture-abri évolueraient très peu après le passage de l'insecte puisque certains abris devenus moins denses après le passage de la TBE deviendront des habitats de nourriture-abri[13] ce qui compenserait les pertes de superficies en nourriture-abri. Les habitats de nourriture pourraient augmenter fortement après le passage de l'insecte puisqu'ils pourraient passer de 25 à 50 % du ravage.

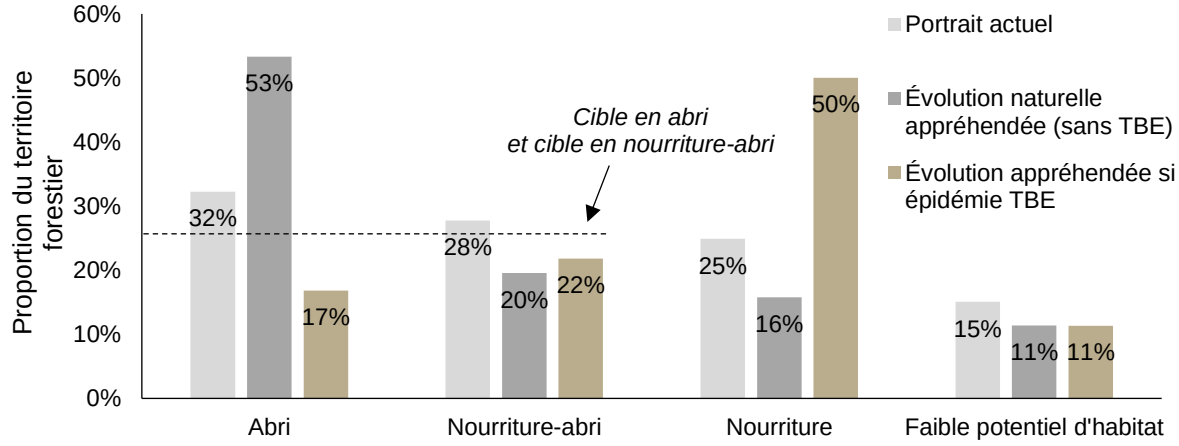


Figure 49. Évolution naturelle appréhendée des habitats potentiels du cerf et évolution appréhendée après une épidémie de TBE dans le ravage de Sainte-Germaine

[13] Au besoin, revoir le Tableau 8, p. 15

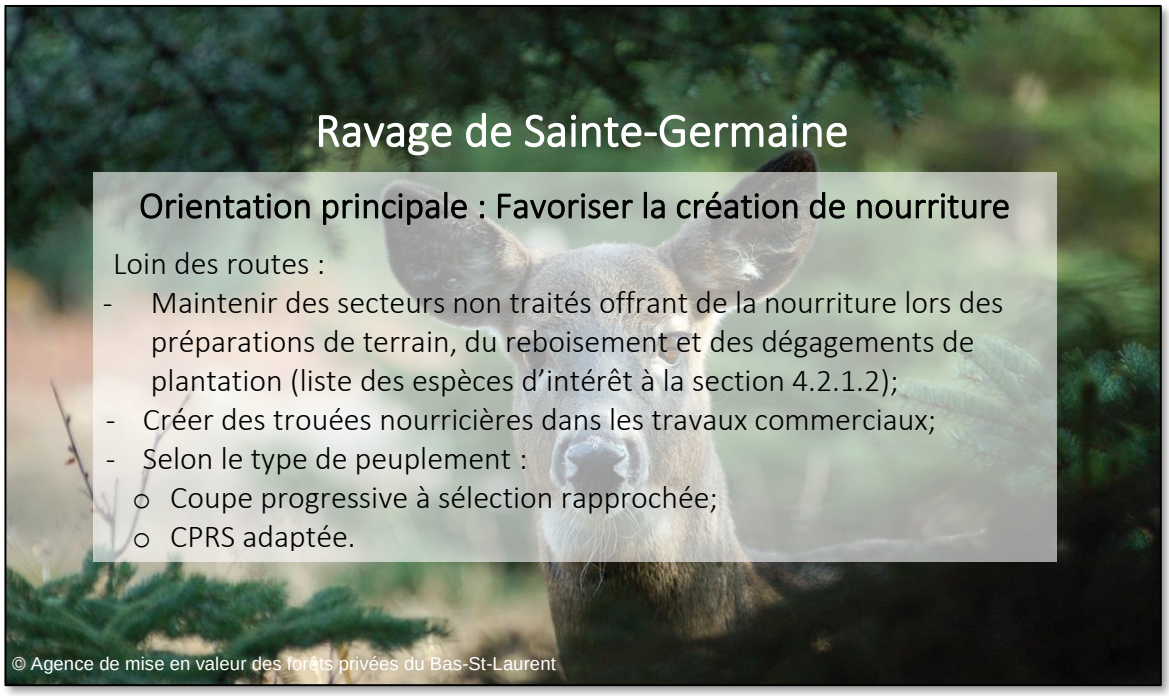
5.3.2.4. Répartition spatiale et entremêlement des habitats

On trouve de grands massifs d'abris dans les sections nord et nord-est du ravage d'après le 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé et d'après celui du 5e inventaire (Figure 46, p. 105 et Figure 47, p. 106). De plus, dans ces secteurs, les quelques habitats de nourriture couvrent de grandes superficies contiguës. Cela implique qu'une grande partie de la nourriture disponible dans ce secteur est inaccessible pour les cerfs en période hivernale puisque seuls les premiers 15 m de l'habitat de nourriture peuvent être utilisés lorsque l'enneigement devient important (Dumont, Ouellet, Crête & Huot, 1998). L'ensemble de ces facteurs justifie possiblement que les cerfs aient délaissé cette portion du ravage pour se concentrer dans le secteur sud, où on trouve de petits habitats de nourriture, d'abri et de nourriture-abri bien entremêlés. L'entremêlement à l'intérieur des habitats inventoriés semblent adéquat puisque la valeur moyenne obtenue est de 3,5 ± 0,1 sur l'échelle théorique de 0 à 16 alors que les valeurs obtenues dans les autres ravages varient entre 3,1 ± 0,2 (Saint-Malachie) et 4,6 ± 0,3 (Mont Orignal).

Tableau 22. Synthèse des constats dans le ravage de Sainte-Germaine

Habitat	Constat			
	Cible	Valeur actuelle	Tendance (évolution naturelle)	Tendance si épidémie TBE
Nourriture-abri	25 %	20 %	Baisse	Stable
Abri	25 %	53 %	Hausse	Baisse
Nourriture	30 %	16 %	Baisse	Hausse
Entremêlement entre les habitats	Entremêlement adéquat dans le secteur Sud et à améliorer dans la partie Nord			

5.3.3. Résumé des constats et propositions de stratégies d'aménagement



Encadré 3. Orientation principale et travaux forestiers prioritaires dans le ravage de Sainte-Germaine

Le ravage de Sainte-Germaine présente la plus forte proportion d'habitats d'abris parmi les ravages à l'étude puisqu'il s'agit du ravage le plus résineux parmi ceux à l'étude. Des forêts composées de résineux ou mixtes à dominance de résineux sont actuellement dans le stade jeune et devraient donc assurer le maintien d'habitats d'abris à plus long terme (22 % des forêts, revoir Figure 16B, p. 61) tel qu'observé par la tendance naturelle à la hausse de ces habitats (Figure 22, p. 69). Ces habitats ont fortement augmenté depuis 1990 alors que l'ensemble des habitats offrant de la nourriture (nourriture et nourriture-abri) ont décliné de plus de 40 % entre le 3e et le 5e inventaire écoforestier. Par ailleurs, l'utilisation par les cerfs est assez élevée et se concentre dans une portion restreinte de l'aire de confinement (Figure 44, p. 102). De plus, il s'agit du ravage le plus vulnérable à la TBE puisque 32 % de ses forêts sont de vulnérabilité élevée ou très élevée à l'insecte. Ces forêts très vulnérables sont presque uniquement des habitats d'abris. C'est aussi le ravage qui a subi une défoliation sévère sur la plus longue période lors de la dernière épidémie. Une grande proportion des abris est donc vouée à être renouvelée si l'insecte fait son arrivée. D'après nos analyses, contrairement aux autres ravages étudiés, même l'arrivée massive de l'insecte permettrait de maintenir les proportions de ces habitats au-dessus du seuil critique puisqu'ils sont vraiment très

abondants selon le 5e inventaire écoforestier. L'orientation principale à privilégier pour les travaux forestiers dans ce ravage (Encadré 3, p.110) est donc de hausser les superficies d'habitats offrant de la nourriture puisqu'elles sont en déclin et qu'elles sont actuellement peu abondantes. À long terme, l'ensemble des travaux retenus favoriseront aussi la création d'habitats hétérogènes bien entremêlés entre l'abri et la nourriture.

Entre autres, la réalisation de coupes progressives favorisera le renouvellement de nourriture à court terme tout en permettant d'accélérer le retour d'habitats offrant de l'abri par rapport à la simple conservation de ces abris. En effet, ces coupes améliorent les conditions de luminosité pour la croissance des semis de résineux comme le sapin, qui est favorisée par un ensoleillement de 50 % (Côté, 2013). Les grands massifs d'abris situés au nord-est du ravage pourraient se prêter à la réalisation de telles coupes et à la création de trouées nourricières.

5.4. Montmagny (06-12-9013-1998)

5.4.1. Portrait forestier

Le ravage de Montmagny chevauche les municipalités de Saint-Pierre-de-la-Rivière-du-Sud, de Montmagny et de Saint-François-de-la-Rivière-du-Sud. Il est traversé par deux cours d'eau d'importance (la rivière des Poitras et la rivière Morigeau, Figure 51, p. 113). On y répertorie 41 ha de milieux humides dont l'un d'eux couvre 10 ha. Le relief est plus prononcé en s'éloignant du fleuve vers la portion sud; l'altitude passe de 50 à 330 m (Figure 52, p. 114).

Ce ravage est celui qui présente le couvert feuillu le plus important : 43 % du couvert forestier est composé de peuplements feuillus (3 796 ha) et 32 % est composé de forêts mélangées à dominance de feuillus (2 767 ha) (Figure 50). La composition des forêts du ravage est restée stable entre les 3e et 5e inventaires écoforestiers (Figure 55, p. 117). Les superficies couvertes par les peuplements en régénération pouvant offrir de la nourriture aux cerfs ont diminué entre le 3e et le 5e inventaire écoforestier, passant de 10 % (859 ha) à 4 % du territoire forestier (366 ha) d'après les inventaires récents. Les superficies couvertes par les peuplements résineux ou mixtes à dominance de résineux du stade mûr ou vieux pouvant présenter des caractéristiques d'habitats d'abris pour les cerfs sont restées assez stables entre le 3e et le 5e inventaire écoforestier. On note une augmentation des superficies couvertes par les peuplements mûrs (tous types de couverts confondus) et celle-ci se fait étonnement au détriment des peuplements de stade vieux. En fait, beaucoup de vieux peuplements se sont vu attribuer la classe d'âge JIN ou JIR dans le 5e inventaire écoforestier probablement simplement en raison de différences dans les méthodes de photointerprétation, puisque la plupart de ces peuplements ne semblent pas avoir subi de perturbation récente d'après la photo aérienne de 2000. Cela a néanmoins impliqué un changement de plusieurs des vieux peuplements du 3e inventaire écoforestier vers le stade mûr

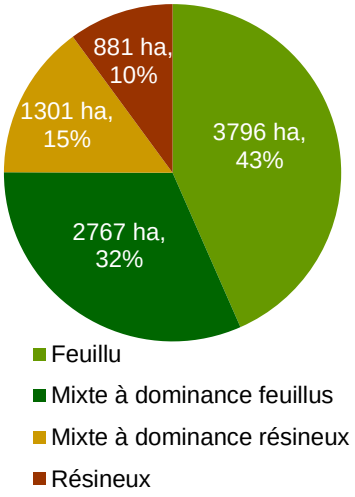


Figure 50. Proportion des couverts forestiers dans le ravage de Montmagny (4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé)

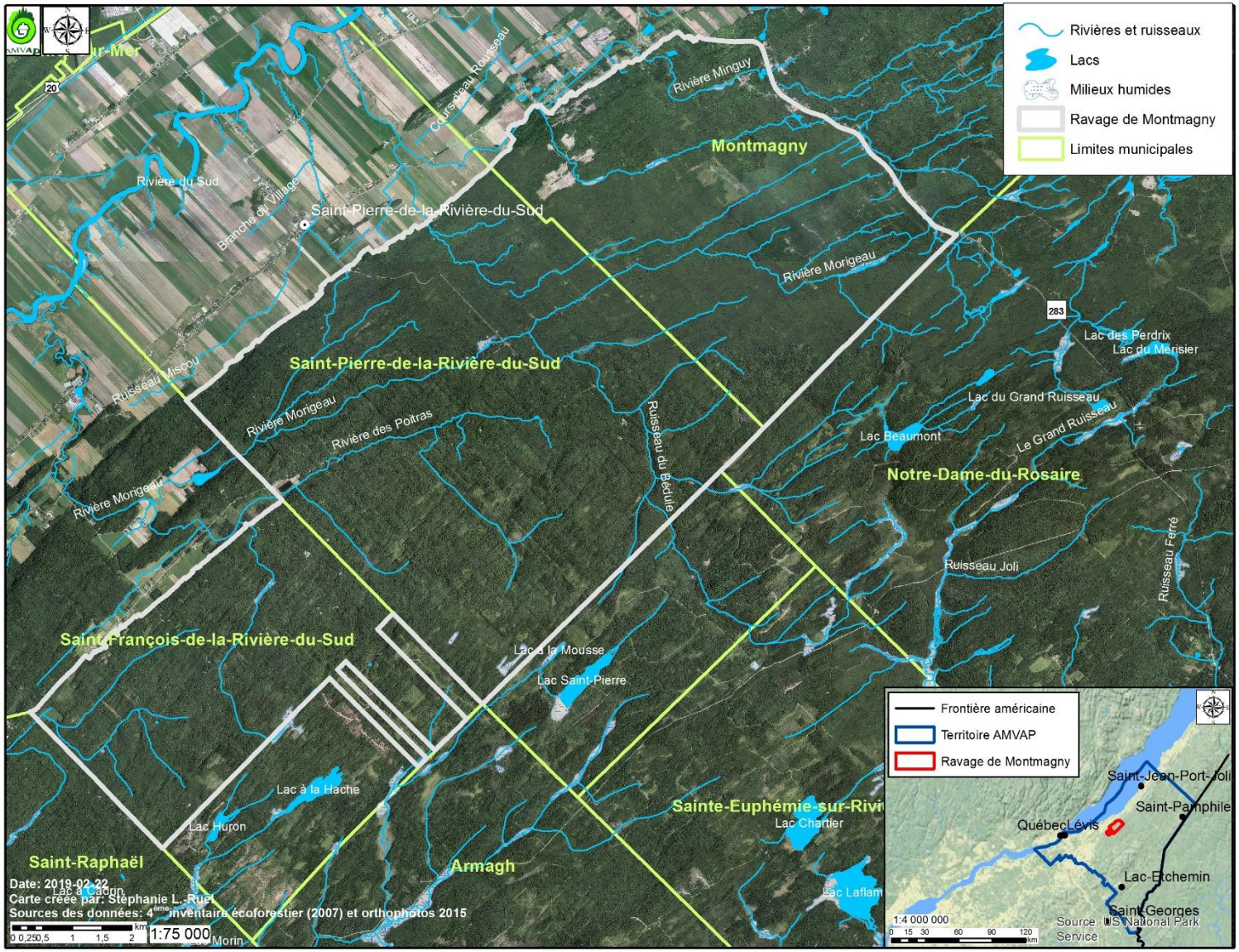


Figure 51. Localisation du ravage de Montmagny

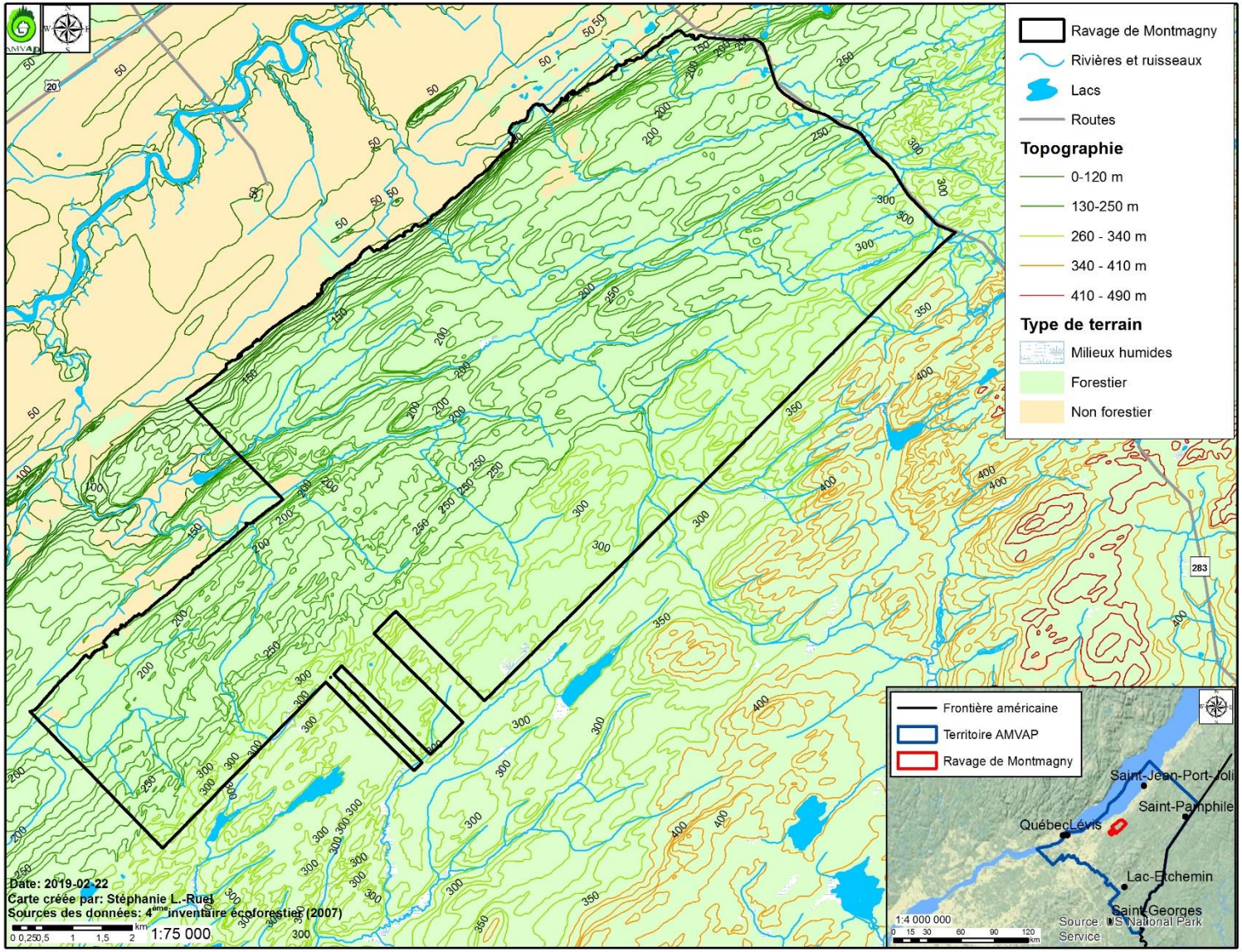


Figure 52. Topographie du ravage de Montmagny

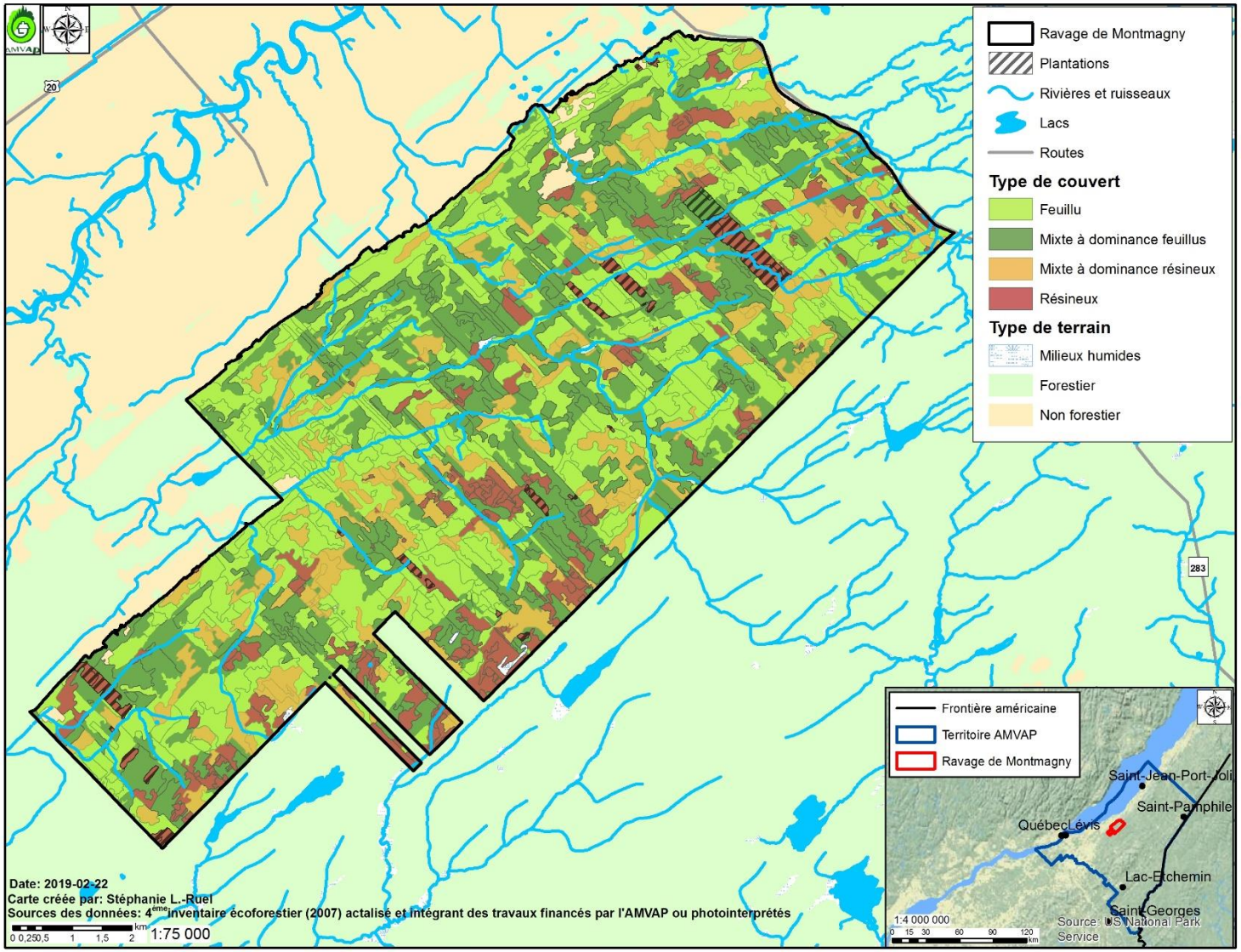


Figure 53. Types de couverts forestiers du ravage de Montmagny

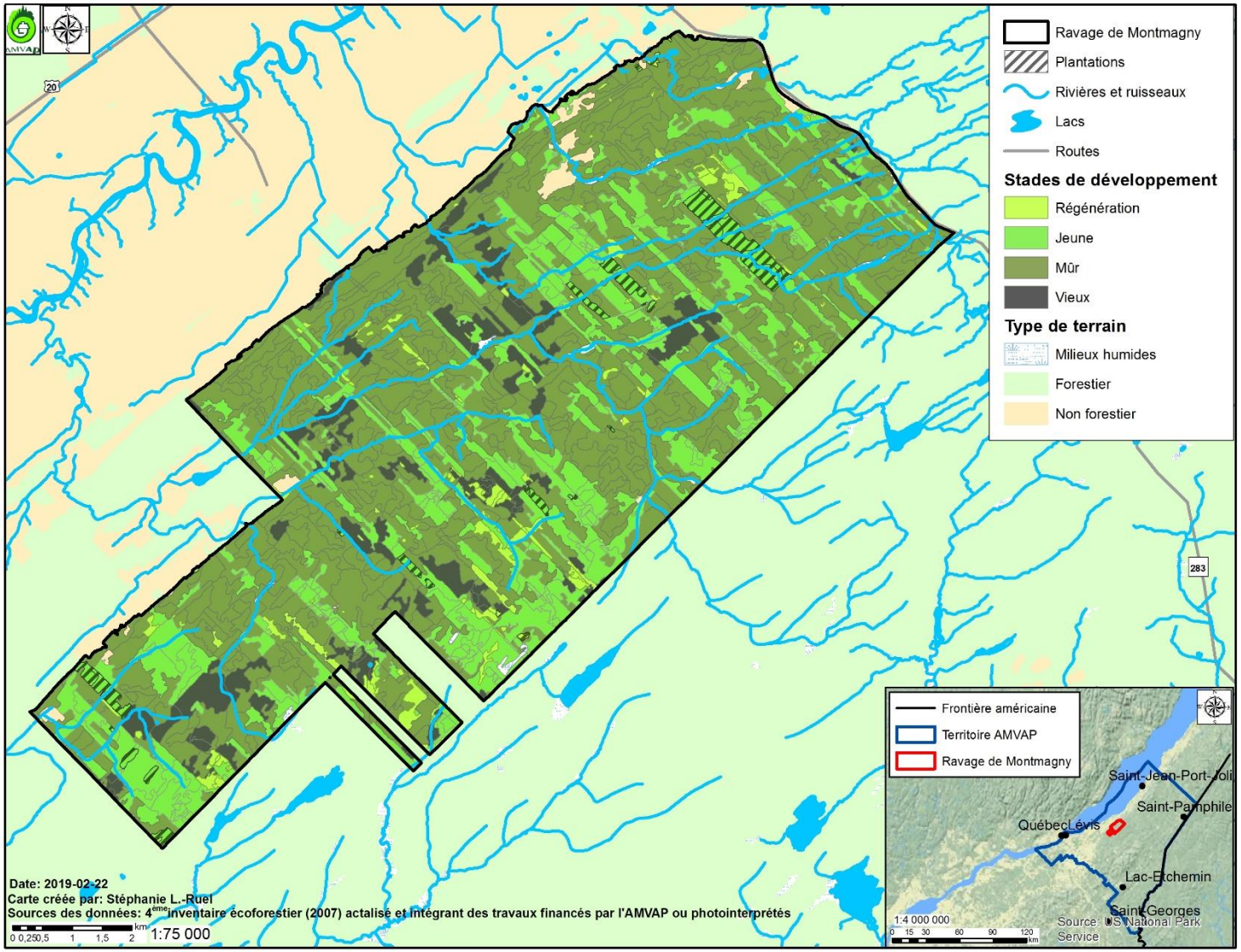


Figure 54. Stades de développement des forêts du ravage de Montmagny

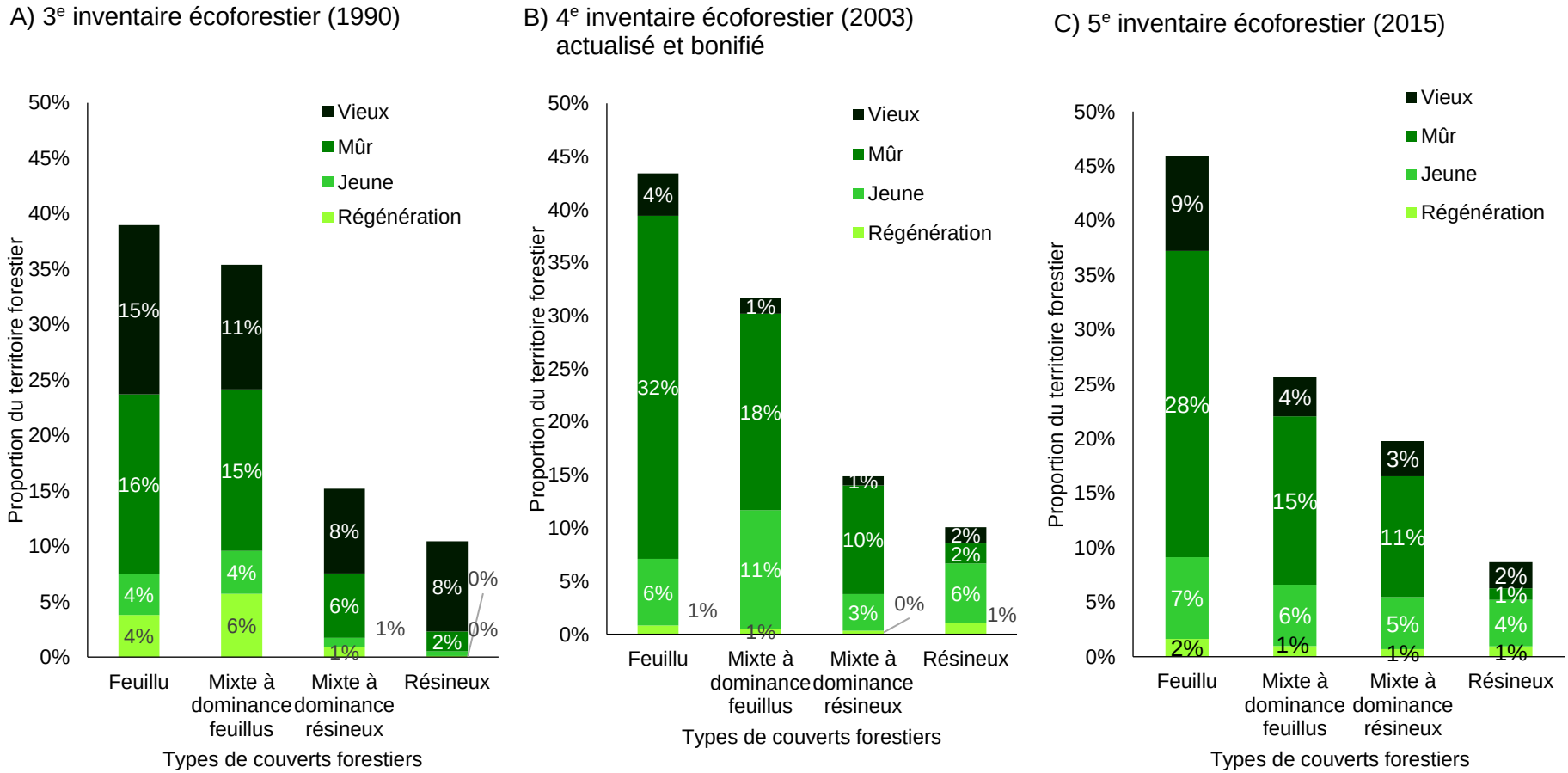


Figure 55. Proportions des forêts par stade de développement dans le ravage de Montmagny selon les 3e (A), 4e(B) et 5e (C) inventaires écoforestiers [8]

dans le 5e inventaire écoforestier. Il y a toutefois eu quelques coupes totales entre les deux inventaires forestiers qui ont rajeuni certains peuplements qui étaient de stade vieux dans le 3e inventaire écoforestier.

Seulement 14 % des superficies sont couvertes par un plan d'aménagement forestier (Figure 56, p. 118) et 7 % des lots sont enregistrés comme producteurs forestiers (76/1 107) ce qui en fait le ravage dont les propriétaires sont le moins enregistrés. Les travaux forestiers ont affecté 0,5 % du territoire forestier annuellement entre 2001 et 2016 (Tableau 23, p. 118). Ce sont les coupes totales et les éclaircies précommerciales qui ont affecté le plus de superficies depuis 2016 (0,2 % du territoire forestier annuellement). Les plantations ont presque toutes été réalisées sur des terrains forestiers. La grande majorité des coupes totales a été réalisée sur des types écologiques associés aux bétulaies jaunes à sapins. Ce ravage est celui dans lequel la superficie moyenne des coupes totales est la plus grande (7,8 ha alors que les moyennes sont entre 1,4 ha et 3,5 ha dans les autres ravages). De grandes coupes totales ont été réalisées en 2009 et en 2013 sur deux propriétés appartenant à de grands propriétaires.

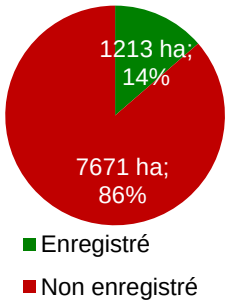


Figure 56. Proportion du territoire du ravage de Montmagny dont les propriétaires sont enregistrés au statut de producteur forestier (octobre 2018)

Tableau 23. Travaux forestiers réalisés dans le ravage de Montmagny entre 2001 et 2016

Types de travaux forestiers	Entre 2001 et 2016			Par année	
	Superficie	Superficie moyenne	% de la superficie forestière	Superficie	% de la superficie forestière
Plantations	19,8 ha	2,0 ha	0,2 %	1,3 ha/an	0,0 %/an
Éclaircies précommerciales	286,2 ha	2,4 ha	3,2 %	19,1 ha/an	0,2 %/an
Coupes partielles	126,8 ha	3,0 ha	1,4 %	8,5 ha/an	0,1 %/an
Coupes totales	283,4 ha	7,8 ha	3,2 %	18,9 ha/an	0,2 %/an
Total	716,2 ha		8,1 %	47,7 ha/an	0,5 %/an

5.4.2. Portrait de l'habitat du cerf

5.4.2.1. Utilisation du ravage par les cerfs

Le ravage de Montmagny est celui qui a été étudié depuis la plus longue période sur le territoire des Appalaches puisque son cheptel est suivi depuis 1973. Il a fait l'objet de deux plans d'aménagement, mais ses limites ont fortement évolué entre la création des différents documents (Hébert, 2003; Consultants forestiers DGR inc., 1996). Le plan d'aménagement créé dans les années 90 visait la portion publique du ravage qui était située au sud-ouest du ravage actuel (*idem*) (Figure 58, p. 121). Le plan d'orientation réalisé en 2003 englobait trois ravages reconnus officiellement, soit ceux d'Armagh en terres publiques et ceux de Saint-Pierre et de Martineau situés plus au nord et sur terres privées (Hébert, 2003) (Figure 58, p. 121). Le contour actuel de l'aire de confinement a été proposé à la suite de la confection du deuxième plan d'aménagement (Hébert, 2003).

Huit survols ont couvert partiellement ou entièrement l'aire de confinement actuelle depuis 1995. Les survols de 2007 et 2011 ont identifié des superficies ravagées concentrées dans la portion nord du ravage indiquant un possible délaissement de la portion sud (Figure 57, p. 120). C'est d'ailleurs dans la portion sud du ravage que près de 70 % des coupes totales réalisées dans le ravage depuis 2007 ont été effectuées. Le survol le plus récent effectué en 2018 a confirmé que les cerfs semblent délaisser la portion sud-ouest du ravage pour se concentrer au nord.

D'après nos inventaires, la portion centrale du ravage est celle qui est occupée le plus fortement par les cerfs (Figure 59, p. 122). Beaucoup de secteurs sont utilisés faiblement ou moyennement par les cerfs ce qui implique que le ravage de Montmagny est celui qui a obtenu l'utilisation moyenne la plus faible parmi les ravages inventoriés (1,22 ± 0,05 alors que les autres ravages variaient entre 1,55 ± 0,09 (Sainte-Germaine) et 1,94 ± 0,10 (Mont Orignal)). Par le fait même, ce ravage a aussi obtenu le plus faible ratio de parcelles d'utilisation forte ou très forte parmi les ravages étudiés. Compte tenu de sa taille, il est possible que les cerfs délaissent une grande part des superficies ayant un potentiel d'habitat intéressant pour se concentrer uniquement dans les peuplements offrant le meilleur potentiel ce qui pourrait expliquer l'utilisation moyenne faible observée lors des inventaires. La plus faible densité de cerfs dans ce ravage fait en sorte que la pression sur le milieu est moindre et l'utilisation des peuplements est plus diffuse.

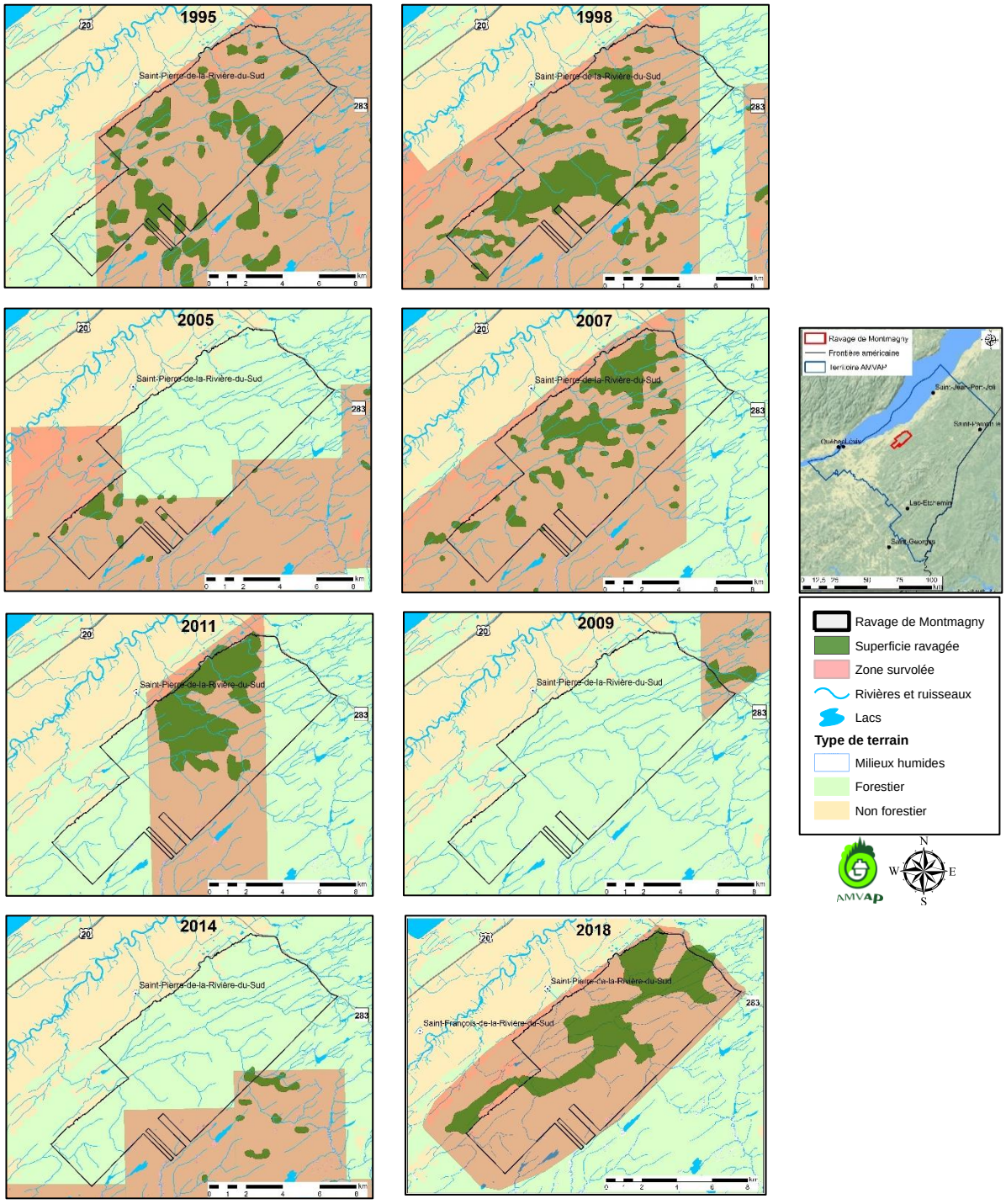


Figure 57. Évolution des pochettes d'hivernage de cerfs de Virginie dans le ravage de Montmagny

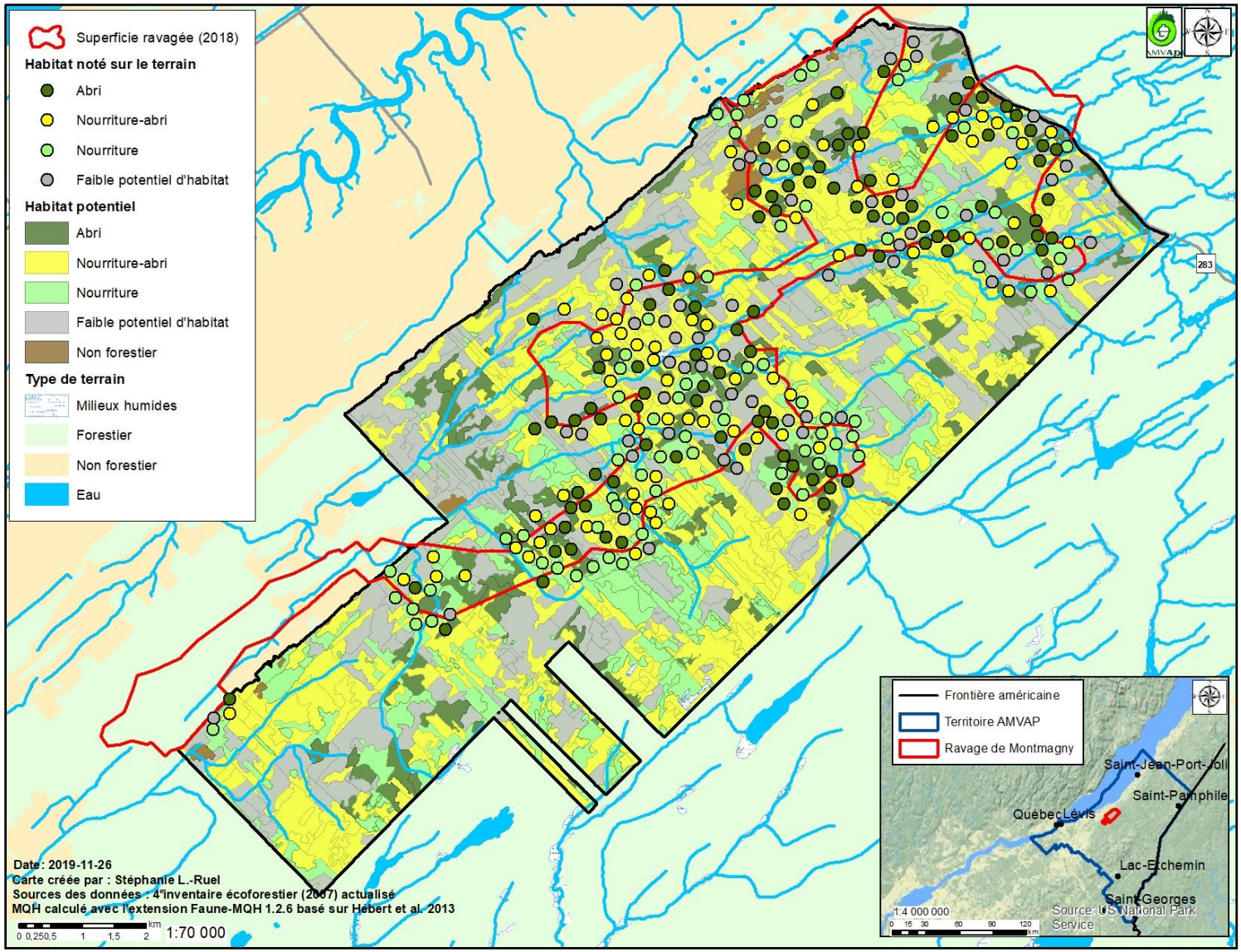


Figure 58. Modélisation préliminaire (avant les inventaires) de l'utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie à partir des données du 4e inventaire écoforestier bonifié et actualisé pour le ravage de Montmagny

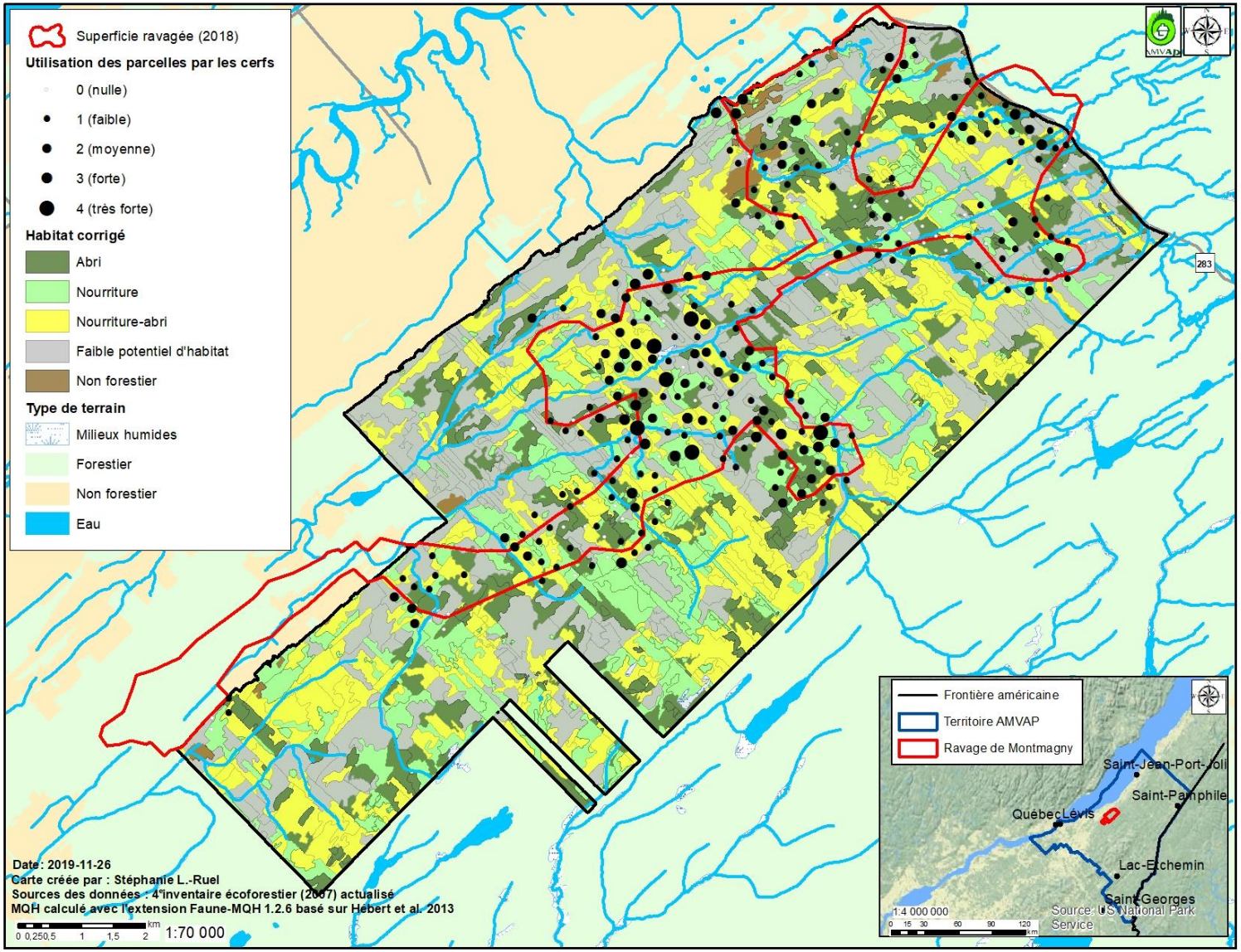


Figure 59. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage de Montmagny corrigée après les inventaires terrain

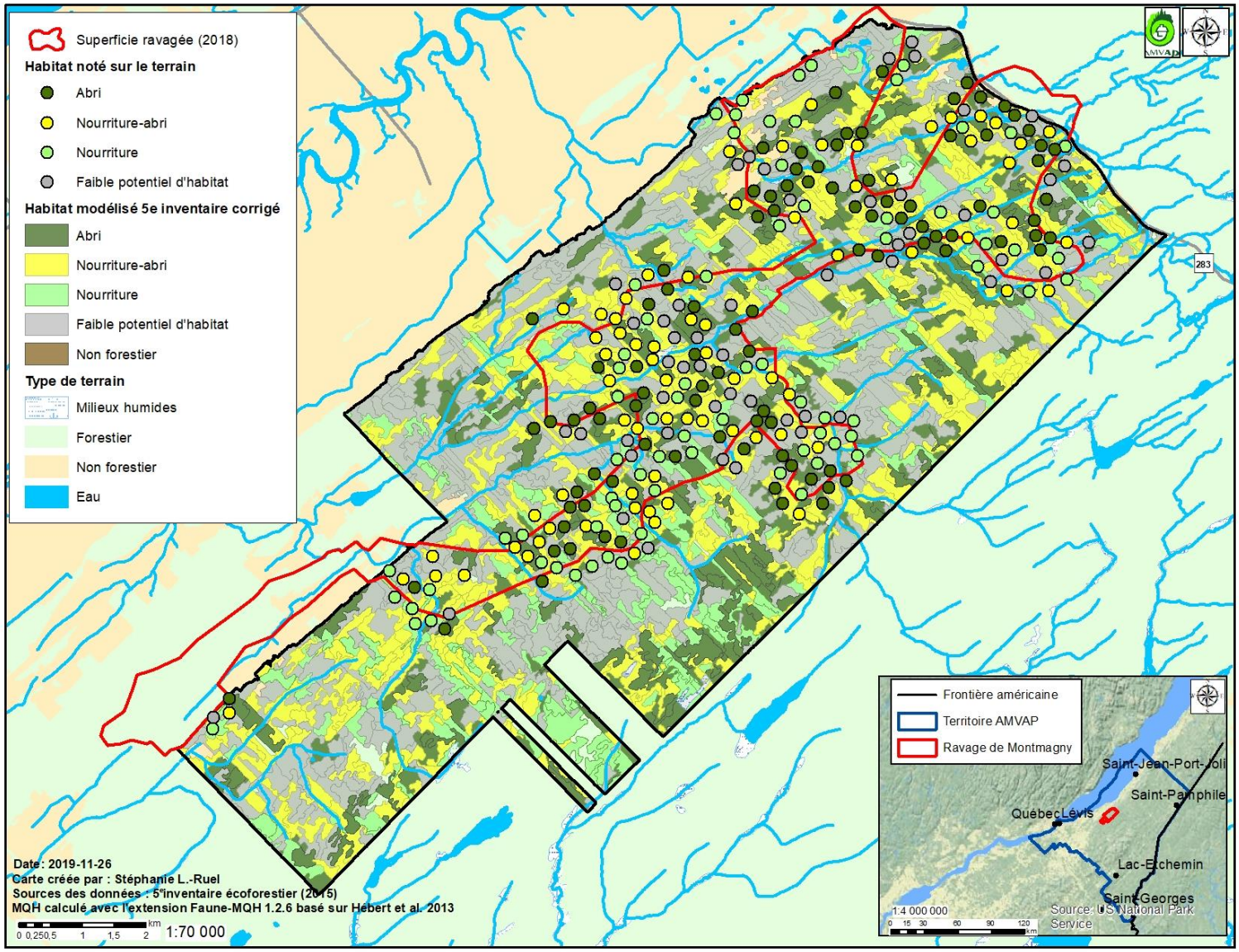


Figure 60. Utilisation potentielle des peuplements par le cerf de Virginie dans le ravage de Montmagny modélisée à l'aide du 5e inventaire écoforestier

5.4.2.2. Proportion des habitats

Le portrait de l'habitat modélisé préliminairement grâce à l'extension Faune-MQH 1.2.6 pour *ArcGIS* conçu par la Direction sur l'expertise sur la faune et ses habitats du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs utilisant les données écoforestières du 4e inventaire écoforestier bonifiées et mises à jour a été modifié par les inventaires puisque 65 % des parcelles ont obtenu un habitat différent de celui modélisé (Figure 58, p. 121). À la suite de la correction du modèle grâce aux inventaires, plus de 400 ha de peuplements de 30 ans dominés par les résineux ont été reclassés comme habitats d'abris alors que seuls 160 ha d'habitats modélisés abri ont été classés autrement sur le terrain. Malgré ces ajouts, les habitats d'abri sont toujours déficitaires puisqu'ils couvrent actuellement 20 % du ravage (Figure 61, p. 126), ce qui est sous la cible fixée à 25 % par Hébert et ses collègues (2013) mais au-dessus du seuil critique fixé à 12,5 % (Nappi, 2013). Les superficies couvertes par ces habitats ont peu évolué entre les trois inventaires écoforestiers. En 1996, les auteurs du plan d'orientation, qui visait alors la portion au sud-ouest du ravage actuel, annonçaient le risque d'un déficit d'abri à plus long terme puisque peu de peuplements étaient alors en voie d'acquérir les caractéristiques d'habitats d'abri. En 2003, Hébert indiquait qu'il s'était coupé sur une période de 13 ans beaucoup plus de peuplements d'abri et de nourriture-abri qu'il ne s'en était recruté. Ce dernier affirmait aussi que le rythme auquel les peuplements d'abri étaient coupés était trop élevé en plus de souligner un manque d'uniformité dans la répartition des peuplements d'abri dans le ravage.

Toutefois, l'abondance des peuplements de nourriture-abri pouvait, à son avis, combler un éventuel déficit des habitats d'abri (Hébert, 2003). Nos analyses indiquent que ces habitats couvrent actuellement 30 % du ravage et ils sont donc effectivement au-dessus de la cible fixée à 25 % par Hébert (2013) (Figure 61, p. 126). Les cibles d'habitat en nourriture-abri et en abri réunies fixées à 50 % par Hébert (2013) sont donc exactement atteintes. Cependant, l'utilisation actuelle comparée à la superficie du ravage nous indique que les habitats favorables aux cerfs sont trop épars pour assurer une utilisation uniforme de l'aire de confinement. Le couvert forestier est hétérogène, mais présente un problème de connectivité particulièrement pour les peuplements d'abri. Les superficies couvertes par les habitats nourriture-abri sont restées stables entre les inventaires écoforestiers. En fait, certains peuplements offrant de la nourriture d'après le

3e inventaire écoforestier se classent comme habitats nourriture-abri dans l'inventaire le plus récent puisqu'ils ont gagné en hauteur et ont vieilli entre les deux inventaires alors que d'autres peuplements classés nourriture-abri au 3e inventaire se sont densifiés et ont atteint l'âge et la hauteur permettant d'être classés comme habitats d'abri dans le 5e inventaire.

On note une diminution des habitats de nourriture entre les inventaires écoforestiers (Figure 61, p. 126) ce qui est en accord avec la tendance à la baisse des superficies en régénération (Figure 55, p. 117). Les superficies d'habitats nourriture couvrent actuellement 12 % du ravage alors que la moyenne régionale obtenue en 1991 était de 30 % (Germain, Potvin & Bélanger, 1991). En 1973, la disponibilité de brout dans le ravage dont les limites suivaient celles du contour de 1998 indiqué sur la Figure 58 (p. 121) était deux fois plus basse que dans les ravages typiques. Le Programme de coupe en damier a ainsi été instauré en 1980 afin de ramener une quantité suffisante de nourriture puisque le nombre de bêtes était passé de 320 en 1973 à 140 en 1979. Nos analyses faites avec les données du 5e inventaire écoforestier montrent toutefois que les habitats nourriture sont toujours peu abondants. Néanmoins, les superficies combinées d'habitats de nourriture et de nourriture-abri couvrent près de la moitié du ravage et les habitats de nourriture-abri compensent donc possiblement la présence peu élevée d'habitats de nourriture.

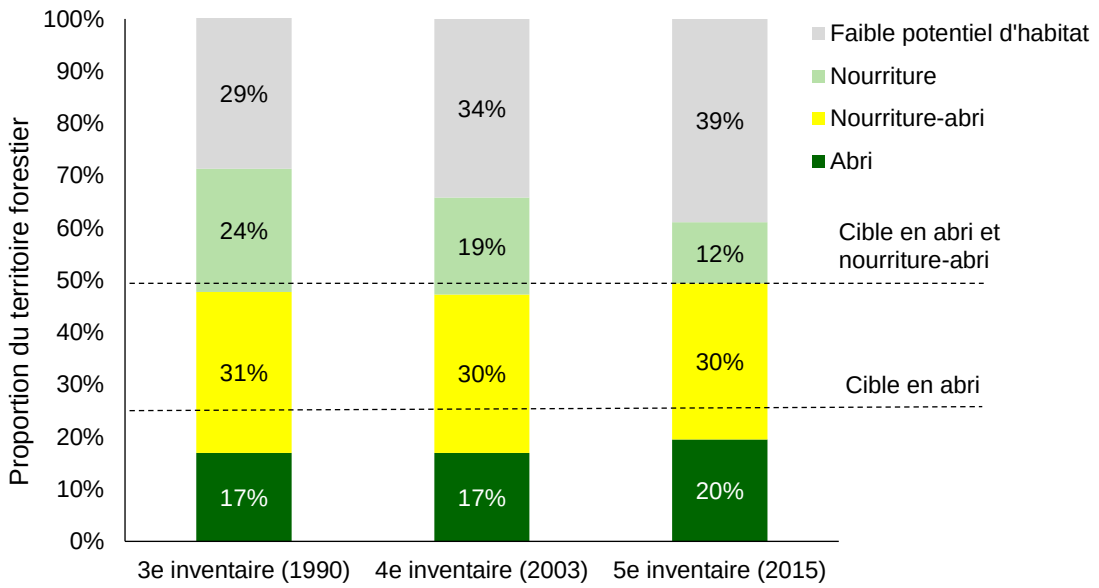


Figure 61. Évolution des proportions d'habitats potentiels d'après les 3e, 4e et 5e inventaires écoforestiers pour le ravage de Montmagny

5.4.2.3. Vulnérabilité des habitats à la TBE

Le ravage de Montmagny n'a pas subi de défoliation grave sur plusieurs années consécutives lors de l'épidémie de la fin des années 70 contrairement aux autres ravages (Ministère des Ressources Naturelles, 2014). D'après nos analyses faites avec les données écoforestières du 5e inventaire écoforestier et en se basant sur les critères de vulnérabilité établis par le MFFP (2015), seulement 8 % des forêts de ce ravage sont de vulnérabilité élevée ou très élevée à l'insecte ce qui en fait le ravage dont les forêts sont les moins vulnérables à l'insecte. D'après nos estimés, l'insecte pourrait tout de même faire décliner les habitats d'abri à 6 % du ravage ce qui est nettement sous le seuil critique fixé à 12,5 % (Nappi, 2013) (Figure 62, p. 127). 34 % des habitats classés abri sont de vulnérabilité élevée ou très élevée à l'insecte, contre 2 % des habitats nourriture-abri. Les habitats de nourriture-abri ne subiraient pas de diminution puisque certains abris devenus moins denses après le passage de la TBE deviendront des habitats de nourriture-abri[14] ce qui compenserait les quelques pertes possibles de superficies en nourriture-abri. Les superficies couvertes par les habitats de nourriture resteraient stables après le passage de l'insecte puisque la perte de certains habitats d'abris fournirait de nouvelles superficies de nourriture ce qui compenserait la tendance

[14] Au besoin, revoir le Tableau 8, p.15

naturelle à la baisse de ces habitats. Toutefois, il faut nuancer fortement nos estimés puisqu'ils sont basés sur une épidémie qui affecterait massivement le ravage de Montmagny alors que l'historique de la dernière épidémie laisse croire que le territoire pourrait être partiellement épargné.

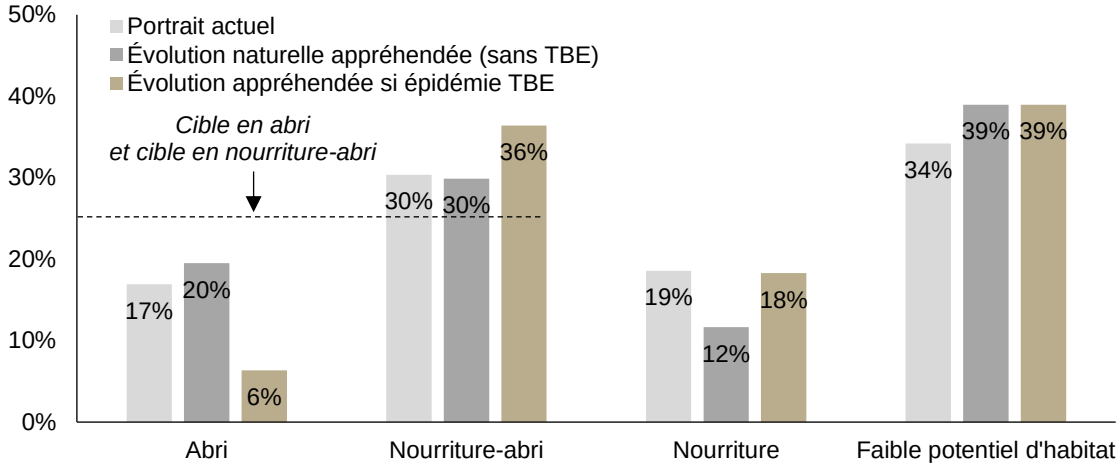


Figure 62. Évolution naturelle appréhendée des habitats potentiels du cerf et évolution appréhendée après une épidémie de TBE dans le ravage de Montmagny

5.4.2.4. Répartition spatiale et entremêlement des habitats

Dans plusieurs secteurs du ravage, l'entremêlement entre les différents habitats pourrait être amélioré (Figure 59, p. 122). Par exemple, au sud de la pochette d'hivernage identifiée en 2018, il y a de grands peuplements de nourriture peu entremêlés avec des habitats ayant des caractéristiques d'abri ce qui peut possiblement expliquer pourquoi ce secteur est délaissé par les cerfs. On trouve peu d'habitats de nourriture dans le secteur nord-ouest et centre-nord du ravage. De plus, de nombreux peuplements de feuillus tolérants offrant un faible potentiel d'habitat pour les cerfs sont présents un peu partout dans le ravage ce qui limite leurs déplacements entre les habitats offrant un bon potentiel d'habitat. En fait, ce ravage présente la plus forte proportion d'habitats à faible potentiel d'utilisation par les cerfs parmi les ravages étudiés puisque 39 % du ravage est couvert par ces habitats alors que ces proportions varient entre 11 % et 31 % dans les autres ravages étudiés.

Ce ravage a obtenu la deuxième valeur la plus faible d'entremêlement moyen à l'intérieur des habitats (abri * nourriture) parmi les ravages à l'étude (3,40 ± 0,16 alors que les valeurs obtenues dans les autres ravages variaient entre 4,61 ± 0,28 (Mont Orignal) et 3,13 ± 0,16 (Saint-Malachie)).

Tableau 24. Synthèse des constats dans le ravage de Montmagny

Habitat ou enjeu	Constat		
	Cible	Valeur actuelle	Tendance (évolution naturelle)
Nourriture-abri	25 %	30 %	Stable
Abri	25 %	20 %	Stable
Nourriture	30 %	12 %	Baisse
Connectivité entre les habitats	Manque de connectivité entre les peuplements utilisés par les cerfs		

5.4.3. Résumé des constats et propositions de stratégies d'aménagement

Encadré 4. Orientation principale et travaux forestiers prioritaires dans le ravage de Montmagny

Dans le ravage de Montmagny, les habitats offrant de la nourriture sont peu abondants et suivent une tendance à la baisse. Puisque les habitats d'abri de ce ravage sont beaucoup moins vulnérables à la TBE que ceux des autres ravages étudiés, il serait risqué de se fier à l'arrivée de l'insecte pour renouveler les peuplements offrant de la nourriture aux cerfs. De plus, ce ravage a obtenu la 2e moins bonne note en ce qui a trait à l'entremêlement à l'intérieur des habitats utilisés par les cerfs. Aussi, les superficies d'habitats offrant potentiellement de l'abri sont sous la cible fixée par Hébert et ses collègues en 2013 et elles n'ont pas augmenté depuis le 3e inventaire écoforestier contrairement à ce qui est observé dans les autres ravages. Les stratégies d'aménagement forestier retenues visent donc à augmenter les superficies d'habitats offrant de la nourriture en positionnant judicieusement les nouveaux secteurs créés près ou à l'intérieur d'habitats offrant de l'abri tout en veillant à ne pas réduire les superficies d'habitats d'abri (Encadré 4). Par exemple, des coupes progressives à couvert permanent dans lesquelles des trouées sont créées et des secteurs non traités sont maintenus permettraient de conserver un couvert d'abri tout en renouvelant un peuplement offrant de la nourriture à court terme et de l'abri à plus long terme.

Par ailleurs, on trouve une proportion élevée d'habitats à faible potentiel d'utilisation par les cerfs dans ce ravage qui sont surtout des érablières de plus de 30 ans. Celles-ci pourraient pourtant être très productives en nourriture d'intérêt pour les cerfs si elles étaient aménagées régulièrement. Cependant, lors de l'aménagement, il faudrait éviter de convertir des peuplements mélangés en érablières et ne pas homogénéiser la composition des érablières en préservant des essences compagnes dont les résineux. Les auteurs du plan d'aménagement rédigé en 1996 recommandaient d'intervenir souvent pour renouveler la nourriture dans ce ravage (Consultants forestiers DGR inc., 1996). Il est déjà possible que les cerfs s'alimentent dans les arbustes présents en bordure de ces habitats lorsqu'ils sont situés près de forêts offrant un certain abri. La réalisation de coupes partielles et de trouées dans ces peuplements, lorsqu'ils sont situés près d'habitats offrant de l'abri, contribuerait tout de même à accroître les superficies de nourriture tout en n'ayant pas d'impact sur les superficies d'abris. Ces forêts engendrent actuellement un manque de connectivité, car ces nombreux peuplements de feuillus tolérants à faible potentiel d'habitat limitent les déplacements des cerfs entre les habitats utilisés. Aussi, la conservation de résineux en îlots ou individuellement dans les érablières favoriserait les déplacements des cerfs entre les habitats qu'ils utilisent.

Le faible nombre de producteurs forestiers enregistrés dans le ravage de Montmagny constitue un défi supplémentaire pour l'application des recommandations d'aménagement présentées dans ce document. Des efforts de recrutement seront nécessaires pour accroître l'impact des travaux suggérés sur les habitats des cerfs dans le ravage. La diffusion du présent plan pourrait contribuer à convaincre certains propriétaires du ravage soucieux de préserver les populations de cerfs à s'enregistrer, s'ils comprennent bien les effets bénéfiques que certains travaux forestiers proposés peuvent avoir pour leur habitat.

6. Synthèse et conclusion

Photo : Ravage de Saint-Malachie

Les ravages du territoire ont grandement évolué depuis la création des derniers plans d'orientation. Notamment, les superficies d'abris ont augmenté dans les ravages de Sainte-Germaine, Mont Orignal et Saint-Malachie suivant des tendances plus ou moins fortes selon le ravage. Les déficits en habitats d'abri observés antérieurement dans ces ravages ne sont plus visibles d'après les données les plus récentes. À ce jour, seul le ravage de Montmagny doit viser à maintenir voir augmenter les proportions d'abris puisque ces habitats sont insuffisants. Les habitats nourriture-abri, quant à eux, ont diminué dans tous les ravages à l'exception de celui de Montmagny alors que ceux offrant de la nourriture ont diminué dans tous les ravages. Des stratégies d'aménagement extensives (Saint-Malachie et Mont Orignal) ou intensives (Sainte-Germaine) pourront permettre de renouveler des secteurs de nourriture bien entremêlés avec des habitats d'abri (Tableau 25, p. 134 et Tableau 26, p. 135) alors que des travaux forestiers renouvelant la nourriture et assurant le maintien d'abris sont à privilégier dans le ravage de Montmagny. Il sera toutefois important de suivre l'évolution de l'épidémie de TBE en cours dans certaines régions du Québec puisque nos analyses ont démontré que les habitats des cerfs pourraient être fortement affectés par l'arrivée de l'insecte, en particulier dans le ravage de Sainte-Germaine, mais aussi dans ceux de Mont Orignal et de Saint-Malachie. Dans le cas où l'épidémie toucherait durement ces ravages, il pourra être nécessaire de réviser les stratégies adoptées dans le présent plan afin de miser sur le maintien d'abris peu vulnérables à l'insecte à court terme et de favoriser leur renouvellement rapidement.

Les prochaines étapes du projet viseront à diffuser les connaissances acquises dans le plan d'orientation aux acteurs forestiers des ravages des Appalaches de façon à promouvoir la réalisation de travaux adaptés pour ces territoires. Des rencontres avec les conseillers forestiers et la distribution de documents vulgarisés aux propriétaires situés dans les ravages sont prévues afin d'y parvenir. Ensuite, l'Agence pourrait possiblement se mettre à la recherche de financement pour bonifier les travaux forestiers adaptés qui seront réalisés dans les aires de confinement afin d'encourager les conseillers forestiers à réaliser de tels travaux qui exigent généralement plus de technique que les travaux forestiers conventionnels. Aussi, sous réception des

prescriptions sylvicoles des conseillers forestiers accrédités du territoire, l'Agence pourrait suggérer des mesures d'atténuation ou des modalités de traitement particulières afin de s'assurer que les travaux forestiers réalisés en ravage suivront les stratégies du plan d'orientation. Par ailleurs, puisque l'Agence reçoit annuellement les données géomatiques des travaux forestiers qu'elle finance sur son territoire, il lui sera possible de vérifier l'adéquation entre les travaux réalisés dans les ravages et ceux suggérés dans le présent plan. L'Agence envisage aussi promouvoir la création de plans d'aménagement forêt-faune pour les propriétaires situés dans les ravages afin de réaliser une planification des interventions forestières s'arrimant aux enjeux identifiés dans le présent document et étant adaptée aux problématiques d'habitats identifiées à plus fine échelle.

Les plans d'orientation des ravages des Appalaches étaient soient désuets ou inexistants (Saint-Malachie) avant la réalisation du présent projet. Grâce aux analyses effectuées à l'aide d'une cartographie écoforestière à jour (5e inventaire écoforestier) et aux inventaires forêt-faune, le portrait actuel des ravages est maintenant mieux connu ce qui a permis d'identifier des stratégies pour améliorer la qualité d'habitat des cerfs dans les aires de confinement dont ces herbivores dépendent pour assurer leur survie.

Tableau 25. Synthèse des constats et des stratégies d'aménagement forestier dans les ravages des Appalaches

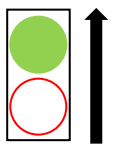
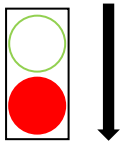
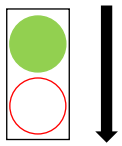
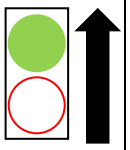
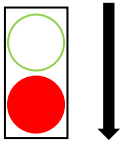
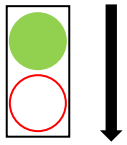
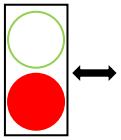
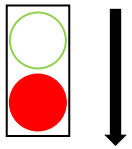
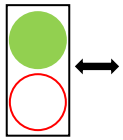
	État actuel et évolution prévue sans TBE			Autres points importants	Objectif prioritaire	Stratégies d'aménagement principales
	Abri	Nourriture	Nourriture-abri			
Mont Orignal				- Très forte utilisation par les cerfs; - Nourriture : proportion parmi les plus faibles des ravages à l'étude.	Favoriser la venue d'habitats nourriture-abri	Conserver les résineux individuellement ou en îlots dans les érablières; Loin des routes principales et de villages : - Secteurs non traités – préparation de terrain, reboisement et entretien de plantations; - EPC trouées ou EPC puits; - Plantations à faible densité sur types écologiques mixtes; - Trouées nourricières et coupes partielles: • Dans des habitats d'abri; • Près d'habitats nourriture-abri ou abri.
Saint-Malachie				- Utilisation forte par les cerfs, en particulier près de la route 277 et du village de Saint-Malachie; - Nourriture : proportion la plus faible des ravages à l'étude; - Entremêlement déficient à l'intérieur des habitats.		
Sainte-Germaine				- Utilisation plutôt forte, surtout près des routes; - Très forte tendance à la hausse des superficies des habitats d'abri.	Hausser les superficies de nourriture	Loin des routes : - Secteurs non traités – préparation de terrain, reboisement et entretien de plantations; - Trouées nourricières dans les travaux commerciaux; - Coupe progressive à sélection rapprochée; - Coupe avec protection de la régénération et des sols adaptée en janvier, février ou mars.
Montmagny				- Forte présence d'habitats à faible potentiel qui limitent la connectivité entre les habitats utilisés; - Utilisation par les cerfs globalement assez faible dans le ravage; - Entremêlement assez faible à l'intérieur des peuplements.	Hausser la nourriture disponible tout en maintenant les superficies d'abris	- Secteurs non traités – préparation de terrain, reboisement et entretien de plantations; - Conserver les résineux individuellement ou en îlots dans les érablières; - Trouées nourricières et coupes partielles (ex. coupe prog. à couvert permanent): • Dans des habitats d'abri; • Près d'habitats nourriture-abri ou abri. - Conserver des secteurs non traités dominés par des résineux denses > 30 ans dans les travaux commerciaux.
TOUS						- Conserver une bande riveraine de 50 m lors d'interventions sylvicoles près de cours d'eau des ravages; - Adapter le martelage ou le choix de tige en fonction des essences prisées par le cerf (Tableau 1, p 8).

Tableau 26. Aide-mémoire des travaux forestiers à privilégier dans les ravages de cerfs des Appalaches

	Type de traitement	Objectifs	Précisions	Plus de précisions	Ravage où ce traitement est prioritaire
Traitements non commerciaux	Préparation de terrain partielle, reboisement ou dégagement de plantation avec maintien de secteurs non traités	• À court terme, maintenir des secteurs de nourriture ou d'abri • À long terme, créer un peuplement hétérogène où la nourriture et l'abri sont entremêlés	• Conserver 10 à 20 % de secteurs non traités offrant des arbustes ou des arbres inférieurs à 2,5 m de hauteur pour la nourriture des cerfs et/ou des secteurs dominés par des résineux > 30 ans • Déblaiement partiel sur 50 à 80 % (secteurs en régénération naturelle) • Ces secteurs doivent avoir une largeur minimale de 10 m	p. 40	Tous
	Reboisement de faible densité	• Créer un peuplement nourriture-abri à long terme	• Réaliser ces plantations sur les types écologiques associés à des peuplements mélangés • Viser 1 350 plants de forte dimension par hectare (3,7 m x 2,0 m)	p. 42	Mont Orignal et Saint-Malachie
	Éclaircie précommerciale (EPC) par puits, trouée ou systématique adaptée	• Conserver des secteurs qui fourniront des abris • Conserver des arbres et arbustes qui offrent de la nourriture • Créer un peuplement hétérogène	• Conserver 15 % de superficie non traitée (particulièrement s'il s'agit d'une EPC systématique) • Traiter des blocs de 1 ha au maximum en conservant une bande d'une largeur minimale de 50 m entre chaque bloc (particulièrement s'il s'agit d'une EPC systématique)	p. 43	Mont Orignal et Saint-Malachie
	Demi-abattage	• Créer de la nourriture et diminuer la pression sur la régénération désirée	• Rabattre des tiges feuillues d'environ 10 cm de diamètre (4 pouces) • Réaliser l'opération lors des redoux de fins d'hiver	p. 45	Sainte-Germaine
Adaptation du martelage ou du choix de tige		• Favoriser la régénération d'essences d'intérêt pour les cerfs pour l'abri ou la nourriture	• Choisir les tiges à couper de façon à favoriser la régénération d'essences d'intérêt pour le cerf: • Couper des feuillus d'intérêt pour créer de la nourriture; • Maintenir des semenciers de résineux comme le thuya.	p. 47	Tous
Traitements commerciaux	Bandes riveraines	• Conserver des corridors de déplacements	• Conserver 50 m de bande riveraine lors d'interventions sylvicoles près de cours d'eau dans les ravages	p. 48	Tous
	Maintien de secteurs d'abris	• Conserver des secteurs qui offrent des abris • Créer un peuplement hétérogène qui favorisera l'entremêlement abri-nourriture	• Choisir des secteurs dominés par les résineux denses ≥ 30 ans • Les secteurs ne doivent pas être en pente forte ou exposés aux vents dominants • Superficie visée : 200 à 2 000 m^2 • Largeur minimale visée : 10 m	p. 48	Montmagny Dans les peuplements à faible potentiel d'habitat (ex. érablières) : Saint-Malachie et Mont Orignal
	Création de trouées nourricières	• Créer des secteurs qui fourniront de la nourriture	• Choisir les secteurs feuillus où près de semenciers de feuillus ou de résineux d'intérêt pour les cerfs (ex. thuya occidental, érable rouge, bouleau jaune, etc.) • Superficie visée : 200 à 1 000 m^2 • Largeur visée : 10 à 25 m	p. 48	Tous
	Coupe de jardinage	• Créer des repousses de nourriture près d'habitats nourriture-abri ou abri pour améliorer l'entremêlement entre les habitats	• Localiser ces coupes près de peuplements > 30 ans denses à dominance de résineux	p. 50	Mont Orignal, Saint-Malachie et Montmagny
	Coupe progressive à couvert permanent	• Créer un peuplement hétérogène qui favorisera l'entremêlement abri-nourriture • Conserver plus longtemps un couvert d'abri dans un peuplement aménagé	• Prélever entre 30 et 40 % de la surface terrière • Localiser ces coupes dans des secteurs qui ne sont pas juxtaposés à des coupes totales récentes	p. 51	Mont Orignal, Saint-Malachie, Montmagny
	Coupe progressive à sélection rapprochée		• Prélever entre 40 et 50 % de la surface terrière • Localiser ces coupes dans des secteurs qui ne sont pas juxtaposés à des coupes totales récentes	p. 51	Sainte-Germaine
	Coupe avec protection de la régénération et des sols adaptée	• Créer la plus grande quantité de nourriture possible accessible aux cerfs en modifiant la forme et la taille de ces coupes	• Période de réalisation : - Près des routes : en été lorsque le peuplement s'y prête bien - Loin des routes : en janvier, février ou mars lorsque le peuplement s'y prête • Superficies < 2 ha • Séparer les blocs de coupes par des bandes non traitées de 60-100 m • Opter pour une forme irrégulière et allongée • Choisir prioritairement les peuplements dominés par le sapin	p. 53	Sainte-Germaine

7. Bibliographie

Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches. (2013). *Plan de protection et de mise en valeur des forêts privées des Appalaches.* 229p.

Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches et Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de la Chaudiere. (2016). *Suivi et perfectionnement des mesures d'atténuation pour les cervidés intégrées aux travaux commerciaux en Chaudière et Appalaches.* 40 p.

Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de la Chaudière et Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches. (2017). *Cahier d'instructions techniques pour la réalisation de travaux forêt-faune.* 19 p. + annexe.

AMVAP. (2013). *Plan de protection et de mise en valeur des forêts privées des Appalaches, Document de connaissance.* Lac-Etchemin.

AMVAP et ARFPC. (2004). *Le ravage de Sainte-Germaine-Station.*

Association forestière du Sud du Québec. (2017). *Fiche informative - Aménagement forêt-faune.*

Atsatt, P., & O'Dowd, D. (1976). Plant defense guilds. *Science*, 193:24-29.

Beyer, D., Rudolph, B., Kintigh, K., Albright, C., Swanson, K., Smith, L., . . . Doepker, R. (2010). *Habitat and Behavior of Wintering Deer in Northern Michigan: A Glossary of Terms and Associated Background Information.* Michigan Department of Natural Resources and Environment, Wildlife Division, Report No. 3520, 22 p.

Bujold, F. (2004). *Impacts de l'éclaircie précommerciale sur le lièvre d'Amérique dans la sapinière à bouleau blanc de l'est.* Sainte-Foy, 53p.: Université Laval.

Carbaugh, B. J., Vaughan, J. P., Bellis, E. D., & Graves, H. B. (1975). Distribution and activity of white-tailed deer along an interstate highway. *Journal of Wildlife Managment*, 39:570–581.

Consultants forestiers DGR inc. (1996). *Plan d'intervention 1994-1998 du ravage de cerfs de Virginie Armagh (N° habitat 06-06-9004-89).* Présenté au Ministère de l'environnement et de la faune. 29p.

Côté, S. (2013). Le sapin baumier. Dans m. d. Gouvernement du Québec, *Le guide sylvicole - Tome 1 - Les fondements biologiques de la sylviculture.* (pp. 120-121). Québec: Les publications du Québec.

Coulombe, D., & Nadeau, S. (2014). *Portrait de la portion privée des ravages de cerfs de Virginie du Bas-Saint-Laurent.* Rimouski, 138p.: Agence régionale de mise en valeur des forêts privées du Bas-Saint-Laurent.

Coulombe, S., & Nadeau, S. (2015). *Plan d'orientation des travaux forestiers dans la portion privée des ravages de cerfs de Virginie du Bas-Saint-Laurent.* Rimouski, 99 p.: Agence régionale de mise en valeur des forêts privées du Bas-Saint-Laurent.

Cusson, M., Langevin, B., Hébert, F., & Desjardins, S. (2004). *Inventaire de brout dans les ravages des zones de chasse 3 ouest et 7 sud en 2001 - Région de la Chaudière-Appalaches.* 30p.+annexes.: Société de la faune et des parcs du Québec. Direction de l'aménagement de la faune de la Chaudière-Appalaches.

De Bellefeuille, S., & Poulin, M. (2004). *Mesures de mitigation visant à réduire le nombre de collisions routières avec les cervidés.* Québec: Ministère des transports du Québec.

de Chantal, M., & Granström, A. (2017). Aggregations of dead wood after wildfire act as browsing refugia for seedlings of Populus tremula and Salix caprea. *Forest Ecoloy and Management*, 250:3-8.

Déry, S., & Leblanc, M. (2005). *Lignes directrices pour l'implantation des îlots de vieillissement rattachées à l'objectif sur le maintien de forêts mûres et surannées - Partie I1 :*

intégration à la planification forestière. Québec,: Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier, 11p.

Doyon, B., & Fortier-Guay, K.-A. (2019). *Plan d'orientation des ravages du sud de la Beauce.* Thetford Mines, 164 p.: Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de la Chaudière.

Drolet, C. (1976). Distribution and movements of white-tailed deer insouthern New Brunswick in relation to environmental factors. *Can. Field-Nat.*, 90:123-136.

Dumont, A., Ouellet, J.-P., Crête, M., & Huot, J. (1998). Caractéristiques des peuplements forestiers recherchés par le cerf de Virginie en hiver à la limite nord de son aire de répartition. *Can. J. Zool.*, 76:1024-1036.

Etcheverry, P., Ouellet, J.-P., & Crête, M. (2005). Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec. *Revue canadienne de recherche forestière*, 35(12): 2813-2822.

Fondation de la faune du Québec. (1996). *Les ravages de cerfs de Virginie - Fascicule 14.*

Germain, G., Potvin, F., & Bélanger, L. (1991). Caractérisation des ravages de cerfs du Virginie du Québec. 105p. + annexes.

Goudreault, F. (2007). *Effet du broutement des cerfs sur la régénération d'espèces ligneuses de valeur commerciale.* Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, secteur Faune Québec, Direction de l'aménagement de la faune de l'Outaouais. 34p.

Gouvernement du Canada. (2018). *Données des stations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010.* Récupéré sur Normales climatiques canadiennes: http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html

Griffin, P.C.; Mills L.S. (2007). Precommercial thinning reduces snowshoe hare abundance in the short term. *Journal of Wildlife management*, 71(2):559-564.

Hébert, F. (2000). *Le ravage de cerfs de Virginie du Mont Orignal: état de la situation et recommandations d'aménagement.*

Hébert, F. (2003). Les ravages de Montmagny-État de situation et recommandations d'aménagement: 44p.

Hébert, F. (2003). *Les ravages de Montmagny. État de situation et recommandations d'aménagement.* Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Chaudière-Appalaches. Projet pilote de mise en valeur du cerf de Virginie. 44p.

Hébert, F., Hénault, M., Lamoureux, J., Bélanger, M., Vachon, M., & Dumont, A. (2013). *Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie, 4e édition, Ministère des Ressources naturelles et Ministère du Développement durable de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 62p.*

Hébert, F., Hénault, M., Lamoureux, J., Bélanger, M., Vachon, M., & Dumont, A. (2013). *Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie, 4e édition, Ministère des Ressources naturelles et Ministère du Développement durable de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 62p.*

Hébert, F., Hénault, M., Lamoureux, J., Bélanger, M., Vachon, M., & Dumont, A. (2013). *Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie, 4e édition, Ministère des Ressources naturelles et Ministère du Développement durable de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 62p.*

Huot, J. (1974). Winter habitat of white-tailed deer at Thirty-One-Mile Lake, Québec. *Can. Field-Nat.* , 88: 293-301.

Huot, M., & Lebel, F. (2012). *Plan de gestion du cerf de Virginie au Québec 2010-2017.* Ministère des Ressources naturelles et de la Faune-Secteur Faune Québec, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, 578p.

Jetté, J.-P., Leblanc, M., Bouchard, M., & Villeneuve, N. (2013). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré, Partie I – Analyse des enjeux, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles.*

LaRue, P. B. (1994). La fréquentation des peuplements riverains par le cerf de Virginie en hiver: sélection de site ou pure coïncidence? *Écoscience*, 1:223-230.

Larue, P., Bélanger, L., & Huot, J. (1994). La fréquentation des peuplements riverains par le cerf de Virginie en hiver : sélection de site ou pure coïncidence? *Ecoscience*, 1:223-230.

Leblanc, M., & Pouliot, B. (2011). *La coupe avec protection de la régénération et des sols avec rétention de bouquets - Fondements et exécution opérationnelle.* Québec, 9p.: Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune.

Lesage, L., Crête, M., Huot, J., Dumont, A., & Ouellet, J.-P. (2000). Seasonal home range size and philopatry in two northern white-tailed deer populations. *Can. J. Zool.*, 78:1930-1940.

Massé, S., Cheveau, M., Dussault, C., & Blanchette, P. (2013). *Guide de l'utilisateur. Extension Faune-MQH 1.2.6 pour ArcGIS : modèles de qualité de l'habitat pour la faune.* ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction généralede l'expertise sur la faune et ses habitats.

Meek, P. (2015). *La méthode 1-2-3 pour une coupe progressive rentable et efficace.* FPInnovations - Fiche technique.

MFFP. (2015). *L'aménagement forestier dans un contexte d'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette – Guide de référence pour moduler les activités d'aménagement dans les forêts privées.* Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers 87p.

Miller, B., Campbell, T., Laseter, B., & Ford, W. (2009). White-tailed deer herbivory and timber harvesting rates: implications for regeneration success. *Forest Ecology and Management*, 258:1067-1072.

Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. (2008). *Projet pilote de mise en valeur du cerf de Virginie dans la région de la Chaudière-Appalaches.* 12 p.

Ministère de l'Environnement et de la Faune. (1998). *Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie.* Direction de la faune et des habitats, Québec, 78p.

Ministère des Forêts, de la faune et des Parcs. (2015). *L'aménagement forestier dans un contexte d'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette – Guide de référence pour moduler les activités d'aménagement dans les forêts privées, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers 87p.*

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. (2016). *Mesures d'atténuation applicables à l'éclaircie précommerciale (EPC) et au nettoiement.* Québec: Gouvernement du Québec, 27 p. + annexe.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. (2016b). *sur la faune*. Récupéré sur Le nourrissage artificiel des cerfs de Virginie en hiver: https://mffp.gouv.qc.ca/faune/sante-maladies/nourrissage-cerfs

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. (2017). *Statistiques de chasse et de piégeage*. Récupéré sur https://mffp.gouv.qc.ca/le-ministere/etudes-rapports-recherche-statistiques/statistiques-de-chasse-de-piegeage/.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. (2018). Base de données- Stations de règles à neige d'Armagh.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. (2018). *Cahier de références techniques en forêt privée 2018-2019.* Québec: Gouvernement du Québec, Direction des stocks ligneux, 59p.

Ministère des Ressources Naturelles. (2014). Tordeuse des bourgeons de l'épinette de 1967 à 1991 - Historique.

Morasse, M., & Potvin, F. (1988). *Utilisation du brout par le cerf dans une sapinière après coupe : effet de la proximité du couvert.* ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, 12p.

Morrison, S., Graham, J., & Young, S. (2002). Browse occurrence, biomass, and use by white-tailed deer in a northern New Brunswick deer yard. *Can. J. For. Res.*, 32:1518-1524.

MRC de Montmagny. (2009). *Deuxième projet de schéma d'aménagement révisé.*

MRC des Etchemins. (2005). *Schéma d'aménagement et de développement révisé.*

MRNF. (2007). 4e inventaire écoforestier. Direction des inventaires forestiers.

MRNF. (2008). Normes de stratification écoforestière : Quatrième inventaire écoforestier. Direction des inventaires forestiers, Forêt Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 52p.

Nappi, A. (2013). *Cerf de Virginie.* Roberval (QC) pp.175-181: Fascicule 4.7 - Dans Bureau du forestier en chef - Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018, Gouvernement du Québec.

Pollard, R. H., Ballard, W. B., Noel, L. E., & Cronin, M. A. (1996). Parasitic abundance and microclimate of gravel pads and tundra within the Prudhoe Bay oil field Alaska, in relation to use by caribou, Rangifer tarandus grati. *Canadian Field - Naturalist*, 110:649-658.

Potvin, F., & Breton, L. (1992). *Rigueur de l'hiver pour le cerf au Québec: Description de l'indicateur prévisionnel NIVA et présentation d'un logiciel approprié.* Direction générale de la ressource faunique-Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche Québec, 18p. + annexes.

Potvin, F., & Huot, J. (1982). *Importance et aménagement des cédrières pour le cerf de Viginie.* Québec: Direction générale de la faune, Gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 28p.+annexes.

Potvin, F., & Morasse, M. (1988). *Utilisation du brout par le cerf dans une sapinière après coupe : effet de la proximité du couvert.* Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique. 12 p.

Potvin, F., Huot, J., & Dushesneau, F. (1981). Deer Mortality in the Pohenegamook Wintering Area, Quebec. *Canadian Field Naturalist*, 51:43-57.

Poulin, J. (2013). *Coupe progressive irrégulière.* Roberval, QC, pp.103-107: Fascicule 3.7, dans Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018, Gouvernement du Québec.

Pouliot, B. (2009). *Méthode d'évaluation des coupes partielles avec sélection rapprochée pour 2009-2010.* Québec: Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, 13p.

Raymond, P., & Bédard, S. (2017). *La coupe progressive irrégulière : une solution de rechange à la coupe totale pour régénérer la sapinière à bouleau jaune?* Avis de recherche forestière n°93. Bureau du forestier en chef - Manuel de déterminataion des possibilités forestières 2013-2018.

Raymond, P., Larouche, C., Bédard, S., & Tremblay, S. (2013). «La coupe progressive irrégulière». Dans Ministère des ressources naturelles, *Le guide sylvicole - Tome 2-Les concepts et l'application de la sylviculture, ouvrage collectif sous la supervision de C.Larouche, F.Guillemette, P.Raymond, J.-P. Saucier* (pp. 456-515). Les publications du Québec.

Relva, M., Westerholm, C., & Kitzberger, T. (2008). Effects of introduced ungulates on forest understory communities in northern Patagonia are modified by timing and severity of stand mortality. *Plant Ecology*, 201:11-22.

Sansregret, H. (2000). *Effets de l'éclaircie précommerciale sur les petits mammifères et les oiseaux forestiers dans la sapinière a bouleau blanc de l'est.* Sainte-Foy: Université Laval, 33p.+annexe.

St-Louis, A., Ouellet, J.-P., Crête, M., Maltais, J., & Huot, J. (2000). Effects of partial cutting in winter on white-tailed deer. *Can. J. For. Res.*, 30:655-661.

Telfer, E. (1970). Winter Habitat Selection by Moose and White-tailed Deer. *The Journal of Wildlife Management*, 34:3, 553-559.

Thomas, J. (2017). *5 Clues You Might Be Hinge-Cutting Too Much.* Récupéré sur QDMA - Quality Deer Management Association: https://www.qdma.com/5-clues-you-might-be-hinge-cutting-too-much/

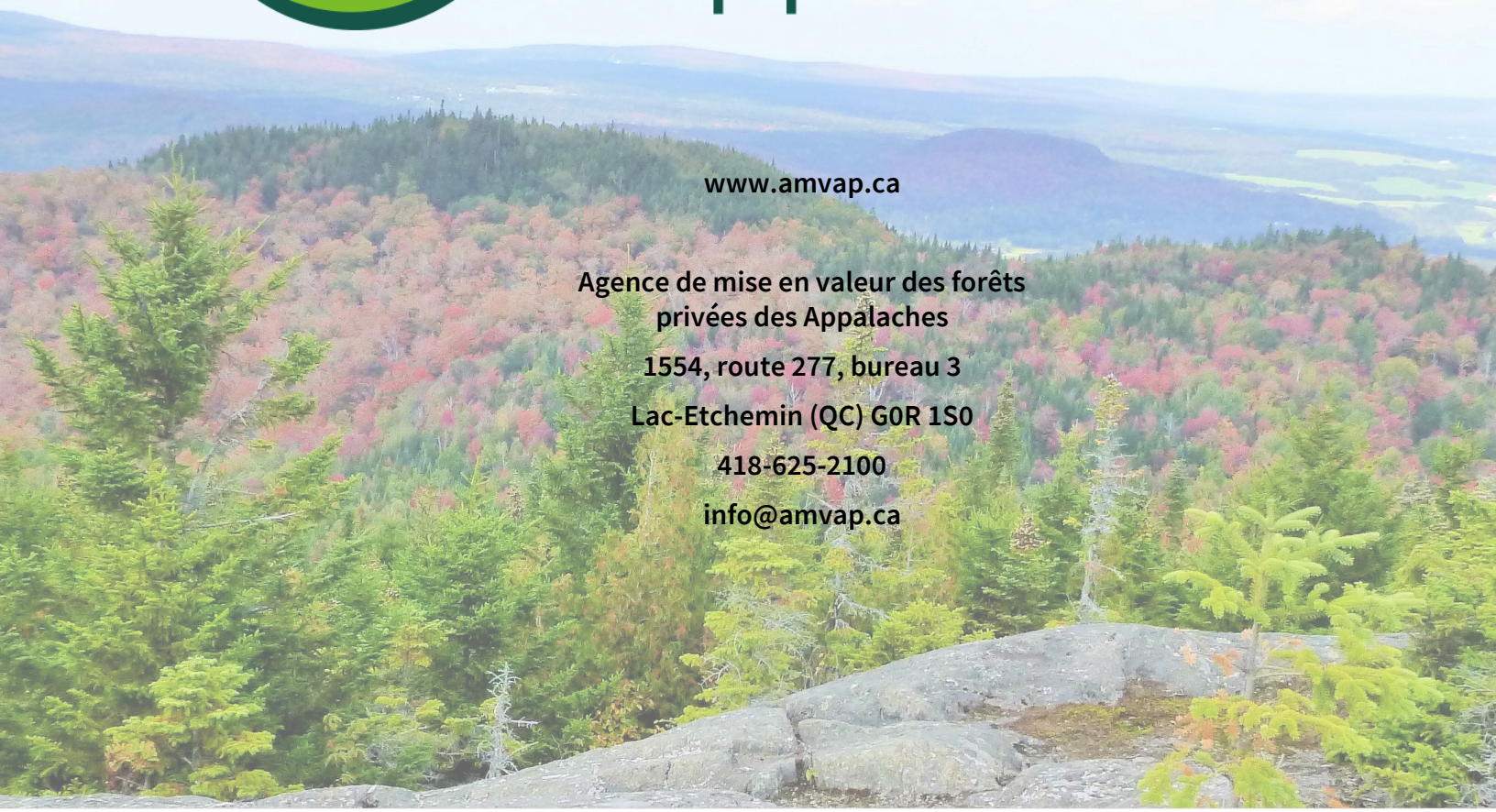
Tremblay, S., Guillemette, F., & Barette, M. (2013). «Chapitre 14 - L'éclaircie précommerciale». Dans Ministère des roussources naturelles, *Le guide sylvicole du Québec, Tome 2 - Les concepts et l'application de la sylviculture, ouvrage collectif sous la supervision de C.Larouche, F.Guillemette, P.Raymond et J.-P. Saucier* (pp. 272-299). Les publications du Québec.

Whitetail Habitat Solutions. (2017). *Habitat and Herd Improvement.* Récupéré sur Hinge Cut Buck Bedding Secrets: https://www.whitetailhabitatsolutions.com/blog/7-hinge-cutting-buck-bedding-secrets

Zwarts, F. (1998). *Guide d'Aménagement des Ravages de Cerfs de Virginie.* Ministère de l'Environnement et de la Faune - Direction de la faune et des habitats.

Projet réalisé par :

Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches



www.amvap.ca

Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

1554, route 277, bureau 3

Lac-Etchemin (QC) G0R 1S0

418-625-2100

info@amvap.ca

Projet réalisé grâce au financement de :

Fondation de la faune du Québec

Fédération québécoise des chasseurs et pêcheurs