

**Département de géomatique appliquée
Faculté des lettres et sciences humaines
Université de Sherbrooke**

**Analyse du risque d'ouverture de la forêt dans le parc national Forillon dans un contexte
de population surabondante d'orignaux (*Alces americanus*)**

Lisa Phuong Nguyen

**Essai présenté pour l'obtention du grade de Maître ès sciences géomatique appliquée et
télédétection (M.Sc.), cheminement de type cours**

Janvier 2024

© Lisa Phuong Nguyen, 2024

Directeur de recherche : Jérôme Théau (Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke)

Codirecteur de recherche : Pierre Etcheverry (Parc national Forillon, Parcs Canada)

Membre du jury : Yannick Huot (Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke)

Résumé

La surabondance de l'orignal (*Alces americanus*) dans les peuplements forestiers peut éliminer la régénération de la forêt, ce qui peut mener à une ouverture du couvert forestier et transformer l'écosystème du milieu. Ce phénomène pourrait se produire dans le parc national Forillon, au Québec, puisque la population d'orignaux dépasse la capacité de support du milieu (estimée à environ 18 orignaux/10 km²) depuis près de 15 ans. Il a été estimé que lorsque la population d'orignaux dépasse ce seuil, l'état d'intégrité du milieu est considéré comme menacé. Les gestionnaires du parc tentent actuellement de comprendre les variations d'abondance de la population d'orignaux sur le territoire afin de mieux encadrer les effets négatifs liés à la surabondance de l'espèce. Des travaux précédents ont permis d'analyser le mouvement des orignaux dans le parc national Forillon, d'identifier les zones qu'ils utilisent le plus et d'évaluer leur effet sur le couvert forestier. Quant à ce travail, l'objectif principal était d'identifier les milieux forestiers les plus à risque d'être transformés par l'orignal et de cartographier le résultat. Pour ce faire, les zones en phase d'ouverture ont été identifiées en analysant l'évolution du couvert forestier grâce aux données des troisième et cinquième inventaires écoforestiers. Ensuite, des variables environnementales ont été testées afin de déterminer lesquelles étaient corrélées à l'ouverture d'un milieu. Les variables prédictives sélectionnées sont la sévérité de l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) (TBE) des années 1970, le groupement d'essences du troisième inventaire écoforestier et l'exposition de la pente. Les variables non sélectionnées sont la distance à un cours d'eau, le degré de la pente et l'altitude. Les classes des variables prédictives qui sont les plus importantes, selon le test de régression logistique, sont : les épidémies sévères de TBE ainsi que les groupements d'essences contenant les essences de peupliers (*Populus spp.*), de bouleaux (*Betula spp.*), de sapins baumiers (*Abies balsamea*) ou d'épinettes (*Picea spp.*). Ces résultats suggèrent qu'il y a un effet cumulatif entre l'épidémie de TBE et la préférence alimentaire des orignaux. La carte de vulnérabilité au surbrouillage des orignaux, qui découle de l'analyse, peut servir aux gestionnaires du parc dans l'établissement de mesures de conservations adéquates.

Mots clés : orignal, *Alces americanus*, parc national Forillon, surabondance, tordeuse des bourgeons de l'épinette

Table des matières

Liste des figures	vi
Liste des tableaux.....	ix
Remerciements.....	x
1. Introduction.....	1
1.1. Mise en contexte.....	1
1.2. Problématique.....	1
1.3. Objectifs.....	2
2. État des connaissances	3
2.1. Écologie de l’orignal	3
2.1.1. Utilisation du territoire en fonction des ressources en nourriture disponibles.....	5
2.1.2. Utilisation du territoire en fonction de la prédation et de la compétition	9
2.1.3. Utilisation du territoire en fonction de la neige	10
2.2. Impacts de la surabondance des orignaux	11
2.2.1. Capacité de support de l’orignal	11
2.2.2. Impacts sur la flore.....	11
2.2.3. Impacts sur la faune	13
2.2.4. Impacts cumulatifs avec les épidémies de tordeuse des bourgeons de l’épinette...	14
2.3. Situation de l’orignal au parc national Forillon.....	15
2.3.1. Population d’orignaux au parc national Forillon	15
2.3.2. Évolution spatio-temporelle de l’habitat d’hiver de l’orignal.....	18
3. Matériel et méthodes.....	21
3.1. Aire d’étude	21
3.2. Données utilisées	22
3.2.1. Zones de concentration de l’orignal en période de fin d’hiver	22
3.2.2. Données écoforestières des troisième et cinquième inventaires écoforestiers.....	24
3.2.3. Variables environnementales	26
3.3. Traitement des données	28
3.3.1. Détermination des zones en phase d’ouverture dans les zones de concentration de l’orignal en période de fin d’hiver	30
3.3.2. Analyse de la relation entre les variables environnementales et l’ouverture du milieu	31
4. Résultats.....	33

4.1. Zones en phase d'ouverture	33
4.1.1. Évolution de la classe de hauteur.....	33
4.1.2. Évolution de la classe densité	34
4.1.3. Évolution du couvert forestier	36
4.1.4. Combinaison des indices d'ouverture.....	37
4.2. Cartographie des variables environnementales	39
4.2.1. Groupement d'essences du troisième inventaire écoforestier.....	39
4.2.2. Sévérité de l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970 .	41
4.2.3. Distance à un cours d'eau	43
4.2.4. Altitude.....	44
4.2.5. Degré de la pente	45
4.2.6. Exposition de la pente.....	46
4.3. Test de régression logistique.....	48
4.3.1. Variables prédictives significatives	48
4.3.2. Carte de vulnérabilité au surbrouitage des orignaux	51
5. Discussion.....	53
5.1. Atteinte des objectifs	53
5.2. Variables prédictives sélectionnées.....	53
5.2.1. Sévérité de l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970 .	54
5.2.2. Groupement d'essences	54
5.2.3. Exposition de la pente.....	56
5.3. Variables non sélectionnées	56
5.3.1. Degré de la pente	56
5.3.2. Distance à un cours d'eau	56
5.3.3. Altitude.....	57
5.4. Limites de l'étude	58
5.5. Perspectives	61
6. Conclusion	62
7. Références.....	63

Liste des figures

Figure 1. Photographie d'un orignal adulte (McKenna, 2012).....	3
Figure 2. Aire de répartition de l'orignal au Québec (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2015).....	4
Figure 3. Résumé des besoins de l'orignal (modifiée de Timmerman et McNicol, 1988)	5
Figure 4. Valeurs relatives des principales catégories utilisées pour hiérarchiser les préférences d'habitat pour l'alimentation et le couvert chez l'orignal tel qu'observé dans le parc national de la Jacques-Cartier. Les peuplements qui touchent ou dépassent les lignes pointillées sont considérés comme couvert d'été (ligne du bas) ou comme couvert d'hiver (ligne du haut) (Samson et al., 2002).	7
Figure 5. Indices de préférences saisonnières de l'habitat des orignaux. Les indices ont été calculés à partir de données recueillies entre 1996 et 1999 grâce à 30 orignaux suivis par télémétrie au parc national de la Jacques-Cartier. L'indice a été obtenu en faisant un rapport entre la proportion de la superficie occupée par chacune des catégories d'habitats dans l'aire d'étude et la proportion des repérages télémétriques dans ces différentes catégories. Plus le rapport est élevé, plus l'orignal montre une préférence pour cette catégorie d'habitat. (Samson et al., 2002) 8	8
Figure 6. Images d'exclos d'orignaux sur l'île de Terre-Neuve. Les exclos contiennent une végétation dense et saine. En dehors de ceux-ci, la végétation s'est transformée en prairie à cause d'une surutilisation par l'orignal ((A) Gouvernement du Canada, 2022b; (B) Barry, 2018).	13
Figure 7. Évolution du nombre d'orignaux détectés par inventaires aériens entre les années 1973 et 2023 au parc national Forillon (Etcheverry et al., 2023)	16
Figure 8. Zones atteintes par l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970 au parc national Forillon.	18
Figure 9. Zones de concentrations des orignaux suivis au parc national Forillon estimées selon les saisons. Chaque couleur représente une partie du domaine vital estimée à partir d'un certain pourcentage des localisations d'individus les plus regroupées. L'estimation a été faite avec la méthode de densité de noyau (Kernel density estimation) (Juckler, 2022).	19
Figure 10. Zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver au parc national Forillon sélectionnées par Juckler (2022). Elles correspondent aux zones de concentration estimées sur base des 25 % des localisations d'orignaux les plus regroupées des années 2020 (4 février au 17 avril), 2021 (3 février au 31 mars) et 2022 (9 février au 28 mars). Les dates ont été déterminées selon la couche de neige au sol et de l'analyse des déplacements journaliers des orignaux (Le Ber 2022).....	21
Figure 11. Historique des colliers GNSS posés sur les orignaux dans le parc national Forillon entre février 2020 et avril 2022 dans le cadre de l'essai de Juckler (2022).....	23
Figure 12. Organigramme méthodologique décrivant les étapes suivies dans le but de déterminer les zones en phase d'ouverture et les variables environnementales significatives. Ces derniers	

permettent la création d'une carte de vulnérabilité au surbroutage des orignaux dans le parc national Forillon.....	29
Figure 13. Courbes ROC (Receiver operating characteristics) et qualité des prédictions. (A) Test sans intérêt avec une surface sous la courbe (SSC) de 0,5; (B) Mauvais test diagnostique (SSC entre 0,5 et 0,6); (C) Meilleur test que B, mais moins bon que D. Plus la valeur de la surface sous la courbe (SSC) tend vers 1, plus la variable prédictive est capable de prédire le phénomène à l'étude. Lorsque la SSC est égale à 0,5, le diagnostic n'apporte aucune information (figure modifiée de Saporta, 2012).	32
Figure 14. Évolution de la classe de hauteur entre le troisième et cinquième inventaires écoforestiers selon la nomenclature du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2023) dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver dans le parc national Forillon. 34	
Figure 15. Évolution de la classe de densité entre le troisième et cinquième inventaires écoforestiers dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver au parc national Forillon.....	35
Figure 16. Évolution du couvert forestier entre le troisième et le cinquième inventaires écoforestiers dans les zones de concentration de l'original durant la période de fin d'hiver au parc national Forillon.....	37
Figure 17. Indices d'ouverture dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver au parc national Forillon qui pourraient indiquer une ouverture du milieu s'ils sont combinés. Les évolutions présentées sont (A) le changement de couvert; (B) la diminution de la classe densité; (C) la diminution de la classe de hauteur.	38
Figure 18. Zones en phase d'ouverture correspondant aux zones qui ont connu une diminution de la classe de hauteur et un changement de couvert forestier pouvant être causé par le surbroutage des orignaux.	39
Figure 19. Carte des groupements d'essences du troisième inventaire écoforestier dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture dans le parc national Forillon.....	40
Figure 20. Distribution de la sévérité de l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970 dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture dans le parc national Forillon.	42
Figure 21. Distance de chaque pixel (10 m x 10 m) à un cours d'eau dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture au parc national Forillon.....	43
Figure 22. Altitude (m) dans les zones de concentration de l'original dans la période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture au parc national Forillon.	45
Figure 23. Degré de la pente de chaque pixel de 10 m x 10 m dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture au parc national Forillon.....	46

Figure 24. Distribution de l'exposition des pentes de chaque pixel (10 m x10 m) dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture au parc national Forillon.	47
Figure 25. Courbes ROC des différentes variables environnementales à l'étude. Ces courbes indiquent la capacité de chaque variable à prédire l'ouverture d'un milieu.	48
Figure 26. Courbes ROC des différents modèles à l'étude pour la prédiction de l'ouverture d'un milieu.	49
Figure 27. Carte de vulnérabilité au surbroutage des orignaux au parc national Forillon basée sur un modèle de régression logistique qui utilise le groupement d'essences, l'exposition de la pente et la sévérité de l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970.	52
Figure 28. Carte de vulnérabilité au surbroutage des orignaux du parc national Forillon avec un seuil de 300 mètres d'altitude. Les milieux à surveiller seraient ceux avec un niveau de risque élevé et très élevé situé au-dessus de ce seuil. Les milieux au-dessus du seuil de 300 mètres sont surreprésentés dans les zones de concentration de l'original.	60

Liste des tableaux

Tableau 1. Catégories d’habitat et interprétation de leur valeur pour l’orignal selon les préférences notées dans le parc national de la Jacques-Cartier (Informations tirées de Samson et al., 2002).	6
Tableau 2. Seuils utilisés pour déterminer l’état de la densité des orignaux au parc national Forillon (Informations tirées de Etcheverry et al., 2023).....	16
Tableau 3. Description des données utilisées pour l'analyse	22
Tableau 4. Délimitation des périodes utilisées par Juckler (2022) pour l’analyse de déplacements des orignaux	24
Tableau 5. Définitions des codes des groupements d’essences tirées des Normes de cartographie écoforestière de la Direction des Inventaires forestiers (2009)	24
Tableau 6. Description des classes de hauteur utilisées dans les données écoforestières des troisième et cinquième inventaires écoforestiers (Direction des inventaires forestiers, 2009; Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, 2022).....	26
Tableau 7. Description des classes de densité utilisées dans les données écoforestières des troisième et cinquième inventaires écoforestiers (Direction des inventaires forestiers, 2009; Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, 2022).....	26
Tableau 8. Variables environnementales et classes utilisées pour les analyses.	27
Tableau 9. Proportion de l’évolution de la classe de hauteur dans les zones de concentration de l’orignal en période de fin d’hiver au parc national Forillon.....	34
Tableau 10. Proportion de l’évolution de la classe de densité dans les zones sélectionnées par Juckler (2022).	35
Tableau 11. Proportion de l’évolution du couvert forestier dans les zones sélectionnées par Juckler (2022).	37
Tableau 12. Distribution des groupements d’essences dans les zones en phase d’ouverture et dans les zones de concentration de l’orignal en période de fin d’hiver au parc national Forillon.	41
Tableau 13. Distribution des classes de sévérité de l’épidémie de la tordeuse des bourgeons de l’épinette des années 1970 dans les zones de concentration de l’orignal en période de fin d’hiver au parc national Forillon.	42
Tableau 14. Distribution des classes de distance à un cours d’eau de chaque pixel des zones de concentration de l’orignal en période de fin d’hiver au parc national Forillon.	44
Tableau 15. Distribution de l’exposition de la pente de chaque pixel des zones de concentration de l’orignal en période de fin d’hiver.....	47
Tableau 16. Valeurs des classes de variable significatives ($p < 0,05$).....	50
Tableau 17. Intervalles des valeurs Z pour le classement des niveaux de vulnérabilités.	51

Remerciements

Je voudrais d'abord remercier mon directeur Jérôme Théau et mon codirecteur Pierre Etcheverry pour leur accompagnement et leur patience tout au long de la rédaction de cet essai.

Je souhaite également remercier ma famille et mes amis qui m'ont encouragée de près ou de loin dans cette belle aventure. Un merci tout spécial à Marco qui m'a appris à « *enjoy the struggle* » et à Marcel pour son soutien félin indéfectible derrière mon écran.

1. Introduction

1.1. Mise en contexte

Le parc national Forillon, situé en Gaspésie, au Québec, abrite une population d'orignaux (*Alces americanus*) dont l'abondance dépasse la capacité de support du milieu qui est d'environ 18 orignaux/10 km² (Crête, 1989). Au pic de sa population, en 2017, la densité d'orignaux était de 35/10 km². En 2020, sa population a chuté à 22 orignaux/10 km², une densité qui reste supérieure à celle du seuil considéré comme optimal. Les gestionnaires du parc tentent actuellement de comprendre les variations d'abondance de la population d'orignaux sur le territoire afin de mieux encadrer les effets négatifs liés à la surabondance de l'espèce. Pour cela, une quarantaine de femelles adultes et de veaux sont suivis grâce à des colliers émetteurs depuis le début de l'année 2020. L'analyse des données recueillies par cette méthode permet de mieux comprendre les taux de survie, les causes de mortalité ainsi que les déplacements des orignaux sur le territoire du parc (Etcheverry et al., 2023).

Des essais de maîtrises antérieurs ont permis de cartographier les mouvements saisonniers des orignaux et leur impact sur le territoire à travers le temps. D'abord, l'essai de Le Ber (2022) a mis en évidence la tendance des orignaux du parc national Forillon à se déplacer sur de plus longues distances et à occuper un plus grand espace au printemps, en été et en automne. Ainsi, l'hiver, leurs mouvements sont limités et concentrés sur de plus petits territoires appelés « ravages » (OLFQ, 2004). Cette forme de confinement pourrait accentuer leur impact dans ces zones. Pour donner suite à Le Ber (2022), Juckler (2022) a étudié l'évolution spatio-temporelle de l'habitat d'hiver de l'orignal dans le parc. Cette dernière a démontré qu'il y avait des évolutions pouvant être attribuées à la surabondance de ces ongulés dans les peuplements forestiers situés dans les zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver tels que des changements de groupement d'essences, de classes de densité et de hauteur.

1.2. Problématique

Parcs Canada, qui gère le parc national Forillon, a pour mandat d'y maintenir l'intégrité des écosystèmes naturels (Parcs Canada, 2022). Cependant, la pression exercée par la population d'orignaux menace d'altérer la composition des peuplements de certaines parties du territoire (Le Ber, 2021; Juckler, 2022). En effet, la surabondance d'orignaux pourrait transformer les

milieux forestiers naturels en prairies comme observé au parc national du Gros-Morne dans la province de Terre-Neuve-et-Labrador (MacSween et al., 2019; Nosko et al., 2020).

Ces changements sur le paysage pourraient causer d'importants impacts sur la biodiversité faunique et floristique du parc et des milieux environnants. Par exemple, la surabondance d'orignaux peut menacer la croissance de certaines essences végétales (De Vriendt et al., 2021; Speed et al., 2013), ce qui peut mener à la destruction d'habitats de certaines espèces d'oiseaux et de mammifères (Rae et al., 2014; Peters et al., 2012). Ces impacts peuvent ensuite affecter les habitats situés à proximité des lieux de surpopulation d'orignaux, notamment les habitats aquatiques puisque la capacité de filtration des milieux altérés par l'orignal diffère de celle des milieux forestiers intacts (MacSween et al., 2019). De ce fait, il est impératif pour les gestionnaires de connaître les zones du parc qui sont les plus vulnérables à la présence d'orignaux. En ciblant ces zones, ceux-ci pourront les surveiller et établir des plans de gestions pour mitiger les impacts de la surutilisation du territoire par ces ongulés.

1.3. Objectifs

Pour aider à une gestion plus efficace du parc, l'objectif général de cet essai visait à identifier les milieux les plus à risque d'être transformés par l'orignal. Pour cela, une caractérisation des zones ouvertes ou en phase d'ouverture a été faite puis, par extrapolation, les types de milieux les plus à risque d'ouverture ont été identifiés. Cela a permis de détecter, à l'échelle du parc, les milieux qui sont les plus susceptibles de se transformer à la suite d'une surutilisation par l'orignal.

Les sous-objectifs étaient:

- De déterminer quelles sont les zones en phase d'ouverture en lien avec une utilisation intensive par l'orignal.
- D'analyser les variables environnementales qui caractérisent les zones en phase d'ouverture et d'identifier les variables significatives.
- D'extrapoler le résultat de cette analyse à l'ensemble du parc afin d'identifier les parties qui pourraient être les plus affectées par la surabondance d'orignaux.

2. État des connaissances

2.1. Écologie de l'orignal

L'orignal (*Alces americanus*), pouvant atteindre deux mètres de hauteur, est le plus grand ongulé de la famille des cervidés (figure 1).



Figure 1. Photographie d'un orignal adulte (McKenna, 2012)

Ce grand herbivore a une aire de répartition qui se trouve principalement dans les forêts boréales, mixtes et tempérées. D'une part, l'absence de couvert forestier offrant abri et nourriture sous les hautes latitudes l'empêche généralement d'aller trop loin dans le Nord. D'autre part, son incapacité à tolérer des températures de plus de 27° C sur une longue période l'empêche de migrer trop au Sud (Timmermann et McNicol, 1988). Ainsi, au Québec, son aire de répartition s'étend de la frontière sud de la province jusqu'aux limites du 57° parallèle (figure 2).

L'utilisation de l'habitat par ce cervidé dépend de plusieurs facteurs. En effet, l'orignal doit se déplacer à travers une mosaïque forestière de quelques dizaines de km² pour combler ses besoins en nourriture, en eau et en abri. Son domaine vital est donc composé d'un entremêlement de peuplements forestiers (Samson et al., 2002). La figure 3 présente les facteurs qui contribuent à la sélection de l'habitat par l'orignal. La nourriture, les étendues d'eau et le couvert forestiers sont généralement des composantes nécessaires à la survie des orignaux (Dussault et al., 2005; Timmerman et McNicol, 1988).



Figure 2. Aire de répartition de l'orignal au Québec (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2015)

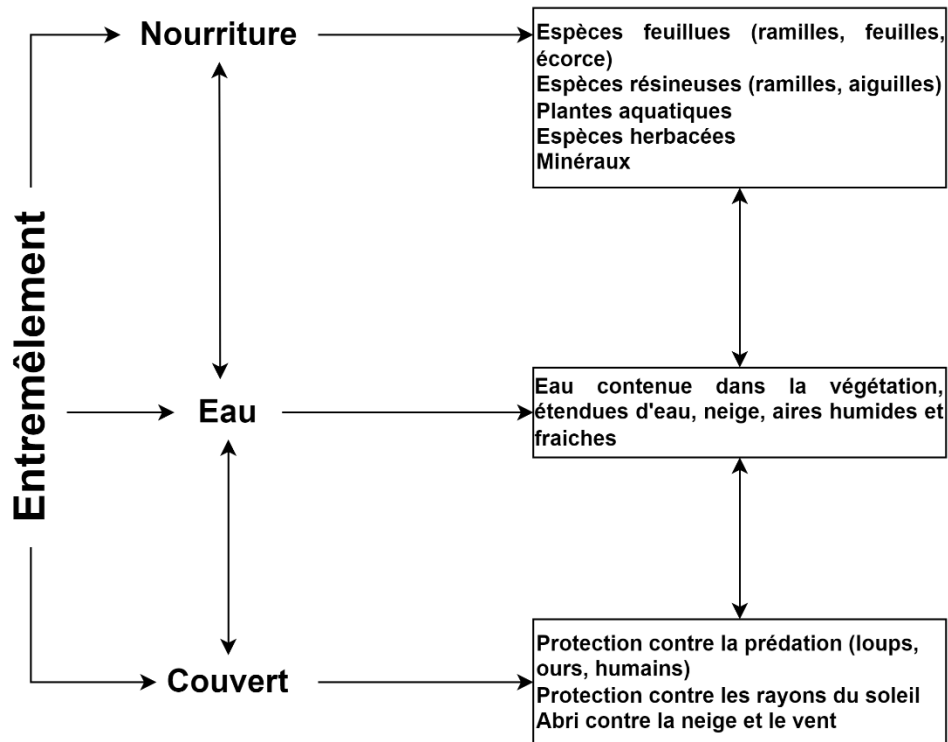


Figure 3. Résumé des besoins de l'original (modifiée de Timmerman et McNicol, 1988)

2.1.1. Utilisation du territoire en fonction des ressources en nourriture disponibles

Plusieurs études ont démontré que le facteur nourriture était plus limitant pour l'original que le facteur abri. La disponibilité de nourriture dépend de la période de l'année. Lors de la période estivale, cet ongulé se nourrit principalement d'essences feuillues et se tient généralement proche des étendues d'eau. En hiver, son alimentation est constituée de ramilles d'espèces de feuillues et de quelques espèces de résineux. Son besoin en eau est comblé par la neige. Lorsque les feuillus sont rares, ce grand cervidé peut consommer, parfois de façon abondante, le sapin baumier (*Abies balsamea*) qui est une essence avec une qualité nutritive relativement faible (Samson et al., 2002; Gagné, 2018; Timmerman et McNicol, 1988). De manière générale, il préfère les forêts jeunes, de 0 à 20 ans, résultant de la régénération des feux de forêt, des épidémies d'insectes ou de coupes forestières (Timmerman et McNicol, 1988; Gagné, 2018). Ces perturbations rajeunissent les forêts en stimulant la production d'une strate arbustive dense, qui est une nourriture de prédilection pour l'original. Par conséquent, un milieu de vie de qualité pour l'original devrait contenir une nourriture

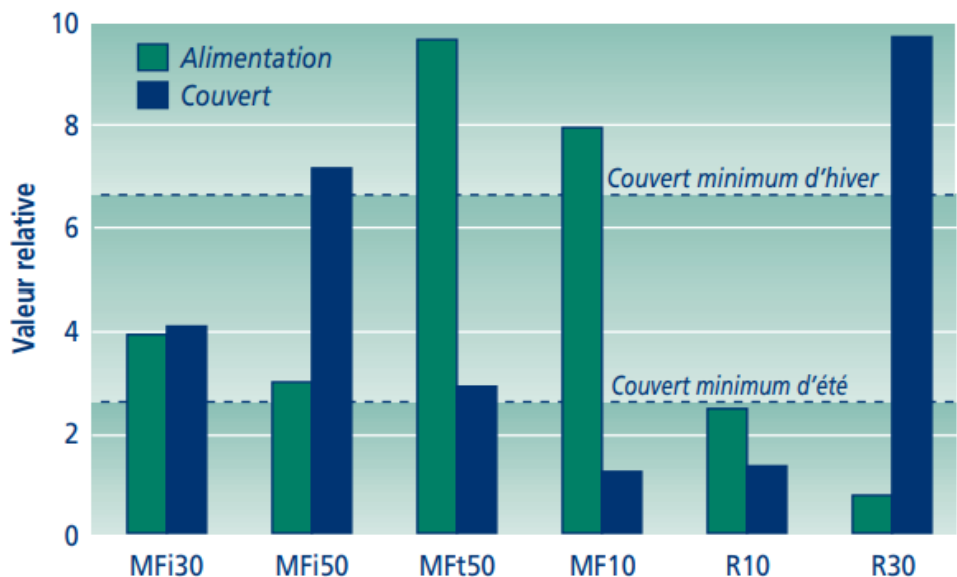
abondante et diversifiée, constitué essentiellement d’essences feuillues retrouvées dans la strate arbustive (Samson et al.,2002).

Le tableau 1 présente les différentes catégories d’habitat qu’utilise l’orignal selon la saison et leur valeur pour la survie de celui-ci. Ces observations sont tirées d’une étude faite au parc national de la Jacques-Cartier, au Québec.

Tableau 1. Catégories d’habitat et interprétation de leur valeur pour l’orignal selon les préférences notées dans le parc national de la Jacques-Cartier (Informations tirées de Samson et al., 2002).

Catégorie d’habitat	Abréviation	Valeur pour l’orignal
Peuplements feuillus de 30 ans et plus et mélangés à feuillus intolérants âgés de 30 ans	MF _{Fi} 30	Couvert d’été
Peuplements mélangés à feuillus intolérants âgés de 50 ans et plus	MF _{Fi} 50	Couvert d’été
Peuplements feuillus et mélangés à feuillus tolérants âgés de 50 ans et plus	MF _T 50	Couvert d’été et Alimentation
Peuplements mélangés et feuillus récemment perturbés âgés de 10 ans	MF10	Alimentation
Peuplements résineux récemment perturbés âgés de 10 ans	R10	Couvert d’été
Peuplements résineux âgés de 30 ans et plus	R30	Couvert d’hiver

Ainsi, certains habitats sont sélectionnés par l’orignal pour la protection qu’offre le couvert, alors que d’autres le sont pour leur abondance en nourriture. La figure 4 désigne les valeurs relatives des principales catégories d’habitat pour l’alimentation et le couvert en été et en hiver chez l’orignal. Par exemple, comme l’indiquent les bandes bleues, les peuplements résineux âgés de 30 ans et plus (R30) ne sont largement utilisés que pour leur couvert en hiver. Les bandes vertes indiquent que les peuplements feuillus et mélangés à feuillus tolérants âgés de plus de 50 ans (MF_T50) et les peuplements mélangés et feuillus récemment perturbés âgés de 10 ans (MF10) sont utilisés principalement pour l’alimentation. Ces valeurs qui reflètent les préférences de l’orignal ont été déterminées selon un modèle de qualité d’habitat (MQH), un outil qui permet de classer les peuplements forestiers en fonction de leur capacité à répondre aux besoins du cervidé (Massé et al., 2013).

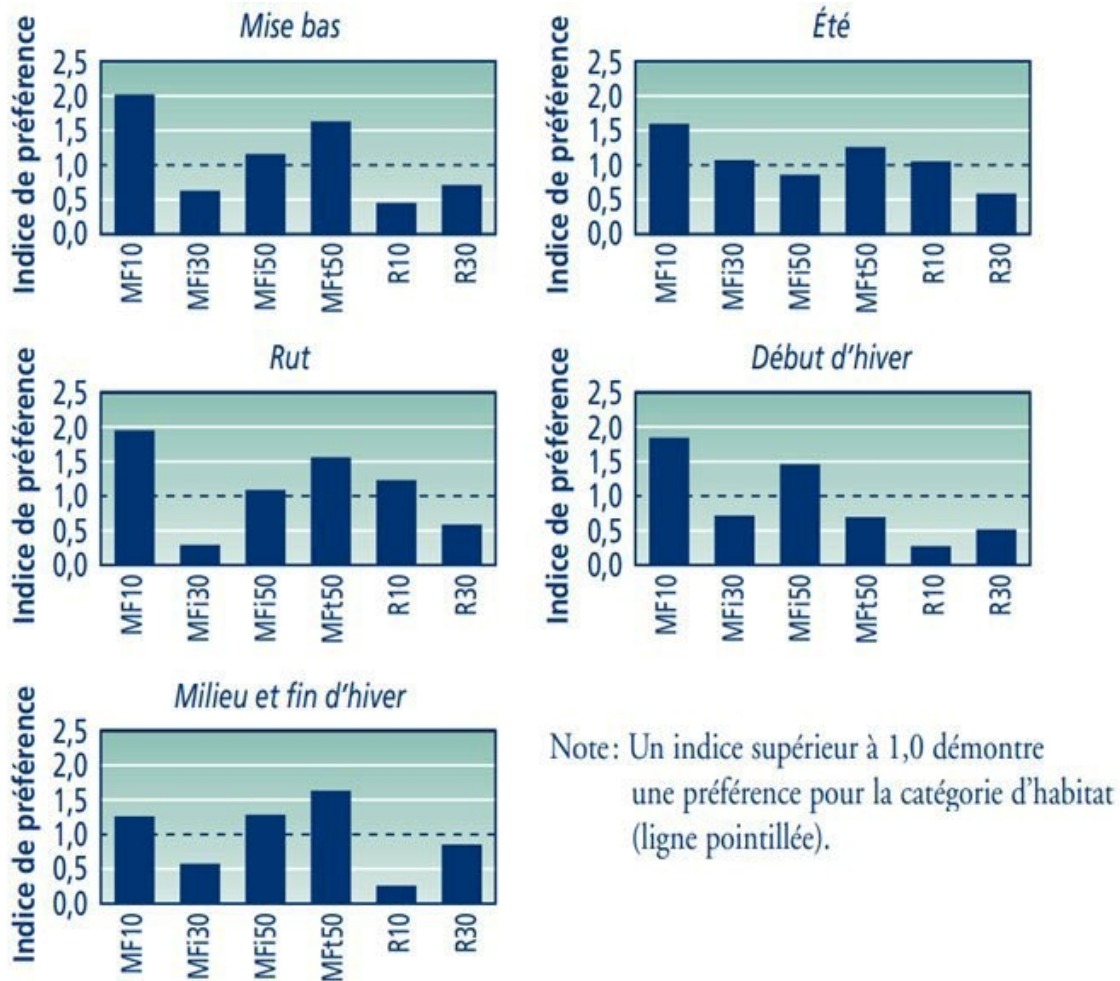


MFi30: Peuplements feuillus de 30 ans et plus et mélangés à feuillus intolérants âgés de 30 ans. MFi50 : Peuplements mélangés à feuillus intolérants âgés de 50 ans et plus. MFt50 : Peuplements feuillus et mélangés à feuillus tolérants âgés de 50 ans et plus. MF10: Peuplements mélangés et feuillus récemment perturbés âgés de 10 ans. R10: Peuplements résineux récemment perturbés âgés de 10 ans. R30 : Peuplements résineux âgés de 30 ans et plus.

Figure 4. Valeurs relatives des principales catégories utilisées pour hiérarchiser les préférences d’habitat pour l’alimentation et le couvert chez l’orignal tel qu’observé dans le parc national de la Jacques-Cartier. Les peuplements qui touchent ou dépassent les lignes pointillées sont considérés comme couvert d’été (ligne du bas) ou comme couvert d’hiver (ligne du haut) (Samson et al., 2002).

Les préférences pour les catégories d’habitat des orignaux dans le parc national de la Jacques-Cartier varient selon la période de l’année. Les indices de préférences sont présentés à la figure 5. Plus l’indice de préférence est élevé, plus l’orignal montre une préférence pour cette catégorie d’habitat. De fait, les résultats de l’étude montrent une préférence marquée pour les peuplements feuillus et mélangés à feuillus tolérants âgés de plus de 50 ans (MFt50) et les peuplements mélangés et feuillus récemment perturbés âgés de 10 ans (MF10). Cette préférence est observée en été, au printemps durant la période de mise bas, et en automne durant la période de rut (Samson et al., 2002). En hiver, les préférences sont pour les peuplements mélangés et feuillus récemment perturbés âgés de 10 ans (MF10) et les peuplements mélangés à feuillus intolérants âgés de plus de 50 ans (MFi50). Les peuplements offrant à la fois de la nourriture et du couvert sont préférés durant la plupart des périodes. Les peuplements offrant uniquement du couvert comme les

peuplements résineux de plus de 30 ans (R30) sont plus utilisés en fin d'hiver, mais les orignaux n'y ont jamais montré de préférence au parc national de la Jacques-Cartier (Samson et al., 2002).



MFi30: Peuplements feuillus de 30 ans et plus et mélangés à feuillus intolérants âgés de 30 ans. MFi50 : Peuplements mélangés à feuillus intolérants âgés de 50 ans et plus. MFt50 : Peuplements feuillus et mélangés à feuillus tolérants âgés de 50 ans et plus. MF10: Peuplements mélangés et feuillus récemment perturbés âgés de 10 ans. R10: Peuplements résineux récemment perturbés âgés de 10 ans. R30 : Peuplements résineux âgés de 30 ans et plus.

Figure 5. Indices de préférences saisonnières de l'habitat des orignaux. Les indices ont été calculés à partir de données recueillies entre 1996 et 1999 grâce à 30 orignaux suivis par télémétrie au parc national de la Jacques-Cartier. L'indice a été obtenu en faisant un rapport entre la proportion de la superficie occupée par chacune des catégories d'habitats dans l'aire d'étude et la proportion des repérages télémétriques dans ces différentes catégories. Plus le rapport est élevé, plus l'orignal montre une préférence pour cette catégorie d'habitat. (Samson et al., 2002)

2.1.2. Utilisation du territoire en fonction de la prédation et de la compétition

Les orignaux utilisent le couvert forestier pour diminuer leur vulnérabilité dans la forêt. En effet, le couvert permet aux orignaux de se cacher et de fuir leurs prédateurs naturels comme le loup (*Canis lupus*) et l'ours noir (*Ursus americanus*) (Timmerman et McNicol, 1988; Samson et al., 2002). Ceux-ci sont les principaux prédateurs de l'orignal dans l'est de l'Amérique du Nord. Le loup chasse l'orignal adulte et le veau à longueur d'année tandis que l'ours ne s'en prend qu'aux veaux âgés de quelques semaines durant l'été (Tremblay et al., 2001, Ballard et Van Ballenberghe, 1998). La présence de ces espèces influence la distribution des orignaux sur un territoire. Il arrive que les orignaux ne puissent choisir des habitats complètement dépourvus de prédateurs à cause des autres facteurs limitants comme la nourriture. Ils dépendent donc du couvert latéral pour rester protégés. Par exemple, les orignaux, en particulier les femelles et leurs veaux, ont tendance à préférer les habitats qui leur offrent à la fois nourriture et abri anti-prédateur aux habitats qui ne leur offrent que nourriture. Ainsi, durant les mois d'été, ce sont ces habitats qui sont préférés par les femelles et les veaux. En hiver, les orignaux évitent les lieux habités par les loups en se regroupant dans des aires où les conditions de neige sont les plus difficiles. De fait, les orignaux se regroupent à de plus hautes altitudes à cause des loups qui concentrent leurs activités à de plus faibles altitudes, là où il y a moins de neige. En effet, ces derniers ne peuvent pas se déplacer lorsqu'il y a trop de neige au sol. Ce faisant, les orignaux augmentent leur demande en énergie puisque les déplacements dans la neige y sont plus difficiles. Ainsi, Dussault et al. (2005) ont constaté que l'hiver, les orignaux choisissent les aires dans lesquelles il y avait un entremêlement de peuplements leur offrant abri contre les intempéries (R30) et nourriture.

Par ailleurs, selon une étude de Crête et al. (2001), lorsque les prédateurs ne sont pas présents, les populations d'herbivores sont régulées par la compétition pour la nourriture. Les espèces herbivores susceptibles d'entrer en compétition pour les ressources naturelles avec l'orignal sont le caribou (*Rangifer tarandus*), le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) (Dodds, 1960; Crête et al., 2001). Les ressources alimentaires de ces herbivores peuvent se chevaucher. En effet, l'alimentation du caribou est composée de lichens et de plantes ligneuses, alors que celle de l'orignal est composée de plantes ligneuses et aquatiques. Quant au cerf de Virginie, son alimentation est principalement composée de plantes herbacées et de plantes ligneuses. Ainsi, les plantes ligneuses sont la ressource qui pourrait limiter les orignaux et leurs compétiteurs. Or, les nombreuses études à ce sujet ont démontré que c'était plutôt l'orignal

qui limitait la sélection des sites de ses compétiteurs, notamment le caribou et le lièvre et non le contraire (Labadie et al., 2021, Christopherson et al., 2019, Boan et al., 2014, Dodds, 1960).

2.1.3. Utilisation du territoire en fonction de la neige

En hiver, l'orignal choisit son habitat selon la quantité de neige au sol. L'étude de Dussault et al. (2005), effectuée au parc national de la Jacques-Cartier, a démontré qu'à l'échelle du territoire, les orignaux restent séparés des loups en évitant les lieux qui ont un faible couvert de neige. Ces derniers ne peuvent se déplacer lorsque l'accumulation de neige molle est trop grande contrairement aux orignaux qui ont de plus longues pattes. Ce faisant, ces ongulés augmentent cependant leurs dépenses énergétiques, puisque la neige rend leurs déplacements plus ardues (Street et al., 2015). En effet, lorsque l'accumulation de neige est au-dessus de 65 cm, les orignaux se déplacent plus difficilement. Lorsqu'elle dépasse les 90 cm, le mouvement des orignaux est considéré en état critique (Samson et al., 2002; Dussault et al., 2005). L'influence de la neige est donc plus grande lorsque l'accumulation est importante. Or, quand la croûte de neige est durcie, l'avantage revient aux loups qui ont une surface portante plus grande (85 g/cm^2) que celle des orignaux (35 g/cm^2). Les loups s'enfoncent alors moins dans la croûte, ce qui leur offre un avantage sur les orignaux (Telfer et Kelsall, 1984). De fait, l'influence de la neige varie selon les conditions météorologiques.

Généralement, à mesure que l'hiver avance et que la quantité de neige au sol augmente à l'échelle du paysage, les aires de répartition des orignaux se restreignent. Ces aires de confinements d'hiver sont appelées des ravages d'orignaux (OQLF, 2004).

À l'échelle locale, les orignaux choisissent les habitats qui offrent un bon abri contre les intempéries (R30 et MFi50) et qui sont en bordure des peuplements riches en nourriture (MF10) (Dussault et al., 2005). Les peuplements résineux de plus de 30 ans (R30) minimisent l'effet de la neige sur les déplacements (Gagné et al., 2018). En effet, les branches des essences résineuses retiennent bien la neige, la couche de neige au sol y est donc moins épaisse. Ainsi, en hiver, l'entremêlement des habitats offrant de la nourriture et du couvert forestier maximise les chances de survie de l'orignal en minimisant ses besoins énergétiques et en diminuant le risque de prédation.

Par ailleurs, il a été observé que durant l'hiver, l'orignal semble préférer une végétation sur les flancs des montagnes avec une orientation sud et sud-est. Ces orientations permettent un ensoleillement suffisant pour diminuer le stress lié aux températures froides (Timmerman et McNicol, 1988).

2.2. Impacts de la surabondance des orignaux

2.2.1. Capacité de support de l'orignal

Lorsque la population d'orignaux est trop abondante pour la capacité de support d'un territoire, la dynamique des écosystèmes forestiers peut être grandement modifiée (Nuttle et al., 2014, Rooney et Waller, 2003, Gagné, 2018, Enochs et al., 2022). Une étude de Crête (1989) a permis d'estimer la capacité de support (K) de l'orignal en Gaspésie, à environ 18 orignaux/10 km². Ce seuil a été trouvé par l'auteur sur une aire de 120 km² dans la région de la Gaspésie en comparant les besoins alimentaires des orignaux en hiver avec la production annuelle de ramilles décidues. La capacité de support d'un milieu peut être variable à travers le temps et l'espace. En effet, le niveau de neige au sol et le taux de production annuelle d'une forêt varient d'une année à l'autre selon les conditions environnementales, ce qui peut changer la disponibilité des ressources. De plus, l'âge des peuplements peut influencer la productivité des forêts, la capacité de support dépend donc aussi du stade de succession (Crête, 1989; Crête et Bérard, 1975). Lorsque la population d'orignaux dépasse la capacité de support d'un milieu, les impacts sur la flore et la faune locale peuvent être considérables (De Vriendt et al., 2021; Speed et al., 2013; MacSween et al., 2019). Par ailleurs, la présence de prédateurs peut influencer la densité d'orignaux présents dans un milieu. Par exemple, au parc de la Vérendrye, au Québec, où il y a présence d'ours noir et de loup gris, la densité se stabilise à 4 orignaux/10 km². Quant à l'île Royale, au Michigan, en présence du loup gris, la densité était stable à 16 orignaux/10 km² (Crête, 1988).

2.2.2. Impacts sur la flore

L'orignal, du fait de sa grande taille, requiert beaucoup d'énergie, un besoin qui est contraignant pour un herbivore puisque les plantes sont généralement peu nutritives et difficiles à digérer. Bien que les grands herbivores aient évolué pour fermenter leur nourriture et digérer les fibres des

plantes, ceux-ci doivent ingérer une grande quantité de nourriture pour répondre à leurs besoins énergétiques. Par conséquent, un orignal adulte doit consommer entre 20 et 30 kg (3 et 8 kg en masse sèche) de végétation par jour. La quantité peut varier selon l'âge de l'animal, l'environnement forestier et la période de l'année (Samson et al., 2002, Dussault et al., 2005, Allen et al., 1987).

Cette forte demande énergétique peut s'avérer problématique lorsque la densité de la population est trop forte. En effet, en surnombre, les orignaux peuvent engendrer un broutage excessif et altérer la végétation locale en ne sélectionnant que quelques espèces végétales. L'alimentation sélective favorise la survie de certaines espèces végétales au détriment des essences les plus prisées telles que les bouleaux (*Betula spp.*) et autres feuillus, ainsi que le sapin baumier (Gagné, 2018). Le broutage des orignaux favorise alors les espèces de plantes de la strate arbustives qu'ils ne mangent pas en contribuant à leur survie et à leur propagation. Autrement dit, les orignaux contrôlent directement l'abondance et la composition des espèces végétales. Ce faisant, ces animaux ont un effet indirect sur les fonctions et les processus écosystémiques tels que les cycles des nutriments, la dispersion des graines et le régime hydrologique (Enochs et al., 2022; MacSween et al., 2019).

L'impact des orignaux sur la composition, la régénération des forêts et la diversité des espèces floristiques a bien été documenté par de nombreux chercheurs en Amérique du Nord. Par exemple, au Michigan, sur l'île Royale, les orignaux se sont maintenus à des densités élevées depuis près d'un siècle à cause, principalement, du déclin du loup causé par la consanguinité excessive (Hedrick et al., 2019). Des chercheurs y ont mis en place des exclos afin d'étudier l'impact des orignaux sur la végétation. Ils ont alors déterminé que le broutage intensif des orignaux réduisait l'abondance des feuillus et des sapins baumiers ainsi que la production primaire nette et la litière au sol. Ce faisant, la surabondance de ces grands herbivores homogénéise l'environnement abiotique du sol et la composition du microbiome (McInnes et al., 1992; Enochs et al., 2022). Plusieurs études ont donc pu établir une relation négative entre le broutage et la production forestière. En effet, ils ont constaté que le surbroutage des orignaux empêchait la régénération des peuplements de sapin baumier en empêchant les jeunes arbres de croître à une hauteur suffisante (Brandner et al., 1990; Pastor et al., 1993; Kolstad et al., 2018).

En éliminant la régénération de certaines essences d'arbres, les orignaux facilitent l'ouverture des milieux forestiers. Par exemple, dans le parc national du Gros-Morne (figure 6), il a été démontré

que la pression de broutage par la population surabondante d'orignaux sur les jeunes arbres empêchait 75 % de la forêt touchée de se régénérer, ce qui transforme peu à peu le paysage forestier en milieux ouverts (Gouvernement du Canada, 2022a).



Figure 6. Images d'exclos d'orignaux sur l'île de Terre-Neuve. Les exclos contiennent une végétation dense et saine. En dehors de ceux-ci, la végétation s'est transformée en prairie à cause d'une surutilisation par l'orignal ((A) Gouvernement du Canada, 2022b; (B) Barry, 2018).

Par ailleurs, une étude de Enochs et al. (2022) a démontré que la surabondance d'herbivores peut altérer la structure des plantes indigènes. Cette modification peut compromettre l'intégrité des communautés fauniques et floristiques tout en favorisant la propagation d'espèces envahissantes. Ainsi, l'impact des orignaux sur la végétation peut indirectement affecter la faune du territoire touché.

2.2.3. Impacts sur la faune

Le changement de la couverture forestière peut affecter les autres espèces fauniques qui sont dépendantes des forêts pour la nourriture et l'abri. Par exemple, dans le parc national du Gros-Morne sur l'île de Terre-Neuve, l'ouverture des forêts peut également créer des pertes d'habitat pour la martre d'Amérique et le lynx du Canada (Smith et al., 2015).

Par ailleurs, au Cap-Breton en Nouvelle-Écosse, une étude menée sur les oiseaux en 2014 a démontré que les espèces aviaires qui préféraient les habitats ouverts ont bénéficié de la présence d'orignaux, au détriment des espèces qui dépendent des régions boisées (Rae et al., 2014). D'ailleurs, l'article synthèse de Crystal-Ornelas et al. (2021) a comparé des études sur les populations d'oiseaux sur des sites dans lesquelles il y a une surabondance, une présence et une absence de cervidés. Ainsi, ils ont pu démontrer que lorsqu'il y a surabondance de cervidés, il y avait une baisse significative de l'abondance moyenne des oiseaux et de la richesse des espèces aviaires. La surabondance de cerfs de Virginie, d'orignaux ou de wapitis (*Cervus canadensis*) tend à homogénéiser le territoire, ce qui diminue la biodiversité. Les espèces d'oiseaux spécialistes qui font leurs nids dans les arbres, les arbustes et au sol, celles dont l'habitat principal est constitué de forêts et de boisés, ainsi que celles qui sont insectivores et omnivores sont les plus négativement affectées par les cervidés à cause du surbrouillage et du piétinement. Les chercheurs n'ont cependant pas constaté un déclin significatif chez les espèces aviaires qui font leur nid dans les cavités, chez celles qui occupent principalement les prairies et les arbustes et chez les espèces granivores (Crystal-Ornelas et al., 2021).

De plus, une étude récente faite par des chercheurs de l'Université Laval, au Québec, a démontré que la surabondance d'orignaux était nuisible à la population de caribous. En effet, la présence accrue d'orignaux intensifie la compétition entre ces deux espèces et rend le caribou plus vulnérable à la prédation par le loup. Cette interaction peut être accentuée à la suite d'une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (Labadie et al., 2021).

2.2.4. Impacts cumulatifs avec les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette

La tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) (TBE) est un papillon de nuit indigène de l'Amérique du Nord. Sous sa forme de chenille, la TBE se nourrit principalement des bourgeons de sapins baumiers et d'épinettes blanches (*Picea glauca*). Les épidémies de TBE font partie des plus grandes perturbations naturelles des forêts mixtes et de conifères de l'Amérique du Nord (Boulanger et Arsenault, 2004). Les effets cumulatifs des épidémies affectent principalement les forêts boréales. Les épidémies sont d'occurrences naturelles et ont lieu tous les 30 à 40 ans. Chaque occurrence dure environ 5 à 25 ans et accélère la mortalité des espèces de conifères touchées. Ce faisant, des trouées dans les canopées se créent, ce qui permet à la forêt de se

régénérer naturellement (Boulangier et Arsenault, 2004 ; Liu et al., 2022). Dans l'est du Canada, les épidémies les plus récentes sont celle de 1975 à 1992 et celle qui sévit depuis 2006 (Gouvernement du Québec, 2021). L'épidémie des années 1970 a touché 32 millions d'hectares de forêt à divers degrés de sévérité, ce qui a eu pour conséquence d'engendrer des superficies considérables de forêts en régénération (Rioux, 2018; Labadie et al., 2021). Ces forêts offrent un habitat idéal pour l'orignal grâce à la prolifération d'essences feuillues comme les bouleaux, le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), les saules (*Salix spp.*) et les amélanchiers (*Amelanchier spp.*) (Gagné, 2018). Ces essences offrent une nourriture de qualité pour les ongulés tels que l'orignal et le cerf de Virginie (Labadie et al., 2021).

Ainsi, le surbroutage par l'orignal peut exacerber l'impact de la TBE sur les forêts boréales. Par exemple, sur l'île du Cap-Breton, en Nouvelle-Écosse, les orignaux se sont concentrés dans les peuplements perturbés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Dans ces zones, à peu près 65 % des jeunes sapins baumiers et bouleaux blancs (*Betula papyrifera*) ont été sévèrement broutés par l'orignal et ont de la difficulté à se régénérer (Smith et al., 2010). Le cas du Cap-Breton a permis aux chercheurs de démontrer que la présence de l'orignal était le meilleur indicateur de la variation de la densité du sapin baumier et du bouleau blanc après une épidémie de TBE. En effet, les orignaux sont plus susceptibles de se trouver en grand nombre dans des peuplements où il y a une grande densité de régénération de ces espèces d'arbres. À titre d'exemple, sur la Côte-Nord, au Québec, l'épidémie de TBE qui a débuté en 2006 touchait des milieux dans lesquels la densité d'orignaux était de 0,60 individu/10 km². En 2018, après l'épidémie, la densité des orignaux dans ces milieux avait augmenté de 70 % (Labadie et al., 2021). Le surbroutage dans ces peuplements peut empêcher le développement de la forêt et altérer le cycle naturel des épidémies de TBE (Smith et al., 2010).

2.3. Situation de l'orignal au parc national Forillon

2.3.1. Population d'orignaux au parc national Forillon

Le parc national Forillon est principalement constitué de forêts boréales mixtes, dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune, en bordure de la sous-zone de la forêt boréale continue (domaine de la sapinière à bouleau blanc). C'est donc une forêt composée essentiellement d'épinettes, de sapins baumiers, de pins (*Pinus spp.*), de mélèzes (*Pinaceae spp.*), de bouleaux et de peupliers

(*Populus spp.*) (Direction des inventaires forestiers, 2022). Sur ce territoire, la population d'orignaux a dépassé la capacité de support du milieu évaluée à environ 18 orignaux/10 km². Le tableau 2 présente une base de référence des seuils utilisés par les gestionnaires du parc pour déterminer l'état de la situation de l'orignal dans le parc (Etcheverry et al., 2023).

Tableau 2. Seuils utilisés pour déterminer l'état de la densité des orignaux au parc national Forillon (Informations tirées de Etcheverry et al., 2023)

Densité (orignaux/ 10 km ²)	État d'intégrité
< 2	Mauvais
2 – 4	Passable
4 – 10	Bon
10 – 20	Passable
> 20	Mauvais

Depuis 1973, une croissance soutenue de la population a eu lieu au parc et le point culminant a été atteint en 2017 (figure 7).

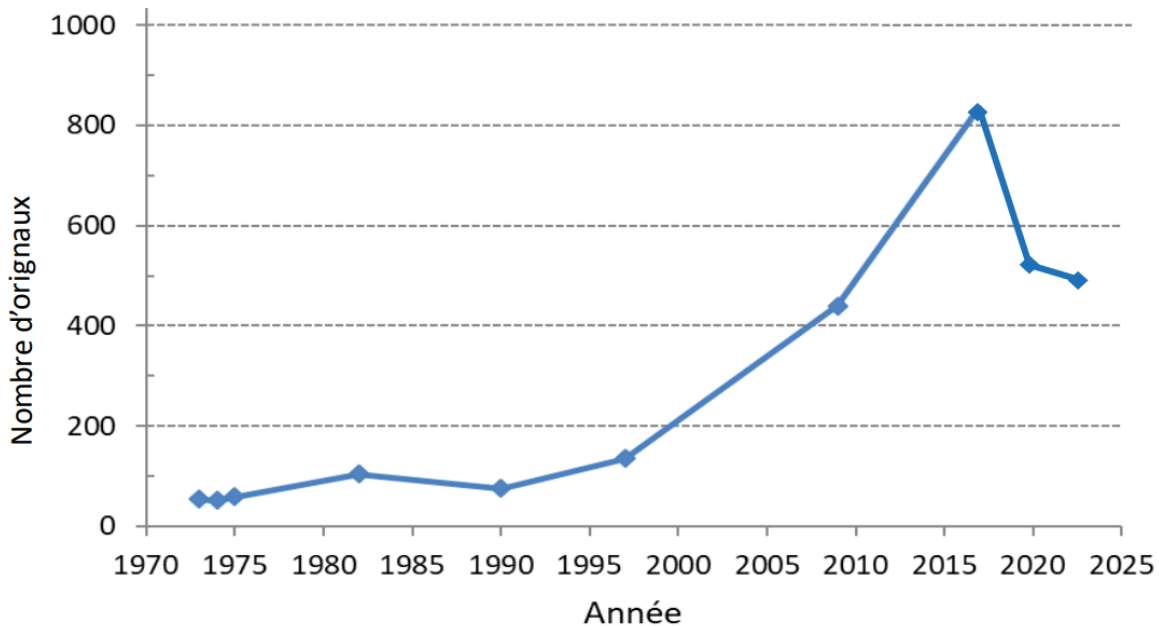


Figure 7. Évolution du nombre d'orignaux détectés par inventaires aériens entre les années 1973 et 2023 au parc national Forillon (Etcheverry et al., 2023)

L'abondance de l'orignal au parc national Forillon peut, entre autres, être expliquée par le faible taux de prédation et par l'interdiction de la chasse à l'intérieur des limites du parc. En effet, son prédateur principal, le loup gris, y est absent depuis plus d'un siècle. Par ailleurs, la prédation par le coyote (*Canis latrans*) est très peu significative pour la population d'orignaux. Par exemple, un seul cas de prédation a été observé en 2014 sur un individu adulte; il est donc peu probable que l'espèce ait une influence sur l'abondance d'orignaux au parc national Forillon. Quant à l'ours noir, comme le coyote, celui-ci s'en prend principalement aux veaux dans les 4 à 6 premières semaines de leur vie. Dans certaines circonstances, la prédation par l'ours noir peut contribuer à maintenir les populations de cervidés à des densités peu élevées. De fait, jusqu'à 90 % des nouveau-nés de certaines populations d'orignaux peuvent être victimes de la prédation et jusqu'à 50 % des cas de mortalité sont associés à l'ours noir (Zager et Beecham, 2006). Le taux de prédation par les ours dépend des ressources de nourriture disponibles. La prédation est d'autant plus accentuée lorsque la densité des ours dépasse les 2 individus /10 km², ce qui est le cas au parc national Forillon où la densité se situe entre 2 et 5 ours /10 km² depuis 1970. Bien que la présence de l'ours n'ait pas réussi à empêcher la forte croissance de la population d'orignaux observée en 2017, il est probable qu'un effet régulateur commence à se faire sentir depuis 2017 (P. Etcheverry comm. pers.). Cependant, l'ours noir étant en hibernation durant la période froide, sa présence dans le parc n'affecterait pas la façon dont l'orignal utilise son habitat d'hiver.

L'épidémie de TBE des années 70 (figure 8) a affecté 39,7 % (98,7 km²) du parc national Forillon, ce qui a conduit au rajeunissement de certains peuplements. Ce faisant, l'épidémie a contribué à l'augmentation de la population d'orignaux en leur offrant une source de nourriture abondante. Ce rajeunissement temporaire a été uniquement attribué à la perturbation par la tordeuse des bourgeons de l'épinette, car les incendies forestiers sont bien contrôlés et les coupes forestières sont interdites depuis l'ouverture du parc (Etcheverry et al., 2023). Actuellement, la forêt vieillit au parc, mais la nouvelle épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette qui est en cours permet aux gestionnaires d'anticiper qu'une partie du couvert forestier redeviendra plus propice à l'orignal, et donc que la population d'orignaux pourrait en bénéficier prochainement. Ce faisant, elle pourrait altérer l'écosystème forestier du parc en transformant des milieux forestiers en milieux ouverts. D'ailleurs, au parc national Forillon, il a été constaté, grâce aux données télémétriques, que les orignaux préféraient les zones affectées par l'épidémie de TBE (Le Ber, 2022).

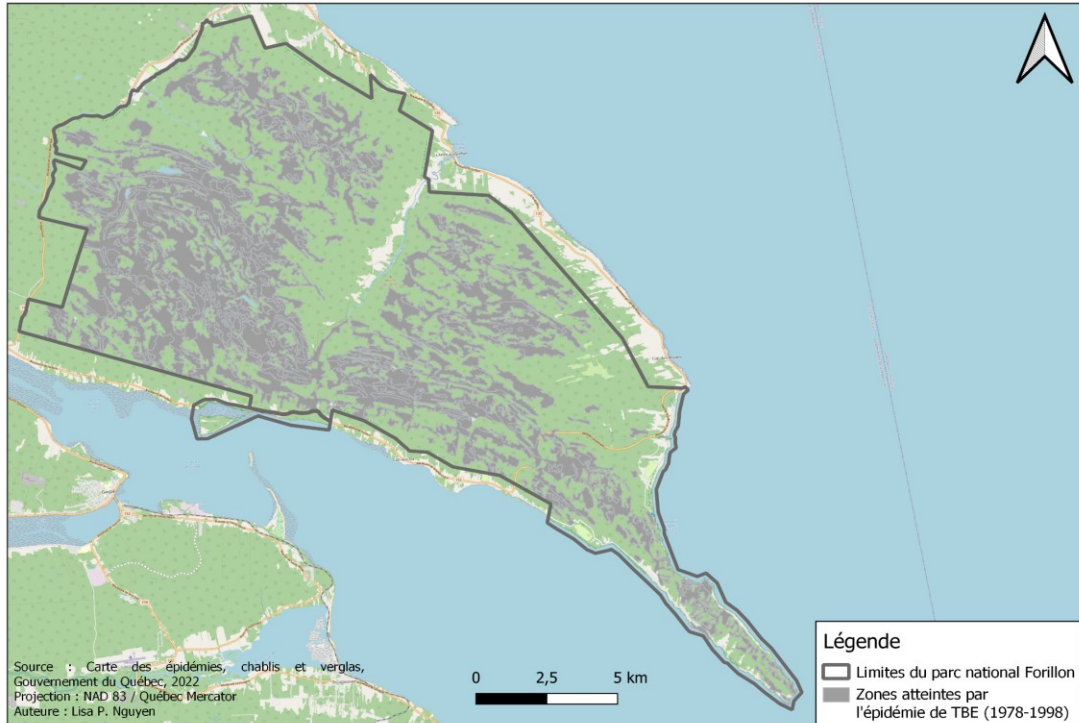


Figure 8. Zones atteintes par l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970 au parc national Forillon.

2.3.2. Évolution spatio-temporelle de l'habitat d'hiver de l'orignal

Les travaux sur la distribution spatio-temporelle de l'orignal au parc national Forillon ont démontré que l'habitat d'hiver des orignaux était différent de l'habitat d'été. En effet, Le Ber (2022) a analysé près de 65 000 données de localisations de 13 femelles et de 12 veaux obtenues entre février 2020 et mars 2021 pour réaliser une description statistique de leurs déplacements sur le territoire. Celle-ci a ainsi pu faire un portrait de leur utilisation saisonnière dans les peuplements forestiers. Ses résultats ont démontré qu'en général, les orignaux semblaient préférer les peuplements forestiers mixtes et résineux de 25 à 59 % de densité, les peuplements feuillus de 1 à 3 mètres de hauteur et les habitats touchés par l'épidémie de TBE des années 1970. Ceux-ci semblaient également préférer les peuplements situés sur une faible pente, les altitudes de 300 mètres et plus et les secteurs montagneux à l'ouest et au sud-ouest du parc.

Juckler (2022) a, quant à elle, analysé 110 802 données de localisation sur 19 femelles et 25 veaux obtenues entre février 2020 et avril 2022. Son analyse a permis de déterminer les zones de concentration de l'orignal selon la saison. La figure 9 illustre les zones de concentration des 44

originaux suivis en 2020, 2021 et 2022. Ces zones ont été estimées avec la méthode des densités de noyaux (*Kernel density estimation*).

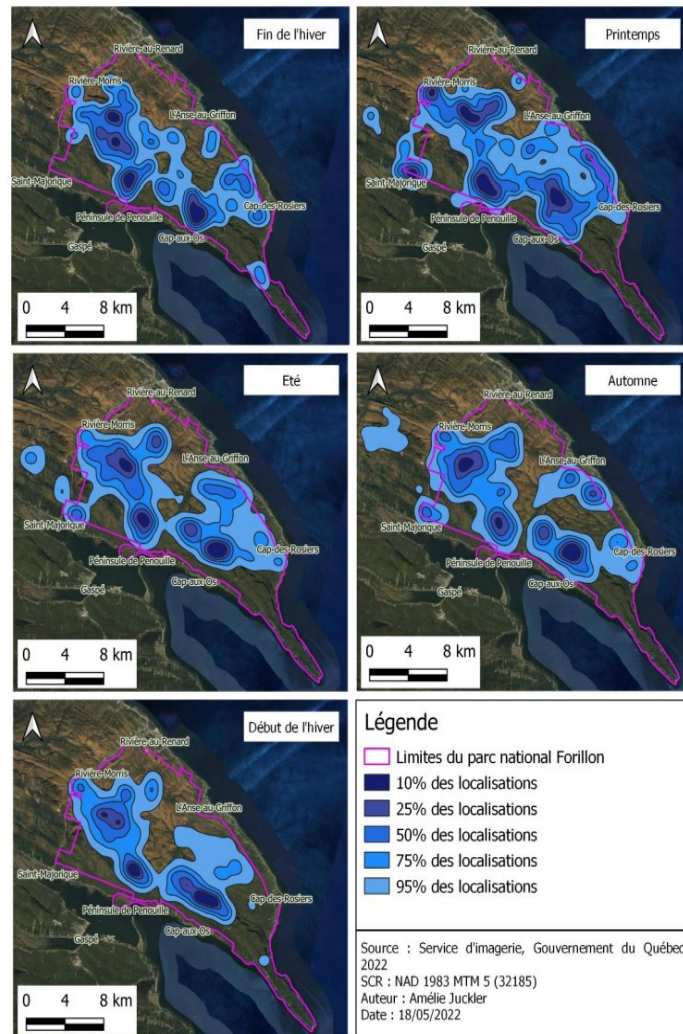


Figure 9. Zones de concentrations des originaux suivis au parc national Forillon estimées selon les saisons. Chaque couleur représente une partie du domaine vital estimée à partir d'un certain pourcentage des localisations d'individus les plus regroupées. L'estimation a été faite avec la méthode de densité de noyau (*Kernel density estimation*) (Juckler, 2022).

Ces travaux ont pu démontrer qu'à la fin de l'hiver 2020, les originaux semblaient préférer les peuplements mixtes et résineux, plus particulièrement les peuplements de 7 mètres et plus et de densité située entre 60 et 79 %, avec des pentes douces à modérées. Durant l'hiver 2021, qui a été moins rude, les originaux étaient fortement présents dans les peuplements feuillus de 3 mètres ou moins ainsi que dans des peuplements mixtes moins denses, entre 25 et 39 % de couvert. Les données indiquent également que 24,5 % des localisations d'originaux sont situées dans les zones

ayant été touchées par l'épidémie de TBE des années 1970 alors que seulement 16,8 % du parc a été affecté par l'épidémie. Ce pourcentage augmente en hiver : 27,9 % pour le début de l'hiver et 31,3 % pour la fin de l'hiver. Il a également été constaté que les déplacements des orignaux sont considérablement réduits en hiver. En effet, les données ont démontré que les orignaux parcouraient de plus longues distances en été et au printemps (Le Ber, 2022; Juckler, 2022). Ainsi, selon Le Ber (2022), la pression de broutage en hiver pourrait affecter la régénération du sapin baumier et du bouleau blanc.

Par ailleurs, Juckler (2022) a observé que les veaux se déplaçaient plus que les femelles et que les orignaux semblaient s'être déplacés davantage en 2021 qu'en 2020, puisque l'hiver 2021 a été moins rude. De plus, celle-ci a analysé les 5 % du parc qui représentent les zones de forte concentration d'orignaux en période de fin d'hiver et étudié les différences de peuplement entre le troisième (1991 à 2003) et le cinquième (2017 à 2022) inventaires écoforestiers. Elle a pu alors mettre en évidence que 40,2 % de ces zones ont connu un changement de couvert, que 7,1 % des zones analysées avaient une diminution de classe de densité et que 12,9 % avaient une diminution de hauteur de peuplement. Les zones identifiées comme étant à risque d'ouverture sont les zones ayant connu une diminution de la classe de hauteur et une conversion du couvert pouvant être attribué au surbroutage des orignaux. La quasi-totalité de ces zones (98,4 %) a été affectée par l'épidémie de TBE. Ces observations semblent indiquer un impact important de l'orignal et une tendance à l'ouverture.

Ces essais ont révélé que les impacts des orignaux varient selon les secteurs du parc national Forillon. L'essai de Le Ber (2022) a permis d'identifier les sites les plus utilisés par l'orignal et d'en étudier quelques caractéristiques physiques. Puis, l'essai de Juckler (2022) a permis d'identifier les secteurs les plus affectés par l'orignal en période de fin d'hiver et d'y étudier l'évolution temporelle des peuplements afin de mieux comprendre le rôle de l'orignal sur son environnement. Ces travaux ont permis d'analyser la distribution spatiale récente des orignaux au parc national Forillon et les perturbations du territoire qui pourraient être attribuées à leur surabondance. Comprendre quels sont les milieux les plus vulnérables à la surutilisation par l'orignal à l'échelle du parc devient alors essentiel pour déployer des mesures qui viseraient à diminuer l'impact de ces derniers sur les écosystèmes du parc. Le présent essai a permis de mettre en lumière les variables prédictives à l'ouverture d'un site et de les extrapoler à l'échelle du parc.

3. Matériel et méthodes

3.1. Aire d'étude

L'analyse des milieux en phase d'ouverture a été réalisée dans les zones présélectionnées par Juckler (2022). Celles-ci correspondent à l'habitat de fin d'hiver des orignaux dans le parc national Forillon (figure 10) et ont une superficie totale de 12,6 km², ce qui représente 5 % du parc (246,2 km²). La période de fin d'hiver a été sélectionnée, car c'est la période durant laquelle les orignaux sont les plus confinés. Ainsi, leur impact potentiel sur le milieu naturel y est plus important.

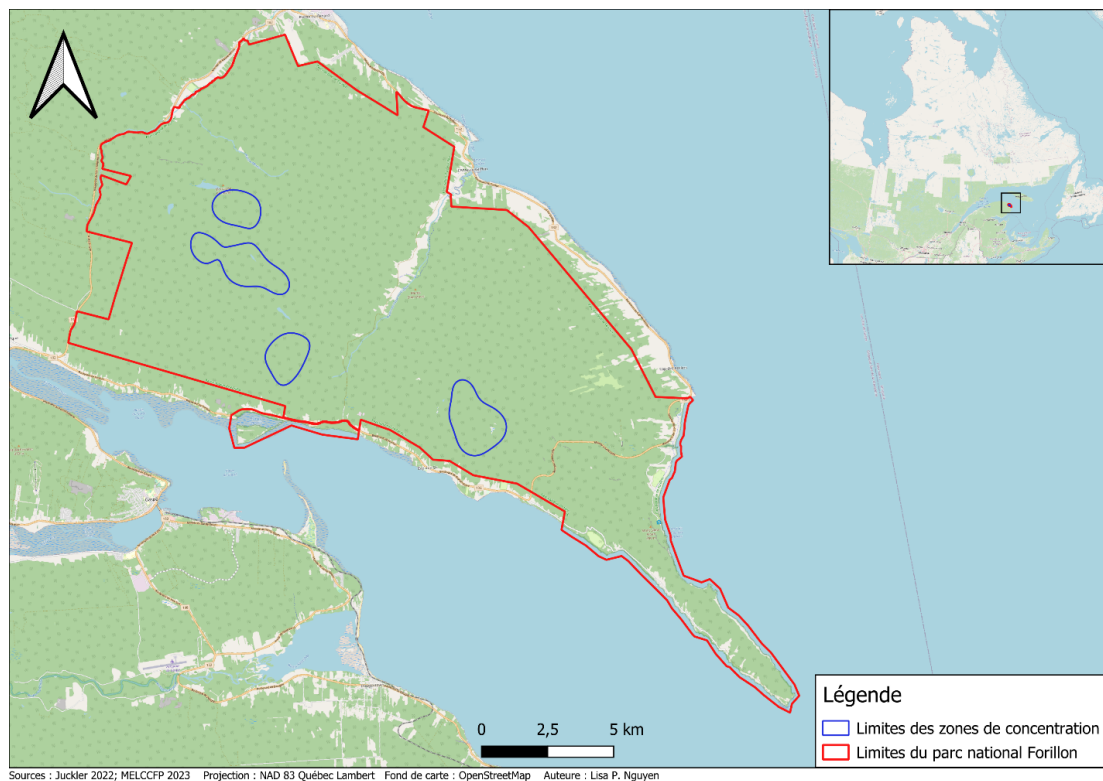


Figure 10. Zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver au parc national Forillon sélectionnées par Juckler (2022). Elles correspondent aux zones de concentration estimées sur base des 25 % des localisations d'orignaux les plus regroupées des années 2020 (4 février au 17 avril), 2021 (3 février au 31 mars) et 2022 (9 février au 28 mars). Les dates ont été déterminées selon la couche de neige au sol et selon l'analyse des déplacements journaliers des orignaux (Le Ber 2022).

3.2. Données utilisées

Les données utilisées pour l'analyse des variables environnementales proviennent de la plateforme Données Québec (tableau 3). Les zones fréquentées par l'orignal au parc national Forillon ont été produites par Juckler (2022).

Tableau 3. Description des données utilisées pour l'analyse

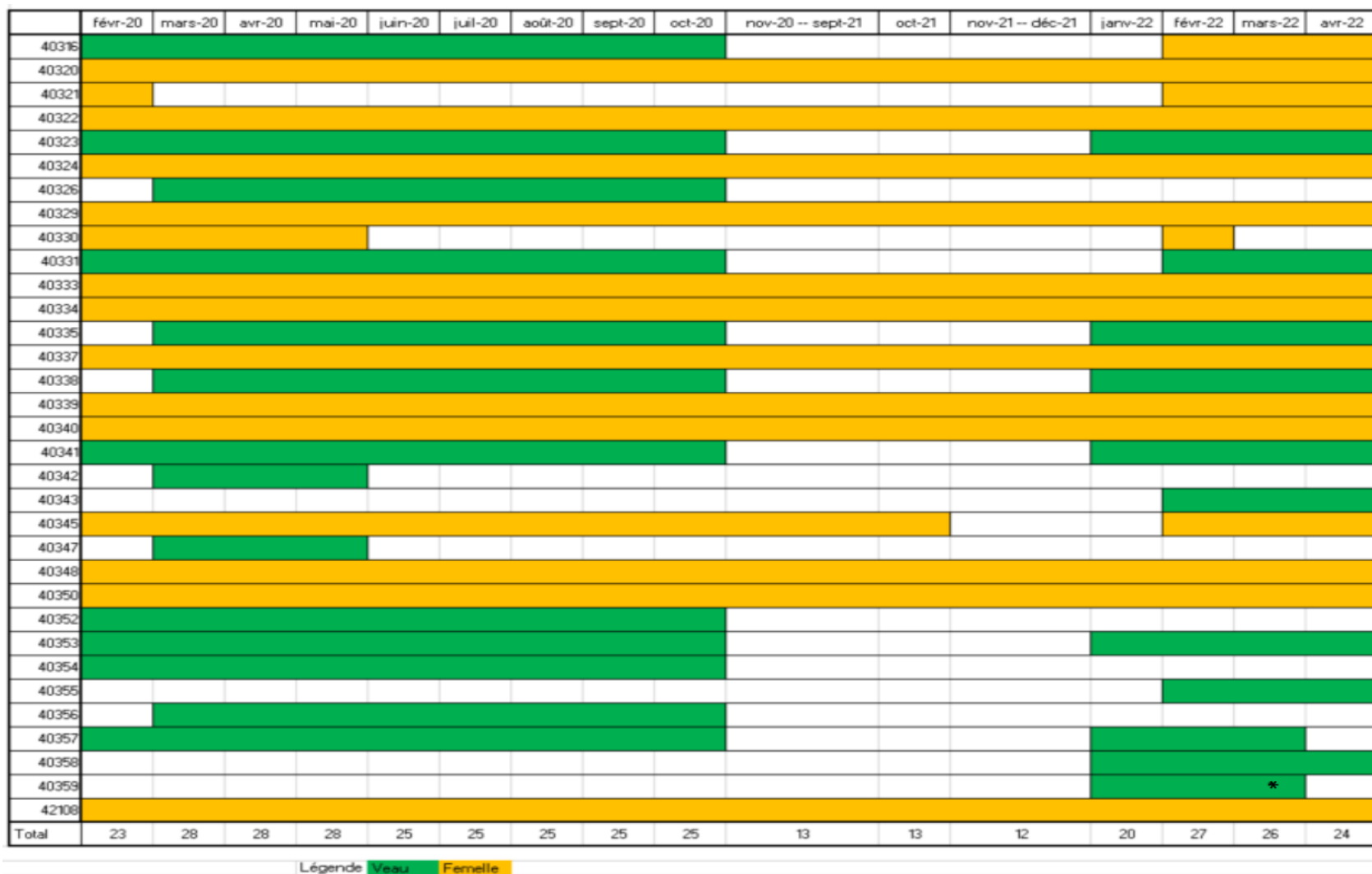
Couche	Format	Échelle	Source
Zones fréquentées par l'orignal au parc national Forillon en période de fin d'hiver	Vectorel	1/20 000	Juckler, 2022
Modèle numérique de terrain	Matriciel	1/20 000	MRNF ¹
Données écoforestières des troisième et cinquième inventaires	Vectorel	1/ 250 000	MRNF
Épidémie, chablis et verglas	Vectorel	1/ 250 000	MFFP ²
Géobase du réseau hydrographique du Québec	Vectorel	1/20 000	MRNF
Aires protégées au Québec	Vectorel	1/20 000	MELCCFP ³

¹Ministère des Ressources naturelles et des Forêts; ²Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs; ³Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Faunes et Parcs

3.2.1. Zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver

Les données des zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver sont issues de l'essai de Juckler (2022). Ces zones ont été sélectionnées à partir de l'analyse de 110 802 données télémétriques de 19 femelles (colliers de type VERTEX Lite-4D) et 25 veaux (colliers de type VERTEX Lite-3D) des années 2020, 2021 et 2022 au parc national Forillon. Un historique des colliers est présenté à la figure 11.

Les zones de concentration représentent 25 % des localisations d'originaux les plus regroupées durant la période de fin d'hiver. Les dates sont déterminées selon les conditions météorologiques de l'année et selon l'analyse des déplacements journaliers (Tableau 4). Le choix des 25 % a été fait dans le but de représenter une superficie limitée du parc tout en étant suffisamment importante pour être représentative d'une zone de forte occupation d'originaux (Juckler, 2022).



*Cet individu est toujours vivant, mais son collier est défectueux et n'émet plus de données de localisation depuis le 18-03-2022.

Figure 11. Historique des colliers GNSS posés sur les orignaux dans le parc national Forillon entre février 2020 et avril 2022. Ces données ont été analysées dans le cadre de l'essai de Juckler (2022).

Tableau 4. Délimitation des périodes utilisées par Juckler (2022) pour l'analyse de déplacements des orignaux

Période	Date de début	Date de fin
Fin de l'hiver 2020	4 février 2020	17 avril 2020
Printemps 2020	18 avril 2020	28 juin 2020
Été 2020	29 juin 2020	9 septembre 2020
Automne 2020	10 septembre 2020	24 octobre 2020
Début de l'hiver 2020	25 octobre 2020	2 février 2021
Fin de l'hiver 2021	3 février 2021	31 mars 2021
Printemps 2021	1er avril 2021	28 juin 2021
Été 2021	29 juin 2021	9 septembre 2021
Automne 2021	10 septembre 2021	24 octobre 2021
Début de l'hiver 2021	25 octobre 2021	8 février 2022
Fin de l'hiver 2022	9 février 2022	28 mars 2022

3.2.2. Données écoforestières des troisième et cinquième inventaires écoforestiers

La période de recouvrement des données écoforestières du troisième inventaire est de 1991 à 2003. Les données du cinquième inventaire sont mises à jour chaque année depuis 2017 (Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, 2022; Direction des inventaires forestiers, 2009). Les données des inventaires ont été utilisées pour identifier l'évolution temporelle du couvert forestier dans les zones de concentration de l'orignal. Les variables utilisées sont le type de couvert (mixte, feuillu et résineux), le groupement d'essences du troisième inventaire écoforestier (tableau 5), la classe de hauteur (tableau 6) et la classe de densité (tableau 7).

Tableau 5. Définitions des codes des groupements d'essences tirées des Normes de cartographie écoforestière de la Direction des Inventaires forestiers (2009)

Code du groupement d'essences	Description
Bb	Peuplement de bouleaux blancs.
Bbs	Peuplement mélangé où les feuillus représentent de 50 % à 75 % de la surface terrière totale du peuplement et où le bouleau blanc constitue de 50 % à 75 % de la partie feuillue et où plus de 50 % partie résineuse est constituée du sapin baumier.
Bj	Peuplement de bouleaux jaunes.

Bj ⁺ R	Peuplement à dominance feuillus de 7 m et plus où le bouleau jaune constitue plus de 50 % de la surface terrière des feuillus et de 50 % à 75 % du peuplement. Le reste est constitué de résineux.
CS	Peuplement à dominance résineuse de 7 m et plus de hauteur où le thuya constitue plus de 50 %, mais moins de 75 % de la surface terrière des résineux. La deuxième essence en importance est le sapin baumier.
Eo	Peuplement d'érable rouge, seul ou associé à l'érable à sucre (en quantité moindre), constitue plus de 50 % de la surface terrière des feuillus.
Er	Peuplement d'érable à sucre, seul ou associé à l'érable rouge, constitue plus de 66% de la surface terrières des feuillus.
ErBb	Peuplement de feuillus de 7 m et plus de hauteur où l'érable à sucre, seul ou associé à l'érable rouge constitue plus de 33 %, mais moins de 66 % de la surface terrière des feuillus et le bouleau blanc constitue plus de 33 %.
ErBj	Peuplement de feuillus de 7 m et plus de hauteur où l'érable à sucre, seul ou associé à l'érable rouge constitue plus de 33 %, mais moins de 66 % de la surface terrière des feuillus et le bouleau jaune constitue plus de 33 %.
Fi	Peuplement de feuillus intolérants à l'ombre.
FiS	Peuplement mélangé où les feuillus représente 50 % à 75 % de la surface terrière totale du peuplement et où le bouleau blanc (Bb) et le peuplier faux-tremble (Pe) occupent plus de 50 % de la partie feuillue. Plus de 50 % de la surface terrière de la partie résineuse est constitué par le sapin baumier.
Pe	Peuplement de peuplier faux-tremble, peuplier à grande dent ou peuplier baumier.
RBj ⁻	Peuplement mélangé où les résineux représentent de 50 % à 75 % de la surface terrière totale alors que le thuya ou la pruche constitue plus de 50 % de celle de la partie résineuse. Le bouleau jaune, qui occupe plus de 50 % de la surface terrière de la partie feuillue, représente de 33 % à 50 % de la surface terrière totale du peuplement.
SBb	Peuplement à dominance résineuse de 7 m et plus de hauteur où Bb constitue plus de 50 % de la surface terrière des feuillus et où le sapin baumier constitue plus de 50 % de la surface des résineux.
SC	Peuplement à dominance résineuse de 7 m et plus de hauteur où le sapin baumier constitue plus de 50 %, mais moins de 75 % de la surface terrière des résineux. La deuxième essence en importance est le thuya.

SE	Peuplement où le sapin baumier ou l'épinette blanche constitue plus de 50 %, mais moins de 75 % de la surface terrière des résineux. La deuxième essence en importance est l'épinette noire ou rouge.
SS	Peuplement où le sapin baumier ou l'épinette blanche constitue plus de 75 % de la surface terrière des résineux.

Tableau 6. Description des classes de hauteur utilisées dans les données écoforestières des troisième et cinquième inventaires écoforestiers (Direction des inventaires forestiers, 2009; Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, 2022).

Hauteur moyenne des tiges dominantes et codominantes (m)	Classe de hauteur
[22 et +	1
[17 – 22[2
[12 – 17[3
[7 – 12[4
[4 – 7[5
[2 – 4[6
[0 – 2[7

Tableau 7. Description des classes de densité utilisées dans les données écoforestières des troisième et cinquième inventaires écoforestiers (Direction des inventaires forestiers, 2009; Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, 2022).

Densité de couvert (%)	Classe de densité
[80 et +	A
[60 – 80 [B
[40 – 60 [C
[25 – 40 [D

3.2.3. Variables environnementales

Afin d'étudier les caractéristiques des zones en phase d'ouverture et des zones qui ne sont pas en phase d'ouverture, les variables environnementales ont été comparées dans les deux types de milieux. Ces variables sont les groupements d'essences du troisième inventaire, le degré de

perturbations causées par l'épidémie de TBE des années 1970, la distance à un cours d'eau, l'exposition de la pente, l'altitude et le degré de la pente (tableau 8).

Tableau 8. Variables environnementales et classes utilisées pour les analyses

Variable environnementale	Classe
Groupement d'essences	Bb
	BbS
	Bj
	Bj ⁺ R
	CS
	Eo
	Er
	ErBb
	ErBj
	Fi
	FiS
	PE
	RBj-
	SBb
	SC
	SE
SS	
Perturbation par l'épidémie de TBE des années 1970	Zones non touchées
	Épidémie sévère
	Épidémie légère
Distance d'un cours d'eau (m)	0 – 50
	50 – 100
	100 – 150
	150 – 200
	200 – 250
	250 et +
Exposition de la pente	Plat
	Nord
	Nord-est
	Est
	Sud-est
	Sud
	Sud-ouest
	Ouest
	Nord-ouest
Altitude (m)	Valeur continue
Degré de la pente	Valeur continue

3.3. Traitement des données

L'organigramme illustré à la figure 12 présente la méthodologie de cette étude. Les manipulations géomatiques ont été faites sur le logiciel QGIS v. 3.32.3 (QGIS Development Team, 2023) et les tests statistiques ont été produits sur le logiciel RStudio R-4.3.1 (Rstudio Team, 2023).

D'abord, la première étape était de valider les zones en phase d'ouverture identifiées par Juckler (2022). Ensuite, une étude des caractéristiques environnementales en lien avec l'alimentation et la protection contre les intempéries a été effectuée. Un test de régression logistique a été fait, ce qui a permis de déterminer s'il y a des corrélations significatives entre les variables étudiées et l'ouverture d'un milieu. Les variables significatives ont alors été extrapolées à l'échelle du parc, ce qui a permis de produire une carte de vulnérabilité au surbrouitage des orignaux.

3.3.1. Détermination des zones en phase d'ouverture dans les zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver

La première étape a été de déterminer les zones en phase d'ouverture qui ont été identifiées par Juckler (2022). Cette étape a permis de vérifier et d'assimiler la démarche utilisée. De plus, puisque les données des inventaires forestiers du Québec sont mises à jour chaque année, la validation permet de vérifier s'il y a eu des changements depuis 2022. Pour ce faire, une comparaison entre le troisième et cinquième inventaires écoforestiers du Québec a été effectuée afin d'analyser l'évolution du couvert forestier entre 2003 et 2023, soit avant et après la croissance démographique des orignaux au parc national Forillon (figure 7).

Les indices d'ouverture d'un milieu pouvant être associés à la surabondance de l'orignal sont la diminution de la densité du couvert et la diminution de la classe de hauteur des peuplements combinées avec la conversion du type de couvert forestier (Salisbury et al., 2023; Leroux et al., 2021; Smith et al., 2010; Beeles et al., 2022). Un indice de la perturbation de la forêt est la conversion d'un peuplement qui ne suit pas les stades de succession des forêts boréales, c'est-à-dire qui ne passe pas d'un peuplement de feuillu (F) à mixte (M), puis mixte à résineux (R) (Sebilo, 2004).

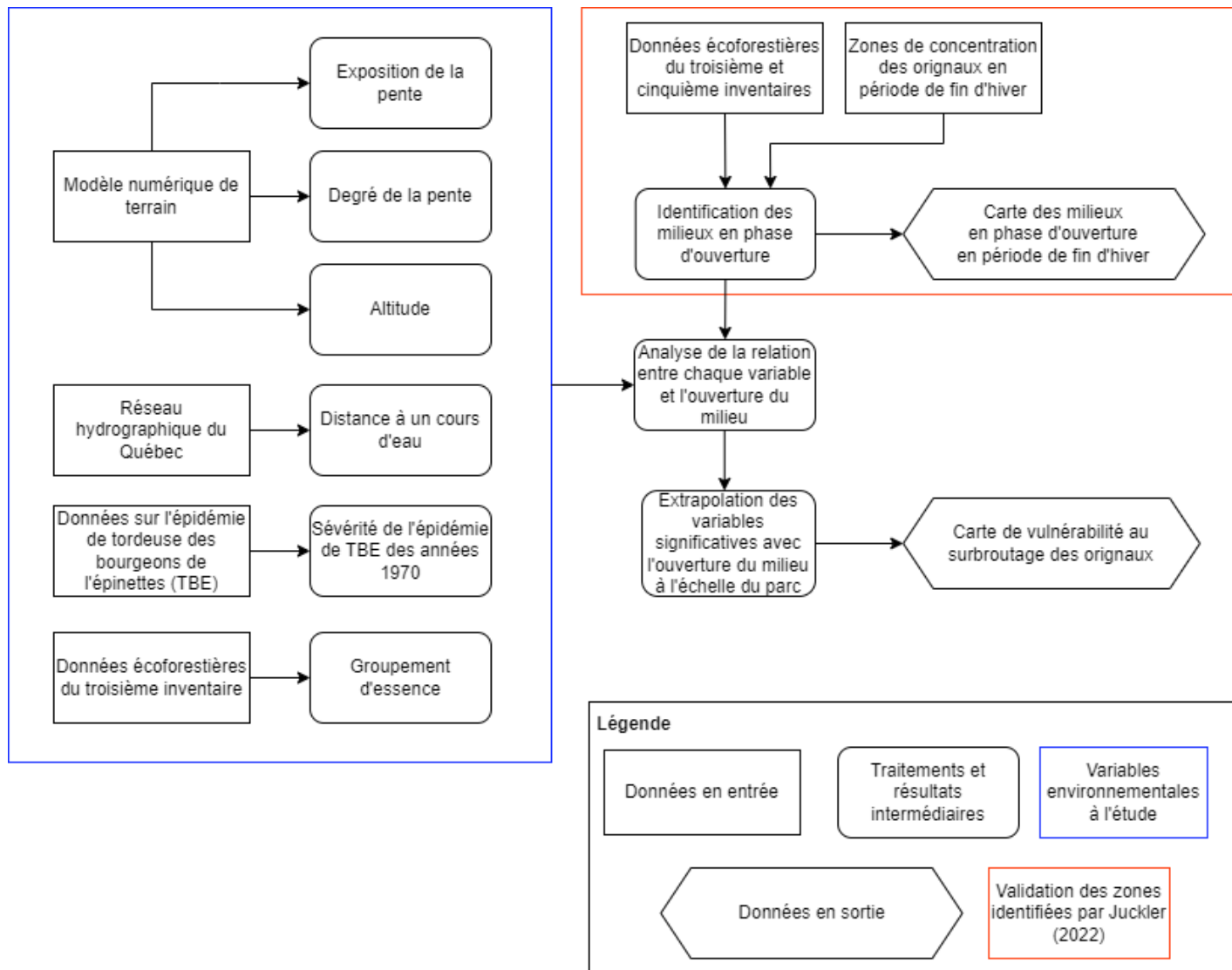


Figure 12. Organigramme méthodologique décrivant les étapes suivies dans le but de déterminer les zones en phase d'ouverture et les variables environnementales significatives. Ces derniers permettent la création d'une carte de vulnérabilité au surbroutage des orignaux dans le parc national Forillon.

Lorsqu'une perturbation comme une épidémie d'insecte se produit, la hauteur des espèces végétales résiduelles augmente à cause de la perte de compétition, sauf s'il y a une autre perturbation comme l'herbivorie (Wilson et Maclean, 2015). Ainsi, les conversions des peuplements mixtes en feuillus (M à F) ou résineux en feuillus (R à F) combinées avec une diminution de la classe de hauteur peuvent suggérer un effet cumulé du surbroutage par l'orignal avec une perturbation de la forêt attribuée à la TBE (De Vriendt et al., 2021). Ces changements, avec une diminution de densité, sont également considérés comme des indicateurs de perturbation causée par l'orignal (Kolstad et al., 2018, Leroux et al., 2021).

Les conversions de peuplements qui semblent suivre les stades de successions, mais qui subissent une perte en classe de hauteur peuvent également indiquer une perturbation par l'orignal. En effet, selon plusieurs études, l'effet de la surpopulation d'originaux sur la succession forestière peut mener à l'arrêt de la croissance verticale des feuillus dans les forêts mixtes, ce qui peut favoriser les espèces résineuses (McLaren et al., 2004; Kolstad et al., 2018; McInnes et al., 1992; Salisbury et al., 2023, Connor et al., 2000). De fait, la combinaison des conversions de peuplements feuillus à mixtes (F à M), feuillus à résineux (F à R) ou mixtes à résineux (M à R) avec une diminution de la classe hauteur peut indiquer une ouverture du milieu par l'orignal. Ces changements avec une diminution de la classe de densité peuvent également suggérer une surutilisation par l'orignal (Kolstad et al., 2018).

Les évolutions avec uniquement des diminutions des classes de hauteur et de densité n'ont pas été prises en considération, puisque ces changements peuvent être associés au stade de succession des forêts ou à d'autres perturbations comme les épidémies d'insectes (Kellett et al., 2023; Anyomi et al., 2022; Shieck et al., 1995). Les forêts qui ont connu une diminution de la classe de densité et une conversion de peuplements, mais pas de diminution de la classe de hauteur n'ont pas été considérées non plus, parce que ces changements peuvent être attribués à d'autres perturbations comme des conditions climatiques irrégulières (Bouchard et al., 2007; Batzer et Popp, 1985).

Ainsi, deux combinaisons d'indices d'ouverture ont été étudiées pour déterminer les zones qui sont en phase d'ouverture à cause de la perturbation des originaux :

- Les zones avec une diminution de la classe de hauteur et un changement de couvert associé au surbroutage de l'orignal.

- Les zones présentant une diminution de la classe de hauteur, une diminution de la classe de densité et un changement de couvert associé au surbroutage de l'original.

3.3.2. Analyse de la relation entre les variables environnementales et l'ouverture du milieu

Test de régression logistique

La deuxième étape consiste à analyser les relations entre les variables environnementales et l'ouverture du milieu. Le modèle de régression logistique permet d'étudier la relation entre des variables indépendantes continues, dichotomiques ou catégorielles et une variable dépendante dichotomique (Devkota et al., 2013). Pour cette étude, la variable dépendante est binaire : à savoir si un point donné (pixel de 10 m x 10 m) appartient à un milieu en phase d'ouverture ou non. Les variables indépendantes prédictives sont les variables environnementales.

Le modèle de régression logistique peut être exprimé par l'équation 1 :

$$p = \frac{\exp(z)}{1 + \exp(z)} \quad (\text{Équation 1})$$

Où p est la probabilité de l'occurrence d'un événement (ex. : ouverture d'un milieu). Sa valeur varie entre 0 et 1. La valeur Z est exprimée par cette formule (Équation 2) :

$$Z = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n \quad (\text{Équation 2}).$$

Où X représente les variables indépendantes et β représente le coefficient de régression. Ce coefficient (β) permet de quantifier l'influence des variables indépendantes sur la probabilité (p) d'ouverture. Ainsi, le modèle de régression linéaire permet de pondérer les variables indépendantes, ce qui permet la création d'une carte de risque.

Le choix des variables environnementales significatives pour prédire le risque d'ouverture d'un milieu a été fait suite aux résultats du test logistique.

D'abord, des courbes ROC (*Receiver operating characteristics*) ont été analysées afin de voir la relation individuelle de chaque variable avec l'ouverture d'un milieu (figure 13). Puis, différentes

combinaisons des variables environnementales ont été testées afin de choisir le modèle le plus efficace dans l'évaluation des risques d'ouverture d'un milieu.

La courbe ROC est obtenue en traçant un graphique entre la sensibilité du modèle (Y) et la spécificité du modèle (X). La courbe ROC d'un modèle permet de représenter la qualité de la détection d'un système de prévision (Devkota et al., 2013).

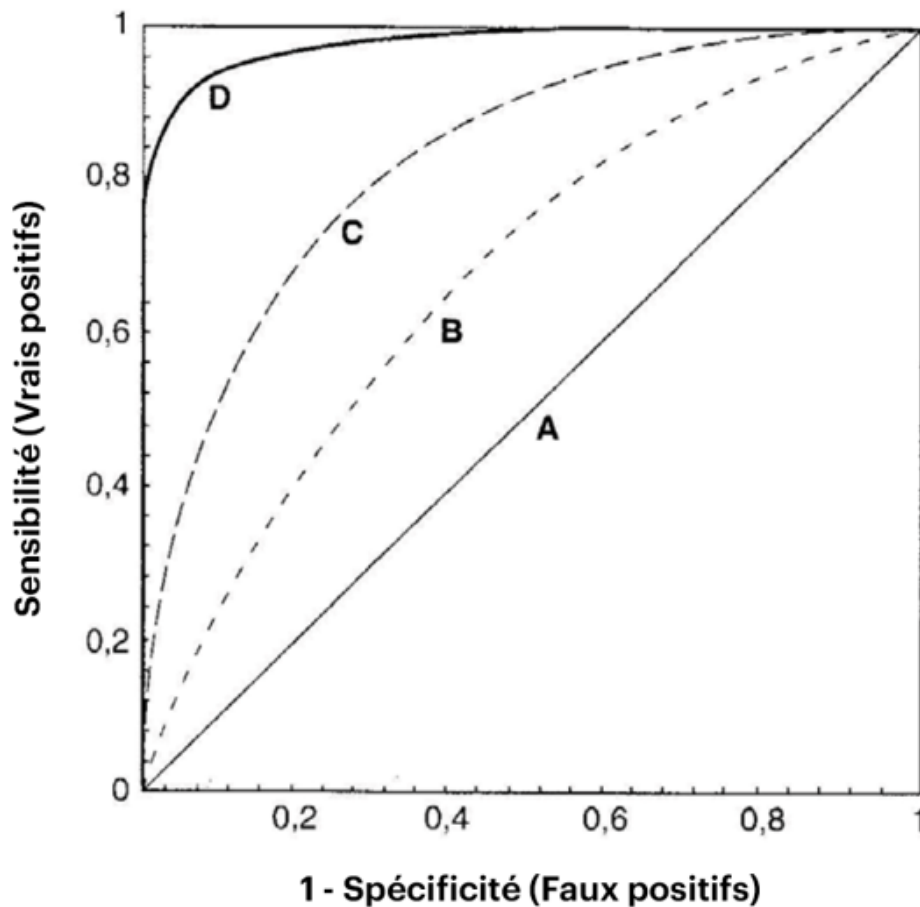


Figure 13. Courbes ROC (*Receiver operating characteristics*) et qualité des prédictions. (A) Test sans intérêt avec une surface sous la courbe (SSC) de 0,5; (B) Mauvais test diagnostique (SSC entre 0,5 et 0,6); (C) Meilleur test que B, mais moins bon que D. Plus la valeur de la surface sous la courbe (SSC) tend vers 1, plus la variable prédictive est capable de prédire le phénomène à l'étude. Lorsque la SSC est égale à 0,5, le diagnostic n'apporte aucune information (figure modifiée de Saporta, 2012).

La surface sous la courbe (SSC) est un indicateur de la qualité d'un système de prévision, décrivant son efficacité à prédire avec précision l'occurrence d'un événement, qui est, dans ce cas,

l'ouverture d'un milieu. Plus la valeur du SSC s'approche de 1, meilleure est la prévision. D'un autre côté, à mesure que la valeur tend vers 0,5, la capacité du système à prédire l'occurrence de l'évènement étudié diminue (Devkota et al., 2013; Jordan, 2020).

4. Résultats

4.1. Zones en phase d'ouverture

Les indices d'ouverture ont été obtenus en comparant l'évolution de la classe de hauteur, l'évolution de la classe de densité et l'évolution du couvert forestier entre le troisième et le cinquième inventaires écoforestiers.

4.1.1. Évolution de la classe de hauteur

La figure 14 présente l'évolution de la classe de hauteur entre le troisième et le cinquième inventaires écoforestiers dans les zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver. Le tableau 9 indique que près de 54 % des zones ont connu une augmentation de la classe de hauteur alors que 12,9 % des zones ont connu une diminution de la classe de hauteur avec principalement des diminutions de 1 classe de hauteur. Près de 30 % des zones n'ont pas connu de changement de classe et il y a une absence de données pour 2,9 % des zones.

Tableau 9. Proportion de l'évolution de la classe de hauteur dans les zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver au parc national Forillon.

Évolution	Proportion (%)
Augmentation de 1 classe de hauteur	38,6
Augmentation de 2 classes de hauteur	12,1
Augmentation de 3 classes de hauteur	3,0
Augmentation de 4 classes de hauteur	0,3
Diminution de 1 classe de hauteur	9,1
Diminution de 2 classes de hauteur	2,4
Diminution de 3 classes de hauteur	1,4
Aucun changement	30,2
Absence de données	2,9

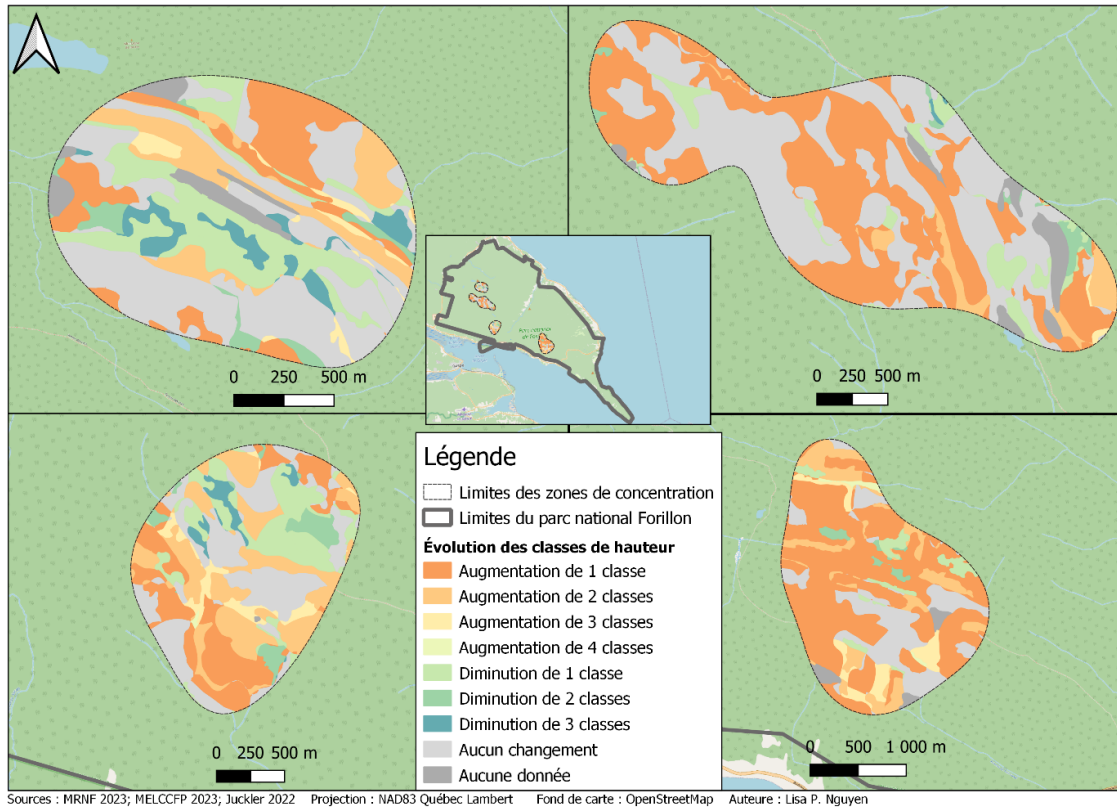


Figure 14. Évolution de la classe de hauteur entre le troisième et cinquième inventaires écoforestiers selon la nomenclature du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2023) dans les zones de concentration de l’original en période de fin d’hiver dans le parc national Forillon.

4.1.2. Évolution de la classe densité

La figure 15 présente l’évolution de la classe de densité dans les zones de concentration de l’original en période de fin d’hiver. Le tableau 10 indique que 51,6 % de la zone a connu une augmentation de la densité alors que 7,1 % de la zone a connu une diminution de la classe de densité; 21,1 % de la zone n’a pas connu de changement de classe de densité et il y a une absence de données pour près de 20 % de la zone à l’étude. Près de 92 % des diminutions de classe sont des diminutions de 1 classe de densité.

Tableau 10. Proportion de l'évolution de la classe de densité dans les zones sélectionnées par Juckler (2022).

Évolution	Proportion (%)
Augmentation de 1 classe de densité	32,4
Augmentation de 2 classes de densité	15,9
Augmentation de 3 classes de densité	3,3
Diminution de 1 classe de densité	6,5
Diminution de 2 classes de densité	0,5
Diminution de 3 classes de densité	0,1
Aucun changement	21,4
Absence de données	19,9

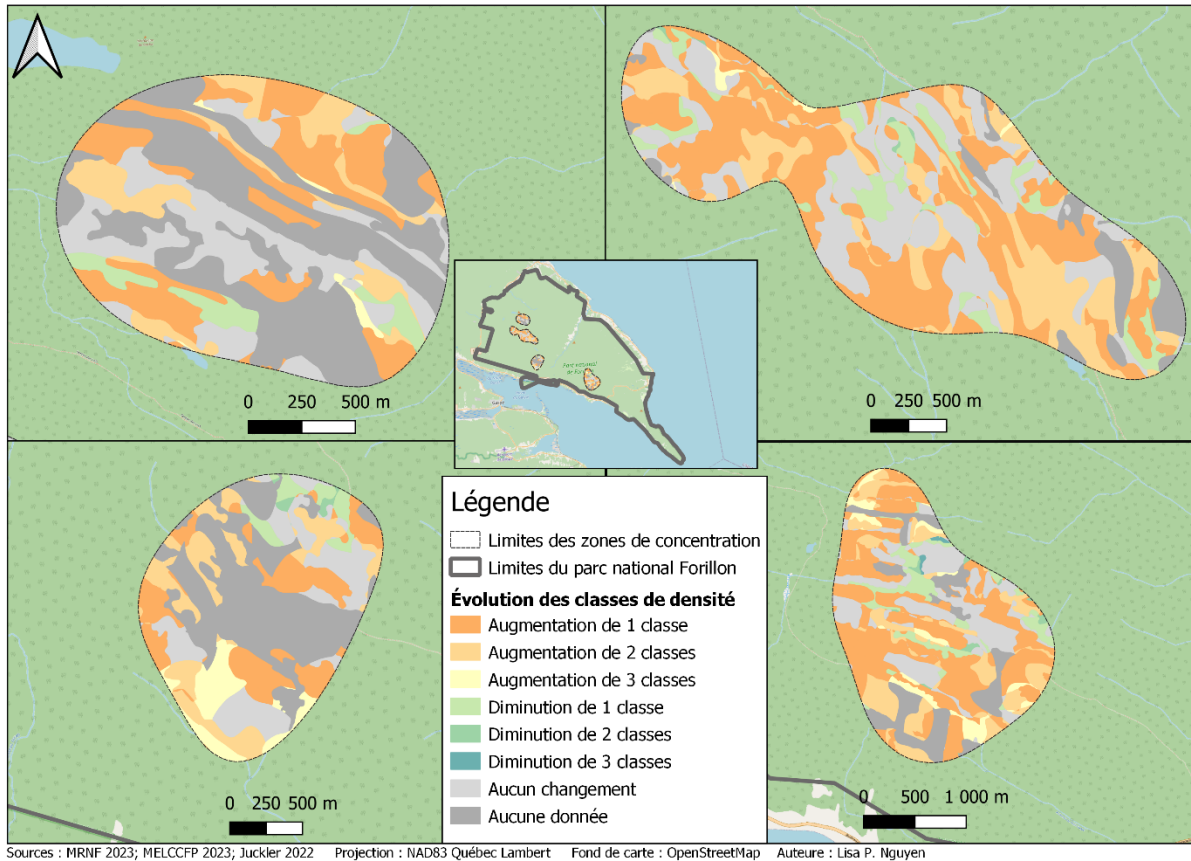


Figure 15. Évolution de la classe de densité entre le troisième et cinquième inventaires écoforestiers dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver au parc national Forillon.

4.1.3. Évolution du couvert forestier

L'évolution du couvert forestier est présentée à la figure 16 et les proportions sont détaillées dans le tableau 11. Près de la moitié (49,8 %) des zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver n'ont connu aucun changement de couvert forestier. Les changements les plus importants sont la conversion d'un peuplement mixte à un peuplement résineux (18,5 %); suivis de la conversion d'un peuplement mixte feuillu ou résineux à un peuplement mixte résineux ou feuillu (8,7 %) et de la conversion d'un peuplement feuillu à un peuplement mixte ou résineux (7,0 %). Ces évolutions peuvent être attribuées à la surabondance de l'original s'ils sont combinés à la diminution de la classe de hauteur. Les évolutions qui ne suivent pas le cours naturel de la forêt en succession sans perturbation sont les conversions d'un peuplement résineux à un peuplement feuillu (0,8 %), la conversion d'un peuplement mixte à un peuplement feuillu (8,5 %) et d'un peuplement résineux à un peuplement mixte (3,8 %). Ces conversions, combinées à la diminution des classes de hauteur, peuvent être attribuées à l'effet combiné des originaux et d'une épidémie de TBE.

Tableau 11. Proportion de l'évolution du couvert forestier dans les zones sélectionnées par Juckler (2022).

Évolution	Proportion (%)
Peuplement mixte à peuplement feuillu	8,5
Peuplement mixte à peuplement résineux	18,5
Peuplement mixte feuillu ou résineux à peuplement mixte résineux ou feuillu	8,7
Peuplement résineux à peuplement feuillu	0,8
Peuplement résineux à peuplement mixte	3,8
Peuplement feuillu à peuplement mixte ou résineux	7,0
Aucun changement	49,8
Absence de données	2,9

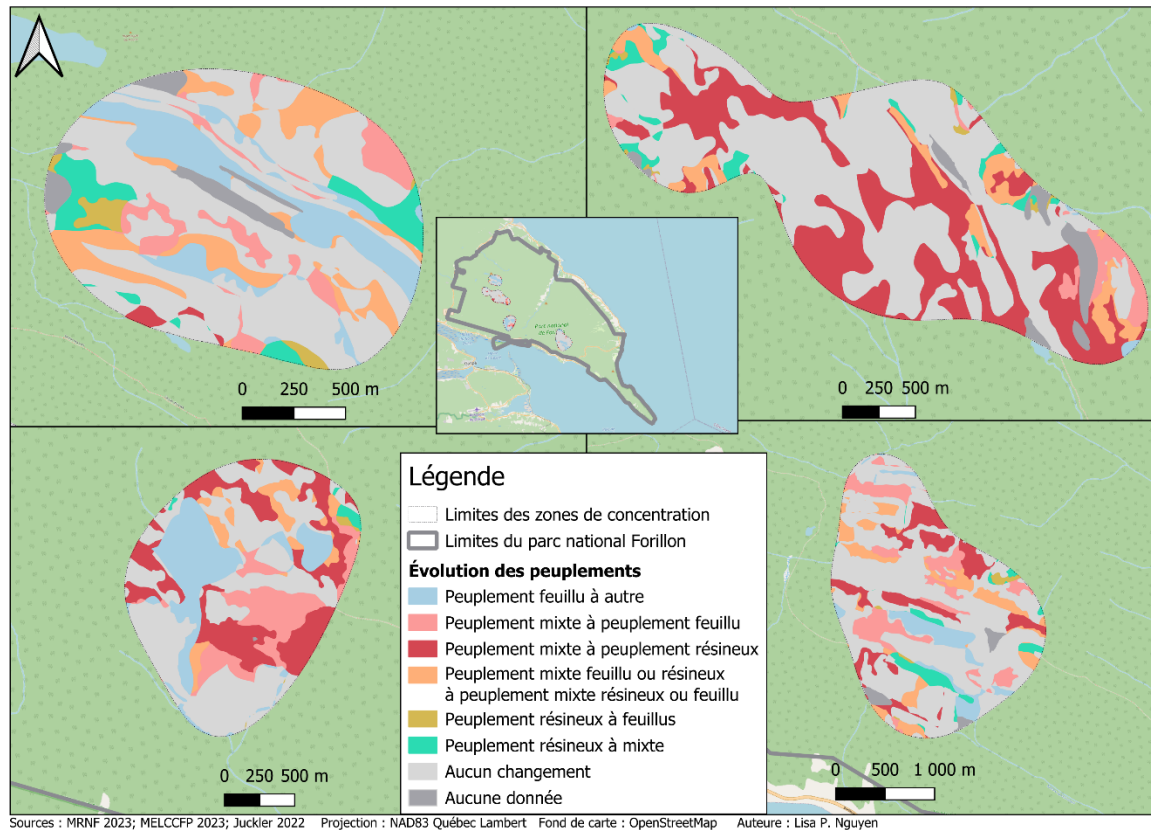
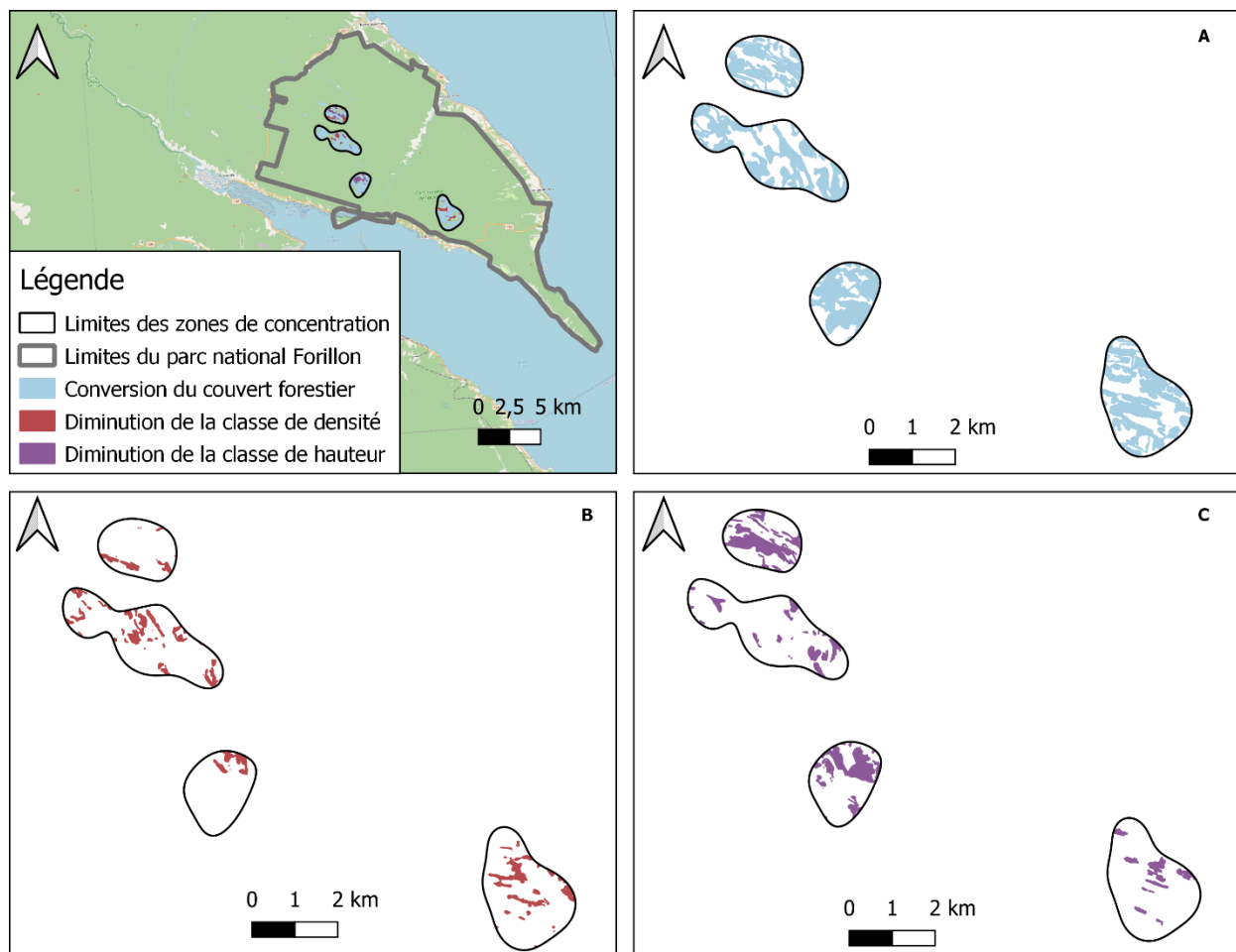


Figure 16. Évolution du couvert forestier entre le troisième et le cinquième inventaires écoforestiers dans les zones de concentration de l’original durant la période de fin d’hiver au parc national Forillon.

4.1.4. Combinaison des indices d’ouverture

La figure 17 présente les indices d’ouverture individuels qui pourraient indiquer une perturbation par l’original s’ils sont combinés. Les indices présentés sont (A) le changement de couvert pouvant être causé par le surbroutage des orignaux qui représente 47,3 % (6,0 km²) des zones de concentration de l’original; (B) la diminution de la classe densité qui représente 5,6 % (0,9 km²) de la zone ; et (C) la diminution de la classe de hauteur qui représente 12,9 % (1,63 km²) de la zone. Ces évolutions ont été combinées afin de déterminer les zones qui sont en phase d’ouverture.



Sources : Juckler, 2022; MELCCFP, 2023 Projection : NAD 83 Québec Lambert Fonc de carte : OpenStreetMap Auteure : Lisa P. Nguyen

Figure 17. Indices d'ouverture dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver au parc national Forillon qui pourraient indiquer une ouverture du milieu s'ils sont combinés. Les évolutions présentées sont (A) le changement de couvert ; (B) la diminution de la classe de densité; (C) la diminution de la classe de hauteur.

La combinaison de la diminution de la classe de hauteur et du changement de couvert forestier pouvant être causé par la surabondance des orignaux occupe 8 % des zones de concentration de l'original (figure 8). Aucun milieu n'a connu simultanément une diminution de la classe de densité, une diminution de la classe de hauteur et un changement de couvert associé à la surabondance de l'original. Ainsi, les zones en phase d'ouverture (figure 18) sont celles qui ont connu à la fois un changement de couvert et une diminution de hauteur puisque cette combinaison est caractéristique des perturbations de la forêt attribuées à l'original (Kolstad et al., 2018; Leroux et al., 2021).

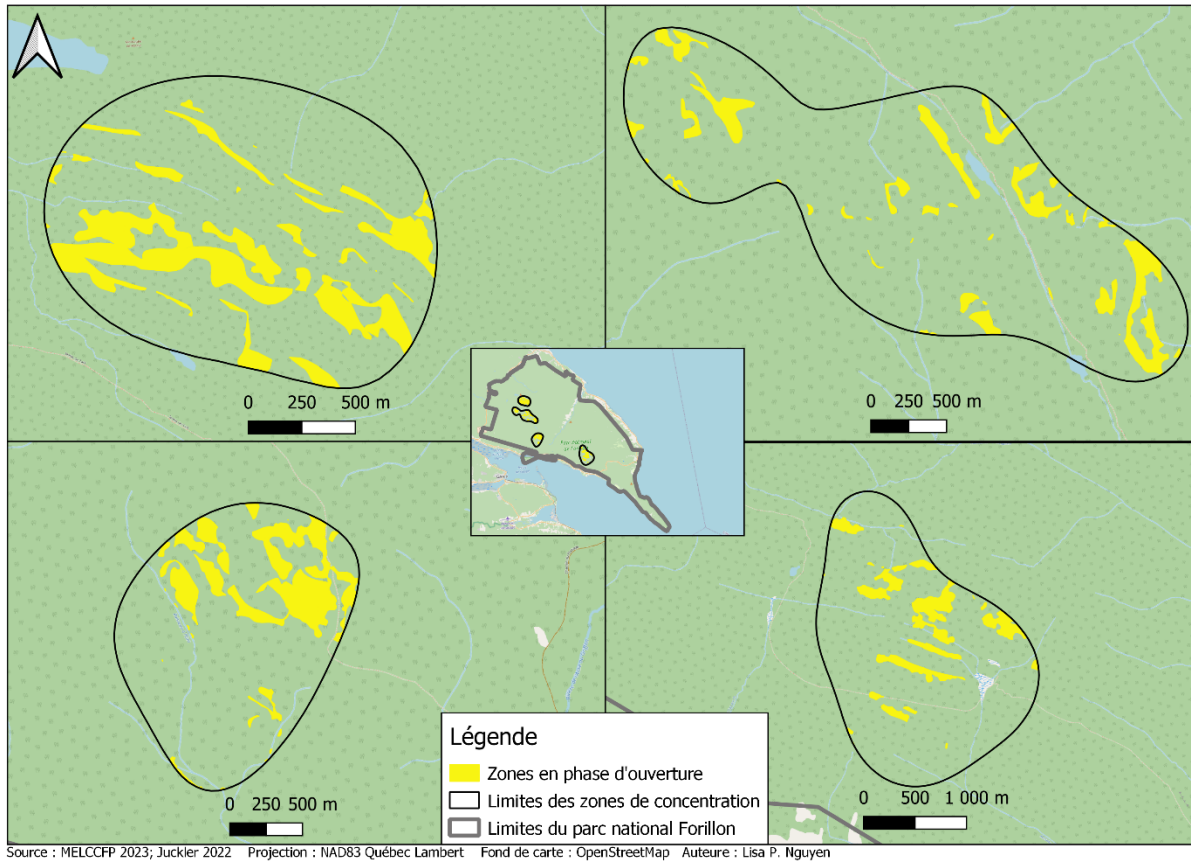


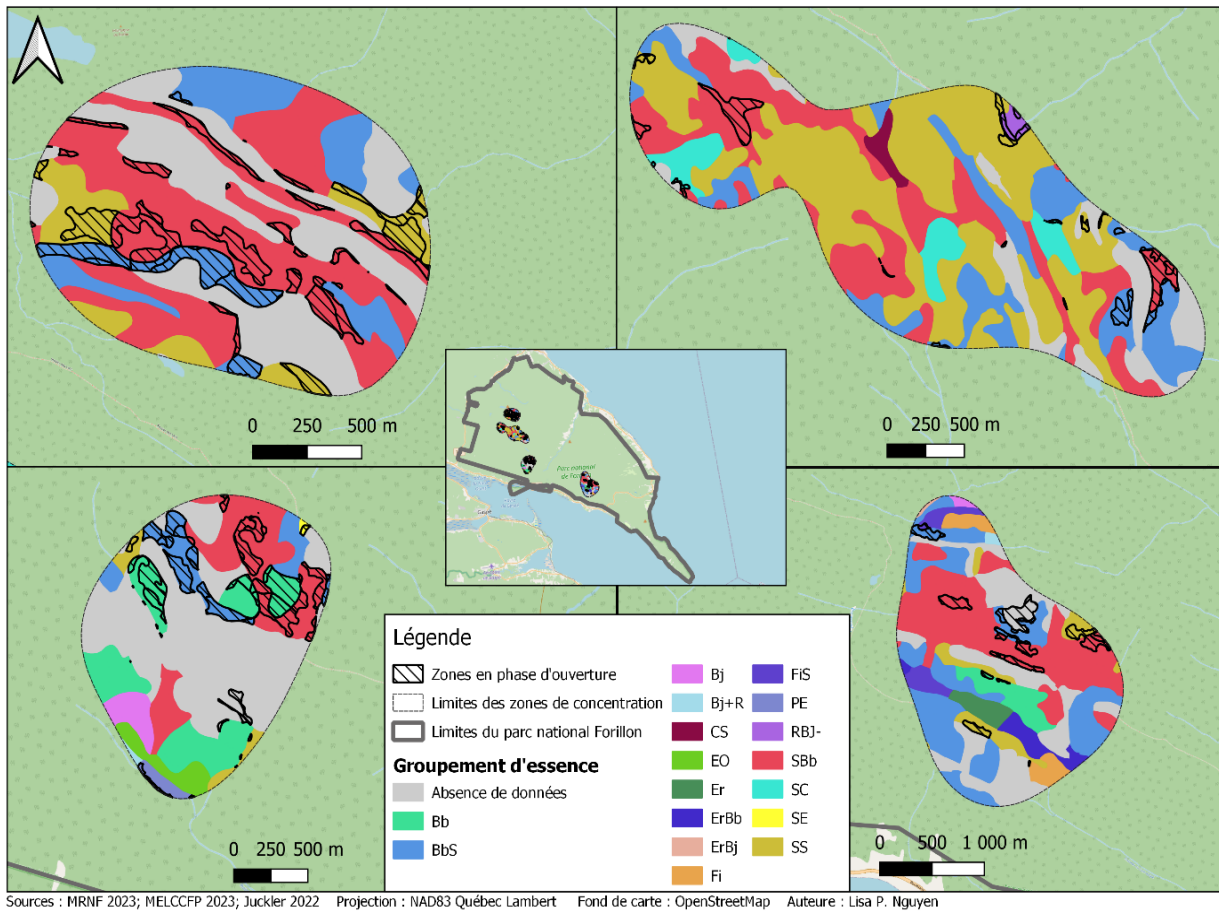
Figure 18. Zones en phase d'ouverture correspondant aux zones qui ont connu une diminution de la classe de hauteur et un changement de couvert forestier pouvant être causé par le surbroutage des orignaux.

4.2. Cartographie des variables environnementales

4.2.1. Groupement d'essences du troisième inventaire écoforestier

La figure 19 montre la répartition des groupements d'essences du troisième inventaire écoforestier dans les zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture. Le tableau 12 présente les proportions et la répartition des groupements d'essences. Les groupements d'essences qui sont surreprésentés dans les zones en phase d'ouverture sont les groupements de bouleaux blancs (Bb); les groupements de bouleaux blancs et sapins baumiers (BbS); les groupements de résineux et bouleaux jaunes (RBj-); les groupements de sapins baumiers et bouleaux blancs (SBb) et les groupements de peupliers (Pe). Cela peut indiquer une préférence pour ces groupements d'essences par les orignaux. Les peuplements qui y sont sous-représentés sont les peuplements de feuillus intolérants (Fi); les groupements de feuillus intolérants et sapins

baumiers (FiS), les groupements de sapins baumiers et thuyas (SC) et les groupements de sapins baumiers (SS). Cela peut indiquer que ces groupements d'essences sont moins appréciés par les orignaux. La différence dans la distribution des classes de groupements d'essences entre les zones en phase d'ouverture et les zones qui ne sont pas en phase d'ouverture est significative ($p < 0,05$) selon un test du khi carré.



Bb : bouleaux blancs Bbs : bouleaux blancs et sapins baumiers Bj : bouleaux jaunes Bj+R : bouleaux jaunes et résineux CS : thuyas et sapins baumiers EO : érables rouges Er : érables à sucre ErBb : érables à sucre et bouleaux blancs ErBj : érables à sucre et bouleaux jaunes Fi : feuillus intolérants FIS : feuillus intolérants et sapins baumiers PE : peupliers RBJ- : résineux et bouleaux jaunes SBb : sapins baumiers et bouleaux blancs SC : sapins baumiers et thuyas SE : sapins baumiers et épinettes SS : sapins baumiers

Figure 19. Carte des groupements d'essences du troisième inventaire écoforestier dans les zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture dans le parc national Forillon.

Tableau 12. Distribution des groupements d'essences dans les zones en phase d'ouverture et dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver au parc national Forillon.

Classe	Proportion dans les zones en phase d'ouverture	Proportion dans les zones qui ne sont pas en phase d'ouverture	Proportion dans les zones de concentration
Bb	10,9	4,3	4,8
BbS	23,2	17,1	17,8
Fi	0,05	1,2	1,1
FiS	0,4	1,1	1,0
Pe	0,5	0,2	0,2
RBj-	1,0	0,2	0,2
SBb	42,5	26,3	27,6
SC	0,4	2,1	1,9
SE	0,2	0,03	0,04
SS	12,7	18,4	18,0

Bb :bouleaux blancs BbS : bouleaux blancs et sapins baumiers Bj : bouleaux jaunes Bj+R : bouleaux jaunes et résineux CS : thuyas et sapins baumiers EO : érables rouges Er : érables à sucre ErBb : érables à sucre et bouleaux blancs ErBj : érables à sucre et bouleaux jaunes Fi : feuillus intolérants FIS : feuillus intolérants et sapins baumiers PE : peupliers RBj- : résineux et bouleaux jaunes SBb : sapins baumiers et bouleaux blancs SC : sapins baumiers et thuyas SE : sapins baumiers et épinettes SS : sapins baumiers

4.2.2. Sévérité de l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970

La figure 20 et le tableau 13 présentent la distribution de la sévérité de l'épidémie de TBE des années 1970 dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture. Les zones atteintes sévèrement par l'épidémie de TBE sont surreprésentées dans les zones en phase d'ouverture avec un recouvrement de 89 %, alors que seulement 30,5 % des zones de concentration de l'original ont été touchées sévèrement. Dans les zones qui ne sont pas en phase d'ouverture, c'est 25,4 % de ces zones qui ont été touchés sévèrement. Les zones non touchées ou légèrement touchées par la TBE sont sous-représentées dans les zones en phase d'ouverture. Cela peut indiquer que la sévérité de l'épidémie de TBE est un facteur important dans la vulnérabilité d'un milieu à l'ouverture. La différence dans la distribution des classes de sévérité de l'épidémie de TBE entre les zones en phase d'ouverture et les zones qui ne sont pas en phase d'ouverture est significative ($p < 0,05$) selon un test du khi carré.

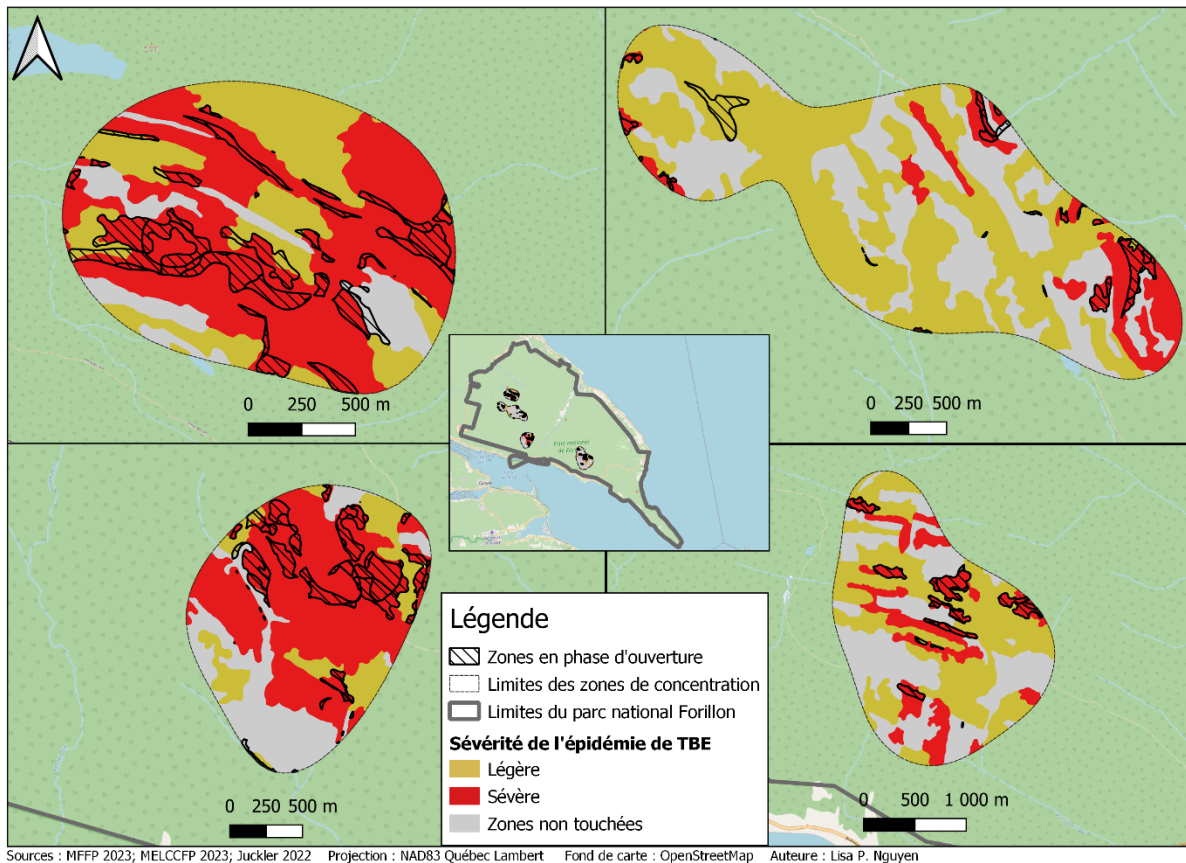


Figure 20. Distribution de la sévérité de l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970 dans les zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture dans le parc national Forillon.

Tableau 13. Distribution des classes de sévérité de l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970 dans les zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver au parc national Forillon.

Classe (m)	Proportion dans les zones en phase d'ouverture	Proportion dans les zones qui ne sont pas en phase d'ouverture	Proportion dans les zones de concentration
Zones non touchées	3,0	34,2	31,6
Épidémie légère	8,3	40,5	37,9
Épidémie sévère	88,7	25,4	30,5

4.2.3. Distance à un cours d'eau

La figure 21 présente la distance à un cours d'eau de chaque pixel (10 m x 10 m) et le tableau 14 présente la distribution des classes de ces distances dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture. La différence dans la répartition des classes de distance à un cours d'eau dans les zones en phase d'ouverture et les zones qui ne sont pas en phase d'ouverture est significative ($p < 0,05$) selon un test t . Les distances de 100 à 150 m et 150 à 200 m semblent être sous-représentées dans les zones en phase d'ouverture alors que les distances de 0 à 50 et 50 à 100 m y sont surreprésentées. Cela pourrait suggérer une préférence de l'original pour les milieux à proximité des cours d'eau.

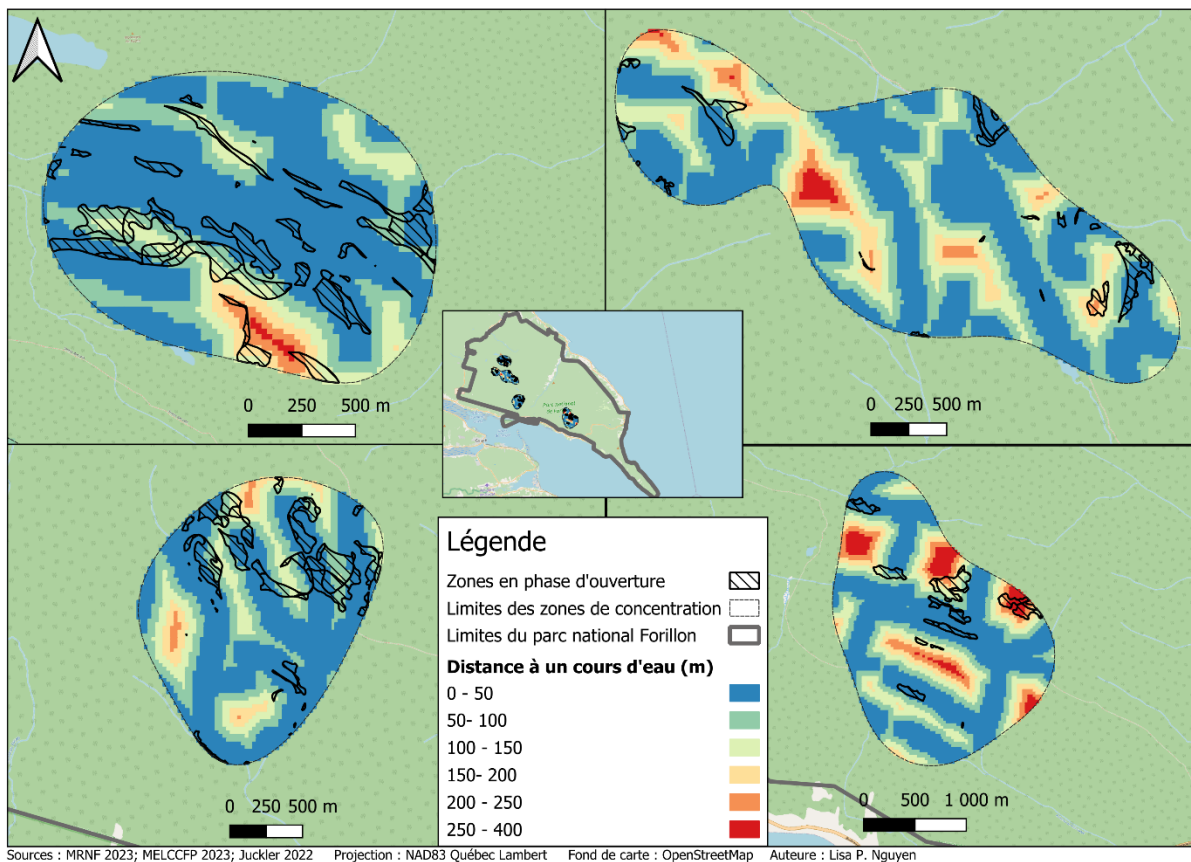


Figure 21. Distance de chaque pixel (10 m x 10 m) à un cours d'eau dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture au parc national Forillon.

Tableau 14. Distribution des classes de distance à un cours d'eau de chaque pixel des zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver au parc national Forillon.

Classe (m)	Proportion dans les zones en phase d'ouverture	Proportion dans les zones qui ne sont pas en phase d'ouverture	Proportion dans les zones de concentration
0 – 50	52,6	50,0	50,3
50 – 100	23,9	22,9	23,0
100 – 150	12,8	14,9	14,8
150 – 200	5,3	7,0	6,9
200 – 250	3,1	3,4	3,3
250 +	2,3	1,8	1,7

4.2.4. Altitude

La figure 22 présente la distribution de l'altitude dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture. Il y a une différence significative ($p < 0,05$) dans la répartition de l'altitude entre les zones en phase d'ouverture et les zones qui ne sont pas en phase d'ouverture selon un test *t*. Les zones au-dessus de 300 mètres sont surreprésentées dans les zones en phase d'ouverture. En effet, 93,9 % des zones en phase d'ouverture sont situées au-dessus de 300 mètres d'altitude, alors que ce pourcentage est de 75,4 % pour les zones qui ne sont pas en phase d'ouverture et 76,9 % pour les zones de concentration de l'original. Cela peut indiquer une préférence de l'original pour les zones situées à plus de 300 m d'altitude.

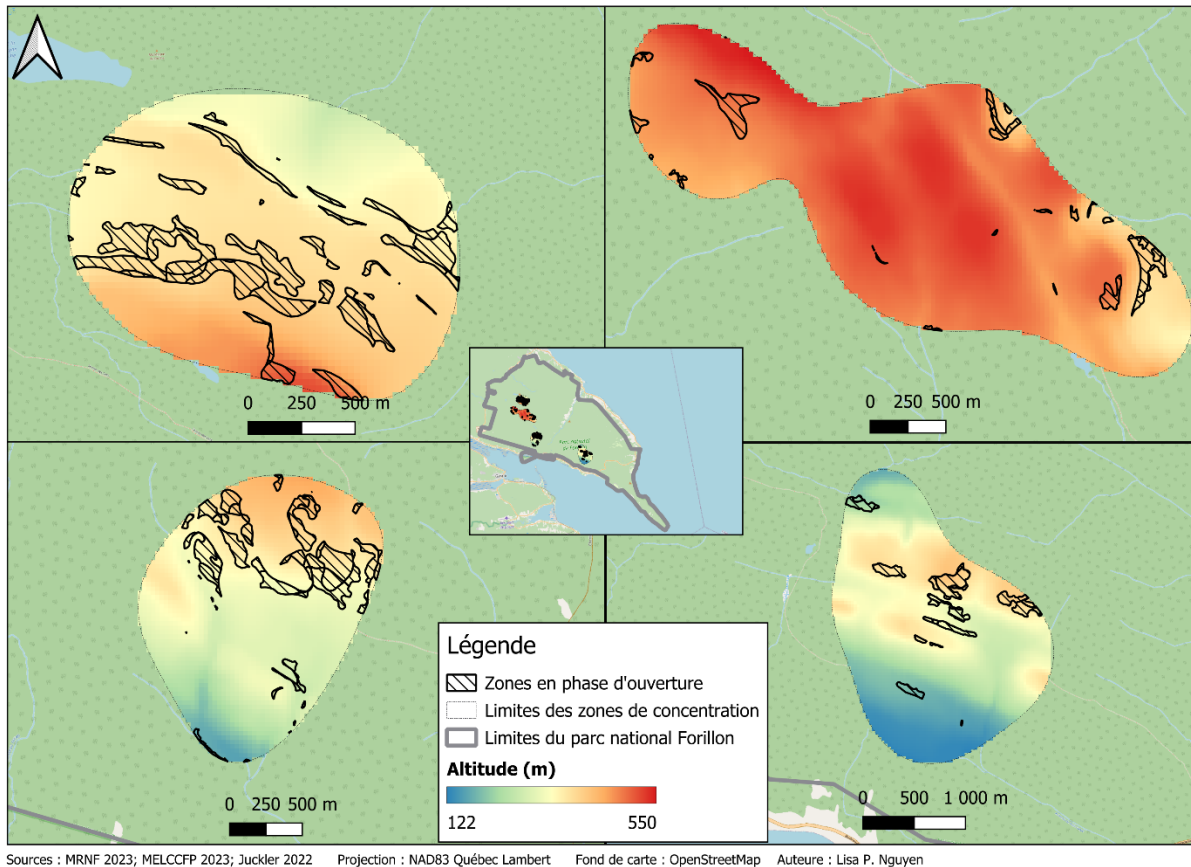


Figure 22. Altitude (m) dans les zones de concentration de l’original dans la période de fin d’hiver et dans les zones en phase d’ouverture au parc national Forillon.

4.2.5. Degré de la pente

La figure 23 présente le degré de la pente de chaque pixel (10 m x 10 m) dans les zones de concentration de l’original en période de fin d’hiver et dans les zones en phase d’ouverture. Le degré de la pente varie entre 0 et 41. Selon un test *t*, il n’y a pas de différence significative ($p > 0,05$) dans la distribution du degré de la pente entre les zones en phase d’ouverture et les zones qui ne sont pas en phase d’ouverture.

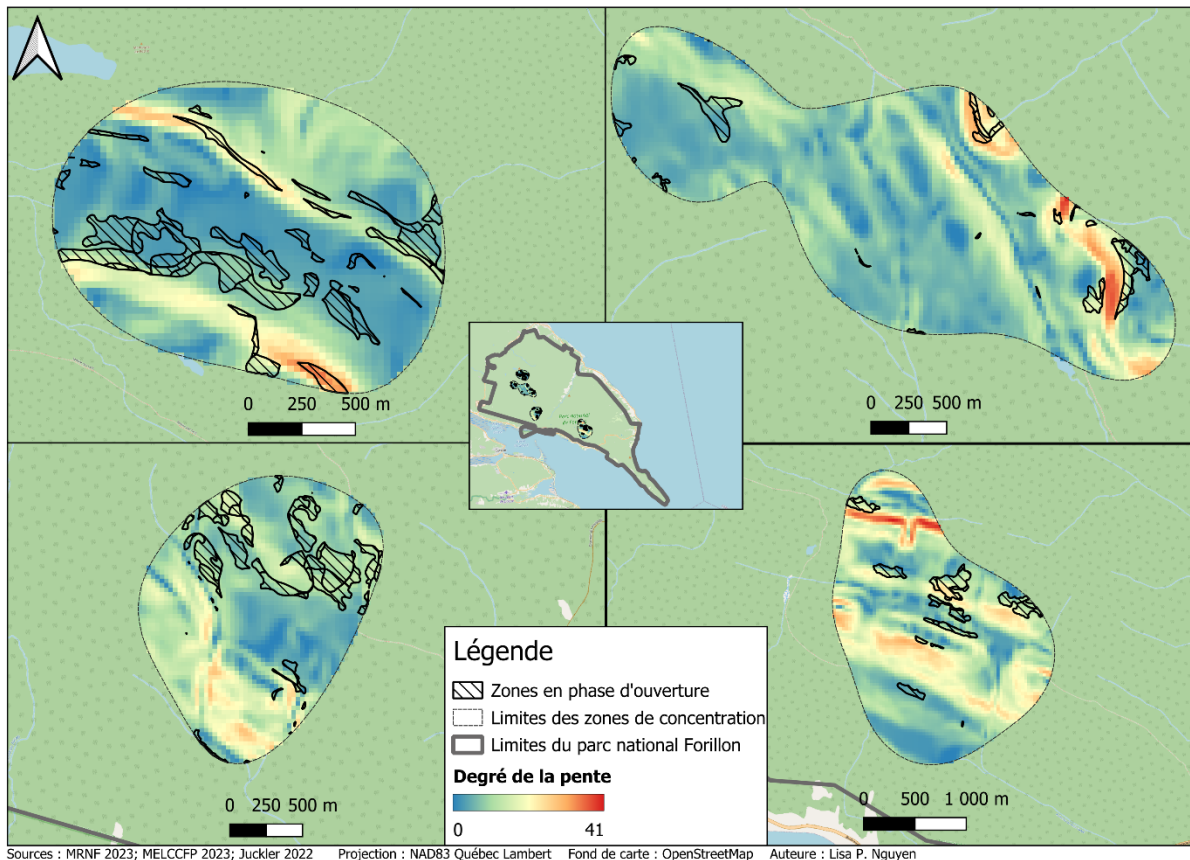


Figure 23. Degré de la pente de chaque pixel de 10 m x 10 m dans les zones de concentration de l’original en période de fin d’hiver et dans les zones en phase d’ouverture au parc national Forillon.

4.2.6. Exposition de la pente

La figure 24 et le tableau 15 présentent l’exposition des pentes de chaque pixel de 10 m x 10 m dans les zones de concentration de l’original et dans les zones en phase d’ouverture. Les expositions qui sont surreprésentées dans les zones en phase d’ouverture sont les expositions nord, nord-est, sud-est et sud. Les expositions qui sont sous-représentées dans les zones en phase d’ouverture sont les expositions sud-ouest, ouest, est et nord-ouest. Cela peut indiquer une préférence de l’original pour les expositions surreprésentées. La différence dans la distribution des classes d’exposition de pente entre les zones en phase d’ouverture et les zones qui ne sont pas en phase d’ouverture est significative ($p < 0,05$) selon un test du khi carré.

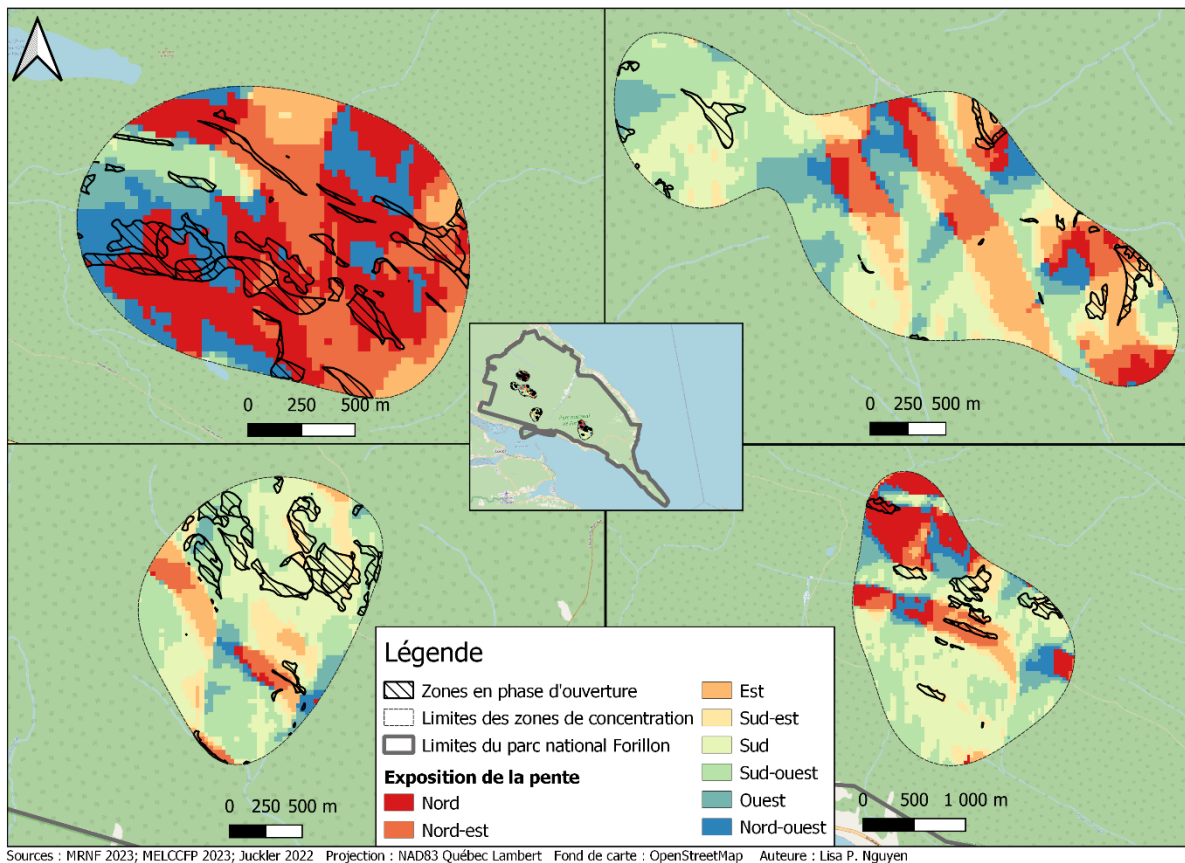


Figure 24. Distribution de l'exposition des pentes de chaque pixel (10 m x 10 m) dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver et dans les zones en phase d'ouverture au parc national Forillon.

Tableau 15. Distribution de l'exposition de la pente de chaque pixel des zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver.

Classe	Proportion dans les zones en phase d'ouverture	Proportion dans les zones qui ne sont pas en phase d'ouverture	Proportion dans les zones de concentration
Plat	0	0	0,03
Nord	18,7	12,3	12,7
Nord-est	12,9	9,9	10,1
Est	5,1	8,8	8,4
Sud-est	11,1	6,6	6,9
Sud	30,2	22,8	23,4
Sud-ouest	16,5	24,5	23,8
Ouest	1,8	8,3	7,8
Nord-ouest	6,0	6,9	6,8

4.3. Test de régression logistique

Les résultats du test de régression logistique ont permis de retenir le groupement d'essences, l'exposition de la pente et la sévérité de l'épidémie de TBE comme variables prédictives. En effet, le test a pu démontrer que ces variables étaient significatives ($p < 0,05$) pour la prédiction de l'ouverture du milieu.

4.3.1. Variables prédictives significatives

Les courbes ROC des variables environnementales sont présentées à la figure 25. La courbe qui représente l'épidémie de TBE montre une surface sous la courbe (SSC) de 0,82, ce qui indique qu'elle offre une meilleure performance pour prédire l'ouverture d'un milieu que les facteurs du groupement d'essences (SSC = 0,68) et de l'exposition de la pente (SSC de 0,62). Les variables qui ont une moins bonne performance sont l'altitude, la distance à un cours d'eau et le degré de la pente, avec des SSC proches de 0,5.

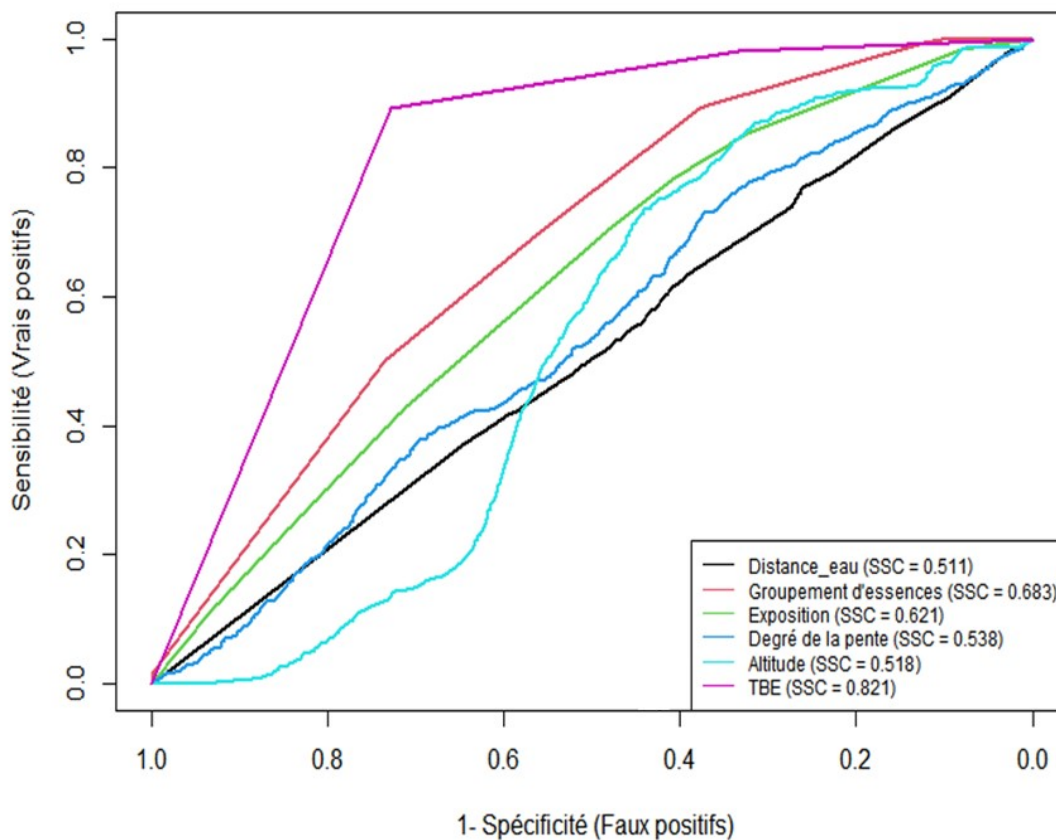


Figure 25. Courbes ROC des différentes variables environnementales à l'étude. Ces courbes indiquent la capacité de chaque variable à prédire l'ouverture d'un milieu.

La figure 26 présente les courbes ROC et les valeurs de surface sous la courbe (SSC) des différents modèles. Le modèle 4 diminue la valeur SSC de la courbe, ce qui pourrait indiquer que la variable de la pente diminue la précision du modèle.

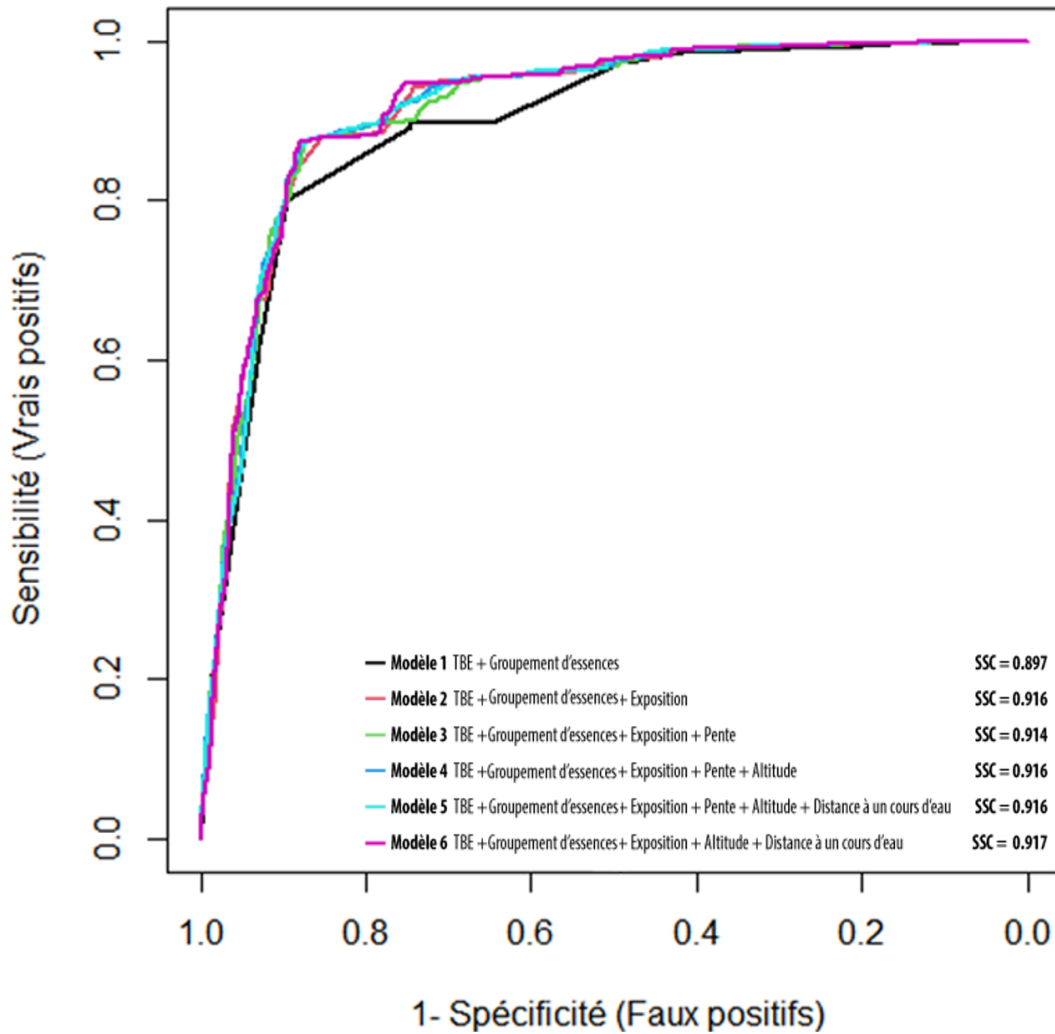


Figure 26. Courbes ROC des différents modèles à l'étude pour la prédiction de l'ouverture d'un milieu.

Le modèle 2 a été sélectionné pour être testé, puisque les variables de l'altitude et de la distance à un cours d'eau ne contribuent que très peu à la précision du modèle. La variable du degré de la pente n'a pas été sélectionnée puisqu'elle semble diminuer la précision du modèle. Ainsi, les trois variables sélectionnées dans le modèle retenu sont l'épidémie de TBE des années 1970, le groupement d'essences du troisième inventaire et l'exposition de la pente. Ce modèle a une SSC de 0,916.

Le tableau 16 montre les valeurs du coefficient de régression β des classes des variables prédictives choisies. Seules les classes de variable avec une valeur p significative ($p < 0,05$) ont été retenues pour l'équation qui permet de calculer la vulnérabilité à l'ouverture du milieu pour chaque pixel du parc national Forillon. Les valeurs positives signifient une corrélation positive à l'ouverture d'un milieu et les valeurs négatives, une corrélation négative à l'ouverture d'un milieu. L'équation utilisée est la suivante (Équation 3) :

$$Z = \text{TBE} + \text{Groupement d'essences} + \text{Exposition} - 7,7 \quad (\text{Équation 3})$$

Tableau 16. Valeurs des classes de variable significatives ($p < 0,05$).

Classe de variable	Coefficient β
Épidémie légère	0,8
Épidémie sévère	4,3
BB	3,1
BbS	3,2
FIS	3,4
PE	6,1
RBj-	4,9
SBb	3,1
SE	2,7
SC	5,6
SS	2,9
Nord	-0,3
Est	-0,6
Sud-est	0,7
Sud	0,3
Ouest	-1,2
Nord-ouest	-0,5

4.3.2. Carte de vulnérabilité au surbrouitage des orignaux

La figure 27 présente la carte de vulnérabilité au surbrouitage des orignaux au parc national Forillon. Les niveaux sont relatifs et ont été obtenus par l'équation 3. Les valeurs ont été classées par intervalle égal afin de faciliter l'interprétation. Les bornes des niveaux de vulnérabilité sont présentées dans le tableau 17.

Tableau 17. Intervalles des valeurs Z pour le classement des niveaux vulnérabilités.

Niveau de vulnérabilité	Valeurs
Très faible	< -6,4
Faible	-6,4 – - 4,0
Moyen	-4,0 – -1,5
Élevé	-1,5 – 0,9
Très élevé	> 0,9

Environ 0,3 % (0,74 km²) du territoire du parc présente une vulnérabilité très élevée au surbrouitage de l'orignal et 16,7 % (41,1 km²), une vulnérabilité élevée. Près de 14,2 % (35,0 km²) du territoire présente une vulnérabilité moyenne; 25,5 % (62,8 km²), une vulnérabilité faible et 43,3 % (106,6 km²), une vulnérabilité très faible.

Environ 0,07 % (0,009 km²) des zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver ont une vulnérabilité très élevée et 31,2% (3,9 km²), une vulnérabilité élevée. Près de 15,3 % (1,9 km²) des zones présentent une vulnérabilité moyenne; 31,4 % (3,96 km²) une vulnérabilité faible et 22,1 % (2,8 km²), une vulnérabilité très faible.

De fait, selon un test du khi carré, il y a une différence significative ($p < 0,05$) dans la distribution des niveaux de vulnérabilité entre les zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver et le reste du parc national Forillon. Ainsi, ces zones ont proportionnellement plus de milieux à vulnérabilité élevée que dans l'ensemble du parc.

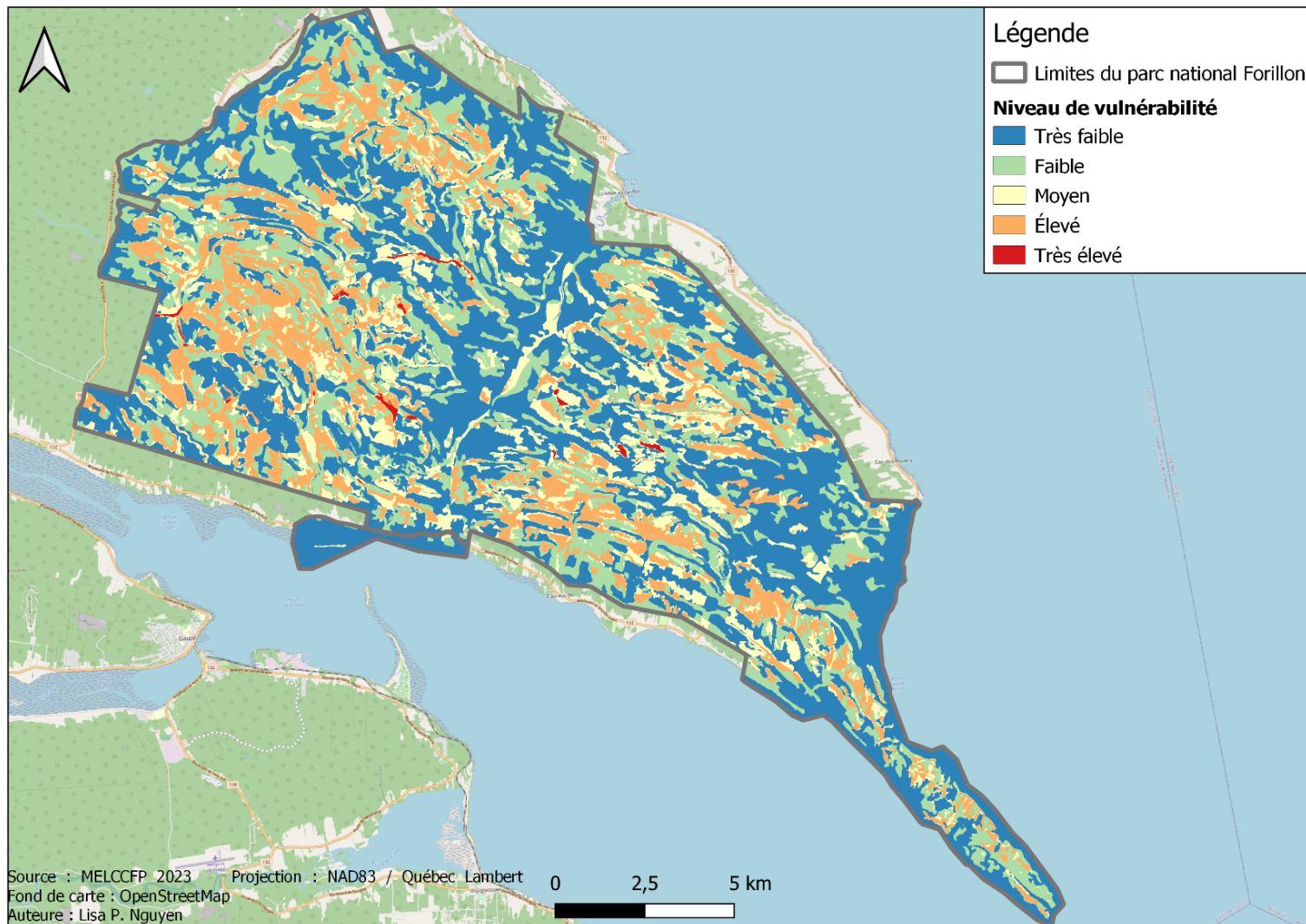


Figure 27. Carte de vulnérabilité au surbroutage des orignaux au parc national Forillon basée sur un modèle de régression logistique qui utilise le groupement d'essences, l'exposition de la pente et la sévérité de l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970.

5. Discussion

5.1. Atteinte des objectifs

Le premier sous-objectif qui était de déterminer les zones en phase d'ouverture a été atteint en comparant l'évolution de la classe de hauteur et de la classe de densité et l'évolution du couvert forestier entre le troisième et le cinquième inventaires écoforestiers du Québec. Les zones qui ont été considérées comme étant des zones en phase d'ouverture sont celles qui ont connu une diminution de la classe de hauteur combinée à un changement de couvert forestier pouvant être associé à la surutilisation par l'orignal.

Les deux autres sous-objectifs ont également été atteints. En effet, diverses variables environnementales ont été testées afin de déterminer lesquelles étaient les variables prédictives pour une ouverture de milieu. Les résultats ont montré que les variables les plus significatives étaient la sévérité de l'épidémie de TBE des années 1970, l'exposition de la pente et les groupements d'essences du troisième inventaire. Ces variables ont ensuite été pondérées grâce aux résultats du test de régression logistique, ce qui a permis d'extrapoler la vulnérabilité à l'ouverture sur l'ensemble du parc national Forillon et de créer une carte de vulnérabilité au surbrouillage des orignaux.

Cette carte pourrait permettre aux gestionnaires du parc de surveiller les zones qui ont des niveaux de vulnérabilité élevé et très élevé. Ces dernières, qui constituent au total 17 % du parc, sont les plus vulnérables à l'ouverture lorsqu'il y a une surabondance d'orignaux. Les gestionnaires du parc pourront ainsi apporter des mesures nécessaires pour réduire les risques d'ouverture dans ces zones. Par exemple, cette carte peut être utilisée en combinaison avec les données télémétriques pour suivre le mouvement des orignaux et surveiller la végétation des milieux à haute vulnérabilité.

5.2. Variables prédictives sélectionnées

Le test de régression logistique a permis de déterminer que les zones les plus vulnérables à la surutilisation par l'orignal sont celles qui ont été affectées sévèrement par l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970, qui étaient constituées de certains groupements d'essences et qui ont une exposition sud et sud-est.

5.2.1. Sévérité de l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970

La variable prédictive la plus importante selon les courbes ROC est la sévérité de l'épidémie de TBE des années 1970. Les résultats du test de régression logistique indiquent que les zones affectées légèrement et sévèrement par la tordeuse étaient positivement corrélées à l'ouverture du milieu et que les zones sévèrement touchées étaient plus vulnérables.

Ces résultats concordent avec les observations des essais précédents. En effet, Juckler (2022) a relevé que 98,4% des zones en phase d'ouverture avaient été atteintes par l'épidémie de TBE des années 1970. Quant aux données de Le Ber (2022), elles ont permis de démontrer que les orignaux avaient une préférence pour les zones affectées par l'épidémie de TBE avec 24,5 % des localisations des orignaux dans ces zones, alors que ces dernières n'occupent que 16,1% du parc. En période de fin d'hiver, cette préférence est d'autant plus accrue avec 31,3 % des occurrences en 2019 et 26% des occurrences en 2020.

Cette préférence pourrait être expliquée par le fait que les zones perturbées par une épidémie de TBE créent un habitat avec une source de nourriture de qualité pour les orignaux. Par exemple, après une perturbation de la forêt boréale telle qu'une épidémie de TBE, des espèces pionnières comme le peuplier faux-tremble et le bouleau blanc viennent coloniser le site. Ces espèces sont particulièrement prisées par les orignaux (Sebilo, 2004; Timmerman et McNicol, 1988; Smith et al., 2010; Murie, 1934; Kolstad et al., 2018). Ce phénomène a été observé sur l'île du Cap Breton en Nouvelle-Écosse, où il a été démontré que les aires ayant été ravagées par la TBE étaient significativement plus susceptibles d'être sujettes au surbroutage des orignaux (Smith et al., 2010).

5.2.2. Groupement d'essences

Les résultats du test de régressions logistique indiquent que les classes significatives ($p < 0,05$) des groupements d'essences du troisième inventaire sont toutes positivement corrélées à l'ouverture. Cela peut indiquer que ces classes sont vulnérables à l'ouverture d'un milieu lorsqu'il y a surabondance d'orignaux. Ces classes sont les groupements de peupliers (Pe); de sapins baumiers et d'épinettes (SE); de résineux et bouleaux jaunes (RBj-); de feuillus intolérants et sapins baumiers (FiS); de sapins baumiers (SS); de bouleau blancs (Bb); de sapins baumiers et bouleaux blancs (SBb et Bbs) et de sapins baumiers et thuyas (SC).

Ces résultats peuvent, d'une part, s'expliquer par la préférence alimentaire des orignaux. En effet, les essences de peupliers (Pe), de bouleaux blancs (Bb) et de sapins baumiers (S) sont les essences que les orignaux préfèrent en hiver (Samson et al., 2002; Abaturov et al., 2002; Risenhoover et Maass, 1986; Smith et al., 2010). Les études de Courtois (1993) et de Renecker et Schwartz (1998) ont pu démontrer que l'alimentation d'hiver des orignaux était principalement composée de brouts de feuillus comme le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble et de brouts de sapin baumier. Ces observations ont également été relevées dans plusieurs études où il a été démontré que lorsque la population d'orignaux dépasse le seuil soutenable de son habitat, la croissance des essences de peupliers (Pe), de bouleaux blancs (Bb) et de sapin baumier (S) était sévèrement compromise et que ces peuplements n'augmentaient pas en classe de densité (Abaturov et Smirnov, 2002, Risenhoover et Maass, 1986).

D'autre part, la vulnérabilité à l'ouverture des groupements d'essences composés du sapin baumier et de l'épinette blanche peut être expliquée par l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970. En effet, il a été démontré que ces essences étaient les plus vulnérables à la TBE (Corona et al., 2022; Leroux et al., 2021; Lemay et al., 2022). Ainsi, la vulnérabilité à l'ouverture des peuplements mixtes et résineux peut être expliquée par l'effet combiné de la surabondance de l'orignal et de la TBE. Par exemple, une étude de Leroux et al. (2021) a pu mettre en évidence que la TBE exerce une pression sur les peuplements de sapin baumier matures, alors que les orignaux exercent plutôt une pression sur les jeunes pousses de sapins baumiers et sur les essences feuillues présentes dans ces mêmes milieux.

La pression cumulative de la population surabondante d'orignaux et d'une épidémie de TBE a pu être relevée par Juckler (2022). En effet, celle-ci a observé que les conversions les plus représentées entre le troisième et le cinquième inventaires écoforestiers dans les zones en phase d'ouverture étaient la conversion de bétulaie à bouleaux blancs avec sapins baumiers ou épinettes blanches à dominance résineuse en peuplements feuillus indéterminés (SBb à FX); la conversion de bétulaie à bouleaux blancs avec sapins ou épinettes blanches à dominance feuillue en peuplement de feuillus indéterminés (BbS à FX); et la conversion de sapinière en feuillus indéterminés (SS à FX). La conversion d'un peuplement mixte ou résineux en peuplement feuillu combinée à une diminution de la classe de hauteur indique une ouverture de milieu causée par l'effet cumulatif du surbrouillage par les orignaux et d'une perturbation par la TBE (De Vriendt et al., 2021).

5.2.3. Exposition de la pente

Les résultats du test de régression logistique indiquent que les expositions sud et sud-est sont positivement corrélées avec une ouverture du milieu, tandis que les expositions nord, est, ouest et nord-ouest sont négativement corrélées. Ces résultats sont similaires aux résultats d'autres études.

En effet, certaines études ont démontré que l'exposition d'un milieu peut modifier le microclimat de celui-ci, et par conséquent, faire en sorte que la végétation qui y pousse soit plus vulnérable aux épidémies de TBE. Par exemple, il a été démontré que l'exposition sud pouvait être favorable à la prolifération de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, ce qui peut favoriser l'ouverture d'un milieu (Osawa et al., 1986; Desta et al., 2004). De fait, Osawa et al. (1986) a pu démontrer que la mortalité des sapins baumiers à la suite d'une épidémie de TBE était plus élevée sur les expositions sud que les expositions nord.

Par ailleurs, certains auteurs ont remarqué une préférence de l'original pour les expositions sud et sud-est au Québec (Courtois et al., 1996). Ces observations concordent avec les résultats obtenus.

5.3. Variables non sélectionnées

5.3.1. Degré de la pente

La variable du degré de la pente a été mise de côté, puisque cette variable n'avait aucune valeur prédictive. Les études sur les préférences des orignaux ont démontré de légères préférences pour les pentes douces, mais celles-ci ne sont peut-être pas assez importantes pour affecter un milieu (Proulx, 1982). Par exemple, Le Ber (2022) a relevé une légère préférence pour les pentes faibles et peu de préférences pour les pentes modérées en période de fin d'hiver. Par ailleurs, Leblond et al. (2011) ont relevé, lors de leur étude sur les orignaux dans les Laurentides, une préférence pour les pentes douces sauf en période de fin d'hiver où les orignaux choisissaient parfois des pentes ascendantes abruptes pour se déplacer.

5.3.2. Distance à un cours d'eau

La variable de la distance à un cours d'eau n'a pas été utilisée pour le test de régression logistique, car celle-ci ne contribue que très peu à la précision du modèle. La variable de la distance à un cours d'eau semble dépendre des conditions climatiques hivernales. En effet, une étude sur une

population d'orignaux dans le sud-est de la Colombie-Britannique a mis en évidence que la concentration des déplacements de ces cervidés était significativement plus importante à une distance de 100 mètres d'un cours d'eau qu'à une distance de 200 m et plus en période hivernale (Halko et al., 2001; Lake, 2006). Or, l'étude a été produite durant une année avec moins de neige au sol que la moyenne, ce qui a dû influencer le mouvement des orignaux. La moyenne de l'épaisseur de neige au sol dans cette région est habituellement en dessous de 70 cm (Haiko et al., 2001).

Par ailleurs, la revue de littérature de Timmermann et McNicol (1988) a démontré que généralement, durant l'hiver, les orignaux ne dépendent pas des cours d'eau, puisque la neige peut combler leur besoin en eau. De fait, ceci peut expliquer pourquoi cette variable a une moindre importance dans les zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver dans le parc national Forillon où les épaisseurs de neige durant les hivers 2020, 2021 et 2022 étaient situées entre 40 et 80 cm (Juckler, 2022).

5.3.3. Altitude

L'altitude n'a pas été sélectionnée, car celle-ci ne contribue pas de façon importante à la précision du modèle. Or, la préférence des orignaux du parc national Forillon pour les hautes altitudes a été soulignée par Le Ber (2022). En effet, celle-ci a constaté que les orignaux avaient une préférence pour les altitudes de 300 mètres et plus, peu importe la saison. Elle a pu observer que 51,8 % des occurrences de localisations se trouvent dans les zones de 300 mètres et plus alors que ces zones n'occupent que 20,3 % du parc.

D'ailleurs, il y a une différence significative ($p < 0,05$) dans la répartition des niveaux de vulnérabilité au surbroutage dans les zones à 300 mètres et plus et dans les zones en dessous de ce seuil. Dans les zones à 300 mètres et plus, la proportion de milieux à vulnérabilité élevée est 30,5 % comparativement à 13,1 % dans les zones situées entre 0 et 299 mètres. La proportion des zones à vulnérabilité très faible est également plus petite dans les zones au-dessus du seuil, avec une proportion de 25,0 % comparativement à 48,1 % dans les zones en dessous du seuil. Cela peut indiquer que les milieux au-dessus du seuil de 300 mètres sont plus vulnérables à l'ouverture du milieu, puisqu'ils sont plus susceptibles d'être surutilisés par les orignaux.

Le fait que les données recueillies n'aient relevé qu'une faible importance de cette variable pourrait être expliqué par la surreprésentation des altitudes de 300 mètres et plus dans les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver. En effet, 77% des zones de concentration sont situées au-dessus du seuil de 300 mètres, alors que seulement 20,3 % du parc est situé à une altitude de plus de 300 mètres. Ce manque de variabilité dans la répartition des classes d'altitude peut limiter la capacité du test statistique à mesurer l'importance de cette variable. De fait, il est probable que le test logistique n'ait pas décelé l'importance de cette variable à cause du biais de sélection de la méthode d'échantillonnage. Ce biais résulte du fait que les milieux étudiés (les zones de concentration de l'original en période de fin d'hiver) n'étaient pas randomisés (aléatoires) (Heckman, 1979). Ce faisant, il y a une surreprésentation des zones au-dessus du seuil de 300 mètres et une sous-représentation des zones en dessous de ce seuil dans les zones de concentration.

En somme, les zones au-dessus du seuil de 300 mètres semblent être préférées par les originaux du parc national Forillon, ce qui rendrait ces milieux plus vulnérables à l'ouverture. Il serait donc pertinent de s'intéresser davantage aux zones situées au-dessus du seuil de 300 mètres pour mieux mesurer la vulnérabilité au surbroutage des milieux forestiers. De ce fait, un seuil de 300 m pourrait être ajouté sur la carte de vulnérabilité au surbroutage des originaux (figure 28) afin de pallier ce biais et d'inclure cette variable environnementale dans l'évaluation de la vulnérabilité au surbroutage des originaux. Les zones qui ont un niveau de vulnérabilité élevé et très élevé à plus de 300 m d'altitude représentent alors 6,4 % et 0,13% du parc national Forillon, respectivement.

5.4. Limites de l'étude

Plusieurs facteurs pourraient affecter l'exactitude de la carte. D'abord, les données télémétriques utilisées par Juckler (2022) et Le Ber (2022) n'ont été prises que sur les femelles et les veaux. Ainsi, la zone de concentration de l'habitat d'hiver pourrait être inexacte si l'on prenait en considération le déplacement des originaux mâles. En effet, quelques études ont démontré que les préférences des mâles différaient de celles des femelles et des veaux surtout en période de fin d'hiver. Ces derniers, étant plus petits que les mâles, éprouvent plus de difficultés à se déplacer lorsque la profondeur de la neige est trop élevée. Les femelles et les veaux préfèrent donc rester sous un couvert forestier où l'épaisseur de neige au sol est moins importante. De plus, ils parcourent généralement de moins longues distances. De ce fait, les zones de concentration de

l'original dans l'ensemble du parc peuvent différer de celles qui ont été étudiées (Leblond et al., 2010, Oehlers et al., 2011).

Puis, le choix d'étudier les zones en phase d'ouverture uniquement dans les zones de concentration de l'original a entraîné un biais de sélection, comme il a pu être démontré avec la variable de l'altitude. Ce choix a été fait parce que ce sont les zones dans lesquelles il était plus susceptible de détecter des milieux en phase d'ouverture causées par la surabondance de l'original. De fait, pour éviter les biais de sélection, il serait pertinent de randomiser les zones à l'étude en étudiant les milieux qui sont en phase d'ouverture sur l'ensemble du parc en premier lieu et de déterminer si ces milieux correspondent aux zones à forte concentration d'originaux en deuxième lieu. Cela permettrait également de confirmer que les perturbations détectées ont bien été causées par la surabondance de l'original..

Par ailleurs, l'utilisation des données écoforestières pour l'identification des zones en phase d'ouverture a pu mener à une estimation inexacte de ces dernières. En effet, les méthodes utilisées pour classifier et délimiter le contour des peuplements lors du troisième inventaire sont moins précises que les méthodes utilisées pour le cinquième inventaire. Par exemple, pour le troisième inventaire, la délimitation des peuplements se faisait à partir de cinq paramètres qui sont : l'appellation forestière, la classe de pente, le dépôt de surface, le drainage et le type écologique. Pour le cinquième inventaire, la délimitation intègre la carte forestière, le type écologique, le modèle numérique de pente et l'historique des perturbations. Le dernier paramètre permet de prioriser les attributs forestiers lors de la délimitation des contours des peuplements, sans prendre en compte les perturbations non visibles. Ces derniers sont intégrés après la délimitation des contours, ce qui n'est pas le cas pour le troisième inventaire. De ce fait, la carte écoforestière du cinquième inventaire reflète mieux le couvert forestier réel (Direction des inventaires forestiers, 2009; Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, 2022). Cette disparité entre le troisième et le cinquième inventaires écoforestiers peut affecter l'exactitude de la comparaison. Une validation sur le terrain pour relever des signes de perturbations par l'original dans les zones en phase d'ouverture pourrait renforcer les données. Les signes courants de l'ouverture d'un milieu forestier causé par l'original sont les marques de broutage des originaux sur les arbres, la réduction ou l'absence de la régénération des essences favorisées par l'original et la présence d'arbres morts (McInness et al., 1992; Gouvernement du Canada, 2022a).

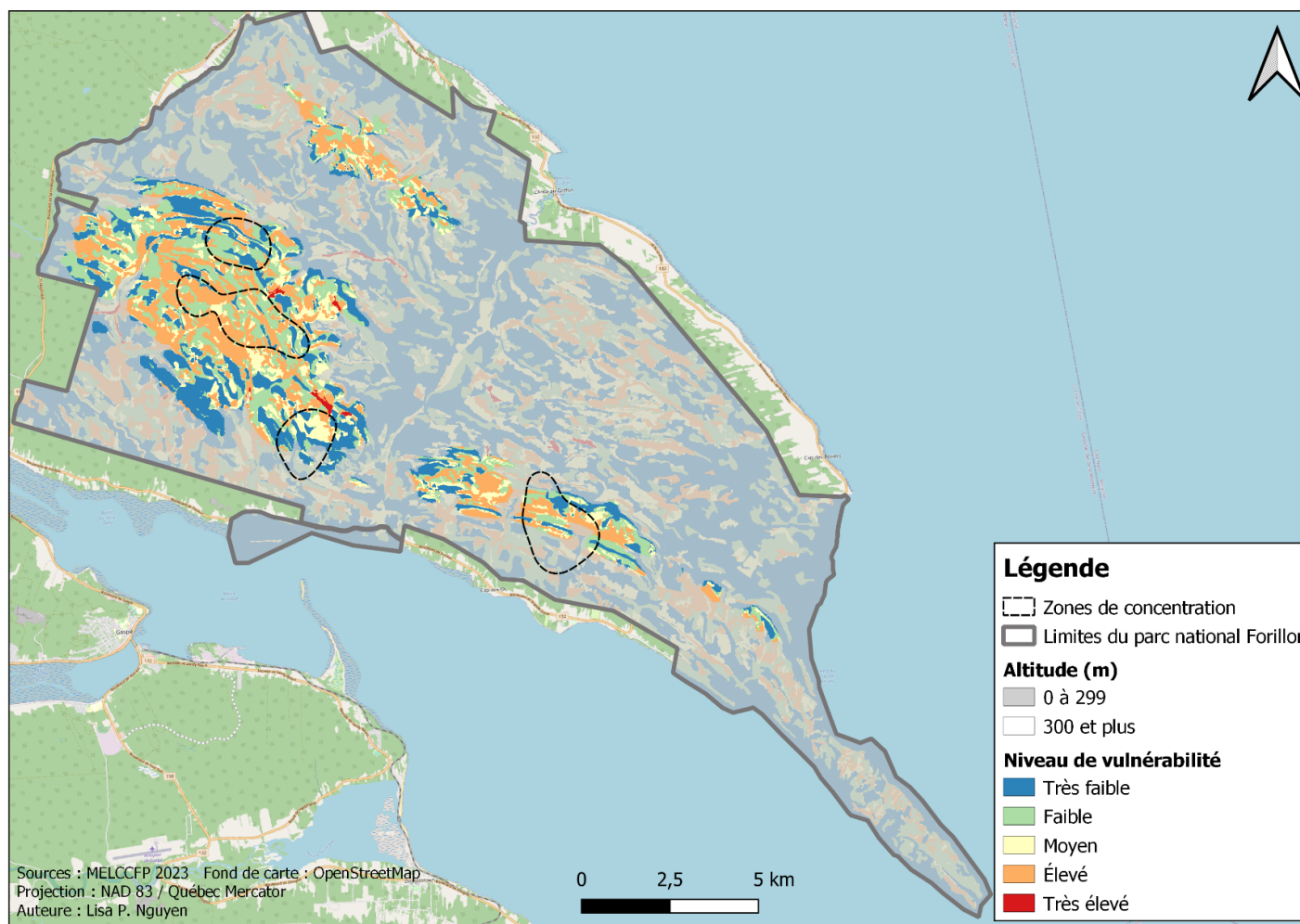


Figure 28. Carte de vulnérabilité au surbroutage des orignaux du parc national Forillon avec un seuil de 300 mètres d'altitude. Les milieux à surveiller seraient ceux avec un niveau de risque élevé et très élevé situé au-dessus de ce seuil. Les milieux au-dessus du seuil de 300 mètres sont surreprésentés dans les zones de concentration de l'original.

5.5. Perspectives

La carte de vulnérabilité au surbrouillage des orignaux peut guider les gestionnaires dans la protection des aires les plus sensibles à la surutilisation par l'orignal. Par exemple, ceux-ci peuvent s'en servir pour installer des exclos dans des zones à vulnérabilité très élevée. Les exclos sont un moyen utilisé notamment sur l'île d'Anticosti afin de réduire les impacts des cerfs de Virginie, qui sont semblables aux impacts des orignaux dans les milieux forestiers. Les exclos permettent donc d'assurer la régénération de la forêt (Etcheverry et al., 2023). D'ailleurs, Parcs Canada a déjà utilisé cette méthode dans le parc national des Hautes-Terres-du-Cap-Breton en Nouvelle-Écosse afin de maintenir les orignaux en dehors des zones qui ont été sévèrement endommagées (Gouvernement du Canada, 2022c).

Puis, dans le but de parfaire les connaissances tirées de cet essai et des essais précédents, il serait intéressant de poursuivre le suivi télémétrique sur une plus longue période afin de mieux comprendre le comportement des orignaux du parc national Forillon en fonction des conditions environnementales. En effet, avec les changements climatiques, il est probable que leurs déplacements soient affectés ainsi que leur préférence pour les groupements d'essences. Par exemple, il a été démontré que lorsque les températures hivernales sont plus douces, les orignaux ne se concentrent pas autant et ne montrent pas les mêmes préférences pour les peuplements résineux (Le Ber, 2022; Samson et al., 2002; Dussault et al., 2005). En comprenant mieux les mouvements de ces ongulés, les gestionnaires du parc peuvent anticiper les zones qui seront utilisées par ces cervidés et optimiser l'utilisation de la carte produite dans ce travail. Il serait donc pertinent d'utiliser les données télémétriques en complément de la carte de vulnérabilité au surbrouillage des orignaux afin de mieux cerner les risques d'ouvertures des milieux forestiers du parc national Forillon.

Par ailleurs, l'épidémie la plus récente de TBE qui sévit en Gaspésie depuis 2014 pourrait également affecter la vulnérabilité de certaines zones en perturbant de nouvelles zones et en offrant aux orignaux de nouvelles sources de nourriture de qualité (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs 2021; Smith et al., 2010). Il serait donc important d'intégrer les zones affectées par cette épidémie afin d'avoir une carte de vulnérabilité à l'ouverture à jour, qui suivrait les conversions des groupements d'essences au fil du temps. La carte nécessite donc une mise à jour régulière, puisque les nouvelles perturbations peuvent affecter la vulnérabilité d'un milieu.

6. Conclusion

L'objectif principal de cet essai, qui était d'identifier les milieux forestiers les plus à risque d'être transformés par l'orignal et de cartographier le résultat, a été atteint. En effet, une carte de vulnérabilité au surbroutage des orignaux a pu être créée, ce qui permettra aux gestionnaires du parc de cibler les milieux les plus vulnérables aux perturbations causées par la surpopulation d'orignaux.

Cette carte a été produite grâce aux variables environnementales obtenues de diverses sources. Les variables prédictives ont été choisies selon les résultats de la courbe ROC. Celles-ci sont l'épidémie de TBE des années 1970, l'exposition de la pente et le groupement d'essences du troisième inventaire. Les variables omises sont l'altitude, le degré de la pente et la distance à un cours d'eau. Le test de régression logistique a permis de quantifier les classes de ces variables et de créer la carte.

L'étude des données a été faite dans les zones de concentration de l'orignal en période de fin d'hiver sélectionnées par Juckler (2022). Les limites de ces zones ont été obtenues grâce aux données télémétriques de 19 orignaux femelles et 25 veaux. Les zones en phase d'ouverture ont été déterminées en étudiant l'évolution de la classe de hauteur et de densité et les conversions du couvert forestier entre le troisième et le cinquième inventaires écoforestiers. Le choix d'étudier l'ouverture du milieu dans les zones de concentration a mené à un biais de sélection, ce qui a diminué l'importance de la variable de l'altitude. Ainsi, un seuil de 300 mètres a été ajouté à la carte de vulnérabilité au surbroutage des orignaux afin de pallier ce biais. Les résultats obtenus suggèrent que la vulnérabilité à l'ouverture est liée à la vulnérabilité des arbres aux épidémies de TBE et à la préférence alimentaire des orignaux.

Un des paramètres à prendre en compte pour approfondir l'étude serait le climat qui risque de changer au cours des prochaines années. En effet, des hivers plus doux risquent d'influencer les déplacements des orignaux et donc, de modifier leurs zones de concentration. Il serait alors important de mieux comprendre leur déplacement selon les conditions météorologiques pour utiliser efficacement la carte. De plus, puisque le couvert forestier est en constante évolution, notamment à cause du cycle des épidémies de TBE, la carte de vulnérabilité au surbroutage des orignaux peut changer au cours des années. Il sera donc important de la mettre à jour en fonction des conditions sur le terrain.

7. Références

- Abaturov, B.D. et Smirnov, K.A. (2002) Effects of moose population density on development of forest stands in Central European Russia. *Alces*, vol. 5, p. 1-5.
- Allen, A., Jordan, P.A et Terrell, J.W. (1987) Habitat suitability index model: Moose, Lake Superior region. U.S. Fish Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, 47 p.
- Anyomi, K. A., Neary, B., Chen, J. et Mayor, S. J. (2022) A critical review of successional dynamics in boreal forests of North America. *Environmental Reviews*, vol. 30, n° 4, p. 563-594.
- Ballard, W. B. et Van Ballenberghe, V. (1998) Moose-predator relationships: research and management. *Alces*, vol. 34, n° 1, p. 91–105.
- Barry, G. (2018) Terra Nova boxes out moose to save the trees. *In* Newfoundland and Labrador, CBC News [En ligne]. <https://www.cbc.ca/news/canada/newfoundland-labrador/terra-nova-moose-exclusion-balsam-fir-trees-1.4797747> (page consultée le 23 août 2023).
- Batzer, H. O. et Popp, M. P. (1985) Forest Succession Following a Spruce Budworm Outbreak in Minnesota. *The Forestry Chronicle*, vol. 6, n° 2, p. 75-80.
- Beeles, K. L., Tourville, J. C. et Dovciak, M. (2022) Characterizing Canopy Openness Across Large Forested Landscapes Using Spherical Densimeter and Smartphone Hemispherical Photography. *Journal of Forestry*, vol. 120, n° 1, p. 37-50.
- Boan, J. J., Malcolm, J. R. et McLaren, B. E. (2014) Forest overstory and age as habitat? Detecting the indirect and direct effects of predators in defining habitat in a harvested boreal landscape. *Forest Ecology and Management*, vol. 326, p. 101-108.
- Bouchard, M., Kneeshaw, D. et Messier, C. (2007) Forest dynamics following spruce budworm outbreaks in the northern and southern mixed woods of central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 37, n° 4, p. 763-772.
- Boulanger, Y. et Arseneault, D. (2004) Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, n° 5, p. 1035-1043.
- Brandner, T. A., Peterson, R. O. et Risenhoover, K. L. (1990) Balsam Fir on Isle Royale: Effects of Moose Herbivory and Population Density. *Ecology*, vol. 71, n° 1, p. 155-164.
- Christopherson, V., Tremblay, J.-P., Gagné, P. N., Bérubé, J. et St-Laurent, M.-H. (2019) Meeting caribou in the alpine: Do moose compete with caribou for food, *Global Ecology and Conservation*, vol. 20, p.e00733.
- Connor, K., Ballard, W., Dilworth, T., Mahoney, S. et Anions, D. (2000) Changes in structure of a boreal forest community following intense herbivory by moose. *Alces*, vol. 36, p. 111-132.
- Corona, C., Leeper, A. C. et LaMontagne, J. M. (2022) Differential defoliation and mortality of white spruce and balsam fir by eastern spruce budworm. *Forest Ecology and Management*, vol. 508, p. 120042.

- Courtois, R. (1993) Description d'un indice de qualité de l'habitat pour l'Original (*Alces alces*) au Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique et Gestion intégrée des ressources. 56 p.
- Courtois, R., Ouellet, J.P., Dansereau, M.C. et Fauvel, A.M. (1996) Habitat de début d'hiver de l'original (*Alces alces*) dans quatre zones bioclimatiques du Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats, 24 p.
- Crête M. et Bédard J., (1975) Daily Browse Consumption by Moose in the Gaspé Peninsula, Quebec. *Journal of Wildlife Management*, vol. 39, n° 2, p. 368–373.
- Crête, M. (1988) Forestry Practices in Québec and Ontario in Relation to Moose Population Dynamic. *The Forestry Chronicle*, vol. 64, n° 3, p. 246-250.
- Crête, M. (1989) Approximation of K carrying capacity for moose in June 1988 eastern Quebec. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 67, n° 2, p. 373-380.
- Crête, M., Ouellet, J.-P. et Lesage, L. (2001) Comparative effects on plants of caribou/reindeer, moose and white-tailed deer herbivory. *Arctic*, vol. 54, n° 4, p. 407-417.
- Crystal-Ornelas, R., Brown, J. A., Valentin, R. E., Beardsley, C. et Lockwood, J. L. (2021) Meta-analysis shows that overabundant deer (*Cervidae*) populations consistently decrease average population abundance and species richness of forest birds. *Ornithological Applications*, vol. 123, n° 4, p. 1-15.
- De Vriendt, L., Lavoie, S., Barrette, M. et Tremblay, J. (2021) From delayed succession to alternative successional trajectory: How different moose browsing pressures contribute to forest dynamics following clear-cutting. *Journal of Vegetation Science*, vol. 32, n° 1, p. e12945.
- Desta, F., Colbert, J., Rentch, J. et Gottschalk, K. (2004) Aspect Induced Differences in Vegetation, Soil, and Microclimatic Characteristics of an Appalachian Watershed. *Castanea*, vol. 69, n° 2, p. 92-108.
- Devkota, K. C., Regmi, A. D., Pourghasemi, H. R., Yoshida, K., Pradhan, B., Ryu, I. C., Dhital, M. R. et Althuwaynee, O. F. (2013) Landslide susceptibility mapping using certainty factor, index of entropy and logistic regression models in GIS and their comparison at Mugling–Narayanghat road section in Nepal Himalaya. *Natural Hazards*, vol. 65, n° 1, p. 135-165.
- Direction des inventaires forestiers (2009) Normes de cartographie écoforestière : Troisième inventaire écoforestier [document PDF]. Révision janvier 2009, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 109 p.
- Direction des inventaires forestiers (2022) Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec [document PDF]. Gouvernement du Québec, Québec, 8 p.
- Dodds, D. G. (1960) Food Competition and Range Relationships of Moose and Snowshoe Hare in Newfoundland. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 24, n° 1, p. 52.
- Dussault, C., Ouellet, J.-P., Courtois, R., Huot, J., Breton, L. et Jolicoeur, H. (2005) Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography*, vol. 28, n° 5, p. 619-628.

- Enochs, B. E., Chong, J. et Kearney, M. A. (2022) Exclusion of Overabundant White-tailed Deer (*Odocoileus virginianus*) Results in Shifts in Soil Microbial Communities and Abiotic Soil Condition in a Northeastern Deciduous Forest. *The American Midland Naturalist*, vol. 187, n° 2, p. 173-194.
- Etcheverry, P., Sigouin, D. et Côté, M. (2023) Plan de gestion de la population surabondante d'orignaux 2023-2027, Parc national Forillon. Agence Parcs Canada, Service de la conservation des ressources, parc national Forillon, 80 p.
- Gagné, L., Larocque, C. et Roussel-Garneau, É. (2018) Évaluation de la qualité de l'habitat de l'orignal et effet de l'aménagement forestier intensif sur la récolte d'orignaux au Bas-Saint-Laurent. Collectif régional de développement du Bas-Saint-Laurent, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 46 p.
- Gouvernement du Canada (2022a) Les orignaux sont trop abondants à Gros-Morne. *In* Parcs Canada, Gouvernement du Canada [En ligne]. <https://parcs.canada.ca/nature/science/conservation/forets-forests/info/1> (page consultée le 23 août 2023).
- Gouvernement du Canada (2022b) Gérer une forêt en péril. *In* Parcs Canada, Gouvernement du Canada [En ligne]. <https://parks.canada.ca/nature/science/conservation/forets-forests/info/2> (page consultée le 20 août 2023).
- Gouvernement du Canada (2022c) Orignal – Parc national des Hautes-Terres-du-Cap-Breton. *In* Parcs Canada, Gouvernement du Canada [En ligne]. <https://parcs.canada.ca/pn-np/ns/cbreton/decouvrir-discover/faune-animals/mammiferes-mammals/original-moose> (page consultée le 26 janvier 2024).
- Gouvernement du Québec (2021) Plan d'aménagement spécial applicable en 2021-2022 à la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette : Forêt d'enseignement et de recherche de la Vallée-de-la-Matapédia TFR 012050. Unité de gestion du Bas-Saint-Laurent, Ministère des forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 35 p.
- Halko, R., Helbert, K. et Halko, S. (2001) Creston – Yahk Moose Winter Habitat Analysis. Tembec Industries Inc., 42 p.
- Heckman, J. J. (1979) Sample Selection Bias as a Specification Error. *Econometrica*, vol. 47, n° 1, p. 153.
- Hedrick, P. W., Robinson, J. A., Peterson, R. O. et Vucetich, J. A. (2019) Genetics and extinction and the example of Isle Royale wolves. *Animal Conservation*, vol. 22, n° 3, p. 302-309.
- Jordan, B. (2020) Scores polygéniques et risque de cancer. *Médecine/science : Chroniques génomiques*, vol. 36, n° 5, p. 535-537.
- Juckler, A. (2022) Évolution spatio-temporelle de l'habitat d'hiver de l'orignal (*Alces alces*) dans un contexte de population surabondante dans le parc national de Forillon (Québec). Travail de fin d'études, Université de Liège, 78 p.
- Kellett, M. J., Maloof, J. E., Masino, S. A., Frelich, L. E., Faison, E. K., Brosi, S. L. et Foster, D. R. (2023) Forest-clearing to create early successional habitats: Questionable benefits, significant costs. *Frontiers in Forests and Global Change*, vol. 5, p. 1073677.

- Kolstad, A., Austrheim, G., Solberg, E. J., De Vriendt, L. et Speed, J. D. M. (2018) Pervasive moose browsing in boreal forests alters successional trajectories by severely suppressing keystone species. *Ecosphere*, vol. 9, n° 10, p. e02458.
- Labadie, G., McLoughlin, P. D., Hebblewhite, M. et Fortin, D. (2021) Insect-mediated apparent competition between mammals in a boreal food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 118, n° 30, p. e2022892118.
- Lake, W. (2006) Identification and management of moose winter habitat in the Cariboo Region: Literature review and mapping pilot study. *Keystone Wildlife Research Ltd, BC Ministry of Environment*, 54 p.
- Le Ber, M.-E. (2021) Utilisation saisonnière actuelle de l'habitat par l'orignal dans le parc national Forillon dans un contexte de surpopulation. *Essai de maîtrise, Université de Sherbrooke*, 65 p.
- Leblond, M., Dussault, C. et Ouellet, J.-P. (2010) What drives fine-scale movements of large herbivores? A case study using moose. *Ecography*, vol. 33, n° 6, p. 1102-1112.
- Lemay, A., Barrette, J. et Krause, C. (2022) Balsam Fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) Wood Quality after Defoliation by Spruce Budworm (*Choristoneura fumiferana* Clem.) in the Boreal Forest of Quebec, Canada. *Forests*, vol. 13, n° 11, p. 1926.
- Leroux, S. J., Charron, L., Hermanutz, L. et Feltham, J. (2021) Cumulative effects of spruce budworm and moose herbivory on boreal forest ecosystems. *Functional Ecology*, vol. 35, n° 7, p. 1448-1459.
- Liu, Z., Peng, C., Maclean, D., Grandpré, L., Candau, J.-N. et Kneeshaw, D. (2022) Evaluating and quantifying the effect of various spruce budworm intervention strategies on forest carbon dynamics in Atlantic Canada. *Forest Ecosystems*, vol. 9, p. 100052.
- MacSween, J., Leroux, S. J. et Oakes, K. D. (2019) Cross-ecosystem effects of a large terrestrial herbivore on stream ecosystem functioning. *Oikos*, vol. 128, n° 1, p. 135-145.
- Massé, S., Cheveau, M., Dussault, C. et 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 générale de l'expertise sur la faune et ses habitats. 42 p.
- McInnes, P. F., Naiman, R. J., Pastor, J. et Cohen, Y. (1992) Effects of Moose Browsing on Vegetation and Litter of the Boreal Forest, Isle Royale, Michigan, USA. *Ecology*, vol. 73, n° 6, p. 2059-2075.
- McKenna, S. (2012) Moose in the river at Big Springs, Caribou-Targhee National Forest. *In Intermountain Forest Service, Flickr [En ligne].*
<https://www.flickr.com/photos/107640324@N05/11937665024> (page consultée le 19 juillet 2023).
- McLaren, B., Roberts, B., Djan-Chékar, N. et Lewis, K. (2004) Effects of overabundant moose on the Newfoundland Landscape. *Alces*, vol. 40, p. 45-59.

- Ministère de l'Environnement, Lutte contre les changements climatiques, Faunes et Parcs (2023) Registre des aires protégées au Québec [fichier d'ordinateur]. 1 : 20 000, Données Québec, Québec.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2015) Répartition de l'orignal (*Alces alces*) au Québec [document cartographique]. 1 : 10 000 000, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2023) Épidémies, chablis et verglas [fichier d'ordinateur]. 1 : 250 000, Données Québec, Québec.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2021) Plan d'aménagement spécial : Épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette – 2021- 2022. Unité d'aménagement 111-61. Division connaissance et planification, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 41 p.
- Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (2023) Modèles numériques de terrain à l'échelle de 1/20 000 [fichier d'ordinateur]. 1 : 20 000, feuillets 22a15202, 22a16101, 22a16102, 22a16201 et 22a16202, Données Québec, Québec.
- Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (2022) Cartographie du cinquième inventaire écoforestier du Québec méridional – Méthodes et données associées. Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, Secteur des forêts, Direction des inventaires forestiers, 129 p.
- Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (2023) Carte écoforestière du troisième inventaire [fichier d'ordinateur]. 1 : 250 000, feuillet 22A. Données Québec, Québec.
- Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (2023) Carte écoforestière à jour [fichier d'ordinateur]. 1 : 250 000, feuillet 22A. Données Québec, Québec.
- Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (2023) Géobase du réseau hydrographique du Québec (GRHQ) [fichier d'ordinateur]. 1 : 20 000, Données Québec, Québec.
- Murie, A. (1934) *The moose of Isle Royal*. University of Michigan Press, Ann Arbor, 66 p.
- Nosko, P., Roberts, K., Knight, T. et Marcellus, A. (2020) Growth and chemical responses of balsam fir saplings released from intense browsing pressure in the boreal forests of western Newfoundland, Canada. *Forest Ecology and Management*, vol. 460, p. 117839.
- Nuttle, T., Ristau, T. E. et Royo, A. A. (2014) Long-term biological legacies of herbivore density in a landscape-scale experiment: Forest understoreys reflect past deer density treatments for at least 20 years. *Journal of Ecology*, vol. 102, n° 1, p. 221-228.
- Osawa, A., Spies, C.J. et Dimond, J.B. (1986) Patterns of Tree Mortality During an Uncontrolled Spruce Budworm Outbreak in Baxter State Park, 1983. Maine Agricultural Experiment Station, Maine Agricultural Experiment Station Technical Bulletin, 121 p.
- Parcs Canada (2022) Le mandat et la charte de Parcs Canada. *In* Parcs Canada, Gouvernement du Canada [En ligne]. <https://parcs.canada.ca/agence-agency/mandat-mandate> (page consultée le 20 août 2023).

- Pastor, J., Dewey, B., Naiman, R. J., McInnes, P. F. et Cohen, Y. (1993) Moose Browsing and Soil Fertility in the Boreal Forests of Isle Royale National Park. *Ecology*, vol. 74, n° 2, p. 467-480.
- Peters, W., Hebblewhite, M., DeCesare, N., Cagnacci, F. et Musiani, M. (2013) Resource separation analysis with moose indicates threats to caribou in human altered landscapes. *Ecography*, vol. 36, n° 4, p. 487-498.
- Proulx, G. (1982) Characteristics of moose (*Alces alces*) winter yards on different exposures and slopes in southern Quebec. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 61, p. 112-118.
- QGIS Development Team (2023) Système d'information géographique QGIS [logiciel]. Version 3.32.3, Creative Commons, Mountain View.
- Rae, L. F., Whitaker, D. M. et Warkentin, I. G. (2014) Multiscale impacts of forest degradation through browsing by hyperabundant moose (*Alces alces*) on songbird assemblages. *Diversity and Distributions*, vol. 20, p. 382-395.
- Office québécois de la langue française (2004) Ravage d'originaux. *In* Grand dictionnaire terminologique, Gouvernement du Québec [En ligne]. <https://vitrinelinguistique.oqlf.gouv.qc.ca/fiche-gdt/fiche/8357867/ravage-doriginaux> (page consultée le 28 août 2023).
- Renecker, L. et Schwartz, C. (1998) Food habits and feeding behavior. Chap. 13, p. 409-439, in Franzmann, A.W. et Schwartz, C. (dir.) *Ecology and management of the North American Moose* (1ère ed.). Smithsonian Institution Press, Washington D.C., 733 p.
- Rioux, M. (2018) Stratégie de gestion de l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette : Plan d'action 2018 en forêt publique – Région du Bas-Saint-Laurent. Direction de la gestion des forêts du Bas-Saint-Laurent, Gouvernement du Québec, 53 p.
- Risenhoover, K. L. et Maass, S. A. (1987) The influence of moose on the composition and structure of Isle Royale forests. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 17, n° 5, p. 357-364.
- Rooney, T. P. et Waller, D. M. (2003) Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, vol. 181, n° 1-2, p. 165-176.
- RStudio Team (2023) RStudio: Integrated Development for R [logiciel]. Version 4.3.1, Posit Software, Boston.
- Salisbury, J., Hu, X., Speed, J. D. M., Jordan, C. M., Austrheim, G. et Cherubini, F. (2023) Net Climate Effects of Moose Browsing in Early Successional Boreal Forests by Integrating Carbon and Albedo Dynamics. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 128, n° 3, p. e2022JG007279.
- Samson, C., Dussault, C., Courtois, R. et Ouellet, J.-P. (2002) Guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal. Société de la faune et des parcs du Québec, Fondation de la faune du Québec, Ministère des Ressources naturelles du Québec, 48 p.
- Saporta, G. (2012) Sensibilité, spécificité, courbe ROC [présentation PowerPoint]. Conservatoire National des Arts et Métiers, Paris, 34 p.

- Sebilo, A. (2004) Succession végétale en forêt boréale mixte, l'effet sur la diversité microbienne et le cyclage des nutriments. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, 65 p.
- Smith, C., Beazley, K.F., Duinker, P. et Harper, K.A. (2010) The impact of moose (*Alces alces andersoni*) on forest regeneration following a severe spruce budworm outbreak in the Cape Breton Highlands, Nova Scotia, Canada. *Alces*, vol. 46, p.135-150.
- Smith, R., Smith, M., Paul, C. et Bellemore, C. (2015) Plan de gestion de la surpopulation d'orignaux pour le mont North, parc national des Hautes-Terres-du-Cap-Breton. Parc national des Hautes-Terres-du-Cap-Breton, Parcs Canada, 47 p.
- Speed, J. D. M., Austrheim, G., Hester, A. J., Solberg, E. J. et Tremblay, J.-P. (2013) Regional-scale alteration of clear-cut forest regeneration caused by moose browsing. *Forest Ecology and Management*, vol. 289, p. 289-299.
- Street, G. M., Vander Vennen, L. M., Avgar, T., Mosser, A., Anderson, M. L., Rodgers, A. R. et Fryxell, J. M. (2015) Habitat selection following recent disturbance: Model transferability with implications for management and conservation of moose (*Alces alces*). *Canadian Journal of Zoology*, vol. 93, n° 11, p. 813-821.
- Telfer, E. S. et Kelsall, J. P. (1984) Adaptation of Some Large North American Mammals for Survival in Snow. *Ecology*, vol. 65, n° 6, p. 1828-1834.
- Timmermann, H. R. et McNicol, J. G. (1988) Moose Habitat Needs. *The Forestry Chronicle*, vol. 64, n° 3, p. 238-245.
- Tremblay, J.-P., Jolicoeur, H. et Lemieux, R. (2001) Summer food habits of gray wolves in the boreal forest of the lac Jacques-Cartier Highlands, Québec. *Alces*, vol. 37, n° 1, p. 1-12.
- Wilson, E. A. et MacLean, D. A. (2015) Windthrow and growth response following a spruce budworm inspired, variable retention harvest in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 45, n° 6, p. 659-666.
- Zager, P. et Beecham, J. (2006) The role of American black bears and brown bears as predators on ungulates in North America. *Ursus*, vol. 17, n° 2, p. 95-108.