



Optimisation de la récolte de bois dans un contexte de protection de l'habitat du caribou forestier

Mémoire

Guillaume Cyr

Maîtrise en sciences forestières

Maître ès sciences (M.Sc.)

Québec, Canada

© Guillaume Cyr, 2014

Résumé

Un déclin mondial des populations de caribou forestier est présentement observé. Il devient impératif d'envisager des stratégies d'aménagement pour atténuer l'impact négatif de l'aménagement forestier sur le caribou. L'objectif principal de ce projet est donc de déterminer l'impact de différentes approches de spatialisation de la récolte dans un contexte d'optimisation de la récolte de matière ligneuse afin de préciser la relation entre la possibilité forestière et la qualité de l'habitat du caribou forestier. Plusieurs scénarios de récolte ont été simulés et évalués sur un horizon de 150 ans en tenant compte du régime de feu, d'un indice de perturbation du territoire, d'un indice de qualité d'habitat, du niveau de coupe du territoire et de l'importance du réseau routier. Les résultats indiquent que l'augmentation de la taille des compartiments de coupe et l'ajout de certaines contraintes spatiales permet d'augmenter la probabilité d'observation du caribou forestier et de réduire l'importance du réseau routier, mais produit également une diminution de la possibilité forestière.

Table des matières

Résumé	iii
Liste des Tableaux	vii
Liste des figures	ix
1. Introduction.....	1
2. Méthodologie	5
2.1. Territoire à l'étude	5
2.2. Données de l'historique forestier.....	8
2.3. Données de productivité forestière.....	8
2.4. Données de l'historique de feux	9
2.5. Modèle de planification de l'aménagement	10
2.5.1. Compartimentation	11
2.5.2. Optimisation du calendrier de récolte	15
2.6. Simulations SELES	23
2.6.1. Hypothèses de récolte	23
2.6.2. Réseau routier	24
2.6.3. Régime de feu	25
2.6.4. Succession forestière	27
2.6.5. Nombres aléatoires communs	28
2.6.6. Indice de qualité d'habitat.....	28
2.6.7. Indice de perturbation du territoire.....	29
2.6.8. Nombre de simulations	30
2.7. Scénarios	30
3. Résultats.....	35
3.1. Convergence des fonctions objectifs.....	35
3.2. Variation de la réponse de l'heuristique	36
3.3. Nombre de simulations	37

3.4. Analyses de sensibilité.....	37
3.4.1. Sensibilité du taux de perturbation	37
3.4.2. Sensibilité de la probabilité d’observation du caribou	37
3.4.3. Sensibilité de la récolte.....	38
3.5. Analyses en composantes principales	42
3.5.1. Scénarios tenant compte du feu	42
3.5.2. Scénarios ne tenant pas en compte du feu	46
4. Discussion	49
4.1. Délai d’adjacence.....	49
4.2. Maintien de massifs névralgiques	50
4.3. Compartiments.....	51
4.3.1. Variabilité de la taille des compartiments	51
4.3.2. Taille des compartiments.....	51
4.4. Modèle	53
5. Conclusion.....	57
Bibliographie.....	59
Annexe 1 : Méthodologie	69
Stratification	69
Compartimentation.....	69
Modèles de probabilité d’observation du caribou	75
Annexe 2: Résultats	77
Réponse de l’heuristique.....	77
Nombre de simulations	77
Sensibilité de la probabilité d’observation du caribou au délai d’adjacence	81
Analyse en composantes principales.....	83

Liste des Tableaux

Tableau 1: Valeur des paramètres de l'indice de qualité d'habitat (Beguin et al. 2013) (moyenne et écart-type).....	28
Tableau 2: Valeurs des paramètres des régressions semi-logarithmiques pour les périodes 1 à 10 (initial), en fonction du délai d'adjacence (continue), du régime de feux (catégorique) et de la taille des compartiments (homogénéité, variabilité naturelle) (catégorique) par rapport à l'ensemble des variables réponses (5 régressions linéaires multiples semi-logarithmiques distinctes) l'intervalle (95 fois sur 100) de l'élasticité des paramètres de régression est présenté entre parenthèses (2 ^e et 97 ^e centile), pour chaque régression semi-logarithmique (n=26). La valeur de P (<0,05) présente le nombre de fois que la pente s'est trouvée significative sur 100 simulations. Le R ² et son intervalle de confiance (95 fois sur 100) (2 ^e et 97 ^e centile) sont présentés pour chacun des 5 modèles. L'intervalle des valeurs d'élasticité (95 fois sur 100) de chaque variable réponse en fonction du délai d'adjacence est présenté entre parenthèses.....	38
Tableau 3: Tableau 4: Valeurs des paramètres médians des régressions multiples semi-logarithmiques pour les périodes 21 à 30 (équilibre), en fonction du délai d'adjacence (continue), du régime de feux (catégorique) et de la taille des compartiments (homogénéité, variabilité naturelle) (catégorique) par rapport à l'ensemble des variables réponses (5 régressions linéaires multiples semi-logarithmiques distinctes) l'intervalle (95 fois sur 100) de l'élasticité des paramètres de régression est présenté entre parenthèses (2 ^e et 97 ^e centile), pour chaque régression semi-logarithmique (n=26). La valeur de P (<0,05) présente le nombre de fois que la pente s'est trouvée significative sur 100 simulations. Le R ² et son intervalle de confiance (95 fois sur 100) (2 ^e et 97 ^e centile) sont présentés pour chacun des 5 modèles.....	38
Tableau 4 : Valeurs des paramètres médians de régression multiple semi-logarithmique des périodes 5 à 10, en fonction de la taille moyenne des compartiments (continue), du régime de feux (catégorique) et de contraintes spatiales par rapport à un délai d'adjacence de 15 ans, Délai de 30 ans, Massifs névralgiques, Temps de retour dans le compartiment dans 70 ans à l'atteinte de l'équilibre (>100 ans) (5 régressions multiples semi-logarithmiques distinctes) l'intervalle (95 fois sur 100) de l'élasticité des paramètres de régression est présenté entre parenthèses (2 ^e et 97 ^e centile), pour chaque régression semi-logarithmique (n=160). La valeur de P(<0,05) présente le nombre de fois que la pente s'est trouvée significative pour 100 simulations. Le R ² et son intervalle de confiance (95 fois sur 100) (2 ^e et 97 ^e centile) sont présentés pour chacun des 5 modèles. Les catégories de références pour les variables catégoriques sont respectivement : Variable régime de feux (sans régime de feux) et variable contrainte (contrainte de délai d'adjacence de 15 ans).....	40
Tableau 5 : Valeurs des paramètres médians de régression multiple semi-logarithmique des périodes 21 à 30, en fonction de la taille moyenne des compartiments (continue), du régime de feux (catégorique) et de contraintes spatiales par rapport à un délai d'adjacence de 15 ans, 1: délai de 30 ans, contrainte 2 : massifs névralgiques, Temps de retour dans le compartiment dans 70 ans à l'atteinte de l'équilibre (>100 ans) (6 régressions multiples semi-logarithmiques distinctes) l'intervalle (95 fois sur 100) de l'élasticité des paramètres de régression est présenté entre parenthèses (2 ^e et 97 ^e centile), pour chaque régression semi-	

logarithmique (n=160). La valeur de P(<0,05) présente le nombre de fois que la pente s'est trouvée significative pour 100 simulations. Le R² et son intervalle de confiance (95 fois sur 100) (2^e et 97^e centile) sont présentés pour chacun des 5 modèles. Les catégories de références pour les variables catégoriques sont respectivement : Variable régime de feux (avec régime de feux) et variable contrainte (contrainte de délai d'adjacence de 15 ans). 41

Tableau 6 : « Loadings » des deux différentes analyses en composantes principales avec et sans régime de feu du scénario de taille fixe, du scénario de taille variable, du scénario sans aménagement et du scénario d'optimisation non spatiale par période de 50 ans (n=24). 42

Liste des figures

- Figure 1: Territoire à l'étude d'une superficie de 30 000 km² situé sur les unités d'aménagement 9351-9352-9352 de la région administrative de la Côte-Nord en pessière à mousse QC, Ca, le réseau routier et les perturbations dues à la récolte <40 ans sont présentés. 7
- Figure 2: Schéma de la méthode utilisée afin de comparer les scénarios de taille fixe, de taille variable et de compartiments de taille de 50 à 1000 km² pour chaque scénario simulé sur le territoire. 11
- Figure 3: Schéma de détermination des différents compartiments d'organisation spatiale. Un test de khi carré (1) est fait pour les scénarios suivant une distribution exponentielle négative (scénarios de taille moyenne des compartiments variant de 50 km² à 1000 km²) tandis que pour les scénarios de taille fixe et de taille variable la solution était acceptée lorsque la distribution était à l'intérieure de l'intervalle de confiance (2). 12
- Figure 4: Heuristique d'optimisation de la récolte des compartiments par recuit simulé et programmation linéaire utilisée pour tous les scénarios. 19
- Figure 5: Schéma du régime de feu simulé sur le territoire (Bouchard et Pothier 2008). 27
- Figure 6: Convergence des fonctions objectif pour le scénario de taille fixe (fermeture de 30 ans des compartiments et délai d'adjacence de 30 ans), la première figure présente la valeur de la fonction objectif de maximisation de la possibilité (Équation 4) (A) la deuxième figure présente la valeur de la fonction objectif de rendement soutenu (Équation 5) (B), le 3^e graphique présente la valeur du critère d'arrêt de l'heuristique (C) et le 4^e graphique présente la convergence du modèle de programmation linéaire de la fonction objectif de maximisation de la possibilité forestière (Équation 16)(D). 36
- Figure 7: Analyse en composantes principales la superficie moyenne d'habitat représentant la taille moyenne de l'habitat du caribou non perturbé à l'extérieure des zones tampons de 500 mètres et des feux en km², la superficie moyenne de vieilles forêts présente sur le territoire en km² (forêts de 150 ans et plus) (Bouchard et Pothier 2008). Le réseau routier représente l'importance du réseau routier primaire (classe 1 et 2) sur le territoire en km. Le taux de perturbation représente le niveau de perturbation en % de la superficie perturbée pour caribou forestier / en la superficie totale (Env. Can. 2011). L'axe récolte représente le volume récolté en m³/an sur le territoire (possibilité forestière). Finalement, l'axe agglomération de coupe présente la taille moyenne des compartiments de coupe contiguë récoltée par période de 50 ans sur le territoire (km²), pour les scénarios avec régime de feux (n=24). 44
- Figure 8: Analyse en composantes principales des scénarios sans récolte, d'optimisation non spatiale, du scénario de taille fixe, du scénario de taille variable et du scénario sans récolte en fonction du % de la possibilité forestière actuelle avec régime de feu. Les points présentent les valeurs médianes par périodes de 50 ans par scénario. Le losange noir présente le point initial de départ (année 2006 sur le territoire)(n=24). Le gradient de couleur présente le pourcentage d'atteinte de la possibilité forestière actuelle du territoire avec régime de feux (0 à 150 %). 45
- Figure 9: Analyse en composantes principales, la superficie moyenne d'habitat représente la taille moyenne de l'habitat du caribou non perturbé à l'extérieure des

zones tampons de 500 mètres et des feux en km ² , la superficie moyenne de vieilles forêts présente sur le territoire en km ² (forêts de 150 ans et plus) (Bouchard et Pothier 2008). Le réseau routier représente l'importance du réseau routier primaire (classe 1 et 2) sur le territoire en km. Le taux de perturbation représente le niveau de perturbation en % de la superficie perturbée pour le caribou forestier / en la superficie totale (Env. Can. 2011). L'axe récolte représente le volume récolté en m ³ /an sur le territoire (possibilité forestière). L'axe agglomération de coupe présente la taille moyenne des agglomérations de coupe contiguë récoltée par période de 50 ans (km ²), pour les scénarios sans régime de feux (n=24).	46
Figure 10: Analyse en composantes principales des scénarios sans récolte, d'optimisation non spatiale, du scénario de taille fixe, du scénario de taille variable et du scénario sans récolte en fonction du % de la possibilité forestière actuelle. Les points présentent les valeurs médianes par périodes de 50 ans par scénario. Le losange noir présente le point initial de départ (année 2006 sur le territoire) (n=24). 48	48
Figure 11: Stratification écoforestière du 3e inventaire (Létourneau et al. 2009).....	69
Figure 12: Compartimentation d'organisation spatiale actuelle du territoire, selon un test de khi carré (p<0,05) la distribution de la taille des compartiments observée est comparable à une distribution théorique exponentielle négative.	71
Figure 13: Valeur de la fonction objectif d'hétérogénéité (Équation 2) de simulation de regroupement des compartiments pour les 20 scénarios de taille de compartiment variant de 50 km ² à 1000 km ² , n=100 pour l'analyse de sensibilité, un faible indice d'hétérogénéité signifie une bonne agrégation des cellules.	72
Figure 14: Compartimentation des scénarios d'analyse de sensibilité suivant une distribution de taille exponentielle négative de moyenne de 50 à 1000 km ²	73
Figure 15: Les feux de 10 km ² et plus du territoire (Bouchard et Pothier 2008) de la région de la Côte-Nord.	74
Figure 16: Distribution de la taille des feux sur le territoire obtenue par « <i>Bootstrap</i> » à la suite de 10 000 itérations. Les intervalles de confiance présentés sont de type standard (normal). Il y a 95 % de chance que les fréquences moyennes d'observation des compartiments par classe de superficie obtenue par « <i>Bootstrap</i> » tombent dans les intervalles de confiances présentées ci-dessus, erreur $\alpha = 0.05$. 75	75
Figure 17: Reproductibilité du scénario de taille fixe avec contrainte de délai d'adjacence de 15 ans (n=100) pour la fonction objectif de récolte annuelle sur le territoire; les lignes pointillées présentent les 5 ^e et 95 ^e quantiles, variation de + ou – 5 % (9 fois sur 10).	77
Figure 18: Reproductibilité du scénario de taille fixe avec contrainte de délai d'adjacence de 15 ans (n=100) pour la fonction objectif de récolte annuelle sur le territoire; les lignes pointillées présentent les 5 ^e et 95 ^e quantiles, variation de + ou – 5 % (9 fois sur 10).	78
Figure 19: Taux de perturbation du territoire du scénario de taille fixe, en fonction de différents délais d'adjacences (5 à 30 ans), pour deux différentes périodes (0 à 50 ans) (initiale) (A et C) et (100 à 150 ans) (équilibre) (B et D) en incluant le régime de feu (A et B) et excluant le régime de feu (C et D). Les lignes pointillées grises représentent la zone d'incertitude par rapport à la probabilité de maintien du caribou forestier (Env. Can. 2011) (35 % à 45 %).	80

Figure 20: Taux de perturbation du territoire du scénario de taille variable, en fonction de différent délai d'adjacence (5 à 30 ans), pour 2 différentes périodes (initiale) (0 à 50 ans) (A et C) et (équilibre) (100 à 150 ans) (B et D) de gauche à droite incluant le régime de feux (A et B) et excluant le régime de feux (C et D). Les lignes pointillées grises présentent la zone d'incertitude par rapport à la probabilité de maintien du caribou forestier (Env. Can. 2011) (35 % à 45 %). 81

Figure 21: Distance à la distribution Kolmogorov Smirnov pour le modèle de la probabilité d'observation du caribou forestier en fonction du délai d'adjacence du scénario de taille fixe (A et B) et de taille variable (C et D), en excluant les cellules en bordures (Tableau 1) pour l'état initial (0 à 50 ans) (A et C) et l'équilibre (100 à 150 ans) (B et D). 82

Figure 22: Test « Broken Stick », lorsque la courbe d'ordination a une valeur plus élevée que la valeur de la courbe du « Broken Stick » la composante principale est jugée comme significative. Les axes PC1 et PC2 sont significatifs et peuvent être utilisés pour justification du comportement des différentes variables de l'analyse en composantes principales pour les différents scénarios (taille fixe, taille variable) avec régime de feux (n = 24). 83

Figure 23: Test « Broken Stick », lorsque la courbe d'ordination a une valeur plus élevée que la valeur de la courbe du « Broken Stick » la composante principale est jugée comme significative. Les axes PC1 et PC2 sont significatifs et peuvent être utilisés pour justification du comportement des différentes variables de l'analyse en composantes principales pour les différents scénarios sans régime de feux (n=24). 84

1. Introduction

Au Canada, c'est en 2002 que le caribou forestier a été considéré comme une espèce menacée alors qu'au Québec, il est considéré comme une espèce vulnérable depuis 2005 (L.R.Q., c. E-12.01). Depuis longtemps, la gestion des populations de caribou est une source de préoccupation (Bergerud 1967), notamment parce que les activités forestières affectent de façons directe et indirecte ces populations concentrées en milieu boréal (Smith et al. 2000, Courtois et al. 2003, Crête et al. 2004, Courtois et al. 2008). Les populations affectées par les activités anthropiques réagissent en augmentant la taille de leur domaine vital (Courtois et al. 2007). Puisque les risques de prédation augmentent en milieu perturbé, le caribou forestier tend à éviter les parterres de coupe (Courtois et al. 2003). D'ailleurs la coexistence entre les activités forestières et le caribou forestier est peu probable lorsque le niveau d'activité forestière est trop élevé (Festa-Bianchet et al. 2011). De plus, rien ne prouve que les caribous arrivent à recoloniser les endroits affectés par la coupe (MNRO 2008). À court terme, le caribou réagit à certaines mesures de maintien de son habitat comme les massifs de conservation et les corridors liant ces massifs (Courtois et al. 2004, Courtois et al. 2008). Toutefois, la fragmentation du territoire est un enjeu névralgique pour le caribou (Courtois et al. 2003). Pour assurer la protection de cette espèce à grand domaine vital, les massifs de protection doivent couvrir une superficie considérable (Smith et al. 2000, Courtois et al. 2004, Courtois et al. 2008) en plus d'être inter-reliés (Courtois et al. 2003, Courtois et al. 2008). Il semble que des massifs de protection de moins de 180 km² soient trop petits pour protéger adéquatement l'habitat du caribou forestier (Courtois et al. 2008). Au Québec, certaines mesures ont été fixées pour éviter l'effondrement des populations. Il est notamment proposé de maintenir des massifs de protection de 100 à 250 km² liés entre eux par des réseaux de corridors (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec 2008). Ces mesures viennent se juxtaposer au réseau d'aires protégées déjà présent sur le territoire. Il est aussi recommandé d'utiliser des massifs de coupe de grande superficie pour éviter la fragmentation à l'échelle du paysage (Smith et al. 2000, Hovington et al. 2010).

Sachant que l'habitat du caribou forestier se compose surtout de vieilles forêts, certains proposent l'implantation de systèmes de coupes partielles permettant de

conserver les attributs des vieilles forêts (Courtois et al. 2004, Courtois et al. 2008). Un allongement de l'âge d'exploitabilité permet aussi la conservation de massifs forestiers plus âgés. De plus, l'envahissement des strates coupées par des espèces feuillues doit être évité pour réduire leur fréquentation par l'orignal, ce qui contribuerait à augmenter la prédation du caribou par le loup (Courtois et al. 2003).

Certaines approches préconisent la concentration des activités forestières à l'échelle du paysage (Rempel et Kaufmann 2003), ce qui permettrait de réduire la fragmentation et les écarts entre les paysages aménagés et non aménagés (Tittler et al. 2012). Selon cette hypothèse, la meilleure façon d'augmenter la probabilité de maintien du caribou serait de répartir spatialement des compartiments de récolte dans le but d'imiter la distribution spatiale des feux en forêt boréale (Courtois et al. 2004).

Entre 2003 et 2007 au Québec, la récolte se pratiquait par coupe mosaïque, ce qui impliquait qu'une coupe récente devait être accompagnée par la rétention d'une aire non perturbée de superficie équivalente. Puisque cette pratique augmentait la fragmentation du paysage en forêt boréale (Nappi 2013), ce qui est nocif au caribou forestier, de nouvelles pratiques sylvicoles ont vu le jour depuis 2007.

Afin de réduire la fragmentation du paysage, les coupes sont maintenant regroupées à l'intérieur de compartiments de récolte. Ces compartiments ont une taille minimale de 30 km² afin de réduire l'impact négatif des coupes sur les espèces sensibles à la fragmentation du paysage (Robbins et al. 1989, Watt et al. 1996, Kouki et Väänänen 2000). La récolte forestière doit aussi être planifiée de façon à maintenir un certain nombre de compartiments composés à 70 % de forêts de 7 mètres et plus (Nappi 2013). Ces compartiments sont délimités en fonction de la composition forestière, des classes d'âges des peuplements sur le territoire et de l'historique des feux (Jacques Duval 2011, communication personnelle).

L'objectif général du projet vise à évaluer l'impact de différentes approches de spatialisation de la récolte sur le caribou forestier et la possibilité forestière dans un contexte d'optimisation de la récolte de matière ligneuse. L'objectif regroupe deux thèmes principaux; l'effet de l'utilisation de différentes contraintes spatiales et l'importance de la taille des compartiments de récolte et la variabilité de leurs tailles sur le caribou forestier et la possibilité forestière.

1. La principale contrainte spatiale évaluée est le délai d'adjacence qui permet de conserver des zones non perturbées entre les compartiments de récolte et aide au maintien des populations végétales et animales (Perron et al. 2008), mais affecte aussi la récolte (Rempel et Kaufmann 2003).

2. Le maintien de massifs de protection est la seconde contrainte spatiale abordée dans l'étude, à court terme elle permet le maintien des populations de caribou forestier sur le territoire (Courtois et al. 2008), mais elle affectera aussi la récolte de matière ligneuse en raison de la diminution de la superficie disponible à la récolte périodiquement.

3. La taille des compartiments et leurs variabilité est susceptible d'affecter certaines caractéristiques de l'habitat du caribou forestier. L'utilisation de massifs de coupe de grandes dimensions peut réduire la fragmentation du paysage (Anderson 2003), ce qui contribuerait à conserver la qualité d'habitat du caribou forestier (Lesmerises et al. 2013). Cependant, l'augmentation de la taille des compartiments produit une diminution de la possibilité forestière (Tittler et al. 2012).

2. Méthodologie

2.1. Territoire à l'étude

Le territoire d'étude est situé au Québec, dans la région administrative de la Côte-Nord au nord du fleuve Saint-Laurent (Figure 1). Il couvre une superficie de 30 000 km² dans le sous-domaine écologique de la pessière à mousses de l'Est (Robitaille et Saucier 1998). Il est situé sur le Bouclier canadien, principalement composé de roches précambriennes et recouvert de dépôts de tills et de dépôts fluvio-glaciaires. Les précipitations annuelles moyennes varient de 1014 à 1156 mm, ce qui en fait un climat boréal humide (Env. Can. 2013). La forêt est principalement composée d'épinette noire (*Picea mariana* Mill. B.S.P.), de sapin baumier (*Abies balsamea* Mill.) et, dans une moindre mesure, de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), de bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.) et d'épinette blanche (*Picea glauca* Voss.).

Le territoire d'étude correspond aux unités d'aménagement 94-52, 93-52 et à la partie nord de l'unité 93-51. Il englobe complètement la harde de la Manicouagan et chevauche une partie du territoire de la harde de la Manouane (Courtois et al. 2002). La harde de la Manicouagan est relativement petite et ne compte que 181 individus (Env. Can. 2011). Les perturbations d'origine anthropique, incluant une zone d'influence de 500 m, correspondent à 28,8 % de la superficie de l'habitat de la population de caribou (Env. Can. 2011). Les unités d'aménagements 93-52 et 94-52 ont fait l'objet de coupes forestières extensives depuis la fin des années 1990 (Morneau et Landry 2010).

Plusieurs perturbations naturelles régissent la dynamique du territoire, dont les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clem.), les chablis, mais surtout les feux (De Grandpré et al. 2008). Le cycle de feu varie de 270 à 500 ans sur le territoire selon un gradient d'ouest en est (Bouchard et al. 2008). Les perturbations de petite taille comme le chablis prennent plus d'importance en suivant un gradient d'ouest en est sur le territoire (Jacques Duval, communication personnelle 2011).

L'unité d'aménagement 93-52 est située à l'ouest du territoire et le feu serait son principal agent naturel de perturbation (Morneau et Landry 2010). Cette unité comporte une plus grande proportion de pin gris comparativement aux deux autres

unités d'aménagement qui sont composées majoritairement d'épinette noire et de sapin baumier (Jacques Duval, communication personnelle 2011). Son cycle de feu est légèrement moins élevé que celui de l'unité d'aménagement 94-52 qui est localisée à l'est du territoire. L'unité d'aménagement 93-51 a été touchée par des épisodes d'épidémies de tordeuse des bourgeons d'épinette de façon beaucoup plus importante que les deux autres. Le chablis est un élément de perturbation secondaire important dans cette unité d'aménagement (Morneau et Landry 2010).

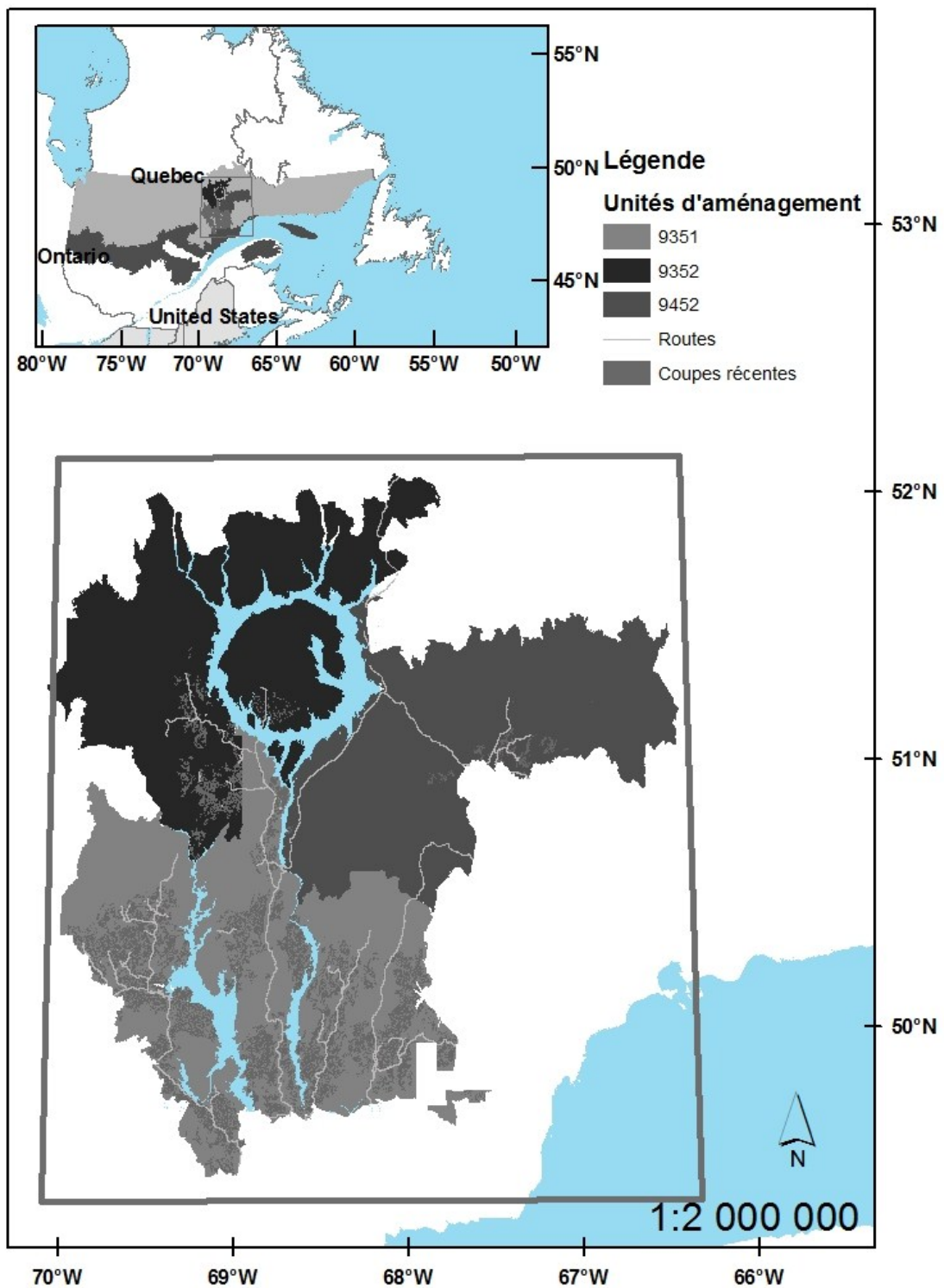


Figure 1: Territoire à l'étude d'une superficie de 30 000 km² situé sur les unités d'aménagement 9351-9352-9352 de la région administrative de la Côte-Nord en pessière à mousse QC, Ca, le réseau routier et les perturbations dues à la récolte <40 ans sont présentés.

2.2. Données de l'historique forestier

Les données forestières spatiales à l'échelle du peuplement proviennent du troisième inventaire forestier décennal du MRN. La cartographie du 3^e inventaire provient de données récoltées de 1991 à 2003, et a été mise à jour pour le territoire d'étude en 2006. Les peuplements forestiers sont photo-interprétés à partir de photographies aériennes à l'échelle de 1 :15 000. Les plus petites unités forestières productives interprétées ont une superficie de 8 hectares. Les données forestières à l'échelle du peuplement comprennent : la classe de pente, la composition forestière du peuplement, la classe de drainage, le dépôt de surface, la classe de hauteur du peuplement, la classe d'âge du peuplement et l'historique de perturbations du peuplement. Les superficies non productives telles que l'eau, les dénudés sec et les dénudés humides sont aussi cartographiées (Létourneau et al. 2009).

Le réseau routier du territoire est divisé en quatre catégories. La première catégorie (classe 1) de chemins primaires se définit comme tout chemin ayant une chaussée d'une largeur minimale de 8 mètres et une emprise de 30 mètres. Ils ont une durée de vie d'au moins 10 ans et sont utilisés l'hiver (Desautels et al. 2009). La deuxième catégorie (classe 2) comprend les chemins de chaussée de largeur moyenne de 6 mètres. La troisième catégorie (classe 3) comprend les chemins de chaussées de largeur maximale de 3 à 4 mètres. La quatrième catégorie (classe 4) comprend les chemins seulement carrossables en hiver (Létourneau et al. 2009).

Le réseau routier a été regroupé en deux catégories, d'abord les chemins d'accès (classes 1 et 2) et ensuite les chemins d'opérations forestières (classes 3 et 4), pour être utilisé comme intrant à l'étude afin de permettre la simulation de construction routière sur le territoire. L'historique de récolte, l'âge des peuplements, la composition des peuplements et la cartographie non productive sont utilisés comme intrants.

2.3. Données de productivité forestière

Les données de productivité forestière basées sur l'âge des peuplements forestiers ont été déterminées par le MRN à l'aide des données du troisième inventaire forestier et des tables de production de Pothier et Savard (1998).

Les peuplements du territoire sont regroupés en fonction de leurs types de couvert en six strates nommées « E », « F », « P », « LE », « LF » et « LP » tiré des séries

évolutives du territoire (De Grandpré et al. 2008). Chaque strate est composée de 40 classes d'âges de 5 à 200 ans. La strate « E » regroupe l'ensemble des peuplements résineux dominés par les essences tolérantes à l'ombre. La strate « F » regroupe l'ensemble des strates feuillues mixte du territoire. La strate « P » regroupe les peuplements dominés par les résineux intolérants à l'ombre. La strate « LE » regroupe l'ensemble des peuplements résineux dominés par les essences tolérantes à l'ombre avec présence de lichens. La strate « LF » regroupe l'ensemble des strates feuillues mixte du territoire avec présence de lichens. La strate « LP » regroupe les peuplements dominés par les résineux intolérants à l'ombre avec présence de lichens.

Pour déterminer quel était le type de couvert dominant de chaque peuplement afin de les inclure dans la stratification présentée, nous avons considéré le volume de chaque essence lorsque le peuplement atteint 7 mètres jusqu'à sa sénescence. La proportion de volume I_e de chaque essence e présente entre l'âge du peuplement à 7 mètres (30 ans) et l'entrée en sénescence est estimée comme :

$$I_e = \sum_{a=30}^j V_{sa} / \sum_{s=1}^n \sum_{a=30}^j V_{sa} \quad (1)$$

où a est l'âge du peuplement et j est l'âge d'entrée en sénescence du peuplement. À partir de cet indice, nous avons appliqué les normes de stratification du 3^e inventaire forestier (Létourneau et al. 2009). Ainsi, toutes les peuplements résineux à dominance de résineux tolérants ont été regroupés dans la strate « E » et toutes les peuplements résineux à dominance de résineux intolérants ont été regroupés dans la strate « P ». Par la suite, les peuplements feuillues, mélangées à dominance de feuillus et mélangées à dominance de résineux ont été regroupées dans la strate « F ».

Les peuplements faisant partie des strates « LE », « LF » et « LP » ont été regroupés à la suite de la stratification principale présentée (Annexe 1 Figure 11) selon leur appellation cartographique et leur type écologique qui dénotaient une présence de lichens.

2.4. Données de l'historique de feux

L'historique des feux provient d'une étude antérieure ayant été réalisée sur le territoire (Bouchard et al. 2008). La carte de l'historique des feux a été construite à

partir de données cartographiques existantes et validées à l'aide de placettes échantillons. Les limites des feux récents (1921-2000) ont été déterminées à l'aide de données d'archives du MRN. La délimitation des anciens feux survenus entre 1820 et 1920 a été faite grâce à des photo-aériennes d'archive datant de 1950 à 1960. La délimitation a été établie à partir de la structure des peuplements (réguliers-irréguliers) et de leur composition. Les limites des feux datant de 1900 à 2000 sont plus précises que les limites des feux datant de 1800 à 1900. En raison de ce manque de précision, seuls les feux de 10 km² et plus ont été retenus. L'âge des feux accessibles par la route a été confirmé par dendrochronologie et pour les autres, les âges ont été confirmés à l'aide des données du 3^e inventaire décennal (Bouchard et al. 2008).

2.5. Modèle de planification de l'aménagement

Afin de formuler le modèle de planification, nous avons prédéfini les compartiments de nos différents scénarios à l'aide de simulations Monte-Carlo en minimisant l'hétérogénéité des classes d'âges des différents peuplements forestiers à l'intérieur des compartiments. Cette compartimentation a été réalisée dans SELES (Gowlland Technologies, Victoria, Bc) (Figure 2, étape 1). Le calendrier de récolte consistant aux périodes d'ouverture et de fermeture des compartiments à la récolte est déterminé par la formulation d'un URM (*Units restricted model*). Un URM consiste en un modèle mathématique composé d'unités territoriales prédéfinies pouvant être récoltées en fonction de différentes contraintes spatiales (Baskent et Keles 2005). L'URM est résolu à l'aide du recuit simulé pour obtenir un calendrier d'ouverture des compartiments (Figure 2, étape 2). Le calendrier de récolte est résolu dans un modèle de programmation linéaire pour permettre l'optimisation de la récolte à l'intérieur des compartiments ouverts à la récolte (Woodstock, Mosek 6) (Figure 2, étape 3). Afin de déterminer la probabilité d'observation du caribou forestier et le taux de perturbation du territoire, tous les scénarios ont fait l'objet d'une simulation spatiale de 30 périodes de 5 ans soumises au régime de feux du territoire (SELES) (Figure 2, étape 4). Les différents résultats sont évalués et comparés entre eux grâce à une analyse en composante principale (PCA) et plusieurs régressions linéaires multiples semi-logarithmiques (Figure 2, étape 5).

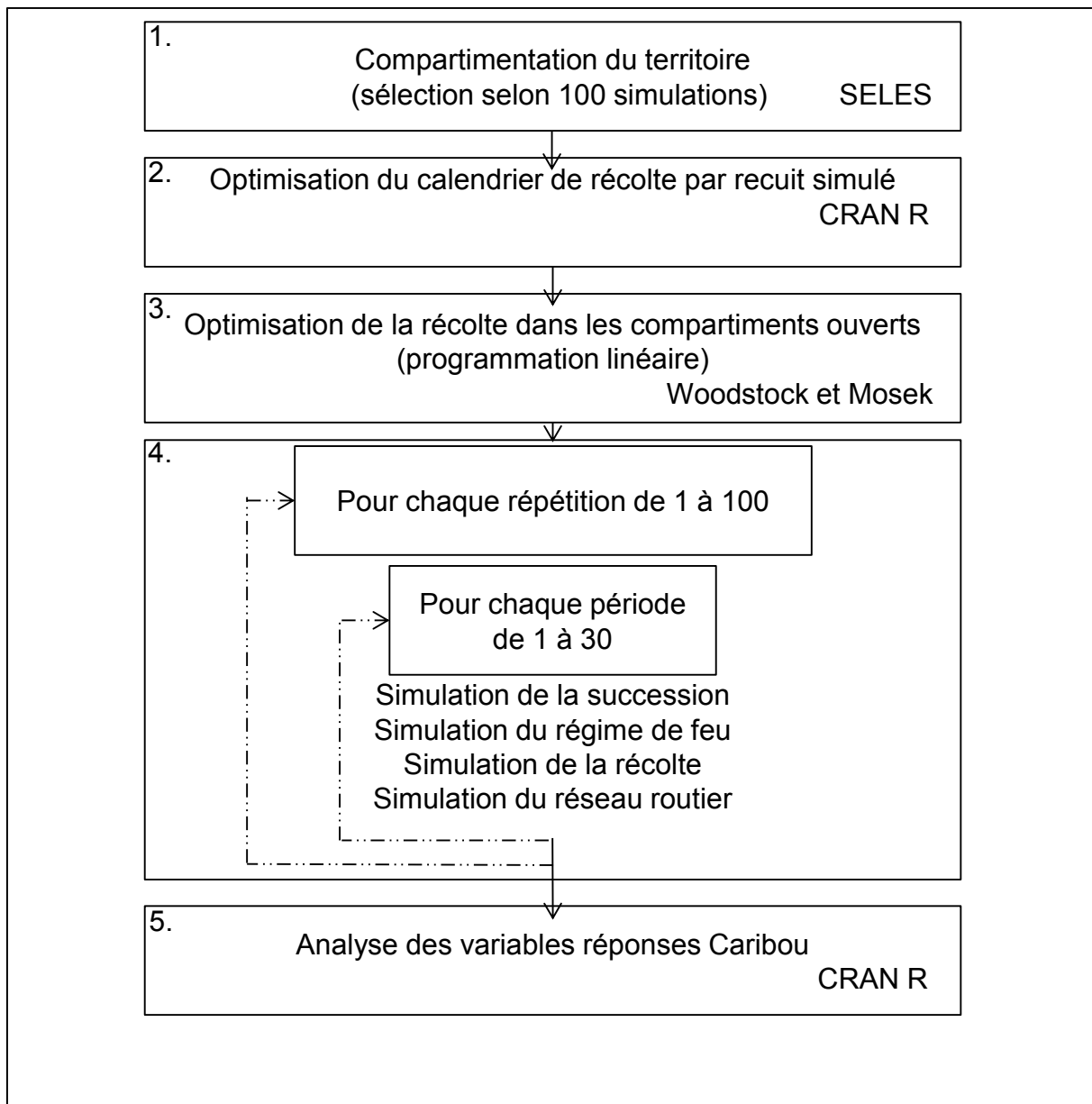


Figure 2: Schéma de la méthode utilisée afin de comparer les scénarios de taille fixe, de taille variable et de compartiments de taille de 50 à 1000 km² pour chaque scénario simulé sur le territoire.

2.5.1. Compartimentation

La spatialisation de l'aménagement forestier est faite à l'aide de compartiments prédéfinis par l'aménagiste, qui regroupent des peuplements homogènes et qui sont délimités par des limites naturelles telles que le feu ou toute autre perturbation ayant eu lieu sur le territoire. Chaque compartiment est apte à la récolte à un certain moment au long de l'horizon de planification (Nappi 2013). Pour prédéfinir ces compartiments, nous avons généré plusieurs compartimentations potentielles pour chaque scénario et sélectionné celle permettant de conserver la meilleure

homogénéité des classes d'âge des peuplements à l'intérieur de chaque compartiment (Figure 3).

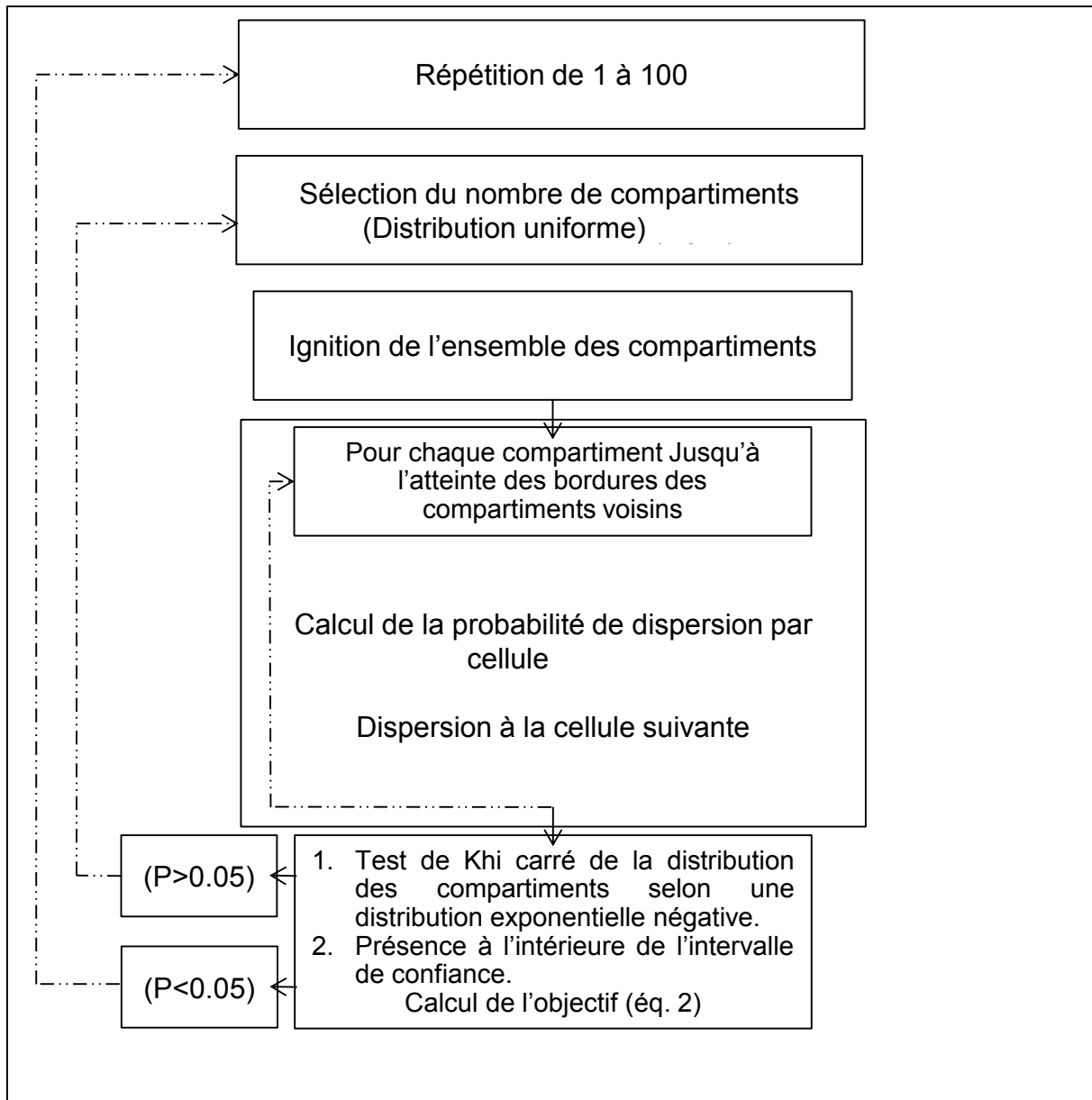


Figure 3: Schéma de détermination des différents compartiments d'organisation spatiale. Un test de khi carré (1) est fait pour les scénarios suivant une distribution exponentielle négative (scénarios de taille moyenne des compartiments variant de 50 km² à 1000 km²) tandis que pour les scénarios de taille fixe et de taille variable la solution était acceptée lorsque la distribution était à l'intérieure de l'intervalle de confiance (2).

La simulation Monte-Carlo a été utilisée pour reproduire certaines distributions de compartiment de façon à maximiser l'homogénéité des classes d'âge des peuplements forestiers à l'intérieur des compartiments sur le territoire. La simulation Monte-Carlo permet de comparer des solutions alternatives générées de façon

aléatoire en évitant une formulation lourde du problème qu'entraîne une programmation par entier ou l'utilisation d'une heuristique nécessitant de solutionner un ARM (*Area restricted model*) (Heinonen et al. 2007, Baskent et Keles 2005, Lockwood et Moore 1993).

La génération des compartiments utilise la notion d'automate cellulaire (Sarkar 2000). Des cellules de 25 km² permettent la construction de compartiments de tailles variables (25 à 4000 km²). La taille de 25 km² correspond à la classe de superficie du plus petit feu présent sur le territoire (Bouchard et al. 2008, Nappi 2013). Nous avons utilisé la moyenne d'âge des peuplements pondérée par la superficie terrestre des cellules (A_{im} , où i est la cellule du compartiment m) afin de déterminer si le regroupement de cellules par compartiment est relativement homogène ou hétérogène. Les cellules contenant 50 % et plus d'eau ne sont pas considérées dans les simulations.

La compartimentation a été réalisée à l'aide du logiciel SELES, où 100 simulations sont utilisées pour chaque scénario afin de déterminer le meilleur agencement de compartiments possibles.

a. L'objectif de la compartimentation

La délimitation des unités de coupe est importante du point de vue de la taille, de la forme et de la composition forestière des unités. Le but étant d'imiter le feu sur le territoire, il faut assurer une certaine homogénéité à l'intérieur du compartiment pour permettre de maximiser la superficie récoltée dans le compartiment et maximiser la récolte en volume lors de l'ouverture du compartiment à la récolte. Comme fonction objectif, on cherche donc à minimiser l'hétérogénéité des classes d'âges à l'intérieur des compartiments:

$$Z = \text{Min} \sum_{m=1}^N (\text{Max}(A_{im}) - \text{Min}(A_{im})) / N \quad (2)$$

où A_{im} est l'âge de la cellule i du compartiment m , et N , le nombre de compartiments sur le territoire. La sélection du nombre de compartiments à implanter sur le territoire est faite de façon aléatoire à partir d'une distribution uniforme et la probabilité d'agrandissement du compartiment déterminée à partir de l'âge moyen de la cellule (Annexe 1 Équation 23).

b. Compartimentation du scénario de taille fixe

Même si la ligne directrice fixée lors de la délimitation des compartiments forestiers laisse un certain jeu pour accommoder l'aménagiste (Jetté et al. 2013), nous n'avons pas cru bon d'utiliser la compartimentation actuelle comme scénario. En effet, la complexité du voisinage des compartiments rend l'optimisation de l'ouverture des compartiments complexe et la subdivision faite à partir des unités d'aménagement ne permet pas le chevauchement de compartiments entre les unités d'aménagements. Par conséquent, à l'aide de la simulation Monte-Carlo nous avons reproduit un agencement de compartiments reflétant la distribution de taille des compartiments d'organisation spatiale déjà tracée par l'aménagiste sur chaque unité d'aménagement (Annexe 1 Figure 12).

Nous avons déterminé que la distribution théorique observée de la compartimentation actuelle du territoire concordait à une distribution théorique de type exponentielle négative selon un test de Khi carré ($p < 0,05$). Nous avons donc produit 20 scénarios de compartimentation de distribution exponentielle négative de taille moyenne variant de 50 à 1000 km² pour réaliser une analyse de sensibilité de la variation de la taille moyenne des compartiments ; ceux-ci ont aussi été générés par simulation Monte-Carlo (Annexe 1 Figure 14).

c. Compartimentation du scénario de taille variable

La distribution des différents compartiments établie sur le territoire pour le scénario de taille variable est déterminée par une approche de « *Bootstrap* » (ré-échantillonnage) à partir des feux répertoriés de 1800 à 2000 (Bouchard et al. 2008) (Annexe 1 Figure 15). Cet échantillon comporte 157 feux de 10 km² et plus. La distribution annuelle des feux a été ré-échantillonnée 10 000 fois, ce qui a permis d'obtenir un intervalle de confiance de la distribution des tailles de feux sur le territoire. L'intervalle présenté est un intervalle standard de « *Bootstrap* » de distribution normale :

$$\theta \pm z_{1-\alpha/2} SE \quad (3)$$

où SE est l'écart-type, θ est la moyenne de l'ensemble des données ré-échantillonnées pour une classe de superficie donnée, et $z_{1-\alpha/2}$ est équivalente à 1.96 pour une erreur $\alpha = 0.05$ (Canty et Ripley 2012, Davison et Hinkley 1997). L'intervalle produit par « *Bootstrap* » ($n=10000$) (Annexe 1 Figure 16) est une

statistique aidant à reproduire un agencement spatial de compartiments représentatif de la distribution de taille des feux dans le but d'élaborer un schéma de coupe reflétant la taille variable de la taille des perturbations générées par le régime de feu sur le territoire. La compartimentation créée en suivant cette distribution de feu est définie comme scénario de taille variable. Le ré-échantillonnage de la taille des feux des 200 dernières années (Bouchard et al. 2008) permet d'obtenir un intervalle de confiance ($\alpha = 0,05$) autour de la distribution de la taille des feux suivant une distribution Weibull inverse (Bouchard et Pothier 2008) (Annexe 1 Figure 16).

2.5.2. Optimisation du calendrier de récolte

a. Optimisation spatiale

L'optimisation spatiale en planification forestière requiert des outils permettant la résolution de problèmes d'optimisation non linéaire. La programmation par entiers est la méthode principalement utilisée pour résoudre les différents problèmes d'ouverture et de fermeture de compartiments de récolte pour un horizon de planification donné. La programmation par entiers (PE) est une méthode lourde et lente lorsqu'on souhaite l'utiliser sur un grand territoire avec plusieurs compartiments de coupe prédéterminés (URM) (Baskent et Keles 2005).

Le recuit simulé « *Simulated annealing* » (Kirkpatrick et al. 1983) est déjà connu et utilisé en foresterie pour la résolution de problèmes spatiaux d'agencement de compartiments de coupe (Lockwood et Moore 1993, Brown et al. 2007). Il possède l'avantage de pouvoir résoudre aisément des problèmes non linéaires (spatiaux) avec l'obtention d'une solution sous-optimale. Par ailleurs, puisque la méthode de programmation linéaire (PL) permet d'optimiser le calendrier de récolte de façon non spatiale, nous avons combiné les deux méthodes pour permettre la résolution d'un problème d'URM.

Pour ce faire, nous avons implémenté un modèle de simulation simple d'ouverture et de fermeture de compartiments. Cependant, les hypothèses de coupe du modèle de simulation par recuit simulé ne permettent pas une récolte dite « optimale » à l'intérieur des compartiments ouverts à la récolte. Les variables étant linéaires à l'intérieur de ces mêmes compartiments, nous avons utilisé la méthode de programmation linéaire pour ré-optimiser la dernière solution fournie par l'heuristique de recuit simulé (Figure 4).

- Fonction objectif

Pour permettre la récolte d'un volume équivalent à chaque période de simulation, nous avons maximisé la récolte à la période critique de volume de bois total $S_{ij} * V_{ij}$ où S_{ij} est la variable de la superficie (ha) de la strate j récoltée à la période i et V_{ij} est le paramètre du volume à l'hectare de la strate j à la période i :

$$O_1 = \text{Max}(\text{Min}(\sum_{j=1}^m S_{ij}V_{ij})) \quad (4)$$

Afin de créer une répartition uniforme du niveau de récolte sur l'ensemble de l'horizon de planification, nous utilisons une deuxième fonction. Celle-ci minimise l'écart entre le volume maximal total récolté par période et le volume récolté à la période critique (Brunelle et al. 1998) :

$$O_2 = \text{Min}(\text{Max}(\sum_{j=1}^m S_{ij}V_{ij}) - \text{Min}(\sum_{j=1}^m S_{ij}V_{ij})) \quad (5)$$

- Domaine réalisable

Chaque compartiment est représenté par un vecteur composé de 30 variables binaires X_{tb} :

$$X_{tb} \in \{0,1\} \forall t, b \quad (6)$$

où t est la période d'ouverture du compartiment et b est le compartiment. Lorsque X_{tb} est égal à 1, 50 % de la superficie de toutes les strates productives du compartiment b sont récoltés à la période t afin de répartir la récolte du compartiment sur un horizon de 10 ans. En deux périodes consécutives, on peut récolter l'ensemble des strates productives du compartiment. Lorsque X_{tb} est équivalent à 0, aucune strate n'est récoltée à l'intérieur du compartiment b (Équation 6). Chaque compartiment ne peut être ouvert à la récolte pendant plus de deux périodes consécutives (Équation 7). Le maintien des activités dans une agglomération de récolte ne devant pas dépasser le temps d'atteinte de la fin du stade de régénération (Belleau et al. 2007) (3 mètres et plus ou 15 ans), il est donc suggéré que la récolte s'effectue sur une période de 10 ans (Nappi, 2013).

$$X_{tb} + X_{(t+2)b} \leq 1 \quad (7)$$

La récolte du compartiment est contrainte par une période minimale entre l'ouverture et la fermeture à la coupe équivalente à B périodes selon :

$$X_{tb} + \sum_{v=t+2}^{t+B} X_{vb} \leq 1 \quad \forall b \quad (8)$$

où B correspond à l'âge minimal d'exploitation. L'état initial des compartiments est considéré dans le modèle en excluant à la coupe les compartiments composés de moins de 70 % de forêt n'ayant pas atteint l'âge minimal de B périodes :

$$R_{tb} \geq 0.7X_{tb} \quad 2 \leq t \leq 30 \quad \forall b \quad (9)$$

où R_{tb} est la proportion de superficie du compartiment b avant la récolte des strates productives ayant atteint l'âge minimal B à la période t (Équation 9). Pour éviter la présence de compartiments en régénération à proximité du compartiment récolté, nous avons utilisé une contrainte de délai d'ouverture pour les compartiments voisins d'un compartiment récolté (délai d'adjacence). Les voisins du compartiment récolté sont ouverts à la coupe seulement pendant D périodes après la coupe du compartiment voisin (voisin immédiat) (Nelson et Finn 1991, Bivand 2012) :

$$\sum_{b=1}^T (X_{tb} + \sum_{l=t+1}^{t+D} (X_{t'l})) \leq 1 \quad \forall X_{tb} \quad X_{tb} \in \{S_b\} \quad (10)$$

où X_{tb} est la période d'ouverture à la récolte du compartiment et S_b est l'ensemble des compartiments voisins du compartiment b . La dernière contrainte spatiale porte sur le maintien d'un massif névralgique (ayant plus de 70 % de peuplements âgés de N périodes) à proximité des zones perturbées sur une période de 10 ans. Ce compartiment est maintenu jusqu'à la fin du délai d'adjacence imposé aux compartiments voisins du compartiment coupé pour permettre le maintien d'un habitat viable pour le caribou forestier à proximité du compartiment perturbé,

$$I_{tv} \geq 0.7X_{tb} \quad (11)$$

où I_{tv} est la proportion de superficie des peuplements âgée d'au moins N périodes t du compartiment désigné comme massif névralgique v du compartiment b . Le compartiment désigné comme compartiment névralgique est choisi aléatoirement par le modèle d'optimisation pour chaque compartiment éligible à la coupe (Équation 9).

- L'heuristique d'optimisation

L'heuristique est composée de deux techniques d'optimisation, le recuit simulé (étapes 1 à 6 de la figure 4) et la programmation linéaire (étape 7 de la figure 4). Le recuit simulé est basé sur le refroidissement des matériaux et permet la convergence

vers un agencement optimal de la matière tout en évitant à la solution de rester accrochée à un minimum local. La métaheuristique utilise la notion de refroidissement (température) pour gérer le niveau de mouvement inverse à la valeur de l'objectif principal. Nous avons utilisé une configuration aléatoire de l'ouverture des compartiments comme solution initiale (S_0) (étape 1). Les deux objectifs principaux de maximisation de la récolte (Équation 4) et de rendement soutenu (Équation 5) de l'heuristique sont calculés (O_0 et O_1). À l'aide de deux distributions uniformes, l'une pour la sélection du compartiment (b) et l'autre pour la sélection temporelle (t), la valeur X_{tb} est modifiée de façon aléatoire pour générer une nouvelle solution (S_1), qu'on définit comme étant une perturbation de la solution initiale (S_0) (2). Les valeurs des deux fonctions objectifs sont recalculées (Équations 4 et 5) (N_1 et N_2). La différence entre la solution antérieure et la solution actuelle est calculée et la solution est conservée en fonction d'un calcul de probabilité dépendante de la température du système (étape 3). Si la probabilité de conserver la solution est supérieure à un nombre aléatoire A compris entre 0 et 1, la solution S_1 est conservée comme meilleure solution trouvée S_o (étape 4). La température du système est revue à la baisse lorsqu'un certain nombre de solutions est accepté (étape 5). L'heuristique cesse d'itérer lorsque l'objectif principal s'améliore peu à chaque cycle de température. On définit le cycle de température comme étant un certain nombre d'itérations à la même température (étape 6). Le calendrier d'ouverture et de fermeture des compartiments est ensuite utilisé comme contrainte au modèle de programmation linéaire pour optimiser la récolte à l'intérieure des compartiments (étape 7).

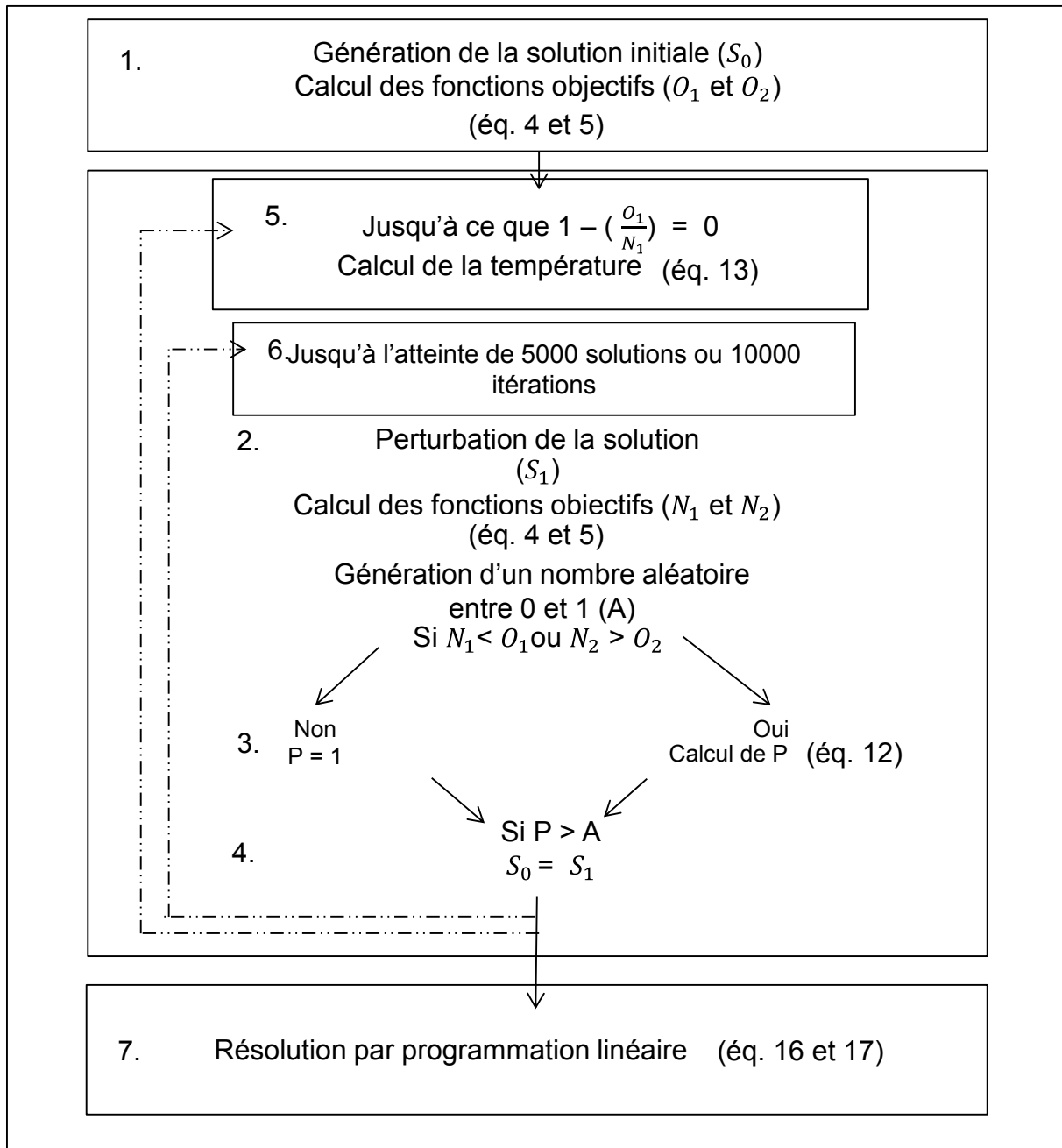


Figure 4: Heuristique d'optimisation de la récolte des compartiments par recuit simulé et programmation linéaire utilisée pour tous les scénarios.

- Génération de la solution initiale

La solution initiale est générée en réalisant différentes assignations aléatoires de récolte aux compartiments de coupe jusqu'à ce que l'assignation d'une nouvelle récolte ne soit plus possible tout en restant dans le domaine réalisable. La solution initiale doit respecter les contraintes spatiales. Lors de la génération de la solution initiale, le volume disponible dans les compartiments de récolte n'est pas stable tout

au long de l'horizon de planification (objectif O_2) et le volume récolté à la période critique est souvent bas (objectif O_1) (Équation 4). L'heuristique de recuit simulé produit de 2 à 18 solutions par secondes en fonction du nombre de compartiments sur le territoire qui peuvent atteindre 1000 selon le scénario.

- Perturbation de la solution antérieure

La perturbation de la solution antérieure lors des itérations de l'heuristique de recuit simulé (RS) consiste à altérer la valeur de variables binaires X_{tb} indiquant l'ouverture à la récolte du compartiment b à une période t donnée. L'heuristique permet trois formes de modification de variables binaires X_{tb} .

- L'assignation à la coupe d'un compartiment (b) ($X_{tb} = 1$).
- Le retrait à la coupe d'un compartiment (b) ($X_{tb} = 0$).
- Le retrait à la coupe d'un compartiment suivi d'une assignation à la coupe d'un nouveau compartiment.

La perturbation de la solution est faite à l'intérieure du domaine réalisable. Cette méthode permet l'obtention de solutions réalisables à tout coup, mais est plus lourde du point de vue de la programmation.

- Probabilité d'accepter une solution

Les deux fonctions objectifs (Équations 4 et 5) sont utilisées dans une fonction de probabilité pour déterminer si la solution est acceptée (Équation 14, Suppapitnarm et al. 2000) :

$$p = \prod_{i=1}^o e^{-\left(\frac{E_i}{T_i}\right)} \quad (12)$$

où E_i est la différence entre la valeur de la fonction objectif i ($O_i - N_i$) de la meilleure solution actuelle S_0 et de la dernière solution générée S_1 . Chaque fonction objectif utilise une température distincte. La probabilité p qu'une solution soit acceptée même si elle réduit la valeur de la fonction objectif dépend de la température T_i du système de l'objectif i au cycle n (Équations 4 et 5) et de la différence entre la valeur de la fonction objectif de la solution actuelle et de la solution antécédente E_i (Énergie) (Metropolis et al. 1953).

La température T_{in} du recuit simulé (RS) permet la gestion de l'acceptation d'une solution en fonction de l'amélioration des valeurs de la ou des fonctions objectifs. Plus la température est élevée et plus la métaheuristique accepte des solutions dont les valeurs des fonctions objectifs sont faibles (maximisation) ou élevées (minimisation). Plus la température est faible et se rapproche de 0, plus la métaheuristique accepte seulement les solutions ayant une valeur de la fonction objectif plus élevée (maximisation) ou plus faible (minimisation) que la solution précédemment évaluée (Équation 13).

$$T_{in} = \left(\frac{T_{i1}}{T_{i0}}\right)^n T_{i0} \quad (13)$$

où T_{in} est la température de l'objectif i au cycle n et T_{i0} est la température initiale de l'objectif i (Kirkpatrick et al. 1983). Le ratio $\frac{T_{i1}}{T_{i0}}$ dirige la vitesse de réduction de la température de la métaheuristique (Équation 14) et est fixé à 0.9 afin d'accepter jusqu'à 90 % des solutions générées au premier cycle de température de l'objectif i (Kirkpatrick et al. 1983) :

$$\frac{T_{i1}}{T_{i0}} = 0.9 \quad (14)$$

La température initiale T_{i0} est déterminée à partir de Johnson et al. (1989) :

$$T_{i0} = - \overline{\Delta E_i} / \ln R_0 \quad (15)$$

La variable $\overline{\Delta E_i}$ est la différence moyenne entre la valeur que prend la fonction objectif i de la solution actuelle et de la nouvelle solution acceptée qui permet une amélioration de la valeur de la fonction objectif i . Pour déterminer $\overline{\Delta E_i}$, nous fixons les températures initiales à près de ∞ (recherche aléatoire) et nous laissons l'heuristique opérer pendant environ 10 000 itérations pour obtenir le ΔE_i de la fonction objectif i . R_0 est le ratio d'acceptation de solution initiale de la métaheuristique. Bien qu'il existe d'autres solutions (Suppaitnarm et al. 2000, Lockwood et Moore 1993), le poids des objectifs est fixé en réduisant la température initiale de l'objectif i à un certain pourcentage du T_{i0} calculé (Équation 15). En réduisant la température initiale T_{i0} de la fonction objectif O_1 (Équation 4), on force l'objectif à converger plus rapidement et on augmente donc son poids par rapport à l'autre fonction objectif O_2 (Équation 5). Le pourcentage de réduction a été déterminé

en réduisant progressivement la température T_{i0} de 100 à 60 % de sa valeur initiale, jusqu'à ce que tous les résultats observés améliorent le niveau de récolte (objectif O_1) (Équation 4). Nous avons réduit la température initiale de l'objectif O_1 de façon à ce que l'optimisation du niveau de récolte reste toujours prioritaire à l'objectif de rendement soutenu O_2 (Figure 4).

- Acceptation de la solution

Pour chaque perturbation de solution (étape 2 de la figure 4) et calcul de p (étape 3, Équation 12), la solution générée S_1 à partir de la meilleure solution trouvée jusqu'à maintenant S_0 est conservée comme meilleure solution seulement si la valeur de p est supérieure à celle d'un nombre aléatoire uniforme généré entre 0 et 1.

- Critère d'arrêt

Le critère d'arrêt de la métaheuristique de recuit simulé (RS) où la solution est considérée comme gelée est déterminé par le nombre de cycles de température successifs qui n'ont pas permis d'améliorer la valeur de la fonction objectif (Équation 4). La solution est considérée comme gelée lorsque les trois derniers cycles de température n'ont pas permis d'améliorer la valeur de la fonction objectif (Kirkpatrick et al. 1983). La solution n'est pas considérée comme gelée avant le passage au 80e cycle de température (400 000 itérations) pour s'assurer qu'un grand nombre de solutions a été exploré avant de considérer la solution finale comme stable (Lockwood et Moore 1993, Brown et al. 2007).

- Itérations

La métaheuristique de recuit simulé (RS) exécutée à partir d'une solution initiale comporte plusieurs cycles de température. Les deux principaux critères de changement de cycle sont le nombre de solutions acceptées par cycle (5000) et le nombre de solutions explorées par cycle (10 000). Lorsque l'heuristique accepte plus de 5000 solutions (généralement en phase initiale) ou lorsque l'heuristique explore un total de plus de 10 000 solutions (généralement en phase finale), la température est diminuée (Équation 13).

b. Programmation linéaire (PL)

L'objectif principal du modèle de programmation linéaire (PL) est d'optimiser le volume récolté sur le territoire pour l'ensemble de l'horizon de simulation (150 ans) (Équation 16) :

$$Z = \text{Max} \sum_{t=1}^{30} \sum_{j=1}^n S_{ij} V_{ij} \quad (16)$$

où S_{ij} est la superficie de la strate j récoltée à la période i et V_{ij} est le paramètre du volume à l'hectare de la strate j récoltée à la période i . Le modèle de programmation linéaire est sujet à une contrainte de rendement soutenu sur l'ensemble de l'horizon de planification (Équation 17) :

$$\sum_{j=1}^n S_{(i-1)j} V_{(i-1)j} - \sum_{j=1}^n S_{ij} V_{ij} = 0 \quad 2 \leq i \leq 30 \quad (17)$$

où n varie en fonction du nombre de compartiment sur le territoire.

2.6. Simulations SELES

Sachant que le caribou est affecté par le régime de feux en forêt boréale (Env. Can. 2011) et que ce dernier peut produire un impact sur la récolte de matière ligneuse, on ne peut soustraire à notre analyse ce facteur important. En conséquence, nous avons utilisé la plateforme de simulation SELES (Fall et Fall 2001) afin de considérer les impacts du régime de feux sur l'habitat du caribou forestier et le niveau de récolte du territoire. La simulation des scénarios de récolte nous permet aussi de simuler le réseau routier qui peut affecter les populations de caribou forestier. L'utilisation de la simulation nous procure un certain réalisme par rapport aux opérations de récupération après feu qui affecte la récolte périodique de matière ligneuse et le caribou. La résolution du modèle de simulation SELES (Fall et Fall 2001) est à une échelle de 6,25 hectares (250 x 250 m). Une zone tampon de 500 m autour des zones de perturbations anthropiques a été utilisée pour estimer un indice de perturbation du territoire pour le caribou (Env. Can. 2011) et la taille des plus petites unités forestières interprétées est de 8 ha (280 x 280 m, Létourneau et al. 2009). L'échelle temporelle a été fixée à 5 ans par période sur un horizon de 150 ans.

2.6.1. Hypothèses de récolte

Lors de l'optimisation et de la simulation, les mêmes hypothèses de récolte ont été utilisées. La récolte est basée principalement sur la Coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) consistant en une coupe totale des tiges de 9 cm et plus de diamètre et la Coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) consistant à la récolte des tiges de plus de 15 cm de diamètre (Thorpe et Thomas 2007, Simard et al. 2009). La CPRS peut être réalisée dans les peuplements productifs (excluant les pessières à lichens) de 50 m³/ha et plus. Cette contrainte a

été prédéterminée à partir des courbes de production de Pothier et Savard (1998). La CPPTM est admissible comme traitement lorsque la strate a dépassé l'âge de sénescence et que la pente de la courbe de production est de moins en moins négative.

Le calendrier de récolte est spatialisé à l'échelle des compartiments de coupe bien que la coupe soit non spatiale à l'intérieur de ceux-ci. Par ordre de priorité lors des simulations, le système récolte d'abord les brulis récents, par la suite le calendrier de récolte déterminé par programmation linéaire sera rigoureusement appliqué. Si le système n'est pas en mesure d'atteindre la possibilité forestière après ces deux opérations, il sélectionnera des peuplements productifs à l'intérieur des compartiments ouverts à la récolte en fonction de leur volume et de leur distance au réseau routier même si ces peuplements n'étaient pas prescrits à la coupe selon le calendrier Woodstock.

Cette dernière mesure est incluse dans le modèle afin de s'assurer d'un certain réalisme par rapport à la récolte lorsqu'un feu affecte une bonne partie du volume prescrit à la récolte dans un compartiment à une période donnée. Le régime de feux peut donc réduire le volume de matière ligneuse récoltée périodiquement si le système n'est pas en mesure de trouver des strates aptes à la récolte dans les compartiments ouverts à la coupe.

Des coupes de récupération sont réalisées pour correspondre à 30 % du volume brûlé dans les peuplements composés d'au moins 50 m³/ha de volume productif (Communication personnelle, Jacques Duval 2011). La coupe de récupération est aussi exécutée dans les compartiments qui ne sont pas ouverts à la coupe, et ce, peu importe la localisation du feu et la distance à la route.

2.6.2. Réseau routier

Le module de coupe produit plusieurs centres de bloc de coupe en évaluant la présence de réseau routier pour chaque cellule à être récoltée de façon à permettre une distance de débardage maximale de 500 mètres à l'intérieur des compartiments d'organisation spatiale. Le centre de bloc de coupe le plus près d'un chemin de classe 1-2 est utilisé comme point de localisation pour la construction d'un chemin d'accès au compartiment. Par la suite, les autres centres de bloc de coupe sont reliés par des chemins de 2^e catégorie à l'intérieur du compartiment pour permettre la

coupe de l'ensemble du volume prescrit. Les chemins d'accès de classes 1-2 sont considérés permanents sur le territoire et leurs impacts sur l'indice de perturbation sont aussi permanents. Les chemins de classes 3-4 ne sont pas considérés pour calculer le taux de perturbation du caribou forestier et la probabilité d'observation, car celles-ci recoupent les zones de perturbations faites par la coupe en utilisant une zone tampon de 500 m, qui est équivalente à la distance de débardage.

2.6.3. Régime de feu

Le module de simulation du régime de feu (Figure 5) utilise une distribution exponentielle négative pour déterminer le nombre de feux survenus au cours d'une période donnée sur le territoire et une distribution de Weibull pour déterminer la taille de chaque feu (Bouchard et Pothier 2008).

1. Le modèle de feu spatial a pour principale hypothèse que l'ignition peut se réaliser dans n'importe quel type de peuplement. Le feu ne peut que s'étendre aux cellules forestières et non productives excluant l'eau. Le seul facteur limitatif et contraignant dans le modèle de feu est donc le réseau hydrographique (Bouchard et Pothier 2008).
2. Les feux sont fréquents en forêt boréale et sont freinés par des facteurs météorologiques ou topographiques. En conséquence, une probabilité équivalente de brûler est attribuée à tous les peuplements, peu importe la structure d'âge des peuplements sur le territoire (Johnson 1992, Bergeron et al. 2004, Van Wagner 1978). C'est pour ces mêmes raisons que le module d'ignition de feu du modèle ne dépend pas de la végétation présente sur notre territoire. Le nombre de feux N ayant lieu pour une période donnée (5 ans) est déterminé par une fonction exponentielle négative de moyenne λ (Équation 20) :

$$N = \frac{-\ln U}{\lambda} \quad (18)$$

où U est un nombre aléatoire continu compris entre 0 et 1.

3. La variable λ est déterminée par calibration du modèle de feu en augmentant itérativement la valeur de la variable de 0,01 et en exécutant 100 simulations à chaque fois jusqu'à l'atteinte du cycle de feu désiré qui se situe à près de 270

ans sur le territoire (Bouchard et al. 2008). La taille des feux est déterminée à partir d'une fonction Weibull (Bouchard et Pothier 2008) sensiblement identique à la distribution observée des feux sur le territoire (Équation 19) :

$$T = m + \frac{b}{(-\ln(U))^{\frac{1}{c}}} \quad (19)$$

où $b = 25,9$, $c=0,7357$ et où m est la taille du plus petit feu considéré (10 km^2).

4. SELES utilise la notion d'automate cellulaire (Fall et Fall 2001), c'est-à-dire que le feu est dispersé de cellule en cellule jusqu'à l'atteinte de la taille T du feu ou par manque de cellules de propagation. Les cellules de propagation sont définies comme étant des cellules où le feu peut avoir lieu et qui ne sont pas encore brûlées. Le feu se répand vers les quatre cellules voisines à partir de la cellule initiée. Les différentes formes que prennent les feux sont principalement déterminées par le nombre de voisins brûlés à partir de la cellule centrale. Le nombre de voisins auxquels le feu s'étend est déterminé par une génération de nombre aléatoire suivant une distribution normale de moyenne = 0.5 et $\sigma^2 = 1$ (Bouchard et Pothier 2008).

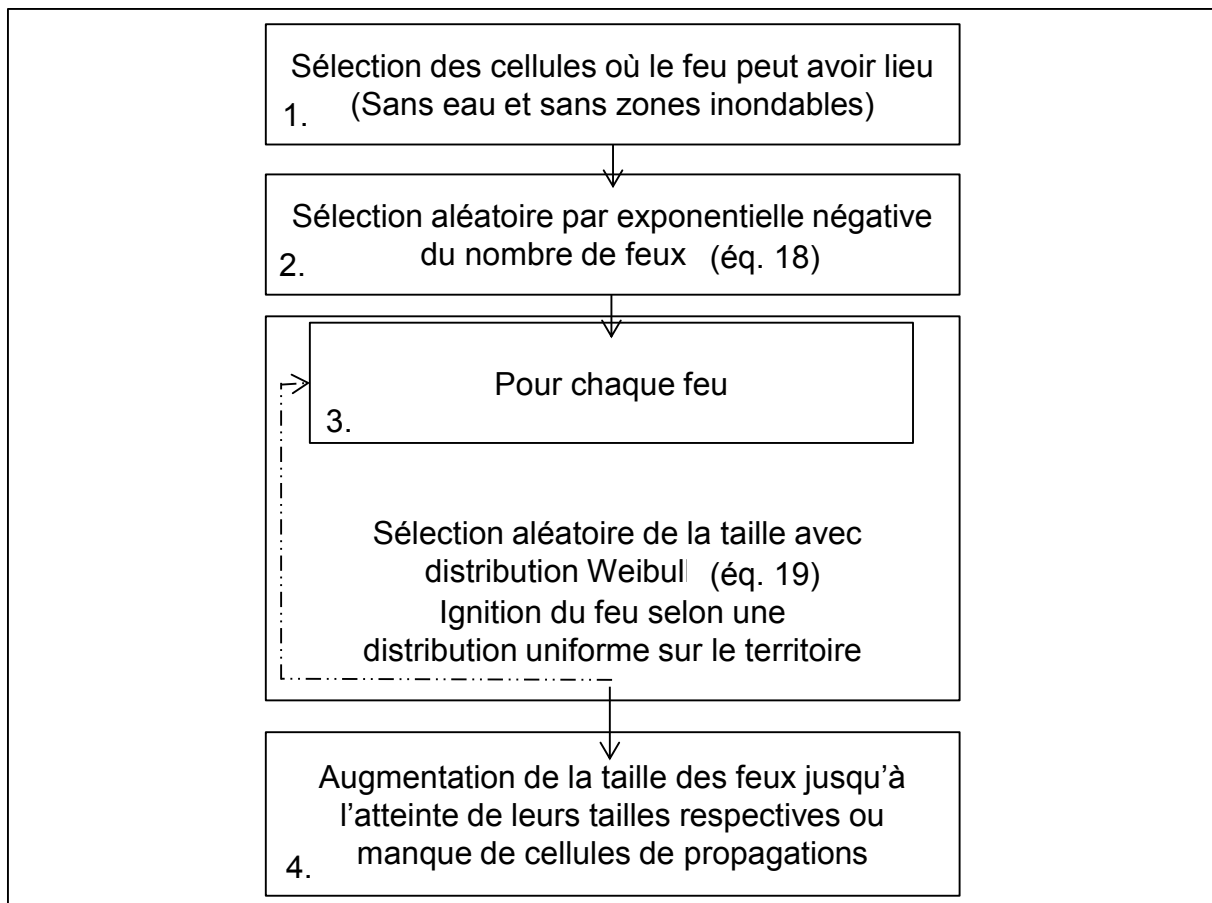


Figure 5: Schéma du régime de feu simulé sur le territoire (Bouchard et Pothier 2008).

Afin de mieux comprendre les effets des approches de spatialisation de la récolte sur le territoire, nous avons aussi réalisé l'ensemble de nos simulations sans le régime de feux, car celui-ci introduit de la variabilité supplémentaire par rapport à certains indices spatiaux et non spatiaux (James et al. 2007).

2.6.4. Succession forestière

Les hypothèses de succession forestière sont liées à un modèle basé sur la proportion des stades évolutifs des peuplements de 20 ans et moins dans chaque compartiment. À la suite d'un feu, la probabilité de succession dans un stade évolutif est déterminée en fonction de la proportion que chaque type de strate occupe dans le compartiment donné, ce qui correspond à une succession de type semi-markovien (Fall et al. 2004). Après une CPRS ou une coupe de récupération, le peuplement de la cellule conserve sa stratification d'origine, en concordance avec les hypothèses utilisées dans le modèle Woodstock. Pour chaque cellule brûlée, on attribue le stade évolutif selon une distribution aléatoire discrète.

2.6.5. Nombres aléatoires communs

La technique des nombres aléatoires communs (Schruben 1979) a été utilisée pour réduire la variabilité produite par les effets aléatoires entre les scénarios. Cette technique consiste à fixer les effets aléatoires du modèle à l'aide de nombres aléatoires communs pour tous les scénarios utilisés (appliqués au régime de feu et au calcul de la probabilité d'occurrence du caribou forestier) dans le module de simulation (Law et Kelton 1982, Banks et al. 1998).

Soit U un nombre aléatoire compris entre 0 et 1, généré par le module de simulation. Nous appliquons les nombres aléatoires communs de la façon suivante :

$$U_{tbS} = U_{tb(S-1)} \quad 0 \leq U \leq 1 \quad (20)$$

où t est la période de simulation, b est le module stochastique (modèle de feu ou probabilité de maintien du caribou) et s est le scénario simulé. La technique des nombres aléatoires communs n'a pas été retenue pour le modèle de succession et le modèle de dispersion du feu en raison du trop grand nombre de graines « Seeds » à prendre en considération.

2.6.6. Indice de qualité d'habitat

L'indice de qualité d'habitat provenant d'une étude antérieure (Beguín et al. 2013) est calculé pour chaque période de simulation à partir des données du modèle de simulation SELES (Équation 21). Cet indice est calculé à partir d'une équation logistique :

$$P_i = \frac{1}{1 + e^{-\sum_{c=1}^9 \beta_c X_{ic}}} \quad 1 \leq i \leq n \quad (21)$$

où P_i est la probabilité d'observer le caribou forestier dans la cellule i , β_c est le paramètre fixe où c représente la nature de la variable (Tableau 1), et X_{ic} est la superficie en km^2 de la variable c dans la cellule i .

Tableau 1: Valeur des paramètres de l'indice de qualité d'habitat (Beguín et al. 2013) (moyenne et écart-type).

	Moyenne	Écart-Type
Intercepte	-6,329	0,392
Coupe(<=30 ans)	-0,041	0,011
Feu(<= 30 ans)	-0,030	0,010
Pessière à lichens	0,031	0,021
Dénudé sec à lichens	-0,021	0,013
Eau	0,024	0,008
Milieu humide	-0,003	0,009
Conifère	-0,004	0,076
Feuillue	-0,195	0,076
Distance à la route	0,017	0,006

La valeur des paramètres de la distribution logistique est générée pour chaque simulation d'une durée de 150 ans à partir de la distribution normale selon la loi des nombres aléatoires communs. L'indice de qualité d'habitat est évalué à l'échelle de cellules de 100 km². Le test d'égalité entre deux distributions de Kolmogorov Smirnov (K-S) a été utilisé pour estimer l'écart maximum entre la distribution de probabilité d'observation du caribou forestier d'un scénario donné par rapport à celle d'un scénario sans aménagement forestier sur le territoire. Ce test a été utilisé afin d'éviter la perte d'information lors d'un regroupement en classes des probabilité.

2.6.7. Indice de perturbation du territoire

L'indice de perturbation du territoire correspond à la proportion de territoire perturbé par les feux, les coupes de 40 ans et moins et le réseau routier incluant une zone tampon de 500 mètres divisée par la superficie terrestre (Env. Can. 2011). Cet indice est calculé pour l'ensemble du territoire. Suivant un modèle d'effet démographique

du caribou forestier par rapport au taux de perturbation (Sorensen et al. 2008), il peut être transformé en probabilité de maintien de caribou sur un horizon de 20 ans (Env. Can. 2011).

2.6.8. Nombre de simulations

Pour toutes les variables réponses, l'étendue de l'intervalle de confiance diminue avec l'augmentation du nombre de simulations (Law et Kelton 1982). Sachant que l'intervalle de confiance de la récolte en période critique est le plus large pour le scénario d'optimisation non spatial, nous avons utilisé ce scénario afin de déterminer le nombre de simulations à réaliser pour obtenir une largeur d'intervalle de confiance donnée (Annexe 2 Figure 18). Les résultats de simulations n'ont pas été considérés comme normaux afin de ne pas sous-estimer la largeur de l'intervalle de confiance (Shiue et al. 1993, Kelley 2005). Nous avons déterminé la largeur de l'intervalle de confiance de la récolte en période critique à l'aide d'un ré-échantillonnage « Bootstrap » (Davison et Hinkley 1997, Canty et Ripley 2012).

2.7. Scénarios

L'analyse de sensibilité du délai d'adjacence et de la variabilité de la taille des compartiments a été réalisée à l'aide de 24 scénarios (2 types de compartimentation différente X 2 régimes de feux X 6 délais d'adjacence de 5 à 30 ans).

Pour chaque scénario, nous avons ajusté cinq régressions multiples semi-logarithmiques ayant comme variables réponses la récolte en période critique, la récolte médiane, l'importance du réseau routier, la probabilité d'observation du caribou (Beguin et al. 2013) et le taux de perturbation du territoire. Comme variables explicatives, ces régressions comportaient le régime de feux (catégorique), la compartimentation utilisée (catégorique) et le délai d'adjacence (continue) (n=24) ($\alpha = 0.05$). La régression semi-logarithmique a été utilisée afin de pouvoir comparer les effets des différents paramètres de régression entre eux par rapport aux variables réponses liées à l'aménagement (récolte en période critique, récolte médiane et réseau routier) et aux variables liées au caribou forestier (taux de perturbation et probabilité d'observation). Afin d'interpréter les valeurs des paramètres de régression catégoriques (régime de feux, compartimentation) en fonction des variables réponses, nous avons utilisé le pourcentage de changement de la variable réponse due à la modification de la variable explicative catégorique (p) (Thornton et Innes

1989). Un facteur de correction a été appliqué aux variables continues des régressions semi-logarithmiques afin de ne pas surestimer l'élasticité de la valeur des paramètres de régression (Kennedy 1981, Garderen et Shah 2002). L'élasticité est comprise entre 0 et 1 et peut s'interpréter comme étant le pourcentage de variation de la variable réponse induite par la variation de 1% de la variable explicative. Les variables sont évaluées à l'état d'équilibre pour les périodes 21 à 30 (100 ans et plus), car on considère alors que la valeur des différentes variables réponses ne dépend plus de l'état initial du système et qu'il reste stable pour un horizon de simulation infini (Law et Kelton 1982, James et al. 2007, Côté et al. 2010). Toutefois, les effets de changement de régime d'aménagement se font généralement sentir après 100 ans (Côté et al. 2010). Nous avons aussi réalisé les mêmes analyses pour les périodes de 1 à 10 qui reflètent la transition de l'état initial du système vers l'atteinte de l'équilibre.

Afin de connaître l'effet de la taille des compartiments et le maintien de massif forestier, l'analyse de sensibilité a été faite à l'aide de 160 scénarios (20 types de compartimentation différents de 50 km² à 1000 km² X 2 régimes de feu X 4 contraintes spatiales).

Afin de cibler le meilleur scénario de taille des compartiments, cinq régressions linéaires multiples semi-logarithmiques ont été réalisées pour les 20 différents scénarios de taille de compartiments moyens variant de 50 à 1000 km². Les variables explicatives étaient les régimes de feu (catégoriques), les contraintes spatiales (catégoriques) et la taille moyenne de compartiment utilisée (continue) alors que les variables réponses étaient la récolte à la période critique, la récolte médiane, le taux de perturbation et les modèles de probabilité d'observation du caribou forestier. Les contraintes spatiales regroupent quatre facteurs : le facteur de référence est l'utilisation d'un délai d'adjacence de 15 ans, le 1^{er} facteur est l'utilisation d'un délai d'adjacence de 30 ans, le 2^e facteur est l'utilisation de massifs névralgiques et le 3^e facteur est l'utilisation d'un temps de retour de 70 ans dans le compartiment sans délai d'adjacence. Une régression multiple semi-logarithmique (n=160) ($\alpha = 0.05$) a été utilisée pour chaque simulation. Les facteurs de corrections de l'élasticité des paramètres des régressions et les facteurs explicatifs (p) ont été appliqués respectivement aux variables continues et catégoriques. Les variables ont été évaluées pour les périodes 1 à 10 et 21 à 30.

Afin de comprendre l'effet du maintien de massifs forestiers et d'autres contraintes spatiales par rapport à des compartiments de taille variable et de taille fixe, nous avons évalué 16 scénarios (2 types de compartimentation X 2 régimes de feu X 4 contraintes spatiales). Ces scénarios ont été comparés à 2 scénarios (scénario d'optimisation non spatiale X 2 régimes de feu) et un scénario sans aménagement forestier avec régime de feu.

Les deux types de compartimentation sont le scénario de taille fixe et le scénario de taille variable. Les deux régimes de feu sont un cycle de feu de 270 ans (Bouchard et al. 2008) et l'élimination du régime de feu sur l'ensemble du territoire. Les quatre contraintes spatiales sont : l'utilisation d'un délai d'adjacence de 15 ans (3 m et plus), l'utilisation d'un délai d'adjacence de 30 ans (7 m et plus), l'utilisation d'un massif névralgique composé à 70 % de forêts de 7 m et plus (Jetté et al. 2013) et d'un délai d'adjacence de 15 ans et finalement l'utilisation d'un temps de retour dans le compartiment d'au moins 70 ans sans contrainte de délai d'adjacence.

Pour connaître l'effet de l'utilisation de compartiments de taille variable sur plusieurs variables spatiales (taille moyenne des superficies non perturbées de plus de 40 ans, taille moyenne des superficies de vieilles forêts (150 ans et plus), taille moyenne des compartiments de récolte, taux de perturbation, importance du réseau routier et récolte médiane), deux analyses en composantes principales (Oksanen et al. 2012) de régimes de feu différents ont été réalisées en fonction des valeurs médianes des variables réponses estimées par période de 50 ans. Chaque analyse en composante principale comprend l'état initial du territoire pour l'année 2006, et les scénarios de taille fixe et de taille variable avec quatre différents scénarios de contraintes spatiales. Ces scénarios sont comparés avec un scénario d'optimisation non spatiale et un scénario sans aménagement forestier (seulement le régime de feu). L'analyse en composante principale a souvent été utilisée afin d'illustrer les relations entre plusieurs variables spatiales (D'Eon et Glenn 2005, Nonaka et Spies 2005, James et al. 2007, James et al. 2011). Pour faciliter l'analyse PCA, nous avons réalisé un test de Pearson pour dissocier les variables associées entre elles par corrélation. Par la suite, les différentes données ont été regroupées en plusieurs groupes et classifiées par ordre d'importance de façon à éliminer les variables fortement corrélées entre elles. Nous avons utilisé un test de « *Broken stick* » par « *Bootstrap* » afin de savoir

si les axes des PCA étaient significativement associés à certaines variables (Jackson 1995, Peres-Neto et al. 2003).

3. Résultats

3.1. Convergence des fonctions objectifs

L'heuristique d'optimisation de la récolte sur le territoire se stabilise après 200 000 itérations pour la fonction objectif de maximisation de la récolte (Figure 6A) et la fonction objectif de rendement soutenu (Figure 6B). Le critère d'arrêt du pourcentage d'amélioration de la fonction objectif de la récolte se stabilise après le passage du 40^e cycle de température (Figure 6C). En utilisant la meilleure solution obtenue par l'heuristique de recuit simulé à la fin de chaque cycle de température comme contrainte du modèle de programmation linéaire, on peut constater que la possibilité forestière obtenue par Woodstock (Équation 16) se stabilise après le passage du 40^e cycle à un niveau de récolte 20 % plus élevé que le niveau de récolte généré par la fonction objectif du recuit simulé (Équation 4).

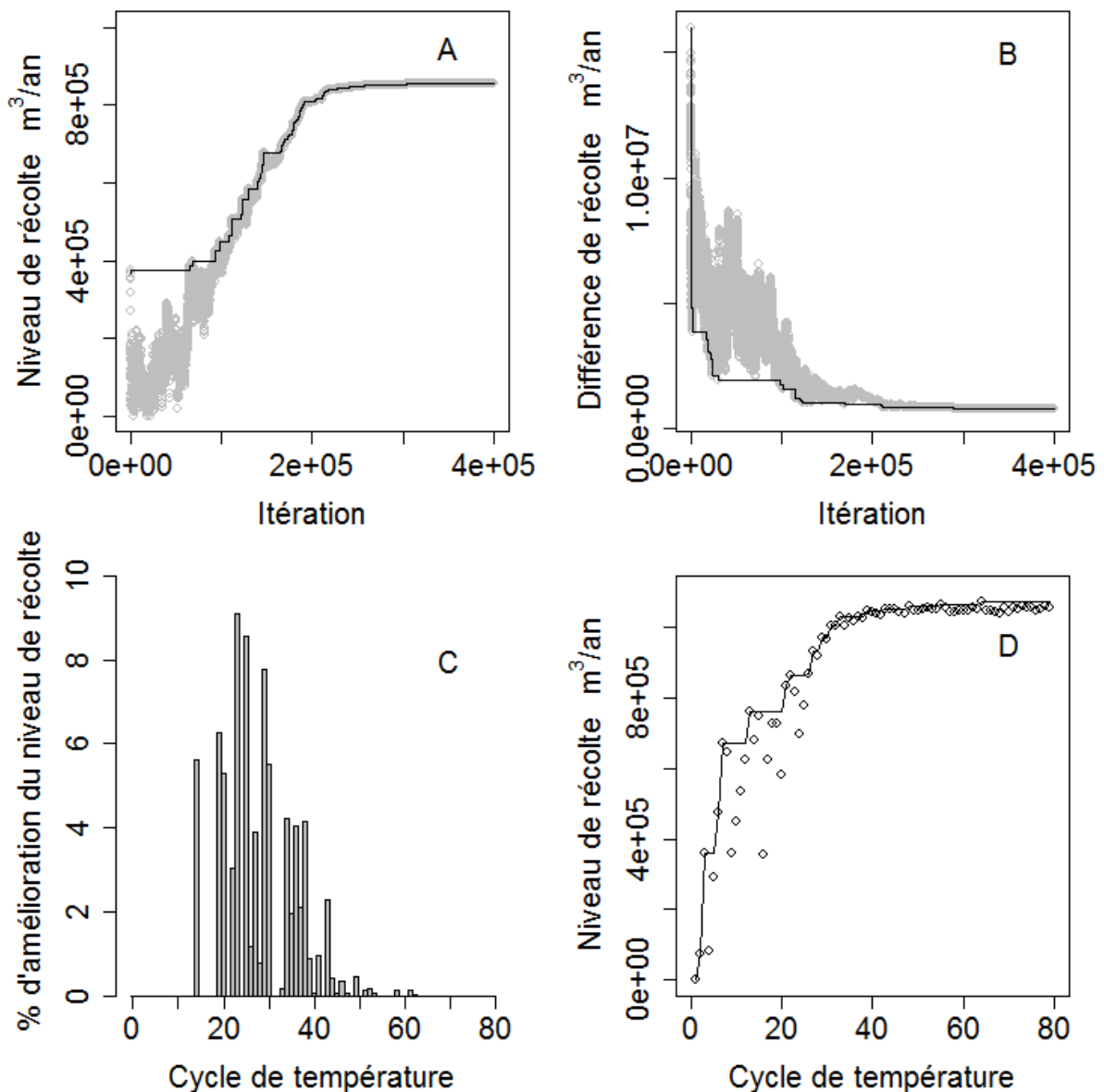


Figure 6: Convergence des fonctions objectif pour le scénario de taille fixe (fermeture de 30 ans des compartiments et délai d'adjacence de 30 ans), la première figure présente la valeur de la fonction objectif de maximisation de la possibilité (Équation 4) (A) la deuxième figure présente la valeur de la fonction objectif de rendement soutenu (Équation 5) (B), le 3^e graphique présente la valeur du critère d'arrêt de l'heuristique (C) et le 4^e graphique présente la convergence du modèle de programmation linéaire de la fonction objectif de maximisation de la possibilité forestière (Équation 16)(D).

3.2. Variation de la réponse de l'heuristique

La variation de la réponse de l'heuristique par rapport au scénario de taille fixe révèle que 9 fois sur 10, la possibilité se trouve à plus ou moins 5 % de la médiane de la distribution des résultats de l'objectif de maximisation de la possibilité (Annexe 2 Figure 17).

3.3. Nombre de simulations

L'intervalle de confiance par percentile couvre l'ensemble de l'intervalle de confiance normal. En se référant à l'erreur de précision sur l'inventaire forestier du 3^e inventaire (Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (chapitre 5), 2004), on constate que la précision de l'inventaire ne permet pas de valider une différence de moins de 5 % de la récolte en période critique entre les deux scénarios avec régime de feu. Exiger un intervalle de confiance plus petit que 5 % serait illusoire et ne permettrait pas de conserver l'erreur d'inventaire des données de base. Nous avons donc fixé un nombre minimal de 100 simulations (% IC ≤ 5 %) (Annexe 2 Figure 18).

3.4. Analyses de sensibilité

3.4.1. Sensibilité du taux de perturbation

Une augmentation du délai d'adjacence de 1 % conduit à une diminution de 0,23 à 0,26 % du taux de perturbation du territoire à l'équilibre (Tableau 1). À l'état initial des premières années de simulation, le taux de perturbation diminue de 0,15 à 0,16 % pour une augmentation de 1 % du délai d'adjacence. Le délai d'adjacence affecte aussi la variabilité du taux de perturbation à l'état initial et à l'équilibre (Annexe 2 Figure 19). L'élasticité liée à la taille des compartiments par rapport au taux de perturbation (Tableaux 4 et 5) à l'équilibre démontre qu'une augmentation de la taille des compartiments de 1% provoque une diminution de 0,07 à 0,08 % du taux de perturbation. L'ajout d'une contrainte de maintien de massifs forestiers de plus de 7 mètres diminue le taux de perturbation de 7,23 à 9,20 % à l'état initial et de 15,91 à 18,36 % à l'état d'équilibre comparativement à l'utilisation d'une contrainte de délai d'adjacence de 15 ans (Tableaux 4 et 5).

3.4.2. Sensibilité de la probabilité d'observation du caribou

L'écart entre les probabilités d'observation du caribou avec ou sans aménagement estimé à l'aide d'un test d'égalité de Kolmogorov-Smirnov réagit moins à l'augmentation du délai d'adjacence que le taux de perturbation à l'état d'équilibre. En effet, une augmentation de 1% du délai d'adjacence diminue cet écart de 0,08 à 0,21 % (Tableau 2). De plus, l'augmentation de la taille des compartiments de 1% n'a aucun effet sur cet écart (Tableau 1), que ce soit à l'état initial ou à l'équilibre

(Tableaux 4 et 5). Par contre, le maintien de massifs forestiers réduit cet écart de 3,6 à 25,6% à l'état initial et de 6,1 à 27,1 % à l'état d'équilibre (Tableaux 4 et 5).

3.4.3. Sensibilité de la récolte

Une augmentation du délai d'adjacence de 1 % a conduit à une diminution de 0,36 % du niveau de récolte médiane à l'état initial (Tableau 1) et de 0,35 à 0,38 % à l'équilibre (Tableau 2). L'impact de l'augmentation du délai d'adjacence médian est donc nettement plus important pour le niveau de récolte à l'état d'équilibre (0,35 %) que pour le taux de perturbation (0,29 %) et l'écart entre les probabilités d'observation du caribou avec et sans aménagement (0,16 %). Une augmentation de la taille des compartiments de 1 % provoque quant à elle une diminution de 0,05 % de la récolte médiane à l'état initial et à l'état d'équilibre (Tableaux 4 et 5). À l'équilibre, l'augmentation de la taille des compartiments permet donc une plus grande diminution du taux de perturbation que de la récolte médiane. Le maintien de massifs forestiers réduit la récolte médiane de 18,8 % à l'état initial et à l'état d'équilibre (Tableaux 4 et 5).

Tableau 2: Valeurs des paramètres des régressions semi-logarithmiques pour les périodes 1 à 10 (initial), en fonction du délai d'adjacence (continue), du régime de feux (catégorique) et de la taille des compartiments (homogénéité, variabilité naturelle) (catégorique) par rapport à l'ensemble des variables réponses (5 régressions linéaires multiples semi-logarithmiques distinctes) l'intervalle (95 fois sur 100) de l'élasticité des paramètres de régression est présenté entre parenthèses (2^e et 97^e centile), pour chaque régression semi-logarithmique (n=26). La valeur de P (<0,05) présente le nombre de fois que la pente s'est trouvée significative sur 100 simulations. Le R² et son intervalle de confiance (95 fois sur 100) (2^e et 97^e centile) sont présentés pour chacun des 5 modèles. L'intervalle des valeurs d'élasticité (95 fois sur 100) de chaque variable réponse en fonction du délai d'adjacence est présenté entre parenthèses.

Variable réponse	Délai d'adjacence		Régime de feu		Compartimentation		R ²
	Élasticité	P(<,05)	% exp.	P(<,05)	% exp.	P(<,05)	
Récolte en période critique	-0,36 (-0,38, -0,36)	100	-0,26 (-9,69, 0)	16	-32,55 (-34,43, -31,71)	100	0,93 (0,89, 0,93)
Récolte médiane	-0,36 (-0,36, -0,36)	100	0,02 (-0,99, 0)	0	-32,49 (-32,68, -32,38)	100	0,93 (0,92, 0,93)
Taux de perturbation	-0,15 (-0,16, -0,15)	100	12,89 (7,63, 20,52)	100	-17,16 (-18,61, -15,93)	100	0,61 (0,57, 0,64)
Distance K. S.	-0,14 (-0,21, -0,09)	92	-47,03 (-180, 9,56)	85	-16,54 (-23,59, -20,72)	89	0,20 (0,07, 0,52)
Réseau routier	0 (0, 0)	17	0,90 (0,30, 1,68)	65	-2,96 (-3,42, -2,65)	100	0,21 (0,17, 0,27)

Tableau 3: Valeurs des paramètres médians des régressions multiples semi-logarithmiques pour les périodes 21 à 30 (équilibre), en fonction du délai d'adjacence (continue), du régime de feux (catégorique) et de la taille des compartiments (homogénéité, variabilité naturelle) (catégorique) par rapport à

l'ensemble des variables réponses (5 régressions linéaires multiples semi-logarithmiques distinctes) l'intervalle (95 fois sur 100) de l'élasticité des paramètres de régression est présenté entre parenthèses (2^e et 97^e centile), pour chaque régression semi-logarithmique (n=26). La valeur de P (<0,05) présente le nombre de fois que la pente s'est trouvée significative sur 100 simulations. Le R² et son intervalle de confiance (95 fois sur 100) (2^e et 97^e centile) sont présentés pour chacun des 5 modèles.

Variable réponse	Délai d'adjacence		Régime de feu		Compartimentation		R ²
	Élasticité	P(<,05)	% exp.	P(<,05)	% exp.	P(<,05)	
Récolte en période critique	-0,36 (-0,51, -0,34)	100	-4,59 (-51, 0)	59	-32,49 (-47,87, -28,37)	100	0,92 (0,47, 0,94)
Récolte médiane	-0,35 (-0,38, -0,35)	100	0,48 (-4,81, 0)	5	-32,48 (-34,34, -32,02)	100	0,92 (0,68, 0,93)
Taux de perturbation	-0,29 (-0,31, -0,28)	100	26,79 (18,20, 32,74)	100	-33,92 (-37,34, -31,17)	100	0,91 (0,88, 0,93)
Distance K. S.	-0,16 (-0,27, -0,08)	98	-26,85 (-123, 18,88)	79	-23,47 (-35,86, -13,17)	98	0,23 (0,1, 0,53)
Réseau routier	0 (0, 0)	83	0,55 (0, 1,11)	94	-2,38 (-2,80, -2,05)	100	0,84 (0,74, 0,89)

Tableau 4 : Valeurs des paramètres médians de régression multiple semi-logarithmique des périodes 5 à 10, en fonction de la taille moyenne des compartiments (continue), du régime de feux (catégorique) et de contraintes spatiales par rapport à un délai d'adjacence de 15 ans, Délai de 30 ans, Massifs névralgiques, Temps de retour dans le compartiment dans 70 ans à l'atteinte de l'équilibre (>100 ans) (5 régressions multiples semi-logarithmiques distinctes) l'intervalle (95 fois sur 100) de l'élasticité des paramètres de régression est présenté entre parenthèses (2^e et 97^e centile), pour chaque régression semi-logarithmique (n=160). La valeur de P(<0,05) présente le nombre de fois que la pente s'est trouvée significative pour 100 simulations. Le R² et son intervalle de confiance (95 fois sur 100) (2^e et 97^e centile) sont présentés pour chacun des 5 modèles. Les catégories de références pour les variables catégoriques sont respectivement : Variable régime de feux (sans régime de feux) et variable contrainte (contrainte de délai d'adjacence de 15 ans).

Variable réponse	Taille		Régime de feu		Délai 30 ans		Massif név.		Retour 70 ans		R ²
	Élasticité	P(<,05)	% exp.	P(<,05)	% exp.	P(<,05)	% exp.	P(<,05)	% exp.	P(<,05)	
Récolte en Période critique	-0,01 (-0,05, 0)	16	-2,44 (-16,68, -0,05)	74	-0,02 (-4,4, 3,10)	3	0,03 (-2,33, 2,89)	2	-0,86 (-6,30, 1,50)	13	0,081 (0,03, 0,22)
Récolte médiane	-0,05 (-0,05, -0,05)	100	-0,02 (-0,02, -0,02)	0	-38,57 (-38,57, -38,57)	100	-18,81 (-18,81, -18,81)	100	10,71 (10,71, 10,71)	100	0,80 (0,80, 0,80)
Taux de perturbation	-0,04 (-0,04, -0,04)	100	11,02 (4,35, 22,96)	100	-17,11 (-18,20, -15,65)	100	-8,13 (-9,20, -7,23)	100	5,98 (4,69, 6,69)	100	0,89 (0,87, 0,94)
Distance K. S.	-0,02 (-0,05, 0)	24	-69,78 (-352,05, 16,95)	94	-8,54 (-15,11, -0,46)	61	-17,48 (-29,59, -3,61)	91	-11,70 (-18,75, -1,54)	79	0,73 (0,16, 0,96)
Réseau routier	-0,06 (-0,06, -0,06)	100	1,48 (0,73, 1,48)	99	-0,99 (-1,14, -0,80)	100	-0,46 (-0,61, -0,36)	0	-0,26 (-0,43, -0,07)	0	0,90 (0,89, 0,91)

Tableau 5 : Valeurs des paramètres médians de régression multiple semi-logarithmique des périodes 21 à 30, en fonction de la taille moyenne des compartiments (continue), du régime de feux (catégorique) et de contraintes spatiales par rapport à un délai d'adjacence de 15 ans, 1 : délai de 30 ans, contrainte 2 : massifs névralgiques, Temps de retour dans le compartiment dans 70 ans à l'atteinte de l'équilibre (>100 ans) (6 régressions multiples semi-logarithmiques distinctes) l'intervalle (95 fois sur 100) de l'élasticité des paramètres de régression est présenté entre parenthèses (2^e et 97^e centile), pour chaque régression semi-logarithmique (n=160). La valeur de P(<0,05) présente le nombre de fois que la pente s'est trouvée significative pour 100 simulations. Le R² et son intervalle de confiance (95 fois sur 100) (2^e et 97^e centile) sont présentés pour chacun des 5 modèles. Les catégories de références pour les variables catégoriques sont respectivement : Variable régime de feux (avec régime de feux) et variable contrainte (contrainte de délai d'adjacence de 15 ans).

Variable réponse	Taille		Régime de feu		Délai 30 ans		Massif név.		Retour 70 ans		R ²
	Élasticité	P(<,05)	% exp.	P(<,05)	% exp.	P(<,05)	% exp.	P(<,05)	% exp.	P(<,05)	
Récolte en Période critique	-0,01 (-0,05, 0)	16	-6,35 (-22,57, -0,61)	95	-1,27 (-8,70, 3,65)	5	-1,30 (-6,39, 2,35)	4	-0,73 (-8,64, 4,23)	8	0,10 (0,03, 0,28)
Récolte médiane	-0,05 (-0,05, -0,05)	100	-0,02 (-0,02, -0,02)	0	-38,57 (-38,57, -38,57)	100	-18,80 (-18,80, -18,80)	100	10,71 (10,71, 10,71)	100	0,80 (0,80, 0,80)
Taux de perturbation	-0,07 (-0,08, -0,07)	100	24,11 (14,12, 32,28)	100	-30,24 (-32,02, -28,60)	100	-17,18 (-18,36, -15,91)	100	-2,18 (-3,07, -1,15)	2	0,89 (0,86, 0,91)
Distance K. S.	-0,03 (-0,05, 0)	40	-55,42 (-247,88, 23,87)	95	-6,87 (-13,36, 0,54)	50	-17,68 (-27,11, -6,09)	95	-11,59 (-18,66, -1,32)	80	0,73 (0,18, 0,95)
Réseau routier	-0,05 (-0,05, -0,04)	100	0,36 (0,17, 0,80)	4	-1,07 (-1,22, -0,91)	49	-1,00 (-1,15, -0,85)	0	0,99 (0,85, 1,15)	15	0,92 (0,92, 0,93)

3.5. Analyses en composantes principales

3.5.1. Scénarios tenant compte du feu

L'analyse en composantes principales des scénarios incluant le régime de feu, possède deux axes significatifs (PC1, PC2). Ces deux axes principaux expliquent respectivement 58 et 27 % de la variabilité du jeu de données (50% et 24% sans inclure le régime de feu). Le test du « *Broken Stick* » montre un axe PC2 marginalement significatif (Annexe 2 Figure 23) contrairement aux scénarios sans régime de feu (Annexe 2 Figure 24). Les événements stochastiques induits par le régime de feu ont donc tendance à expliquer la variabilité des données avec une corrélation simple par rapport à la PC1, alors que la faible corrélation des autres axes est expliquée par une augmentation de la variabilité des réponses des données en incluant le régime de feu. On peut aussi faire le même constat en observant la corrélation expliquée par la PC1 avec (58 %) ou sans (50 %) régime de feu (Tableau 6).

La corrélation (« *loadings* ») du jeu de données par rapport aux axes principaux (PC1-PC2) est présentée au tableau 6. On remarque que la récolte médiane et le taux de perturbation sont corrélés à l'axe principal (0,51 et -0,49) (PC1). La récolte et le taux de perturbation sont corrélés entre eux et sont plus corrélés à la PC1 (0,56 et 0,54) sans régime de feu qu'avec le régime de feu (Tableau 6). Le réseau routier (-0,60) et la superficie moyenne des agglomérations de récoltes (-0,64 à -0,68) sont négativement corrélés à l'axe principal PC2 avec ou sans régime de feu. La superficie moyenne de vieilles forêts est négativement corrélée avec les deux axes (PC1-PC2) (-0,36 et -0,39) (Tableau 6).

La superficie moyenne de l'habitat du caribou forestier est corrélée à la PC2 (-0,46) sans régime de feu, mais est aussi corrélée à l'axe PC1 avec le régime de feu (Tableau 6). Elle est inversement corrélée à la récolte médiane et le taux de perturbation (Figure 7). Avec régime de feu, elle est négativement corrélée à l'importance du réseau routier (Figure 7).

Tableau 6 : « Loadings » des deux différentes analyses en composantes principales avec et sans régime de feu du scénario de taille fixe, du scénario de taille variable, du scénario sans aménagement et du scénario d'optimisation non spatiale par période de 50 ans (n=24).

	Avec régime de feu		Sans régime de feu	
	PC1	PC2	PC1	PC2
Eigenvalue	3,46	1,47	2,98	1,63
Variance expliquée	58%	25%	50%	27%
Récolte médiane	0,51	-0,17	0,56	-0,11
Taux de perturbation	0,49	-0,03	0,54	0,06
Réseau routier	0,29	-0,60	0,37	0,39
Superficie moyenne des habitats	-0,44	0,24	-0,29	-0,46
Superficie moyenne des agglomérations	0,26	-0,64	0,14	-0,68
Superficie moyenne de vieilles forêts	-0,37	-0,39	-0,39	-0,39

Bien que le taux de perturbation soit un indice spatial, il réagit peu à l'utilisation de contraintes spatiales et à l'utilisation de compartiments de taille différente comparativement à la récolte. Il est principalement influencé par le niveau de récolte avec et sans le régime de feu (Figures 8 et 10) et il est peu influencé par la taille des compartiments d'organisation spatiale avec (-0,03) ou sans (-0,06) régime de feu (Tableau 6). Le régime de feu amène donc une diminution de l'effet associé à l'utilisation de compartiments de récolte de plus grande taille sur le taux de perturbation, le taux de perturbation étant peu lié à la taille des compartiments de récolte avec et sans régime de feux.

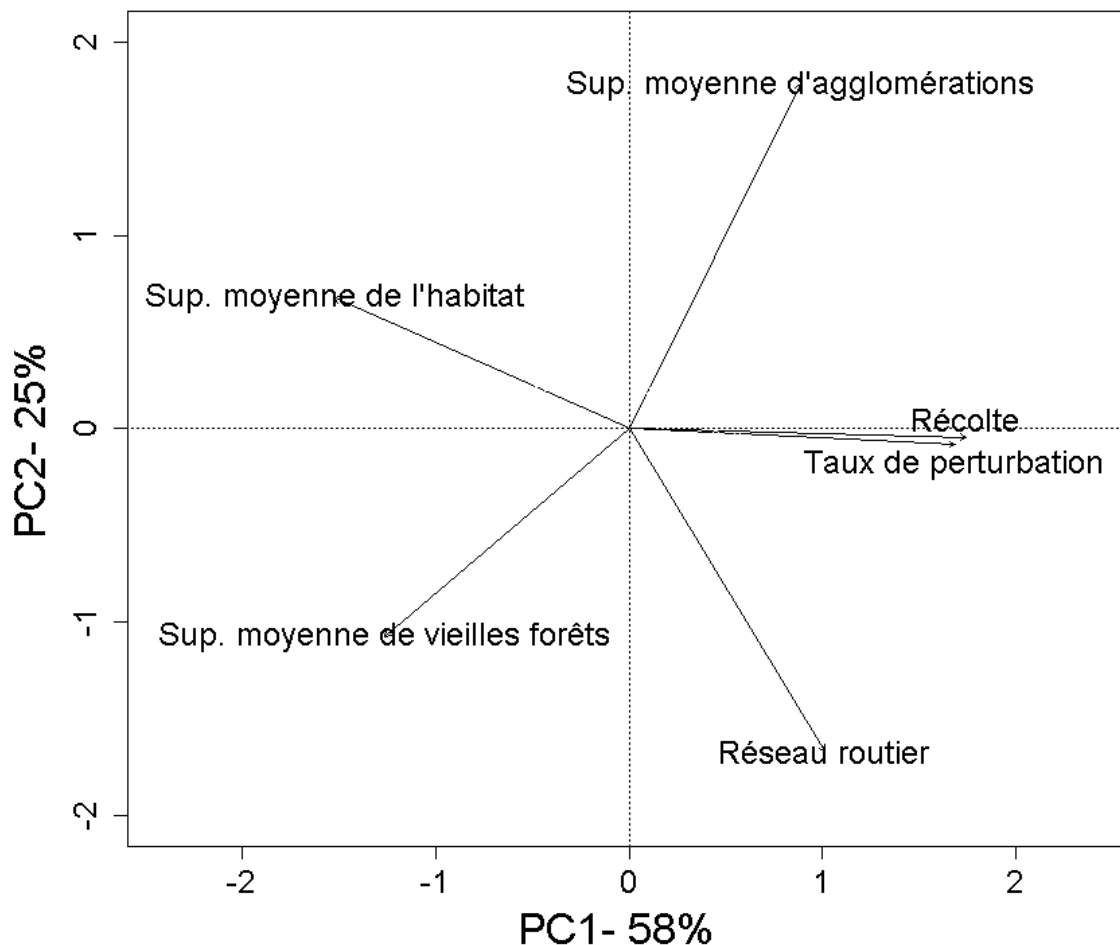


Figure 7: Analyse en composantes principales de la superficie moyenne d'habitat représentant la taille moyenne de l'habitat du caribou non perturbé à l'extérieur des zones tampons de 500 mètres et des feux en km^2 , la superficie moyenne de vieilles forêts présente sur le territoire en km^2 (forêts de 150 ans et plus) (Bouchard et Pothier 2008). Le réseau routier représente l'importance du réseau routier primaire (classe 1 et 2) sur le territoire en km. Le taux de perturbation représente le niveau de perturbation en % de la superficie perturbée pour caribou forestier / en la superficie totale (Env. Can. 2011). L'axe récolte représente le volume récolté en m^3/an sur le territoire (possibilité forestière). Finalement, l'axe agglomération de coupe présente la taille moyenne des compartiments de coupe contiguë récoltée par période de 50 ans sur le territoire (km^2), pour les scénarios avec régime de feux ($n=24$).

L'utilisation d'une contrainte de temps de retour dans le compartiment de 70 ans permet au scénario de taille fixe et au scénario de taille variable de se distinguer des autres scénarios en ce qui concerne la taille moyenne des agglomérations de récolte, et ce, de façon plus importante pour le scénario de taille variable. Les scénarios possédant une contrainte de délai d'adjacence plus restrictive (30 ans et plus) sont peu éloignés de l'état initial du territoire. L'utilisation d'une contrainte de massif névralgique permet de conserver un niveau de récolte se rapprochant d'une contrainte de délai d'adjacence de 15 ans pour le scénario de taille fixe (Figure 8). Le

scénario de compartimentation de taille variable procure une récolte plus faible que le scénario de taille fixe pour toutes les contraintes excepté l'utilisation d'une contrainte de retour dans le compartiment seulement après 70 ans. Le scénario sans aménagement s'éloigne du scénario d'optimisation non spatiale par rapport au taux de perturbation. Le point central présente l'état initial du territoire (2006).

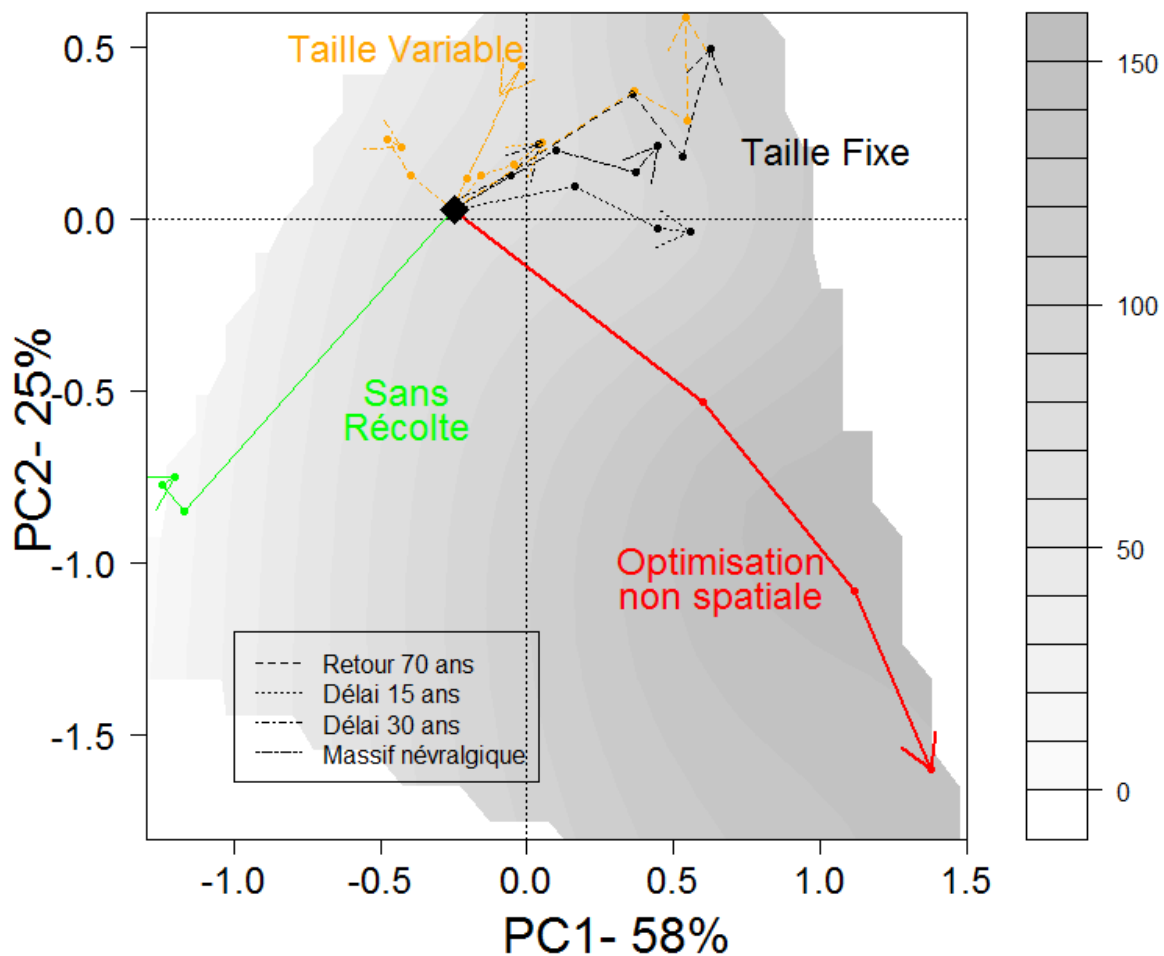


Figure 8: Analyse en composantes principales des scénarios sans récolte, d'optimisation non spatiale, du scénario de taille fixe, du scénario de taille variable et du scénario sans récolte en fonction du % de la possibilité forestière actuelle avec régime de feu. Les points présentent les valeurs médianes par périodes de 50 ans par scénario. Le losange noir présente le point initial de départ (année 2006 sur le territoire)(n=24). Le gradient de couleur présente le pourcentage d'atteinte de la possibilité forestière actuelle du territoire avec régime de feux (0 à 150 %).

3.5.2. Scénarios ne tenant pas en compte du feu

D'après l'analyse en composantes principales sans régime de feu (Figure 9) et avec régime de feu (Figure 7), l'augmentation de l'importance du réseau routier conduit à une diminution de l'importance de la superficie moyenne d'habitats (flèches opposées). Sachant que l'augmentation de la taille des compartiments produit une diminution de l'importance du réseau routier, on expliquerait l'augmentation de la taille moyenne de l'habitat du caribou forestier par la diminution de l'importance du réseau routier du fait de la concentration des activités forestières sur le territoire, lorsque le régime de feu n'est pas considéré dans les scénarios (Figure 10).

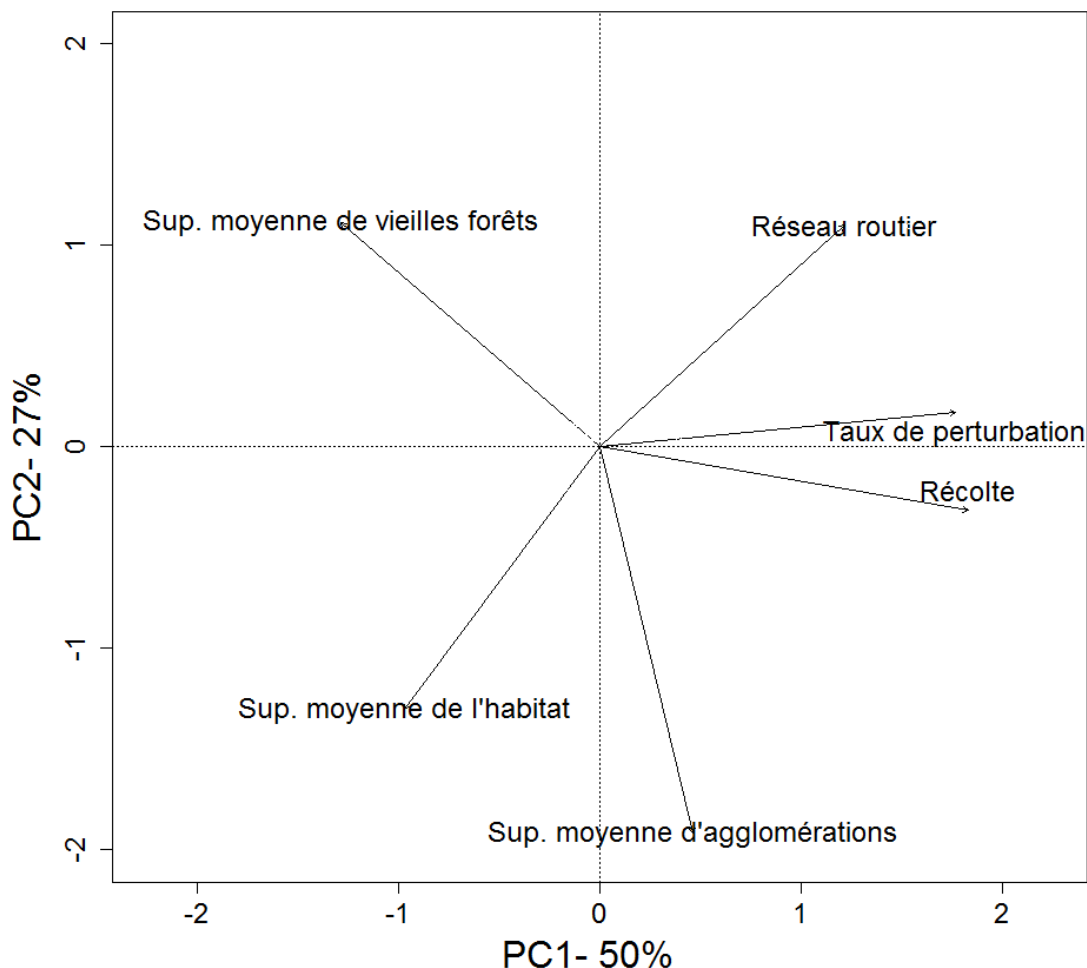


Figure 9: Analyse en composantes principales, la superficie moyenne d'habitat représente la taille moyenne de l'habitat du caribou non perturbé à l'extérieur des zones tampons de 500 mètres et des feux en km^2 , la superficie moyenne de vieilles forêts présente sur le territoire en km^2 (forêts de 150 ans et plus) (Bouchard et Pothier 2008). Le réseau routier représente l'importance du réseau routier primaire (classe 1 et 2) sur le territoire en km. Le taux de perturbation représente le niveau de perturbation en % de la superficie perturbée pour le caribou forestier / en la superficie totale (Env. Can. 2011). L'axe récolte représente le volume récolté en m^3/an sur le territoire (possibilité forestière). L'axe agglomération de coupe présente la taille moyenne des agglomérations de coupe contiguë récoltée par période de 50 ans (km^2), pour les scénarios sans régime de feux ($n=24$).

Sans le régime de feu, les scénarios de taille variable et de taille fixe se différencient par rapport à la PC2 (Figure 10). La superficie moyenne d'habitat disponible pour le caribou forestier se trouve augmentée avec les scénarios de taille variable qui utilisent des contraintes de délai d'adjacence (15 et 30 ans), que ce soit avec ou sans le régime de feu (Figures 8 et 10). L'augmentation de la taille des compartiments et l'utilisation d'une contrainte de temps de retour de 70 ans après la récolte ont peu d'effet sur la taille des superficies d'habitat du caribou forestier (Figures 8 et 10). Le scénario de taille fixe utilisant une contrainte de délai d'adjacence de 30 ans permet d'obtenir une bonne superficie moyenne de l'habitat du caribou forestier à l'équilibre, mais moins que le scénario de taille variable (Figure 10).

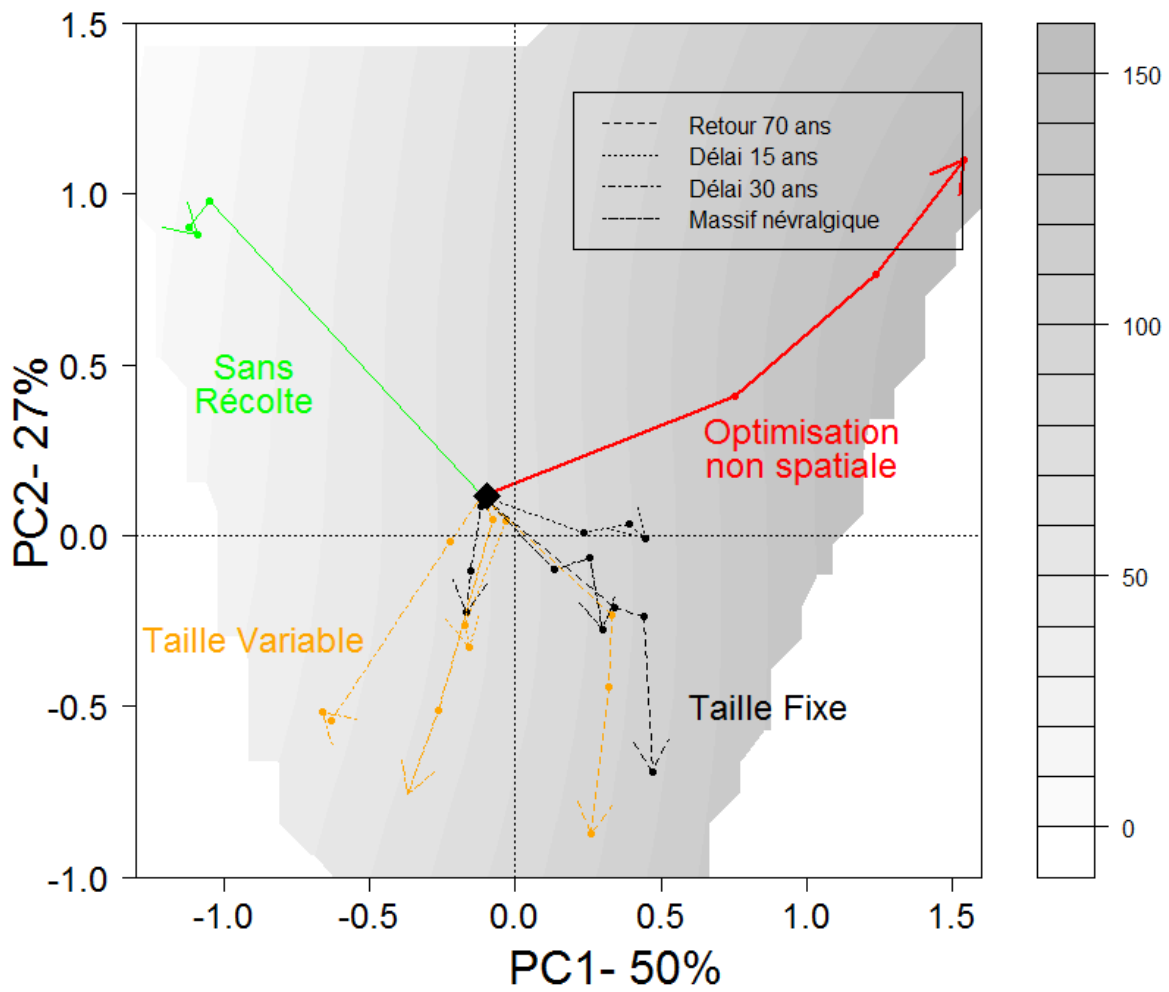


Figure 10: Analyse en composantes principales des scénarios sans récolte, d'optimisation non spatiale, du scénario de taille fixe, du scénario de taille variable et du scénario sans récolte en fonction du % de la possibilité forestière actuelle. Les points présentent les valeurs médianes par périodes de 50 ans par scénario. Le losange noir présente le point initial de départ (année 2006 sur le territoire) (n=24).

4. Discussion

4.1. Délai d'adjacence

L'augmentation du délai d'adjacence permet d'augmenter la probabilité de maintien de l'habitat du caribou forestier, ce qui provoque toutefois une diminution de la récolte (Tableau 2) (Rempel et Kaufman 2003). L'effet sur la récolte en période critique à l'équilibre (Tableau 3) est beaucoup plus important et doit être considéré lors de l'utilisation d'un délai d'adjacence plus élevé. Un délai d'adjacence élevé permet le maintien de superficies non perturbées qui, à leur tour, maintiennent la diversité d'oiseaux (Rempel et al. 2007). Cependant, un délai d'adjacence élevé est la stratégie qui influence le plus la récolte médiane (Tableaux 2 et 3) et qui permet de réduire l'importance du réseau routier à l'état initial (Tableau 2). À l'équilibre, le délai d'adjacence n'a toutefois aucun effet sur le réseau routier. Le maintien d'un réseau routier important pourrait faire augmenter la prédation du caribou par le loup qui utilise beaucoup les chemins forestiers pour faciliter ses déplacements (Houle et al. 2010).

Le taux de perturbation varie peu en fonction de l'augmentation du délai d'adjacence à l'état initial (-50 %) comparativement à la période d'équilibre, laissant croire que le taux de perturbation à l'état initial du territoire affecte grandement les efforts de changements de type d'aménagement (évalué sur des perturbations âgées jusqu'à 40 ans) (Tableau 3). Même si la possibilité forestière est affectée par le délai d'adjacence, l'importance du réseau routier principal n'est pas affectée à l'équilibre. Ce résultat indique que la probabilité d'observation du caribou forestier augmente avec le délai d'adjacence en raison de la diminution de la possibilité forestière du territoire et non en raison de la distance moyenne au chemin ou de l'ajout des zones tampons autour du réseau routier principal.

Le modèle de probabilité d'observation du caribou forestier utilise plusieurs paramètres tels que la superficie couverte par des pessière à mousses, les milieux humides présents et la stratification forestière (Tableau 1). Le modèle de succession après feu utilisé dans les scénarios peut ajouter de la variabilité quant aux retours après perturbation pour les strates en succession, ce qui induit plus de variabilité dans la probabilité d'observation du caribou forestier. De plus, puisque l'optimisation ne tient pas compte de la composition des compartiments, notamment ceux dominés

par des pessières à lichens et des milieux humides, ces derniers peuvent être récoltés, ce qui produit une variation supplémentaire de cet indicateur. Ce phénomène pourrait expliquer la faible réaction du modèle de probabilité d'observation en ce qui concerne le délai d'adjacence. Ainsi, une approche multi-objectif pourrait permettre de mieux accommoder le caribou forestier dans ce cas (Bettinger et al. 1997, Bettinger et al. 1999) en maximisant aussi le maintien de son habitat hivernal (Kliskey et al. 1999). Tout comme le taux de perturbation, le scénario de taille variable permet de réduire l'écart entre les distributions de probabilité d'observation du caribou avec ou sans aménagement, comparativement au scénario de taille fixe (Annexe 2 figure 20). Nos résultats indiquent que les scénarios n'utilisant pas de délai d'adjacence et un temps de retour de 70 ans risquent de nous éloigner de la variabilité naturelle de la taille des perturbations du territoire. Dans le même ordre d'idée, même si les chantiers de récolte peuvent être agglomérés (Belleau et al. 2007), il est suggéré de conserver la même proportion de superficies en régénération que celle générée par les feux, ce qui pourrait amener une réduction de la récolte médiane. Néanmoins, ne pas utiliser un délai d'adjacence permet d'offrir une meilleure proportion d'habitats et une récolte plus élevée en permettant la juxtaposition de chantiers de récolte sur le territoire, laissant de ce fait une plus grande partie du territoire intacte sur une longue période de temps. Retirer le délai d'adjacence et utiliser un temps de retour de 70 ans permet de concentrer les activités forestières (Figures 8 et 10) et de ne pas perturber la récolte (Tableaux 4 et 5) et d'améliorer la probabilité d'observation du caribou. De plus, à l'équilibre, cette stratégie occasionne un taux de perturbation équivalent à l'utilisation d'un délai d'adjacence de 15 ans.

4.2. Maintien de massifs névralgiques

La stratégie du maintien de massifs névralgiques permet d'obtenir un meilleur rapport entre l'habitat et la récolte médiane à l'équilibre comparativement à une stratégie imposant un délai d'adjacence tant qu'un ancien chantier de récolte n'aie pas atteint de 7 mètres et plus (Tableau 5). Bien que la stratégie de massifs névralgiques semble avantageuse en augmentant l'indicateur de probabilité d'observation du caribou forestier (Tableau 5), celle-ci pourrait agir comme piège écologique « ecological trap » (Courtois et al. 2008, Fahrig 2007), car le massif névralgique sera entouré de compartiments perturbés. Lors de la mise en place de zones de

protection, il est suggéré que ces zones partagent le moins possible leur périmètre avec des compartiments perturbés (Courbin et al. 2009). Lors de l'optimisation de la récolte, l'heuristique de recuit simulé a pour la plupart du temps utilisé les compartiments ayant le plus grand nombre de voisins comme massif névralgique afin de maximiser la récolte sur le territoire et a fermé les massifs névralgiques à la récolte pour l'ensemble de l'horizon de planification. Pour éviter l'isolement des massifs névralgiques, on peut utiliser certaines options d'optimisation qui permettent la réduction de la fragmentation, mais il faut alors s'attendre à une diminution du niveau de récolte (Öhman et Wikström 2008).

4.3. Compartiments

4.3.1. Variabilité de la taille des compartiments

En utilisant des compartiments de taille variables se rapprochant de la distribution de la superficie des feux du territoire, nous avons d'abord constaté que l'utilisation de compartiments de taille variable reste peu attrayante relativement à la récolte de matière ligneuse (tableau 3), bien que la probabilité d'observation du caribou forestier soit plus élevée et que le taux de perturbation y soit plus faible comparativement au scénario de taille fixe. De plus, le scénario de taille variable répond mal à la contrainte de délai d'adjacence et à la contrainte de maintien de massifs forestiers sur le territoire (Figure 10). Le niveau de récolte de ce type de compartimentation s'est seulement distingué de celui d'un scénario de taille fixe lorsqu'aucune contrainte de voisinage ne s'appliquait. Augmenter la variabilité de la taille des compartiments provoque une augmentation de la complexité du voisinage de certains polygones, ce qui implique une augmentation de l'impact des contraintes de voisinage comme le délai d'adjacence ou le maintien de massifs névralgiques à proximité d'un compartiment perturbé.

4.3.2. Taille des compartiments

Puisque les feux de grande taille risquent d'être toujours présents dans le futur (Belleau et al. 2007), la taille des plus gros compartiments devrait être équivalente à la taille des plus gros feux. L'utilisation de compartiments de récolte de la taille des grands feux pourrait réduire la complexité des patrons spatiaux (Forman 1995, Belleau et al. 2007). Toutefois, l'acceptabilité sociale des grandes agglomérations de récolte reste un défi à relever par les aménagistes (Pâquet et Bélanger 1998,

Robson et al. 2000). L'augmentation de la taille des compartiments a pour effet de réduire l'importance du réseau routier primaire pour tous les scénarios (Tableau 5) (DeLong et al. 2004, Tittler et al. 2012) en concentrant les activités de récolte dans le même secteur, ce qui réduit les coûts d'opération reliés à l'aménagement forestier (DeLong et Tanner 1996). Le réseau routier diminue la fidélité du caribou à son habitat (Faille et al. 2010, Bowman et al. 2010) et peut agir comme une barrière rendant le milieu inaccessible au caribou (Dyer et al. 2002). Du même coup, l'augmentation de l'importance du réseau routier peut augmenter les risques de prédatations (Houle et al. 2010).

L'augmentation de la taille des compartiments de récolte produit une diminution du taux de perturbation en considérant une zone d'influence de 500 mètres. Toutefois, l'influence des zones perturbées est discutable (Vors et al. 2007, Moreau et al. 2012). Par exemple, le caribou forestier évite les routes actives (classe 1) dont l'effet peut persister jusqu'à une distance 1,25 km, tandis que l'effet des routes secondaires s'atténue à 0,75 km (Leblond et al. 2011). Ainsi, l'impact du réseau routier sur le taux de perturbation pourrait augmenter en fonction de la distance d'influence des routes. En augmentant la distance d'influence des perturbations, on peut s'attendre à augmenter l'effet de la taille des compartiments sur le taux de perturbation. L'augmentation de la distance d'influence pourrait même réduire l'effet de l'augmentation du délai d'adjacence sur le taux de perturbation (Tableau 2).

L'utilisation de petits compartiments de récolte cause la fragmentation du territoire (Belleau et al. 2007) et la mise en place de zones de protection temporaire de petite taille mal adaptées au caribou forestier (Courtois et al. 2007), mais atténue la diminution de la récolte. Cependant, l'utilisation de compartiments de récolte de grandes tailles augmente la pression sur certains milieux (Forman 1995, Belleau et al. 2007), diminue la récolte et augmente la qualité d'habitat pour le caribou forestier. Les taux de perturbation les plus élevés ont été observés lors de l'utilisation de compartiments de moins de 150 km². Nos résultats supportent donc partiellement seulement l'utilisation de massifs continus de forêts matures d'une superficie minimale de 100 km² (Bélisle et al. 2011).

4.4. Modèle

La méthode de recuit simulé (RS) « *Simulated annealing* » (Kirkpatrick et al. 1983) a déjà été utilisée pour résoudre des problèmes spatiaux d'adjacence (Lockwood et Moore 1993, Brown et al. 2007). Le recuit simulé est aussi utilisé pour permettre l'agrégation de peuplements (Lockwood et Moores 1992, Nelson et Liu 1994, Murray et Church 1995, Ohman et Eriksson 1998, Baskent et Jordan 2002). Le recuit simulé a aussi été utilisé pour la conservation de superficie de vieilles forêts (Ohman et Erikson 1998). Nous n'avons pas été en mesure de comparer le modèle de recuit simulé à un modèle de programmation mixte (Bettinger et al. 2009), car l'entièreté du problème de programmation mixte n'a pu être résolue de façon optimale. Certains auteurs ont comparé des heuristiques de recherche avec la programmation par entiers (Murray et Church 1995, Boston et Bettinger 1999). Le niveau d'atteinte de la solution optimale de l'heuristique est donc inconnu pour notre étude (Figure 6). Certains auteurs ont simplifié les problèmes spatiaux à l'aide de la programmation par coloration chromatique (Gross et Dykstra 1988, Nelson et Shannon 1993). Bien que la coloration chromatique (PC) permette une réduction du nombre de variables binaires, elle reste peu flexible pour ce qui est des contraintes spatiales telles que le délai d'adjacence. Nous n'avons pas été en mesure de résoudre les problèmes de coloration chromatique dans un délai acceptable de 24 heures. Nous nous sommes donc tournés vers une heuristique de recherche permettant la résolution de problèmes non linéaires. Bien que la métaheuristique de recuit simulé permette la résolution de problèmes complexes, elle ne permet pas l'atteinte de la solution optimale à tout coup. En recommençant le processus, on risque de ne pas obtenir les mêmes variables réponses du modèle et d'obtenir une faible différence de la valeur des objectifs (Lockwood et Moore 1993). Notre modèle de recuit simulé possède les mêmes désavantages, c'est-à-dire qu'en ne réutilisant pas les mêmes graines «seeds» des nombres aléatoires, nous n'obtiendrons pas les mêmes valeurs des variables et de la fonction objectif. Le « Threshold Accepting » (TA) permet la recherche de bonnes solutions de façon déterministe et peut être une solution alternative au recuit simulé (SA) (Dueck et Scheuer 1990) pour la récolte (Heinonen et al. 2007). De plus, le fait de seulement se déplacer à l'intérieur du domaine réalisable n'a pas que des points positifs. En effet, si les régions réalisables sont non connectées, l'heuristique peut passer à côté de bonnes solutions (Wah et al. 2007).

Sachant que les compartiments sont prédéterminés en pessière à mousses, l'utilisation d'un modèle (ARM) « Area Restricted Model » de restriction de la superficie permettrait un gain substantiel sur le niveau de la récolte (Jamnick et Walters 1993, Baskent et Keles 2005) et sur la réduction de la variabilité occasionnée par la prédétermination des compartiments par simulation Monte-Carlo (Figure 3) ou par l'aménagiste. Afin d'éviter une perte d'information due à l'URM et à la délimitation des compartiments de récolte, il serait important de tester l'impact d'un bon et d'un mauvais regroupement de peuplements pour former un compartiment de récolte. L'utilisation de la simulation d'un calendrier de récolte prédéterminé peut aussi mener à surestimer la diminution de la récolte en période critique occasionnée par le régime de feu (Tableaux 4 et 5), mais a peu d'effet sur la récolte. Elle peut aussi faire augmenter la variabilité de la récolte en période critique et du même coup augmenter le nombre de simulations requis pour atteindre un intervalle de confiance donné autour de la récolte en période critique (Annexe 2 Figure 18). L'optimisation de la récolte à la fin de chaque période de simulation pourrait permettre d'éviter le biais occasionné par l'utilisation d'un calendrier de récolte prédéterminé.

La simplification de nombreuses hypothèses du modèle à travers la modélisation du régime de feu, de la récolte, du réseau routier et de l'habitat du caribou forestier ne nous permet pas de prédire les valeurs absolues des variables réponses (récolte en période critique, récolte médiane, taux de perturbation et probabilité d'observation du caribou), mais plutôt de quantifier les écarts entre les différents scénarios par rapport à ces hypothèses.

Le modèle de succession étant contraint par les données originales de composition forestière des peuplements sur notre territoire, les hypothèses faites relativement à la régénération après coupe et après feu peuvent grandement affecter la réaction de la composition forestière (James et al. 2011). Notre modèle ne considère ni les échecs de régénération, ni les effets à long terme de variation de la productivité des peuplements, ce qui pourrait porter à surestimer la récolte annuelle. La fidélité du caribou à son habitat est aussi influencée par les épisodes de chablis sur notre territoire (Faille et al. 2010). Dans le même ordre d'idée, l'ajout d'un événement stochastique tel que le chablis au modèle pourrait faire diminuer les différences entre les différents scénarios en ce qui concerne l'habitat du caribou forestier. Le modèle de simulation ne prend pas en considération les épisodes d'épidémie de tordeuse

des bourgeons de l'épinette qui pourraient aussi affecter certains scénarios ayant une faible possibilité forestière (James et al. 2011).

Le modèle de feu a fait l'objet de plusieurs hypothèses permettant de simplifier certains mécanismes. Ainsi, le modèle de feu est indépendant de plusieurs variables telles que le climat, le relief et les précipitations. Nous utilisons un modèle de feu statistique qui fixe directement la taille et la fréquence de retour des feux (Bouchard et Pothier 2008), ce qui permet l'obtention de feux de forme se rapprochant de la réalité lors des simulations. En effet, les feux de grande taille en forêt boréale sont généralement initiés par des conditions climatiques extrêmes et représente 97 % de la superficie totale brûlée (Stocks et al. 2002). Même si l'utilisation d'un modèle de feu dépendant de l'âge des peuplements n'est pas représentative de la dynamique de la forêt boréale, elle pourrait mener à une diminution des superficies moyennes de vieilles forêts (James et al. 2007), ce qui viendrait diminuer la superficie de l'habitat préférentiel du caribou forestier.

Le taux de perturbation utilisé pour prédire le maintien des populations de caribou forestier ne prend pas en considération l'ensemble de la dynamique des populations de caribou. D'abord, la migration des animaux à l'extérieur des limites du territoire n'est pas considérée. Le taux de perturbation ne prend pas en considération la préférence du caribou pour certains milieux. De plus, l'indice de survie et de recrutement utilisé pour calculer la relation entre le taux de perturbation et la probabilité de maintien de la population de caribou est basé sur une moyenne canadienne et ne représente pas de façon spécifique les caractéristiques des populations de caribou du territoire. Par exemple, le recrutement moyen par femelle est parmi les plus élevés au Canada pour la harde de la Manicouagan (Env. Can. 2011). Donc, l'interprétation des résultats dérivés de cet indice doit être interprétée comme étant des tendances générales observées lorsqu'on considère que les activités d'aménagement et le régime de feux sont les deux seuls éléments affectant les populations de caribou forestier sur le territoire.

La réduction de la variabilité du taux de perturbation produite par l'exclusion du régime de feu (Annexe 2 Figure 20) met en évidence que le régime de feu affecte la variabilité de certaines variables spatiales et non spatiales et qu'il a donc un impact sur l'aménagement de la forêt boréale (James et al. 2007, Côté et al. 2010). La prise

en compte du feu dans la modélisation augmente donc la variabilité des résultats (Didion et al. 2007, Coté et al. 2010). La superficie du territoire à l'étude (30 000 km²) peut aussi influencer les différences entre les scénarios avec régime de feu. La diminution de la superficie du territoire d'étude pourrait conduire à une augmentation de la variabilité induite par le régime de feu et réduire les différences observées entre les différents scénarios en raison de l'augmentation du rapport entre la taille du plus gros feu et la superficie totale (Boychuck et Perera 1997). Les résultats sont donc seulement applicables à l'échelle du territoire d'étude.

L'inclusion du régime de feu dans les scénarios amène une augmentation du taux de perturbation, ce qui se traduit par une diminution de l'abondance de l'habitat préférentiel du caribou forestier (Mckenney et al. 1998). En ne tenant pas compte du régime de feu, l'hypothèse voulant que la taille de l'habitat du caribou forestier soit affectée par la taille des compartiments est confirmée par nos analyses (Tableau 6). Cependant, la prise en compte du régime de feu élimine le lien entre la taille des compartiments et la taille moyenne de l'habitat du caribou forestier (Tableau 6, Figure 8). Bien que l'utilisation de compartiments de grande taille produise une concentration des perturbations, le feu et les activités de récupération après coupe réduisent les différences entre les scénarios qui concentrent les activités forestières et ceux qui concentrent peu les activités forestières.

Les grands intervalles de confiance des variables pendant les premières années de simulation (Annexe 2 figure 19) s'expliquent principalement par l'interaction entre l'état initial du territoire et l'application d'un nouveau régime d'aménagement qui peut conduire à dépasser les limites de la variabilité historique de ces variables (Hessburg et al. 1999, Reich 2005, James et al. 2007). Le taux de perturbation est moins élevé au début de l'horizon de simulation contrairement à certains territoires déjà aménagés (Dhital et al. 2013). La réduction de la variabilité du taux de perturbation et des autres variables réponses en état d'équilibre s'explique par la résistance aux changements des patrons spatiaux à l'échelle du paysage (Wong et Iverson, 2004, Pelletier et al. 2007, Coté et al. 2010). L'état initial du territoire et sa configuration spatiale marquent les différentes statistiques spatiales jusqu'à 100 ans. Le taux de perturbation étant basé sur les perturbations âgées de 40 ans et moins, les changements se feront sentir seulement après la première période de 50 ans même en modifiant la disposition spatiale des coupes (Figures 8 et 10).

5. Conclusion

Le caribou forestier est considéré comme une espèce menacée au Canada et comme une espèce vulnérable au Québec (2005) (L.R.Q., c. E-12.01). L'application de mesures d'atténuation des impacts de l'aménagement forestier sur l'habitat du caribou forestier peut permettre d'éviter le déclin des populations (Brown et al. 2007). Ainsi, l'utilisation de compartiments de récolte de grande taille permet de réduire l'impact de l'aménagement forestier sur l'habitat du caribou forestier. Toutefois, l'augmentation de la taille des compartiments a pour effet de diminuer la possibilité ligneuse et le taux de perturbation à l'équilibre en concentrant les activités forestières aux mêmes endroits. Nos résultats viennent appuyer le fait que la récolte est plus sensible à l'augmentation du délai d'adjacence qu'à l'augmentation de la taille moyenne des compartiments et que l'utilisation de compartiment de taille variable est peu recommandable lors de l'utilisation de contrainte spatiale de voisinage. À l'échelle opérationnelle, l'utilisation de parterres de coupe de petite taille et d'un fort délai d'adjacence causait une plus grande perte de volume que l'augmentation de la taille des blocs de coupe. Le délai d'adjacence a un plus grand impact sur l'habitat du caribou que la taille des blocs de coupe. Au final, le maintien de l'habitat du caribou forestier est facilité par l'utilisation de compartiments de grandes tailles et l'utilisation d'un délai d'adjacence élevé. L'étude a aussi permis de préciser les effets de l'utilisation de certaines contraintes spatiales sur la récolte et sur la qualité de l'habitat du caribou forestier. L'aménagiste soucieux des impacts de la spatialisation de la récolte sur la possibilité forestière et du caribou forestier doit utiliser des compartiments de grandes tailles fixes avec une approche de protection par massif névralgique et éviter l'utilisation de compartiments de taille variable et l'utilisation de délai d'adjacence élevé.

L'étude met aussi en évidence que les mesures d'atténuation des impacts de l'aménagement sur le caribou forestier peuvent affecter davantage le niveau de récolte que l'habitat de cette espèce. En effet, si la protection de l'habitat du caribou forestier doit passer par la réduction du niveau de récolte, il faudra le faire en concentrant les activités d'aménagement sur le territoire. Cependant, si on considère que le caribou est associé à certains types de peuplement tels la pessière à lichens,

les efforts de concentration des activités forestières par l'augmentation de la taille des compartiments doivent être accompagnés d'une politique de protection d'habitat à haute valeur du caribou forestier. Dans le cas contraire, on risque de n'obtenir aucun effet de la stratégie de concentration des activités de récoltes.

Au final, afin de mieux comprendre les effets des activités de récolte sur l'habitat du caribou forestier, des modèles mécanistiques simulant l'interaction entre les prédateurs du caribou et la fragmentation induite par les pratiques de récolte doivent être testés afin d'évaluer leurs impacts directs sur la mortalité du caribou forestier à long terme. De plus, nous devons être en mesure de savoir si le caribou réintègrera vraiment les compartiments de récolte après un certain nombre d'années. Si on réalise un changement de stratégie de compartimentation, le caribou restera-t-il associé à une partie du territoire ou utilisera-t-il les nouveaux massifs forestiers à long terme? L'utilisation d'un modèle basé sur la superficie plutôt que sur des unités permet d'augmenter la taille du domaine réalisable. L'utilisation de ce type de modèle permettrait-il de trouver un meilleur compromis entre l'habitat du caribou forestier et la récolte en ce qui a trait à la taille des chantiers de récoltes?

Bibliographie

- Adam R. C. J., Boutin S., Hebert D. R. et Rippin A. B. 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *Journal of Wildlife Management* 68: 799–809.
- Andison D. W. 2003. Tactical forest planning and landscape design. Dan. Towards Sustainable Management of the Boreal Forest. Chapitre 12. NRC, Research press, Ottawa.
- Banks J., Goldsman D. et Nelson B. 1998. Handbook of Simulation: Principles, Methodology, Advances, Applications, and practice. John Wiley & Sons, Inc.
- Baskent E. Z. et Keles S. 2005. Spatial forest planning: A review. *Ecological modeling* 188: 145-173.
- Baskent E. Z. et Jordan G. A. 2002. Forest landscape management modeling using simulated annealing. *Forest Ecology and Management* 165 : 29-45.
- Beese W. J., Dunsworth B. J., Zielke K. et Bancroft B. 2003. Maintaining attributes of old-growth forests in coastal B.C. through variable retention. *The Forestry Chronicle* 79: 553-559.
- Begeron Y., Gauthier S., Flannigan M. et Kafka V. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology* 85: 1916-32.
- Beguín J., McIntire E. J.B., Fortin D., Cumming S. G., Raulier F., Racine P. et Dussault P. 2013. Disentangling mechanisms of landscape selection in endangered boreal caribou. Université Laval, Québec.
- Bélisle A. C., Gauthier S., Cyr D., Bergeron Y. et Morin H. 2011. Fire Regime and Old-Growth Boreal Forests in Central Quebec, Canada : An Ecosystem Management Perspective. *Silva Fennica* 45: 889-908.
- Belleau A., Bergeron Y., Leduc A., Gauthier S. et Fall A. 2007. Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires : recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest. *The Forestry Chronicle* 83: 73-83.
- Bergerud T. A. 1967. Management of Labrador Caribou. *Journal of Wildlife Management* 31: 621-642.
- Bettinger P., Sessions J. et Boston K. 2009. A review of the status and use of validation procedures for heuristics used in forest planning. *International Journal of Mathematical and Computational Forestry and Natural-Resource Sciences* 1 : 26-37.
- Bettinger P., Boston K. et Sessions J. 1999. Combinatorial optimization of elk habitat effectiveness and timber harvest volume. *Environmental Modelling and Assessment* 4: 143-153.
- Bettinger P., Sessions J. et Johnson K. N. 1998. Ensuring the compatibility of aquatic habitat and commodity production goals in Eastern Oregon with tabu search procedure. *Forest Science* 44: 96-112.

- Bettinger P., Sessions J. et Boston K. 1997. Using Tabu search to schedule timber harvests subject to spatial wildlife goals for big game. *Ecological Modelling* 42: 111-123.
- Bivand R. 2012. Package 'spdep'. – CRAN. Disponible à <http://CRAN.R-project.org/package=spdep>. [consulté le 20 octobre 2012].
- Boston K. et Bettinger P. 1999. An analysis of Monte Carlo integer programming, simulated annealing, and tabu search heuristics for solving spatial harvest scheduling problems. *Forest Science* 45: 292-301.
- Bouchard M. et Pothier D. 2008. Simulations of the effects of changes in mean fire return intervals on balsam fir abundance, and implications for spruce budworm outbreaks. *Ecological Modelling* 218: 107-218.
- Bouchard, M., Pothier, D., and Gauthier, S. 2008. Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 1621-1633.
- Bowman J., Ray J. C., Magoun A. J., Johnson D. S. et Dawson F. N. 2010. Roads, logging, and the large-mammal community of an eastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 88: 454-467.
- Boychuck D. et Perera A.H. 1997. Modeling temporal variability of boreal landscape age-classes under different fire disturbance regimes and spatial scales. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1083-1094.
- Brown G. S., Rettie W. J., Ronald J. B. et Mallory F. F. 2007. Predicting the impacts of forest management on woodland caribou habitat suitability in black spruce boreal forest. *Forest Ecology and Management* 245: 137-147.
- Brunelle S., Granot D., Halme M. et Vertinsky I. 1998. A tabu-search algorithm for finding good forest harvest schedules satisfying green-up constraints. *European Journal of Operational Research* 106: 408-424.
- Canty A. et Ripley B. 2012. boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions. R package version 1: 3-7.
- Carlson M. et Kurz W. A. 2007. Approximating natural landscape pattern using aggregated harvest. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1846-1853.
- Cichowski D. 1996. Managing woodland caribou in west-central British Columbia. *Rangifer* 9: 19–126.
- Cliff A. D. et Ord J. K. 1981. *Spatial Processes : Models and Applications*. London: Pion Ltd.
- Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 2004. État des forêts et prédiction des volumes ligneux : des axes de changement (Chapitre 5). Disponible à http://www.commission-foret.gc.ca/rapportfinal/chapitre_5.pdf. [consulté le 15 octobre 2011].
- Coté P., Tittler R., Messier C., Kneeshaw D. D., Fall A. et Fortin M. J. 2010. Comparing different forest zoning options for landscape-scale management of the

boreal forest: Possible benefits of the TRIAD. *Forest Ecology and Management* 259: 418-427.

Courbin N., Fortin D., Dussault C. et Courtois R. 2009. Landscape management for woodland caribou : the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology* 24: 1375-1388.

Courtois R., Gingras A., Fortin D., Sebbane A. Rochette B. et Breton L. 2008. Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 2837-2849.

Courtois R., Ouellet J. P., Breton L., Gingras A., et Dussault C. 2007 Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Ecoscience* 14: 491-498.

Courtois R., Ouellet J. P., Dussault C. et Gingras A., 2004. Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Québec. *The Forestry Chronicle* 80: 598-607.

Courtois R., Ouellet J. P., St-Onge S., Gingras A. et Dussault. C. 2003. Préférences d'habitat chez le caribou forestier dans des paysages fragmentés. Chapitre 7 *dans* : La conservation du caribou dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu. Thèse de doctorat, université du Québec à Rimouski, 350 p.

Courtois R., Ouellet J. P., Breton L., Gingras A. et Dussault C. 2002. Effet de la fragmentation du milieu sur l'utilisation de l'espace et la dynamique de population chez le caribou forestier. [En ligne]. Disponible à http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/faune/effet_frag_car_fores.pdf [consulté le 15 octobre 2011].

Crête M., Marzell L. et Peltier J. 2004. Indices de préférence d'habitat des caribous forestiers sur la Côte-Nord entre 1998 et 2004 d'après les cartes écoforestières 1 :20 000. [En ligne]. Disponible à <http://www.umce.ca/biblio/biblioguides/CaribouPrefehabCN.pdf> [consulté le 15 octobre 2011].

Cumming H. G. et Beange D. B. 1993. Survival of woodland caribou in commercial forests of northern Ontario. *The Forestry Chronicle* 69: 579–588.

Davison A. C. et Hinkley D. V. 1997. *Bootstrap Methods and Their Applications*. Cambridge University Press, Cambridge. ISBN 0-521-57391-2.

De Grandpré L., Gauthier S., Allain C., Cyr D., Pérignon S., Pham A. T., Boucher D., Morissettes J., Reyes G., Aakala T. et Kuuluvainen T. 2008. Vers un aménagement écosystémique de la forêt boréale de la Côte-Nord. Dans. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Chapitre 10, Presse de l'Université du Québec.

Delong S. C. et Tanner D. 1996. Managing the pattern of forest harvest : lessons from wildfire. *Biodiversity Conservation* 5: 1191-1205.

Delong S. C., Fall A. et Sutherland G. D. 2004. Estimating the impacts of harvest distribution on road-building and snag abundance. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 323-331.

D'Eon R. G. et Glenn S. M. 2005. The influence of forest harvesting on landscape spatial patterns and old-growth-forest fragmentation in southeast British Columbia. *Landscape Ecology* 20: 19-23.

Desautels R., Després R. et Dufresne F. 2009. Voirie forestière. Dans *Ordre des Ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de Foresterie*, 2^{ème} éd. Ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec, pp 1187-1244.

Dhital N., Raulier F., Asselin H., Imbeau L., Osvaldo V. et Bergeron Y. 2013. Emulating boreal forest disturbance dynamics : Can we maintain timber supply, aboriginal land use, and woodland caribou habitat ? *The Forestry Chronicle* 89: 54-65.

Didion M., Fortin M. J. et Fall A. 2007. Forest age structure as indicator of boreal forest sustainability under alternative management and fire regimes: a landscape level sensitivity analysis. *Ecological Modelling* 200: 45-48.

Drolet B. 2002. La protection des forêts contre le feu : bilan et perspectives. Dans *Actes du colloque « L'Aménagement forestier et le feu »*, 9-11 avril 2002, Chicoutimi, Québec. Sous la direction du Service canadien des forêts, de la Société de protection des forêts contre le feu et du Réseau de gestion durable des forêts, p.7-17. Ministère des Ressources naturelles, Québec, QC.

Dueck G. et Scheuer T. 1990. Threshold accepting : A general purpose optimization algorithm appearing superior to simulated annealing. *Journal of Computational Physics* 90: 161-175.

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

Environment Canada. 2013. Canadian climate normals. Meteorological Service of Canada. [En ligne]. Disponible à http://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_e.html?stnID=5662&lang=e&dCode=1&province=QUE&provBut=Go&month1=0&month2=12 [consulté le 15 octobre 2011].

Environnement Canada. 2011. Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada: Mise à jour 2011. 116 p.

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

Fahrig L. 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology* 21: 1003-1015.

- Faille G., Dussault C., Ouellet J. P., Fortin D., Courtois R., St-Laurent M. H. et Dussault C. 2010. Range fidelity : The missing link between caribou decline and habitat alternation. *Biological Conservation* 143: 2840-2850.
- Fall A., Fortin M. J., Kneeshaw D. D., Yamasaki S. H., Messier C., Bouthillier L. Smyth C. 2004. Consequences of various landscape-scale ecosystem management strategies and fire cycles on age-class structure and harvest in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 310-322.
- Fall A. et Fall J. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecological Modelling* 141: 1-18.
- Fiesta-Bianchet M., Ray J.C., Boutin S., Coté S.D. et Gunn A. 2011. Conservation of caribou (*rangifer tarandus*) in Canada : an uncertain future. *Canadian Journal of Zoology* 89: 419-434.
- Forman R. T. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 3: 133-142.
- Franklin J. F. et Forman R. T.T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1: 5-18.
- Friedman S. K. et Reich P. B. 2005. Regional legacies of logging: Departure from presettlement forest conditions in northern Minnesota. *Ecological Applications* 15: 726-744.
- Gargeren K. J. V. et Shah C. 2002. Exact interpretation of dummy variables in semilogarithmic equations. *Economic Journal* 5: 149-159.
- Gauthier S., Chabot M., Drolet B., Plante C., Coupal J., Boivin C., Juneau B., Lefebvre F., Ménard B., Villeneuve R. et Gagnon L. 2005. Groupe de travail sur les objectifs opérationnels de la SOPFEU : Rapport d'analyse. Société de protection des forêts contre le feu.
- Gross T.E., et Dykstra D.P. 1988. Harvest scheduling with non-adjacency constraints. In proceedings of the Society of American Foresters National Convention, 16-19 Oct. 1988, Washington, D.C.
- Hall P. 1988. Theoretical comparison of Bootstrap confidence intervals. *The Annals of Statistics* 3: 927-953.
- Hansen M. J., Franklin S. E., Woudsma C. G. et Peterson M. 2001. Caribou habitat mapping and fragmentation analysis using Landsat MSS, TM, and GIS data in the North Columbia Mountains, British Columbia, Canada.
- Heinonen T., Kurttila M. et Pukkala T. 2007. Possibilities to Aggregate Raster Cells through Spatial Optimization in Forest Planning. *Silva Fennica* 41: 89-103.
- Hessburg P. F., Salter R. B. et Smith B. G. 1999. Detecting change in forest spatial patterns from reference conditions. *Ecological Applications* 9: 1232-1252.
- Houle M. Fortin D., Dussault C., Courtois R. et Ouellet J. P. 2010. Cumulative effects of forestry on habitat use by gray wolf (*Canis Lupus*) in the boreal forest. *Landscape Ecology* 25: 419-433.

- Hovington É., Imbeau L. et Valeria O. 2010. Woodland caribou habitat connectivity under different ecosystem-based management scenarios. SFM Network, research note series. 67.
- Jackson D. A. 1995. Bootstrapped principal component analysis-reply to Mehlman et al. *Ecology* 76: 644-645.
- James P. M. A., Fortin M. J., Sturtevant B. R., Fall A. et Kneeshaw D. 2011. Modelling spatial interactions among fire spruce budworm and logging in the boreal forest. *Ecosystems* 14: 60-75.
- James P. M. A., Fortin M. J., Fall A., Kneeshaw D. et Messier C. 2007. The effects of spatial legacies following shifting management practices and fire on Boreal Forest Age structure. *Ecosystems* 10: 1261-1277.
- Jamnick M.S. et Walters K. R. 1993. Spatial and temporal allocation of stratum-based harvest schedules. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 402-413.
- Jetté J. P., Leblanc M., Bouchard M., Villeneuve N. 2013. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré, Partie 1-Analyse des enjeux, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 150 p.
- Johnson E. A., Miyanishi K. et Weir J. M. H. 1998. Fires in the western Canadian boreal forest: landscape patterns and ecosystem management. *Journal of Vegetation Science* 9: 603-610.
- Johnson E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics. Cambridge studies in Ecology, Cambridge University press. 129 p.
- Johnson D.S., Aragon C.R., McGeoch L.A. et Schevon C. 1989. Optimization by simulated annealing: An experimental evaluation; part I, graph partitioning, *Operations Research* 37: 865-892.
- Kelley K. 2005. The effects of nonnormal distributions on confidence intervals for the standardized mean difference: Bootstrapping as an alternative to parametric confidence intervals. *Educational and Psychological Measurement* 65: 51-69.
- Kennedy P.E. 1981. Estimation with correctly interpreted dummy variables in semilogarithmic equations. *American Economic Review* 71: 801.
- Kirkpatrick S., Gelatt Jr. C. D. et Vecchi M. P. 1983. Optimization by simulated Annealing. *Science* 4598: 671-680.
- Kliskey A. D., Lofroth E. C., Thompson W. A., Brown S. et Schreier H. 1999. Simulating and evaluating alternative resource-use strategies using GIS-based habitat suitability indices. *Landscape and Urban Planning* 45: 163-175.
- Kouki J. Väänänen. 2000. Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along an isolation gradient of protected areas in eastern Finland. *Omis Fennica* 77: 145-154.
- Larsen C. P. S. 1997. Spatial and temporal variations in boreal forest fire frequency in northern Alberta. *Journal of Biogeography* 24: 663-673.

- Laurence W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales ? Trends in Ecology and Evolution 15: 134-135.
- Law A. M. et Kelton W. D. 1982. Simulation modelling and analysis. McGraw-Hill, Inc. Sciences QA 76.9 C65 L415 1982.
- Leblond M. Frair J., Fortin D. Dussault C., Ouellet J. P. et Courtois R. 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales : an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. Landscape Ecology 26: 1433-1446.
- Lesmerises, R., J.P. Ouellet C. Dussault et M.H. St-Laurent. 2013. The influence of landscape matrix on isolated patch use by wide-ranging animals : conservation lessons for woodland caribou. Ecology and Evolution, 3 :2880-2891.
- Létourneau J. P. Bard A. et Lambert J. 2009. Normes de cartographie écoforestière, Troisième inventaire écoforestier. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. [En ligne]. Disponible à <http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/norme-cartographie-ecoforestiere.pdf> [consulté le 15 octobre 2011].
- Lockwood C. et Moore T. 1993. Harvest scheduling with spatial constraints: a simulated annealing approach. Canadian Journal of Forest Research 23: 468-478.
- Mahoney S. P. et Virgl J. A. 2003. Habitat selection and demography of a nonmigratory woodland caribou population in Newfoundland. Canadian Journal of Zoology 81: 321-334.
- McAlpine R. S. et Hirsch K. G. 1999. An overview of Leopards : the Level of protection Analysis System. The Forestry Chronicle 75: 615-621.
- Mckenney D., Nippers B., Racey G. et Davis R. 1998. Trade-offs between wood supply and caribou habitat in northwestern Ontario. Rangifer Special Issue 10: 149-156.
- Metropolis N., Rosenbluth A. W., Rosenbluth M. N. et Teller A. H. 1953. Equation of State Calculations by Fast Computing Machines. The Journal of Chemical Physics 21: 1088-1092.
- MNR Ontario, 2008. Ontario's Woodland Caribou conservation plan. [En ligne]. Disponible à <http://www.mnr.gov.on.ca/en/Business/Species/2ColumnSubPage/249504.html> [consulté le 15 octobre 2011].
- Morreau G., Fortin D., Couturier S. et Duschesne T. 2012. Multi-level functional responses for wildlife conservation : the case of threatened caribou in managed boreal forests. Journal of Applied Ecology 49: 611-620.
- Morneau C. et Landry Y. 2010. Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 6k - Coteaux de la rivière à la Croix et du lac au Griffon et 6 l - Collines du lac Grandmesnil, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de l'analyse et de la diffusion des informations forestières et écologiques.

Murray A. T. et Church R. L. 1994. Heuristic solution approaches to operational forest planning problems. *Operations Research Spectrum* 17: 193-203.

Nappi A. 2013. Favoriser une organisation spatiale des forêts adaptée à la pessière à mousses. Fascicule 4.5. Dans Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, QC. [En ligne]. Disponible à

<http://forestierenchef.gouv.qc.ca/documents/calcul-des-possibilites-forestieres/>
[consulté le 15 octobre 2011].

Nelson J. D. et Liu G. 1994. Scheduling Cut Blocks with Simulated Annealing. dans UFRO seminar on forest operations under mountainous conditions with special attention to ergonomics, accessibility and environmental protection. pp. 29-36.

Nelson J.D., Shannon T. et Errico D. 1993. Determining the effects of harvesting guidelines on the age-class profile of the residual forest. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1870-1880.

Nelson J. D. et Finn S. T. 1991. The influence of cut-block size and adjacency rules on harvest levels and road networks. *Canadian Journal of Forest Research* 21: 595-600.

Nonaka E. et Spies T. A. 2005. Historical range of variability in landscape structure : A simulation study in Oregon, USA. *Ecological Applications* 15: 1727-1746.

Öhman K. et Wikström P. 2008. Incorporating aspects of habitat fragmentation into long-term forest planning using mixed integer programming. *Forest Ecology and Management* 255: 440-446.

Öhman K. et Eriksson L.O. 1998. The core area concept in forming contiguous areas for long-term forest planning. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 1032-1039.

Oksanen J. F., Blanchet G., Kindt R., Legendre P., Minchin P. R., O'Hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Henry H. M. Wagner S. et Wagner H. 2012. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-5. [En ligne]. Disponible à <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> [consulté le 15 octobre 2011].

Pâquet J. et Bélanger L. 1998. Évaluation de l'impact visuel des pratiques forestières dans les pourvoiries du Haut-Saint-Maurice. Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier du Ministère des Ressources Naturelles, Charlesbourg, QC. 36 p.

Pelletier G., Dumont Y. et Bédard M. 2007. Système d'information forestière par tesselle : Manuel de l'utilisateur (préliminaire). Ministère des Ressources naturelles et de la faune, Gouvernement du Québec, Québec.

Peres-Neto P. R., Jackson D. A. et Somers K. M. 2003. Giving meaningful interpretation to ordination axes: Assessing loading significance in principal component analysis. *Ecology* 84: 2347-2363.

Perron N., Bélanger L. et Vaillancourt M. A. 2008. Organisation spatiale des peuplements et de la forêt résiduelle sous régimes de feu et de coupes. Dans. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Chapitre 6, Presse de l'Université du Québec.

R Development Core Team. 2013. R : A language and environment for statistical computing. Austria: R Foundation for Statistical Computing Vienna.

Rempel R. S., Baker J., Elkie P. C., Gluck M. J., Jackson J., Kushneriuk R. S., Moore T. et Perera A. H. 2007. Forest Policy Scenario Analysis: Sensitivity of Songbird Community to Changes in Forest Cover Amount and Configuration. Avian Conservation and Ecology 2: 5.

Rempel R. S. et Kaufmann C. K. 2003. Spatial Modeling of Harvest Constraints on Wood Supply Versus Wildlife Habitat Objectives. Environmental Management 32: 646-659.

Robbins C. S. D., Daws D. K. et Dowell B. A. 1989. Habitat area requirements of breeding of forest birds of the Middle Atlantic States. Wildlife Monographs 103: 3:34.

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

Robson M., Hawley A. et Robinson D. 2000. Comparing the social values of forest-dependent, provincial and national publics for socially sustainable forest management. The Forestry Chronicle 76: 615:622.

Sarkar P. 2000. A Brief History of Cellular automata. ACM Computing Surveys 32: 80-107.

Schruben L. W. 1979. Designing Correlation Induction Strategies for Simulation Experiments, chap. 16 dans N. R. Adam et Dogramaci A., Current Issues in Computer Simulation, Academic, New York.

Simard M., Lecomte N., Bergeron Y., Bernier P.Y. et Paré D. 2009. Ecosystem Management of Quebec's Northern Clay Belt Spruce Forest and Especially the Soils. dans. Gauthier S., Vaillancourt M.-A., Leduc A., De Grandpré L., Kneeshaw D., Morin H., Drapeau P., et Bergeron Y. Ecosystem Management in the Boreal Forest. pp.257-286. Presses de l'Université du Québec.

Sorensen T., McLoughlin P. D., Hervieux D., Dzus E., Nolan J., Wynes B. et Boutin S. 2008. Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou. Journal of Wildlife Management 72: 900-905.

Suppapitnarm A, Seffen K. A, Parks G. T. et Clarkson P. J. 2000. Simulated annealing: an alternative approach to true multi-objective optimization. Engineering Optimization 33: 59-85.

Thornton R. J. et Innes J. T. 1989. Interpreting Semilogarithmic Regression Coefficients in Labor Research. Journal of Labor Research 4: 443:447.

Thorpe H. C. et Thomas S. C. 2007. Partial harvesting in Canadian boreal: Success will depend on stand dynamic responses. The Forestry Chronicle 83: 319-325.

- Tittler R., Messier C. et Fall A. 2012. Concentrating anthropogenic disturbance to balance ecological and economic values: applications to forest management. *Ecological Applications* 22: 1268-1277.
- Vors L. S., Schaeffer J. A., Pond B. A., Rodgers A. R. et Patterson B. R. 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of Wildlife Management* 71: 1249-1256.
- Wah B. W., Chen Y. et Wang T. 2007. Simulated annealing with asymptotic convergence for nonlinear constrained optimization. *Journal of Global Optimization* 39: 1-37.
- Wallin D. O. Swanson F. J. et Barbara M. 1994. Landscape pattern response to changes in pattern generation rules: land-use legacies in forestry. *Ecological Applications* 4: 569-580.
- Watt W. R., Barker J. A., Hogg D. M., MacNicol J. G. et Naylor B. J. 1996. Forest management guidelines for provision of Marten habitat. Version 1.0. Ontario Ministry of Natural Resources, Forest Management Branch, Forest Program Development Section, Sault Ste. Marie, Ont. 24 p.
- Wittmer H. U., Sinclair R. E. et McLellan B. N. 2005. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. *Oecologia* 114: 257–267.
- Shiue W. K., Xu C. W. et Rea B. C. 1993: Bootstrap confidence intervals for simulation outputs. *Journal of Statistical Computation and Simulation* 45: 249-255.
- Smith K. G., Ficht E. J., Hobson D., Sorenson T. C. et Hervieux D. 2000. Winter distribution of woodland distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 78: 1433-1440.
- Wong C. et Iverson K. 2004. Range of natural variability : applying the concept to forest management in central British Columbia. *BC Journal of Ecosystems and Management* 4: 1-14.

Annexe 1 : Méthodologie

Stratification

Stratification utilisée afin de diviser les types de peuplements à l'aide de la proportion de volume marchant que contient chaque essence du peuplement de 7 mètres à la sénescence du peuplement.

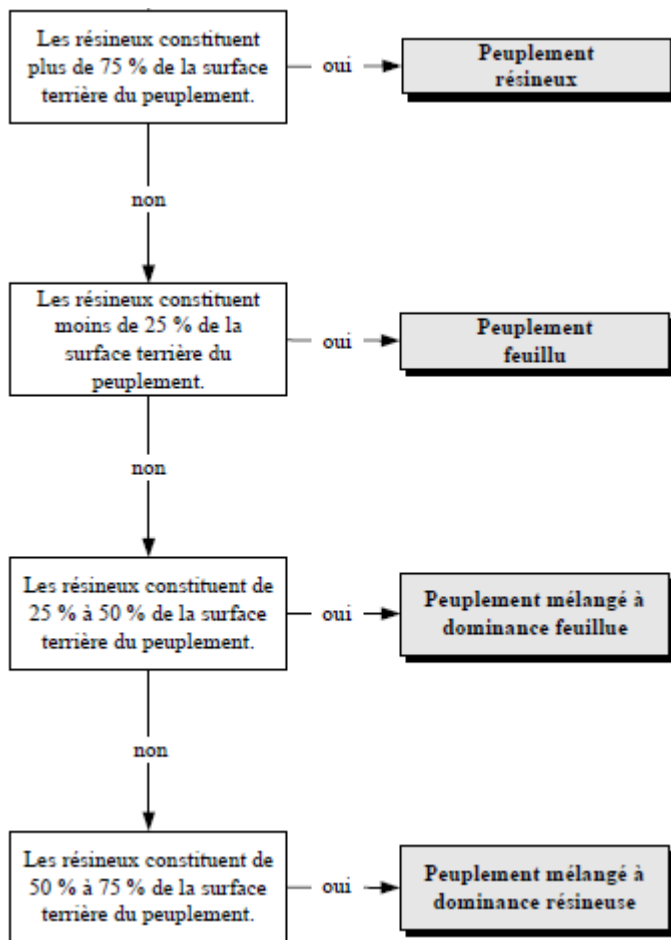


Figure 11: Stratification écoforestière du 3e inventaire (Létourneau et al. 2009).

Compartimentation

Génération du nombre de compartiments du territoire selon une probabilité uniforme pour la compartimentation du territoire d'étude :

$$F = a + (U * (b - a)) \quad (22)$$

où F est le nombre de compartiments simulés, a la borne inférieure (20), b la borne supérieure (1000) et U un nombre aléatoire tiré à partir d'une distribution uniforme variant entre 0 et 1. Afin de faciliter l'homogénéisation de chaque compartiment de récolte sur le territoire, la probabilité d'agrandissement d'un compartiment d'une cellule à une autre est déterminée pour les quatre voisins adjacents à la cellule :

$$P_c = 1 - |A_c - A_i| / \text{Max}(|A_c - A_i|) \quad (23)$$

où P_c est la probabilité de propagation d'un compartiment à partir d'une cellule c active sans compartiment assigné variant de 0 à 1, A_c est l'âge moyen des peuplements de la cellule c active sans compartiment, A_i est l'âge moyen des peuplements de la cellule d'ignition à la limite des compartiments, et $\text{Max}(|A_c - A_i|)$ est la différence absolue maximale observée d'âge entre la cellule d'ignition i et les cellules voisines sans compartiment c .

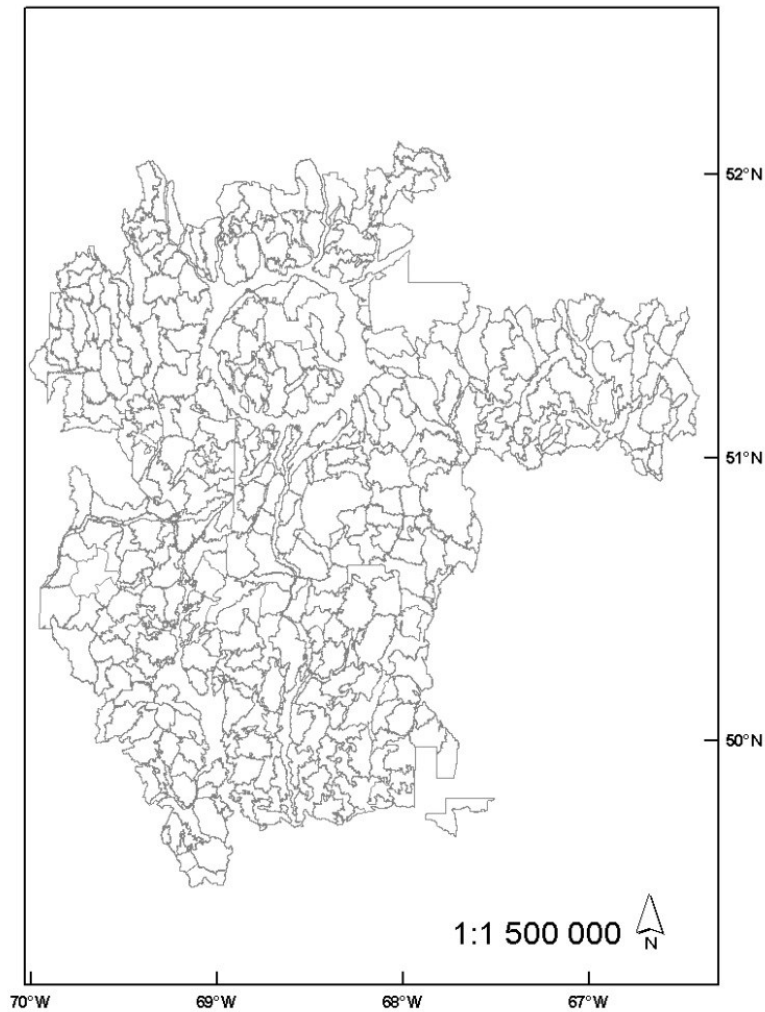


Figure 12: Compartimentation d'organisation spatiale actuelle du territoire, selon un test de khi carré ($p < 0,05$) la distribution de la taille des compartiments observée est comparable à une distribution théorique exponentielle négative.

La variation de la fonction objectif (Équation 23), observée pour les scénarios (Figure 13) révèle que plus le test de khi carré est réalisé sur une distribution de taille moyenne élevée, plus les différences de classes d'âges à l'intérieur des compartiments sont élevées. La distribution a été déterminée en simulant plusieurs scénarios de compartimentation. Il est plus facile de conserver une homogénéité des classes d'âges des peuplements à l'intérieur des compartiments en utilisant des compartiments dont la taille moyenne est petite (Figure 13).

Les différents scénarios de taille moyenne des compartiments variant de 50 à 1000 km² de distribution exponentielle négative (Figure 14) proposent des scénarios de compartimentation possédant de 40 à 800 compartiments par scénario.

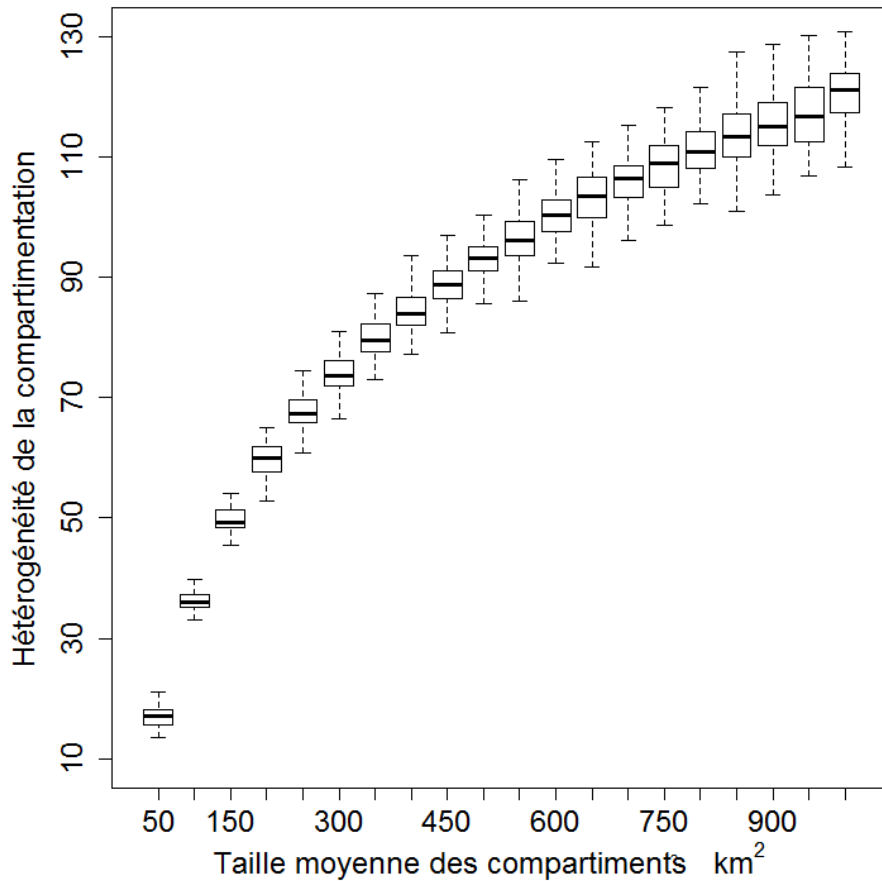


Figure 13: Valeur de la fonction objectif d'hétérogénéité (Équation 2) de simulation de regroupement des compartiments pour les 20 scénarios de taille de compartiment variant de 50 km² à 1000 km², n=100 pour l'analyse de sensibilité, un faible indice d'hétérogénéité signifie une bonne agrégation des cellules.

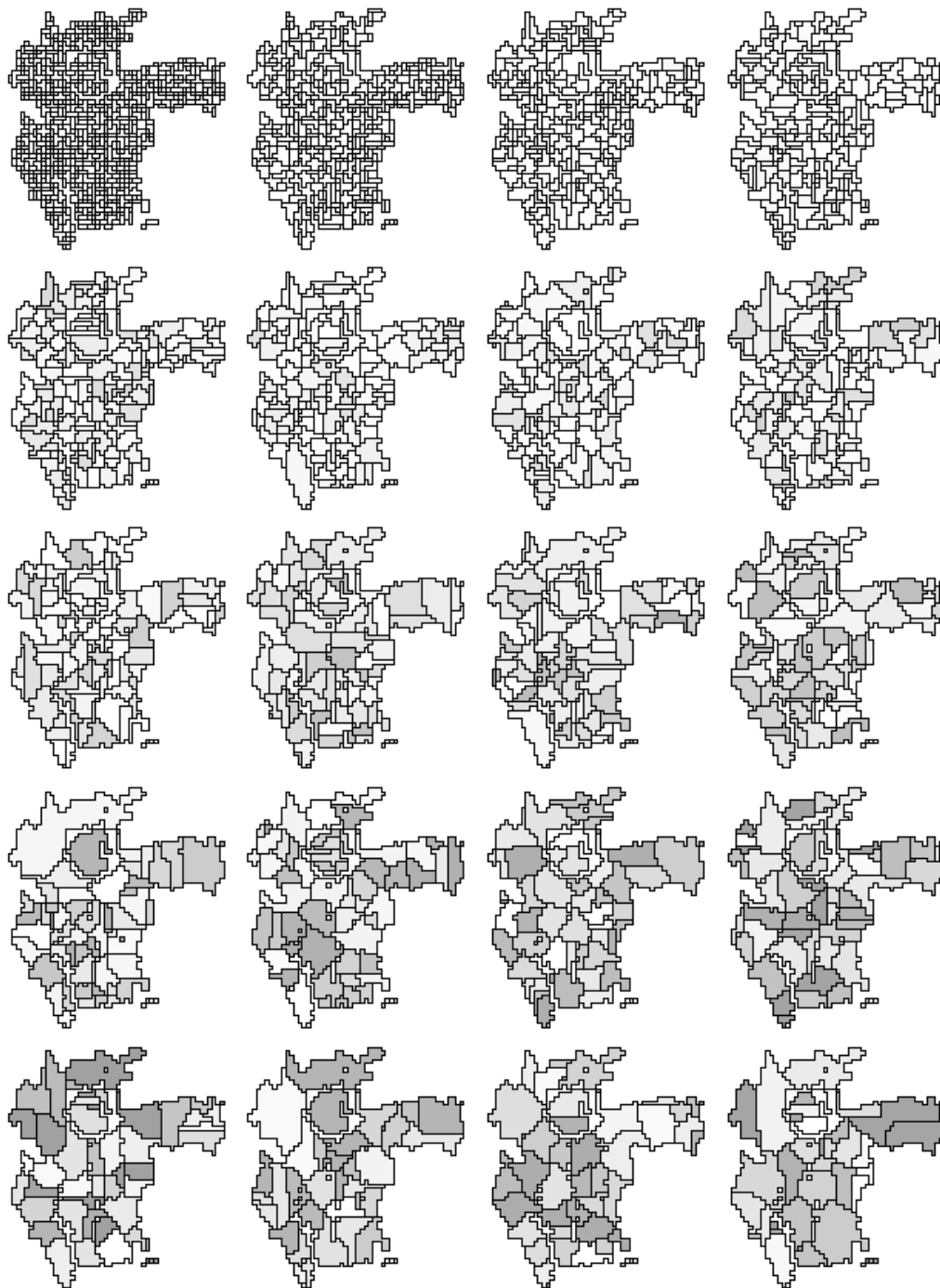


Figure 14: Compartimentation des scénarios d'analyse de sensibilité suivant une distribution de taille exponentielle négative de moyenne de 50 à 1000 km².

Carte des feux (Bouchard et Pothier 2008) utilisée pour l'analyse « bootstrap » du scénario de taille variable.

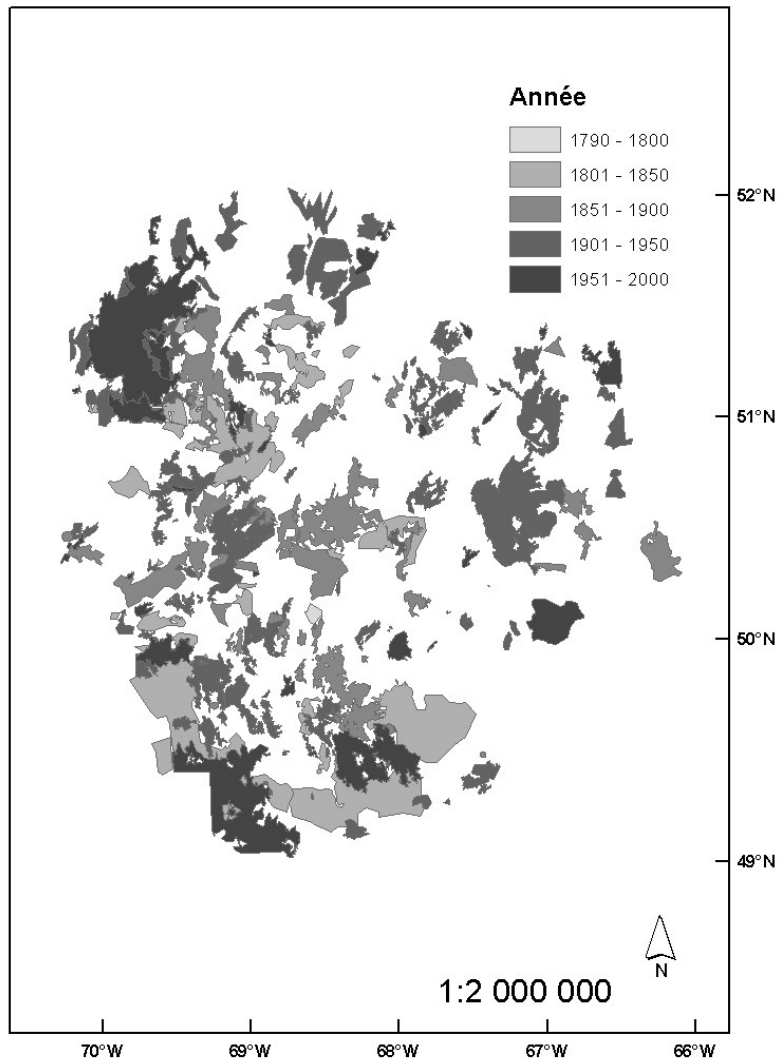


Figure 15: Les feux de 10 km² et plus du territoire (Bouchard et Pothier 2008) de la région de la Côte-Nord.

Analyse par « bootstrap » de la carte des feux pour la compartimentation du scénario de taille variable.

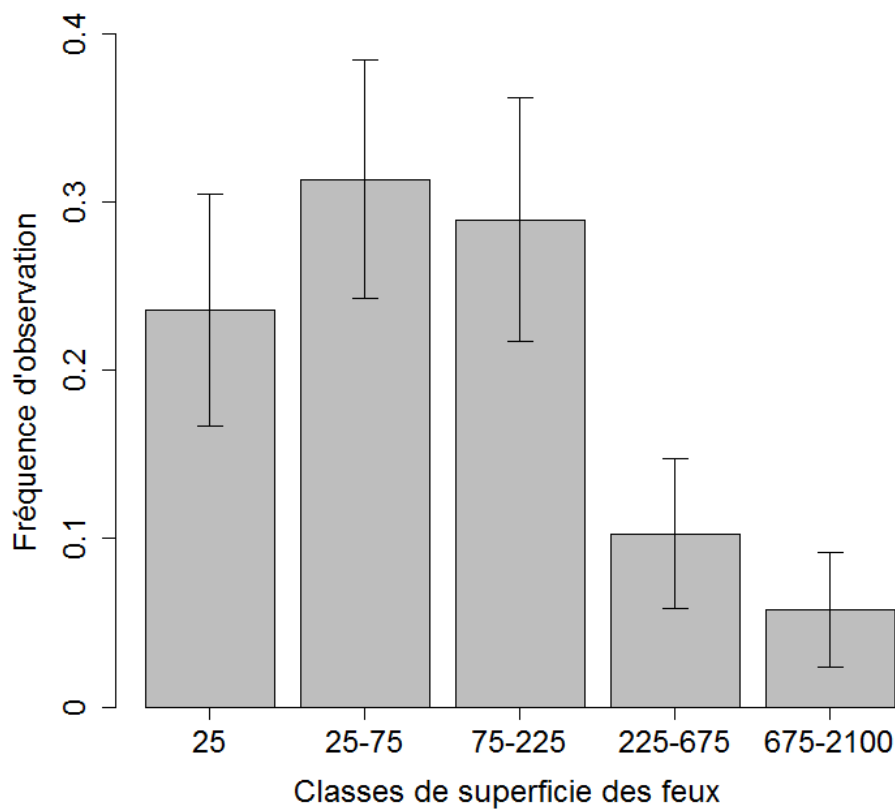


Figure 16: Distribution de la taille des feux sur le territoire obtenue par « *Bootstrap* » à la suite de 10 000 itérations. Les intervalles de confiance présentés sont de type standard (normal). Il y a 95 % de chance que les fréquences moyennes d'observation des compartiments par classe de superficie obtenue par « *Bootstrap* » tombent dans les intervalles de confiances présentées ci-dessus, erreur $\alpha = 0.05$.

Modèles de probabilité d'observation du caribou

Les deux modèles sont tirés d'une étude antérieure (Beguin et al. 2013), ils permettent la prédiction de la probabilité d'observation du caribou forestier pour des cellules de 100 km² pour la province du Québec.

Annexe 2: Résultats

Réponse de l'heuristique

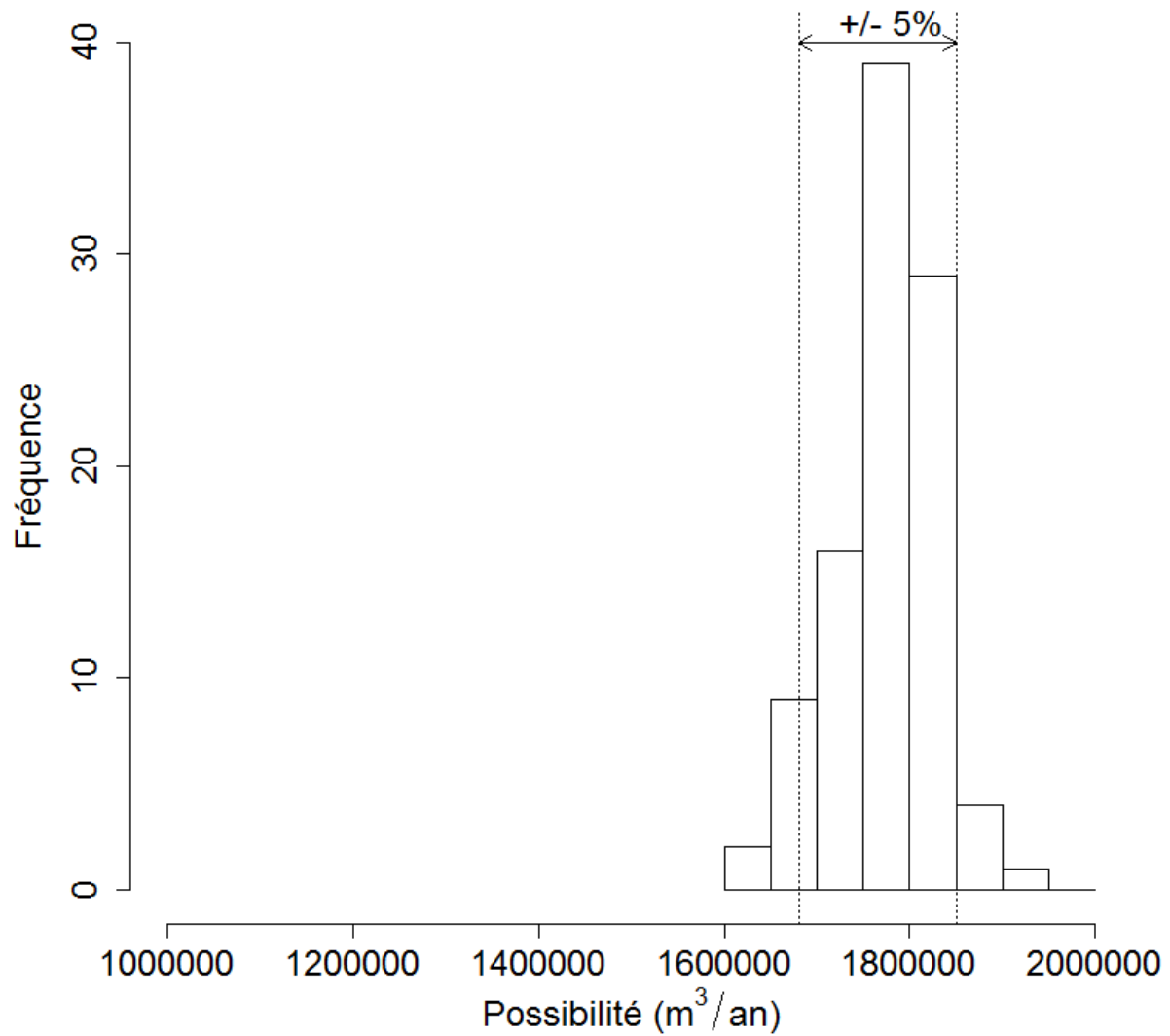


Figure 17: Reproductibilité du scénario de taille fixe avec contrainte de délai d'adjacence de 15 ans (n=100) pour la fonction objectif de récolte annuelle sur le territoire; les lignes pointillées présentent les 5^e et 95^e quantiles, variation de + ou - 5 % (9 fois sur 10).

Nombre de simulations

Le nombre de simulation à réaliser fut déterminé à l'aide de la largeur de l'intervalle de confiance par bootstrap de la récolte moyenne en période critique.

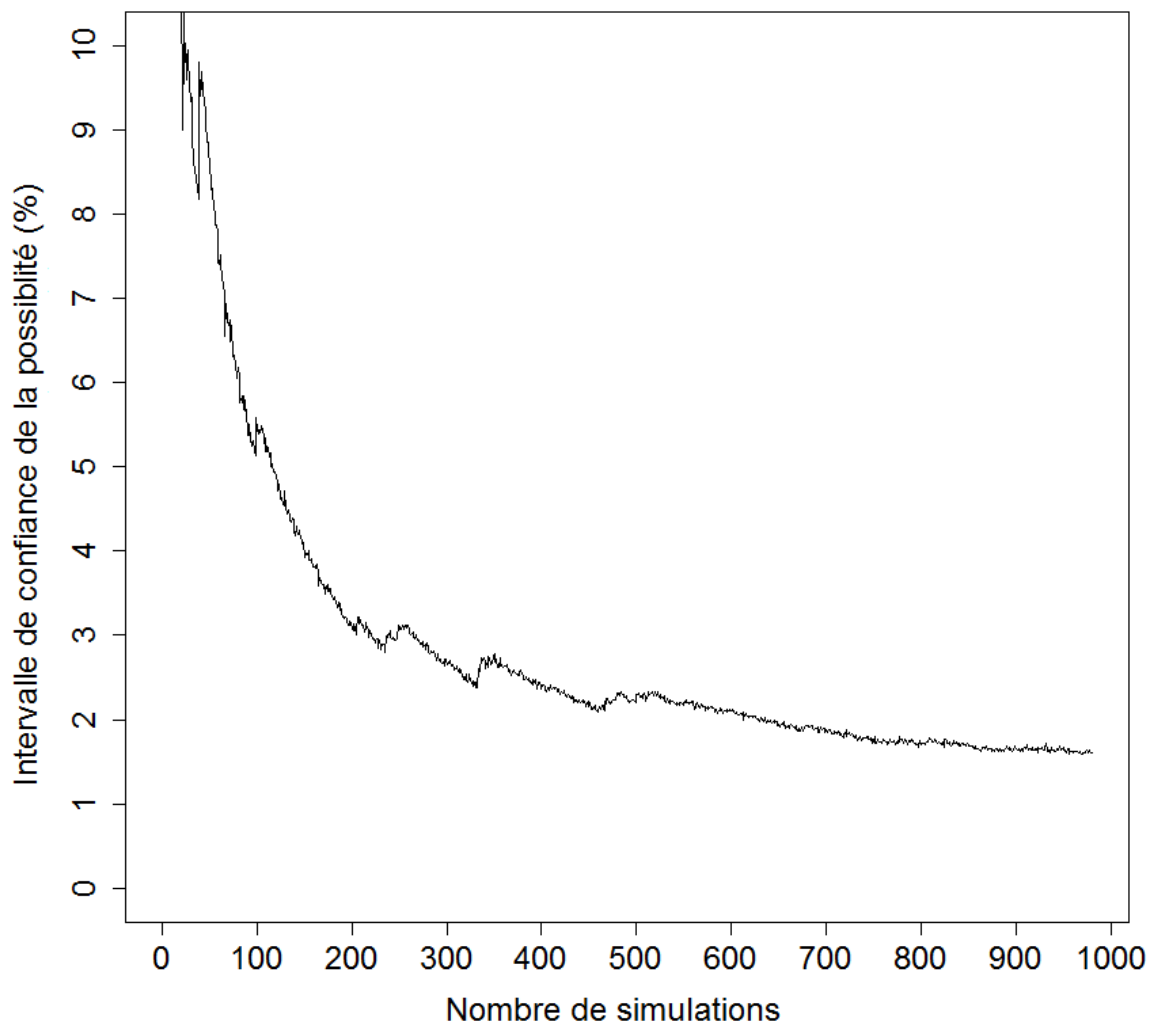


Figure 18: Reproductibilité du scénario de taille fixe avec contrainte de délai d'adjacence de 15 ans (n=100) pour la fonction objectif de récolte annuelle sur le territoire; les lignes pointillées présentent les 5^e et 95^e quantiles, variation de + ou - 5 % (9 fois sur 10).

Le taux de perturbation du territoire, qui a été retenu comme principal indice démographique du caribou forestier (Env. Can. 2011), diminue avec l'augmentation du délai d'adjacence de 5 à 30 ans avec le régime de feu (A et B) et sans le régime de feu (C et D) pour le scénario de taille fixe (Figure 19) et le scénario de taille variable (Figure 20), en début d'horizon de simulation (A et C) et en période d'équilibre (100 à 150 ans) (B et D). La variabilité du taux de perturbation est réduite pour les scénarios sans régime de feu à la période d'équilibre (C et D) (Figures 19 et 20). On observe alors une diminution de la variabilité des réponses à l'équilibre (périodes 20 à 30) comparativement au début de l'horizon de simulation (0 à 50 ans). On remarque une diminution de la variabilité de la réponse du taux de perturbation pour le scénario de taille fixe lors de l'utilisation de délai d'adjacence plus élevée (Figure 19) (B).

Le taux de perturbation à l'équilibre est significativement (95 fois sur 100) plus élevée que le taux de perturbation en début d'horizon de planification pour le scénario de taille fixe pour un délai d'adjacence de 5 à 15 ans avec et sans feu (Figure 19, A vs B et C vs D). Pour le scénario de taille fixe, aucun délai d'adjacence ne permet l'atteinte de la zone d'incertitude quant au maintien d'une population de caribou si on considère les feux (Figure 19, A et B). En ignorant l'impact du feu, c'est seulement avec un délai d'adjacence de 30 ans que cette zone d'incertitude est atteinte (Figure 19, C et D). On peut remarquer que pour les délais d'adjacence de 5 à 30 ans au début de l'horizon de simulation (0 à 50 ans), le taux de perturbation chevauche la zone d'incertitude pour les délais d'adjacence de 5 à 25 ans pour le scénario de taille fixe (Figure 19, A et C).

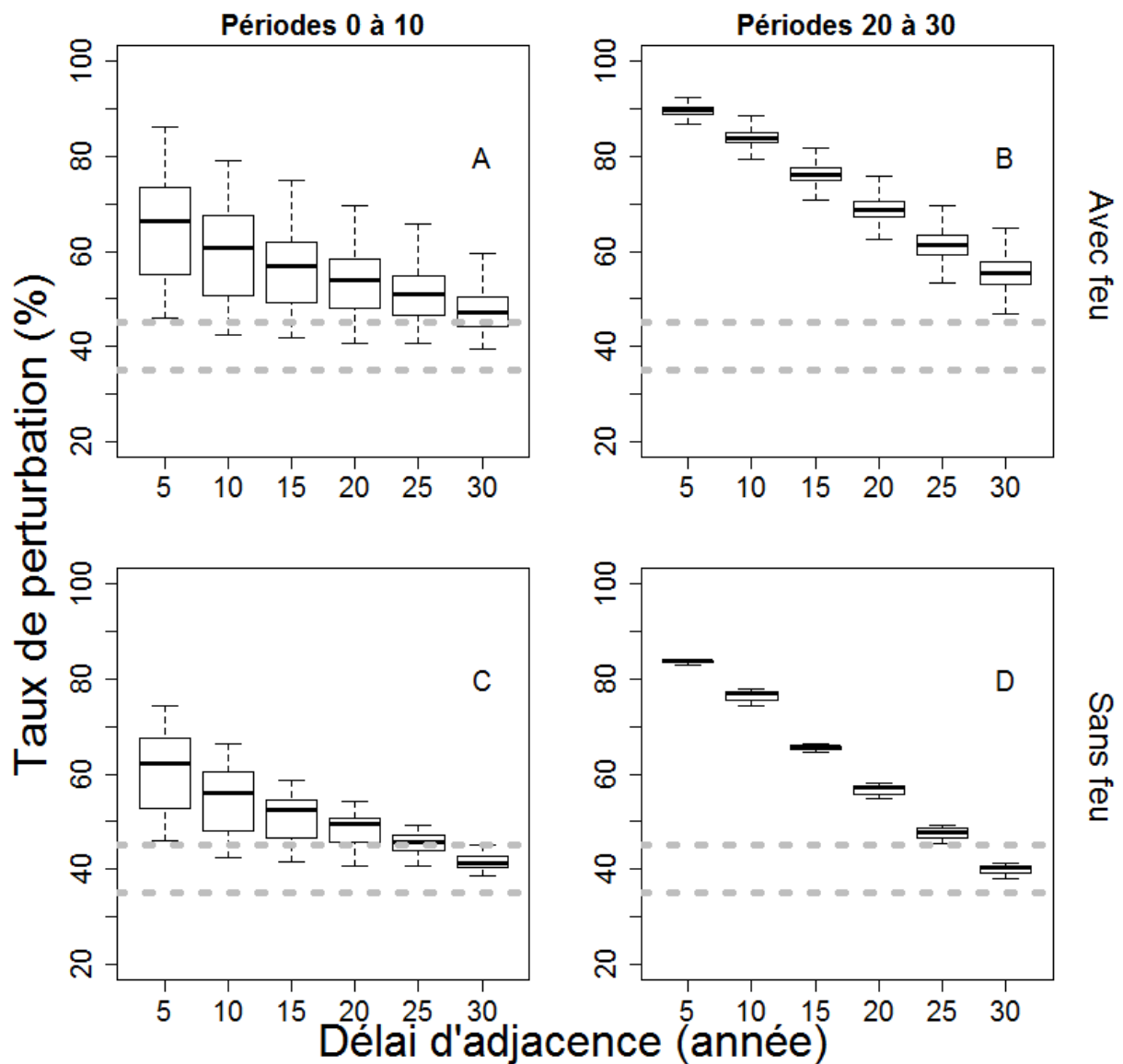


Figure 19: Taux de perturbation du territoire du scénario de taille fixe, en fonction de différents délais d'adjacences (5 à 30 ans), pour deux différentes périodes (0 à 50 ans) (initiale) (A et C) et (100 à 150 ans) (équilibre) (B et D) en incluant le régime de feu (A et B) et excluant le régime de feu (C et D). Les lignes pointillées grises représentent la zone d'incertitude par rapport à la probabilité de maintien du caribou forestier (Env. Can. 2011) (35 % à 45 %).

Sans le régime de feu, le scénario de taille variable permet de maintenir les populations de caribou avec l'utilisation d'un délai d'adjacence de plus de 15 ans, et ce, autant à l'état initial et qu'à l'état d'équilibre (Figure 20, C et D).

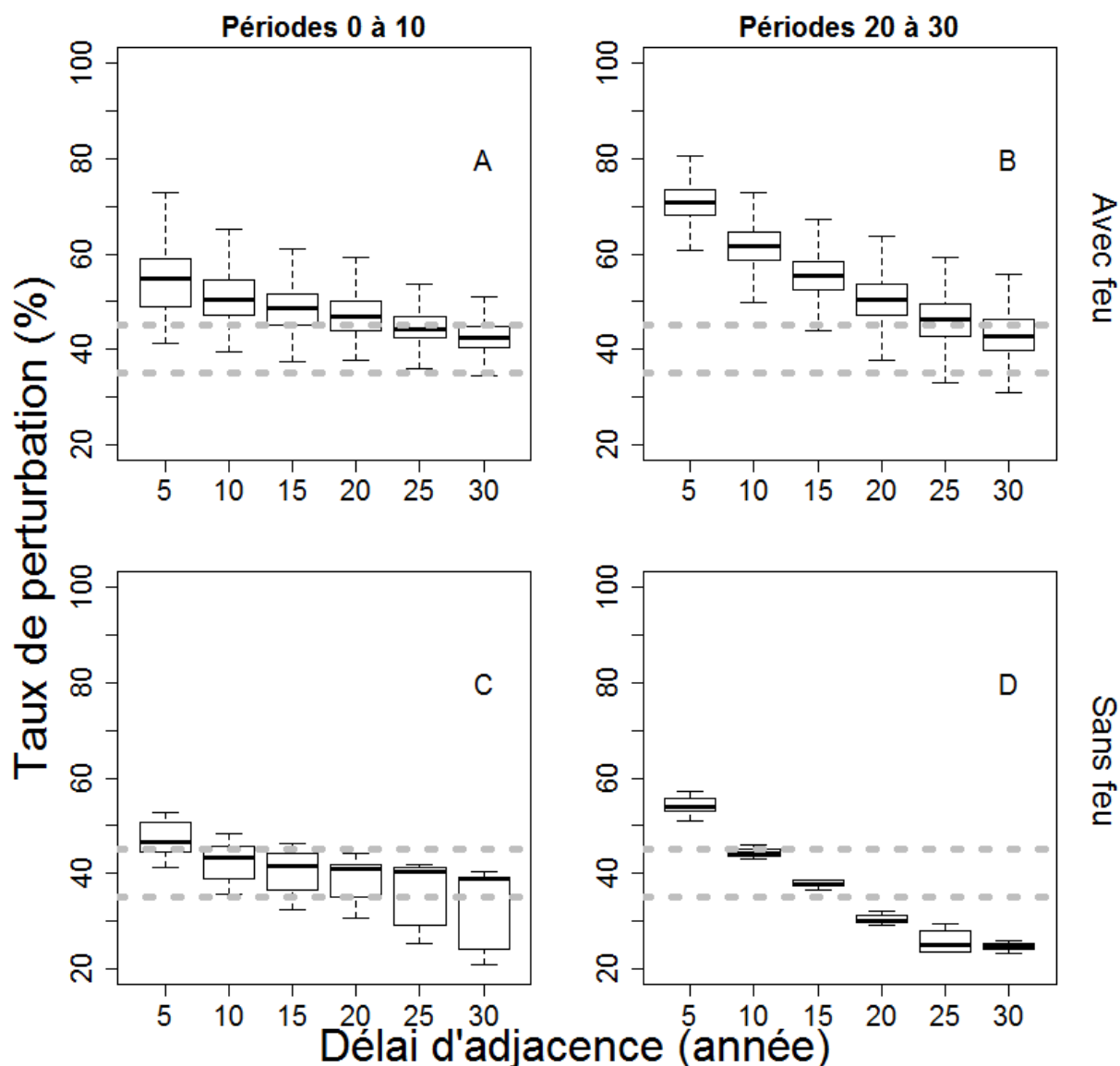


Figure 20: Taux de perturbation du territoire du scénario de taille variable, en fonction de différent délai d'adjacence (5 à 30 ans), pour 2 différentes périodes (initiale) (0 à 50 ans) (A et C) et (équilibre) (100 à 150 ans) (B et D) de gauche à droite incluant le régime de feux (A et B) et excluant le régime de feux (C et D). Les lignes pointillées grises présentent la zone d'incertitude par rapport à la probabilité de maintien du caribou forestier (Env. Can. 2011) (35 % à 45 %).

On remarque une plus grande variabilité du taux de perturbation lors de l'utilisation de délai d'adjacence (< 20 ans) du scénario de taille fixe par rapport au scénario de taille variable avec régime de feu (Figures 19 et 8, B et D).

Sensibilité de la probabilité d'observation du caribou au délai d'adjacence

Contrairement au taux de perturbation, la distribution de probabilité d'observation du caribou forestier ne se rapproche pas de celle observée avec le scénario sans aménagement forestier lorsque que le délai d'adjacence augmente. La probabilité

d'observation du caribou forestier réagit beaucoup moins à l'augmentation du délai d'adjacence, seule la variabilité de la réponse du modèle en est réduite après l'atteinte de l'équilibre (Figures 21, B et D).

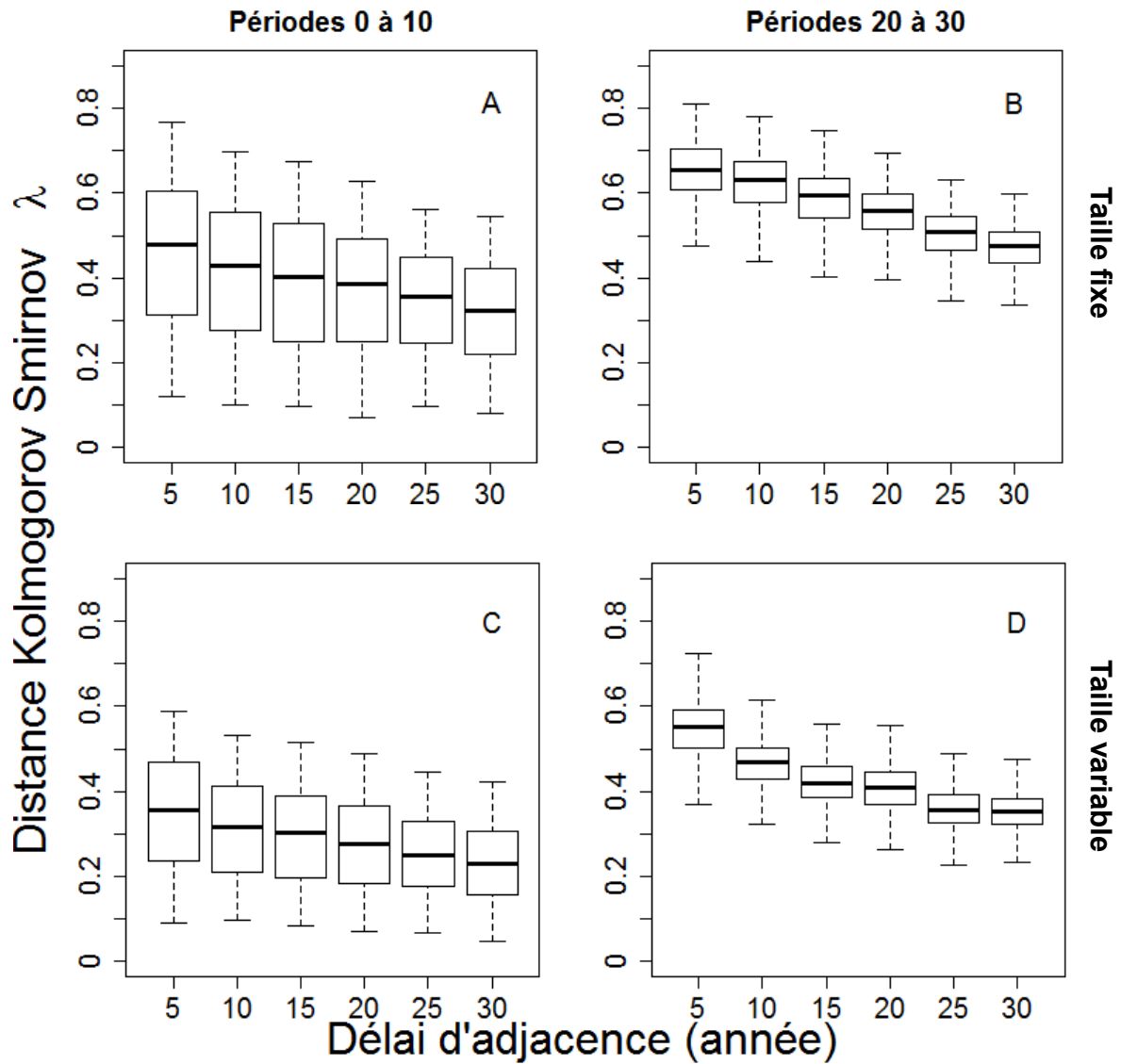


Figure 21: Écart entre les probabilités d'observation du caribou forestier avec ou sans aménagement en fonction du délai d'adjacence du scénario de taille fixe (A et B) et de taille variable (C et D), en excluant les cellules en bordures (Tableau 1) pour l'état initial (0 à 50 ans) (A et C) et l'équilibre (100 à 150 ans) (B et D). Cet écart correspond à l'écart de distribution utilisé par le test d'égalité de Kolmogorov-Smirnov.

Analyse en composantes principales

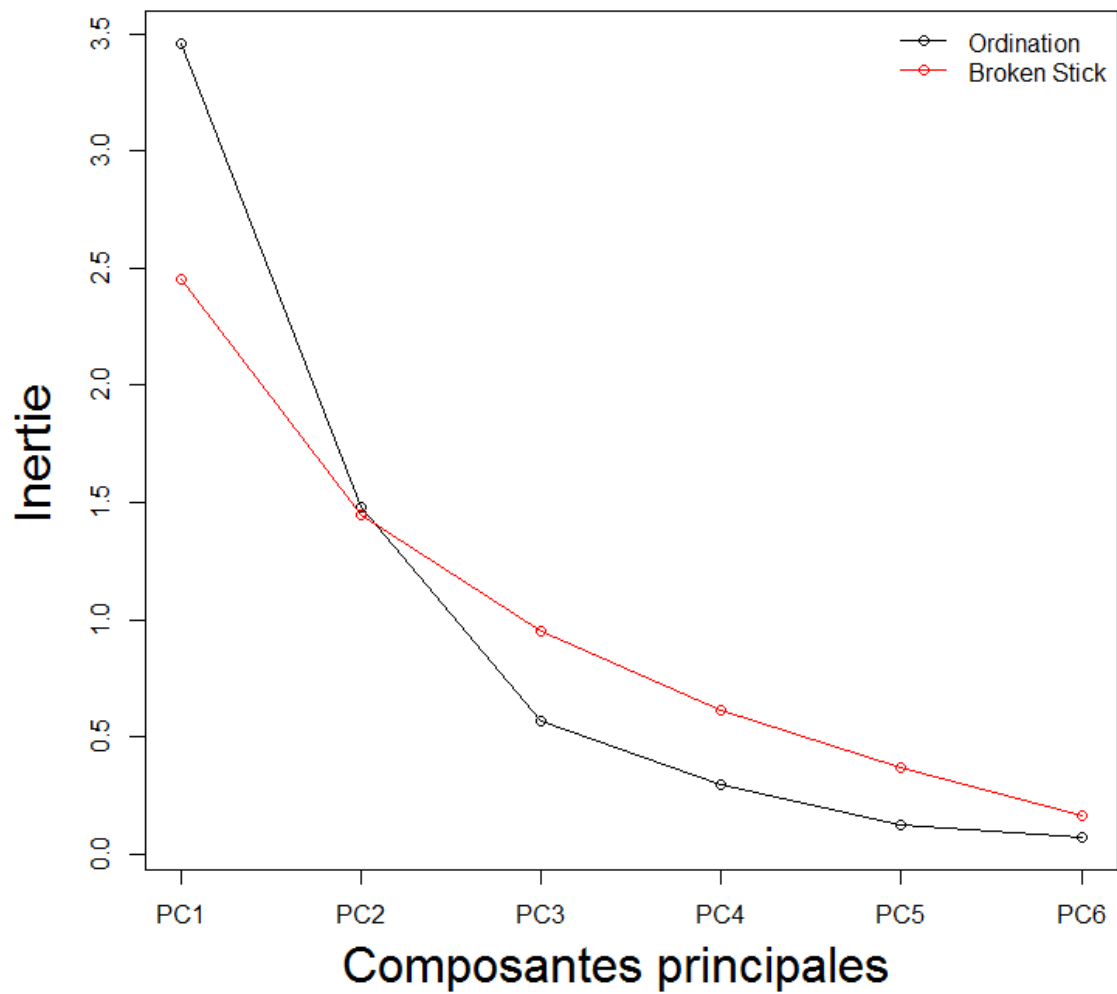


Figure 22: Test « Broken Stick », lorsque la courbe d'ordination a une valeur plus élevée que la valeur de la courbe du « Broken Stick » la composante principale est jugée comme significative. Les axes PC1 et PC2 sont significatifs et peuvent être utilisés pour justification du comportement des différentes variables de l'analyse en composantes principales pour les différents scénarios (taille fixe, taille variable) avec régime de feux (n = 24).

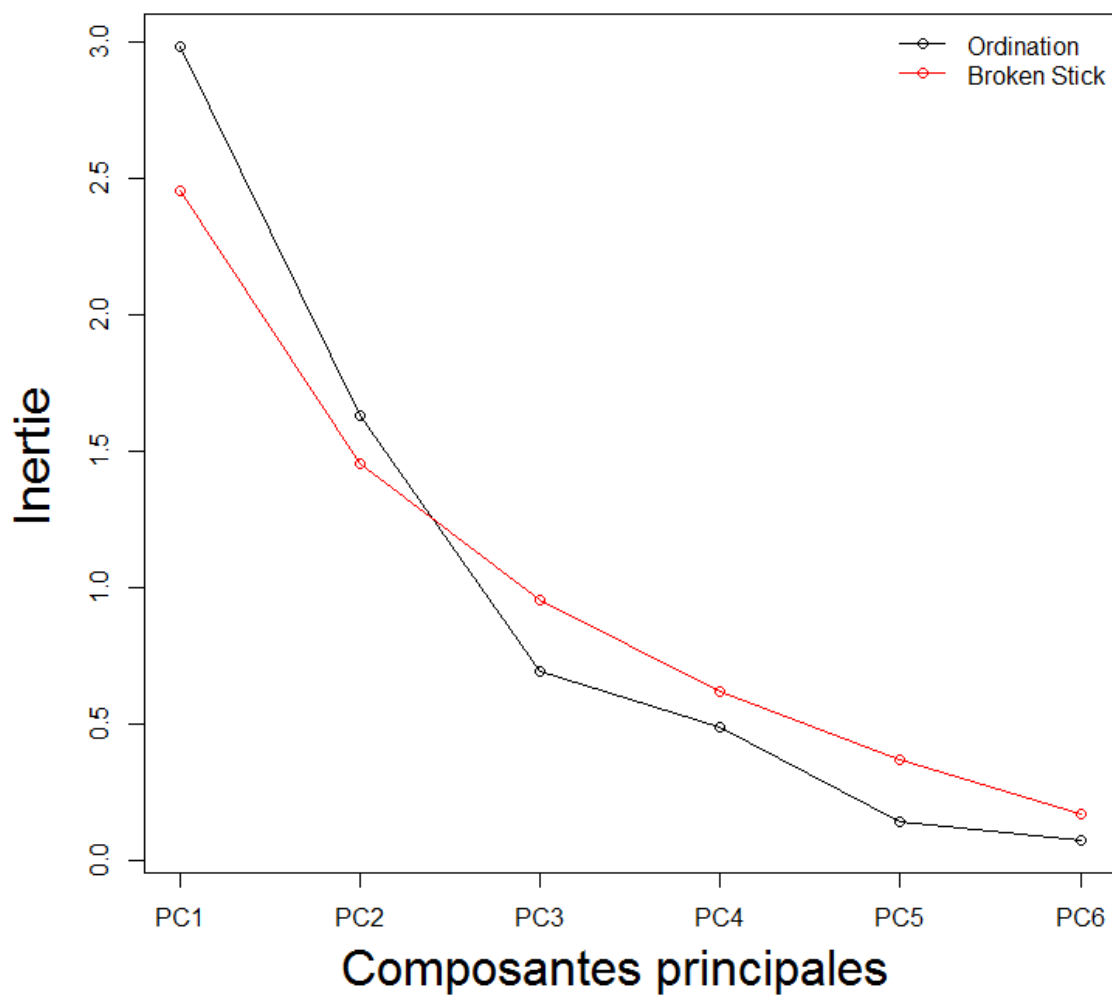


Figure 23: Test « Broken Stick », lorsque la courbe d'ordination a une valeur plus élevée que la valeur de la courbe du « Broken Stick » la composante principale est jugée comme significative. Les axes PC1 et PC2 sont significatifs et peuvent être utilisés pour justification du comportement des différentes variables de l'analyse en composantes principales pour les différents scénarios sans régime de feux (n=24).