

Revue de littérature sur les enjeux écologiques
liés la répartition spatiale des coupes dans la
sapinière à bouleau jaune

Rapport préparé par :

Vincent McCullough, ing.f., M.Sc.



Présenté à

M. Raymond Barrette, ing.f.

Coordonnateur de la Table régionale de gestion intégrée
des ressources et de territoire public de l'Outaouais

Janvier 2018

Partenaires du projet

Table Régionale de GIRT de l'Outaouais

Raymond Barrette, ing.f., Coordonnateur

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Christine Lambert, biologiste

Marie-Ève de Ladurantaye, biologiste

Nova Sylva inc.

Vincent McCullough, ing.f., M.Sc.

Marc Riopel, ing.f.

Remerciements

Nous tenons à remercier l'ensemble des partenaires du projet pour leur implication. Nous remercions particulièrement les membres de la Table régionale de gestion intégrée des ressources et de territoire public de l'Outaouais (TRGIRTO) qui ont participé aux rencontres et qui se sont penchés sur les enjeux et les résultats.

Nous remercions Régent Dugas de la MRC de Pontiac qui s'est habilement occupé des aspects administratifs du projet en plus de participer à la TRGIRTO.

Par ailleurs, le projet n'aurait pas été possible sans la grande implication du coordonnateur de la TRGIRTO, M. Raymond Barrette, et du personnel du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Mesdames Christine Lambert et Marie-Ève deLadurantaye.

Citation suggérée: McCullough, V. 2018. Revue de littérature sur les enjeux écologiques liés la répartition spatiale des coupes dans la sapinière. Revue de littérature réalisée pour « La Table régionale de gestion intégrée des ressources et du territoire public de l'Outaouais ». Rapport Nova Sylva. 32p.

Résumé

Le principe d'aménagement de base reconnu comme permettant d'assurer une meilleure résilience des écosystèmes forestiers après intervention forestière consiste à reproduire certaines caractéristiques spatiales liées aux perturbations naturelles. Dans la sapinière, les perturbations naturelles sont dominantes les feux de forêt, les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, les chablis et le régime des microtrouées.

Or, les coupes en mosaïque des dernières décennies ont eu tendance à simplifier le paysage et l'a rendu plus homogène en matière de répartition spatiale des interventions. Cette réalité pourrait avoir des conséquences négatives sur la biodiversité puisque les processus sont adaptés à une forêt naturelle hétérogène plus complexe.

Dans cette revue, les principaux critères ciblés qui décrivent et qui qualifient la répartition spatiale sont :

- La dimension des blocs de forêts résiduelles
- La proportion de superficies des blocs de forêts résiduelles
- La connectivité
- Les distances et la grandeur des perturbations à plus petite échelle (UTA)
- La proportion de forêts fermées non récoltées

Cette revue de littérature explique de façon détaillée les relations entre les critères de répartition, les impacts de ceux-ci et la dynamique des forêts naturelles. Il est ainsi possible de tirer certaines grandes lignes qui peuvent aider à imiter cette dynamique lors de la planification de la récolte.

Voici les éléments à retenir:

- D'une manière générale, la **variabilité** des grandeurs de coupe, la grandeur de forêt résiduelle, la répartition spatiale doivent être maintenues et favorisées.
- Bien que la superficie de la forêt résiduelle doit être variée afin de s'inspirer de la dynamique des feux, des superficies d'au moins 50 hectares (ha) doivent être conservées pour favoriser la conservation d'habitats adéquats dans les zones perturbées.
- Les forêts résiduelles de plus grandes dimensions devraient avoir des formes qui favorisent le maintien des caractéristiques de forêt d'intérieures. Ceux-ci devraient donc être de forme circulaire ou carrée.
- La grandeur des coupes devrait être variable afin d'imiter les perturbations naturelles à grande et à petite échelle.
- Le pourcentage minimum de forêt fermée à conserver dans le paysage ne devrait pas descendre en deçà de 30% et devrait idéalement demeurer au-dessus de 60%.
- La répartition spatiale de la forêt résiduelle doit montrer une variabilité tout en assurant une connectivité entre les grandes forêts résiduelles à l'aide de plus petites structures (5 à 50 ha) bien réparties dans le paysage.
- Garder en tête la règle de « ne pas faire la même chose partout ». Évitez les patrons homogènes, peu importe l'échelle de planification.

Table des matières

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Résumé..... | 3 |
| 1 Mise en contexte..... | 5 |
| 2 Objectifs du projet..... | 5 |
| 3 Méthodologie du document synthèse complet..... | 5 |
| 4 Méthodologie du document vulgarisé..... | 5 |
| 5 Principe de l'aménagement écosystémique..... | 6 |
| 5.1 Régime des perturbations de la sapinière et conséquences sur la structure spatiale des forêts..... | 7 |
| 5.1.1 Feux..... | 7 |
| 5.1.2 Épidémies d'insectes..... | 9 |
| 5.1.3 Chablis..... | 10 |
| 5.1.4 Régime de perturbations par trouées..... | 11 |
| 5.2 Résilience des écosystèmes..... | 11 |
| 6 La coupe mosaïque (CMO)..... | 12 |
| 6.1 Évaluation des écarts induits par les interventions forestières du passé..... | 12 |
| 6.1.1 Comparaison entre la configuration spatiale des coupes et les perturbations naturelles..... | 13 |
| 6.1.2 Impact des chemins..... | 15 |
| 6.1.3 Enjeux économiques..... | 16 |
| 7 Les contraintes de structure du paysage à conserver afin de préserver la biodiversité et de se rapprocher de la forêt naturelle..... | 17 |
| 7.1 Forêts résiduelles et d'intérieur : dimension et forme des blocs..... | 17 |
| 7.2 Proportion de rétention à conserver lors des interventions forestières..... | 20 |
| 7.2.1 Coupe partielle..... | 20 |
| 7.3 Connectivité : la répartition des forêts résiduelles..... | 21 |
| 7.3.1 Réseau routier..... | 23 |
| 7.4 Dimension et distance des chantiers..... | 24 |
| 7.5 Proportion des superficies en forêts fermées non récoltées au niveau du paysage..... | 25 |
| 7.6 Synthèse..... | 26 |
| 8 Conclusion..... | 27 |
| 9 Littératures citées..... | 28 |

1 Mise en contexte

Dans le cadre de la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique au Québec, l'organisation spatiale est l'un des enjeux qui ont été retenus au niveau provincial. Une nouvelle approche par compartiments d'organisation spatiale (COS), qui viendra remplacer la coupe mosaïque (CMO), est actuellement en développement pour le domaine de la sapinière. Toutes les régions couvrant le domaine de la sapinière devront avoir minimalement une unité d'aménagement (UA) ou une portion d'UA planifiée avec l'approche par COS en 2019. L'intégration de cette approche au Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF) pour remplacer la coupe mosaïque est prévue en 2023.

Afin de mieux comprendre les enjeux écologiques qui ont mené à ce changement de paradigme, la Table régionale de gestion intégrée des ressources et du territoire de l'Outaouais (TRGIRTO) a mandaté Nova Sylva pour produire deux documents explicatifs sur le sujet. Un premier document synthétisant les informations scientifiques disponibles concernant les enjeux écologiques liés à la répartition spatiale des coupes et un deuxième document moins exhaustif permettant de vulgariser l'information pour le public.

2 Objectifs du projet

1. Produire un document synthèse résumant la documentation disponible concernant les enjeux écologiques liés à la répartition spatiale des coupes dans la sapinière. Ce document devra permettre de comprendre le lien avec les modalités proposées dans la dérogation COS 2017-2018.
2. Produire un autre document dans lequel l'information est très vulgarisée (ce document pourrait servir pour informer et sensibiliser le public à la mise en place des modalités par COS).

3 Méthodologie du document synthèse complet

La revue de littérature complète a été réalisée avec la documentation déjà identifiée par le MFFP. D'autres documents ont complété la synthèse lorsqu'un niveau de précision supérieur était désiré.

Les documents ciblés étant déjà classifiés selon différents enjeux écologiques et sociaux, la structure de la revue de littérature a été réalisée en fonction de chacun de ces éléments.

Très peu d'articles permettent de comparer la structure forestière engendrée par l'approche de coupe mosaïque au Québec dans la sapinière à bouleau jaune et celle engendrée par les perturbations naturelles auxquelles on veut se rattacher pour implanter l'aménagement en COS. Conséquemment, d'autres articles d'études provenant de l'extérieur de la sapinière à bouleau jaune ont été utilisés afin d'établir les comparatifs. La plupart de ces études proviennent d'ailleurs au Québec mais quelques-unes d'entre-elles proviennent d'autres provinces canadiennes ou bien d'autres pays en lien avec la problématique analysée.

4 Méthodologie du document vulgarisé

Le document synthèse vulgarisé est structuré sous forme de questions-réponses. Une emphase a été mise sur le contenu visuel pour expliquer les différents concepts en lien avec les caractéristiques écologiques.

La première partie du document permettra de mieux saisir le régime de perturbations naturelles de la sapinière à bouleau jaune. Dans la seconde partie, les problématiques écologiques et sociales en lien avec l'application à grande échelle de la coupe mosaïque seront étudiés. La dernière section permettra d'identifier les indicateurs écologiques spatiaux en lien avec les enjeux de la première partie.

5 Principe de l'aménagement écosystémique

Pour conserver la biodiversité, l'aménagement écosystémique (AÉ) se base sur l'hypothèse que les espèces se sont adaptées aux perturbations naturelles les plus récurrentes de leurs habitats, et ce, à différentes échelles spatio-temporelles. Ainsi, la préservation des conditions forestières et leur imitation lors des activités anthropiques d'aménagement forestier (principe du filtre brut) devraient garantir le maintien de la biodiversité, autant des gènes que des espèces et des écosystèmes (Mauri Ortuno et Munson 2007).

L'aménagement écosystémique propose un cadre dans lequel il est possible d'aménager les forêts sans connaître en détail le fonctionnement des écosystèmes. Le principe du filtre brut permet le maintien d'une variété d'écosystèmes représentatifs des forêts naturelles et certaines de leurs caractéristiques clés (Hunter 1990).

La connaissance de la forêt naturelle fait référence à la compréhension du régime de perturbations naturelles d'un écosystème en l'absence de perturbations anthropiques. Ainsi, il est possible d'aménager une forêt afin qu'elle demeure à l'intérieur de la variabilité naturelle observée dans le régime de perturbation (North et Keeton 2008). En restant dans ces balises, certains impacts négatifs associés aux interventions forestières seraient minimisés (Bunnell 1995). Cette variabilité naturelle assure le maintien de la santé et de la résilience des écosystèmes et des paysages à travers l'échelle spatio-temporelle (Holling 1992).

Le concept de la variabilité naturelle provient d'un modèle basé sur les perturbations naturelles. Ce modèle stipule que les espèces forestières ont évolué à l'intérieur de conditions (compositions, structures et processus) dont les fluctuations sont déterminées à la base par les perturbations naturelles, telles que le feu, les épidémies d'insectes et les chablis (Hunter Jr. 1993 ; Swanson et al. 1994). Les fonctions des écosystèmes et la diversité biologiques seraient donc conservées si les activités sylvicoles permettent de maintenir des conditions similaires à celles créées par les perturbations naturelles. Toutefois, l'objectif n'est pas de copier la dynamique naturelle de l'écosystème dans ses moindres détails, mais plutôt de tenter de minimiser les impacts pouvant affecter cette dynamique (Franklin 1993 ; Gauthier et al. 1996).

Afin de guider les aménagistes, les conditions locales telles que les cycles des perturbations, la grandeur moyenne des perturbations, l'intensité et les caractéristiques spatiales des legs biologiques après perturbations sont utiles afin de reproduire des interventions forestières le plus près possible de la nature (Aplet et Keeton 1999, Seymour et White 2002).

Cependant, les régimes de perturbation naturelle sont plus difficiles à étudier en forêt mixte étant donné le peu de forêts naturelles retrouvées dans la zone tempérée (Frelich et Lorimer 1991).

Les études écologiques historiques permettent d'identifier le régime des perturbations naturelles a priori en l'absence d'interventions humaines. Plusieurs sources d'informations peuvent être utilisées pour déterminer la dynamique préindustrielle : les documents d'archives (par exemple, carnet d'arpentages, inventaires forestiers du 19e ou du 20e siècle, documents historiques, anciennes photos aériennes) (Jackson et Hobbs 2009).

En plus de déterminer le régime des perturbations naturelles, l'étude de l'historique écologique permet d'établir les cibles écologiques des différentes caractéristiques clés des écosystèmes. La démarche sur l'AÉ entreprise au Québec a permis de déterminer différents éléments critiques (filtre brut) des écosystèmes qui

sont reconnus par la communauté scientifique comme étant essentiels pour soutenir la biodiversité et donc la viabilité des écosystèmes (Mauri Ortuno et Munson 2007).

5.1 Régime des perturbations de la sapinière et conséquences sur la structure spatiale des forêts

Les perturbations naturelles sont des événements, définis dans l'espace et dans le temps, qui modifient soudainement la composition et/ou la structure d'un écosystème ou d'un paysage, et changent l'environnement physique et la disponibilité de ressources. De ces modifications s'en suivront des dynamiques forestières différentes de celles qui auraient eu lieu en absence de perturbation (Mauri Ortuno et Munson 2007).

Plusieurs descripteurs spatio-temporels doivent être utilisés pour les caractériser : la distribution, la fréquence, l'intervalle de retour, l'étendue et l'intensité. Au Québec, les principales perturbations naturelles sont les feux, les épidémies d'insectes, les chablis, les dépérissements et la mortalité individuelle (Doyon et Sougavinski 2002). Elles suivent principalement deux gradients. Le premier, nord-sud, s'explique par la diminution des températures moyennes, lesquelles favorisent des espèces boréales résineuses, plus propices à propager les feux. Le deuxième gradient, est-ouest, provient de la diminution des précipitations au fur et à mesure que l'on éloigne de l'océan Atlantique. Les forêts de l'est du Québec présentent des cycles de feu plus longs, ce qui favorise l'établissement de peuplements de structure irrégulière (Mauri Ortuno et Munson 2007).

Le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune et la sapinière à bouleau blanc sont des zones de végétation de transition entre la forêt feuillue et la forêt boréale. La végétation qui croît sur les sites mésiques est liée à la sapinière à bouleau jaune et à la bétulaie jaune à sapin. Le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune se divise en deux sous-domaines caractérisés non pas par des variations météorologiques, mais par des différences dans la végétation actuelle et potentielle. Comparativement au sous-domaine de l'est qui comprend une plus grande proportion de sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill), le sous-domaine de l'ouest comporte plus de forêts mélangées dominées par le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.) et le sapin baumier (Bérard 1996).

Le sous-domaine de la sapinière à bouleau jaune est sujet à une combinaison de perturbations naturelles, soit des feux, différentes épidémies d'insectes et du chablis (CFHL 2008). Afin de mieux comprendre la dynamique générale des perturbations qui influencent et structurent le paysage de la sapinière à bouleau jaune, voici un résumé des brèves connaissances actuellement disponible pour ce domaine bioclimatique.

5.1.1 Feux

Les études portant sur l'effet des feux sur l'écosystème forestier sont beaucoup plus abondantes pour la forêt boréale que pour les forêts feuillues et mixtes où le feu joue un rôle moindre dans le régime de perturbation naturelle (Doyon et Bouffard 2009a).

5.1.1.1 Cycle de feux

En général, on observe un gradient croissant du nord vers le sud du temps de cycles de feux. En effet, le temps moyen depuis le dernier feu est plus espacé pour l'érablière à bouleau jaune (au sud) comparativement à la sapinière à bouleau jaune alors que cette dernière possède un cycle de feux plus élevé que la sapinière à bouleau blanc située plus au nord. Les différentes études sur le sujet permettent de

quantifier les temps de cycle : 281 à 501 ans (Drever et al. 2006) pour l'érablière à bouleau jaune; de 91 à 257 ans pour la sapinière à bouleau jaune (Grenier et al. 2005, Bergeron et al. 2006) et de 83 à 408 ans pour la sapinière à bouleau blanc (Bergeron et al. 2001, Lesieur et al 2002).

5.1.1.2 Taille et répartition des feux

Les feux ont la particularité d'avoir un impact significatif sur le paysage seulement lors de grands épisodes (CFHL 2008). Selon Alvarez (2009), on note entre autres dans la sapinière à bouleau jaune de la Mauricie que les feux avaient moins de 150 ha, mais la très grande majorité de la superficie brûlée (89 %) l'a été par une minorité (15 %) de feux ayant plus de 1 000 ha. En moyenne, les feux avaient 1 161 hectares (ha) et une médiane de 65 ha.

Bouchard et al.(2003) ont fait le même constat quant à la fréquence et la grandeur des feux dans la sapinière à bouleau jaune du Témiscamingue. Les feux de petite taille sont les plus fréquents, mais les grands feux sont ceux qui laissent la plus grande empreinte sur le territoire. Près de 85% de la superficie brûlée l'a été par des feux de plus de 10 000 ha. En termes de nombre, ceux-ci ne comptaient que pour 30 % du nombre total des feux. La taille médiane des 35 feux cartographiés est de 2 700 ha, la moyenne étant de 8 300 ha et les deux plus grands feux atteignant 33 700 et 43 800 ha.

Dans son analyse de la sapinière à bouleau jaune en Mauricie, le MRNF (2009) a estimé la taille des feux pour deux périodes historiques (de 1870 à 1904 et de 1920 à 2007). La médiane des 82 incendies répertoriés se situait à 768,5 ha. Malgré que la plupart des feux sont relativement petits et peu fréquents, les grands feux (>50 000 ha) sont ceux qui couvrent le plus de superficies.

La répartition spatiale des feux est plutôt distribuée aléatoirement sur le territoire et la distance séparant les feux est très variable (Leduc et al. 2000, Tittler, 2010). D'après Tittler (2010), dans la région de la Mauricie, la distance moyenne entre les feux se situe à 15 km.

5.1.1.3 Forêt résiduelle et leur répartition après feu

Les feux laissent souvent une partie du peuplement forestier vivant, sous forme d'arbres individuels ou groupés en bouquets plus ou moins grands (Gasaway et DuBois, 1985). Dans les bouquets de forêt résiduelle non-brûlée, on retrouve, en plus des arbres survivants, des chicots et des débris ligneux. Les arbres isolés et les groupes d'arbres résiduels ont un rôle critique à la suite d'un feu pour le fonctionnement à long terme du nouvel écosystème parce qu'ils constituent des refuges pour les microorganismes, insectes, oiseaux et mammifères et assurent leur continuité sur le territoire perturbé (Gandhi et al., 2001; Gasaway et DuBois, 1985).

Il existe beaucoup de variation dans la sévérité des feux. Un feu très intense laisse peu de survivants tandis qu'un feu de plus faible intensité assure la survie d'un plus grand nombre d'arbres. Dans la forêt boréale, les feux laissent de 0 à 50 % de forêts résiduelles à l'intérieur des aires brûlées, mais la moyenne se situe sous les 10 % (Schmiegelow et al. 2006). Dans la sapinière à bouleau blanc, ces structures forment entre 7 à 19 % et de 7 à 37 % pour la pessière noire à mousse.

Un pourcentage semblable a été rapporté pour les forêts mixtes de l'Ontario avec une superficie résiduelle variant de 10 à 50 % avec une moyenne de 24 % (5 % d'îlots et 19 % de péninsules) (OMNR 2001). Pour la

taille des forêts résiduelles, cette même étude démontre que 20 % des superficies résiduelles avaient moins de 5 ha, 35 % se situaient entre 5 et 50 ha et 45 % étaient supérieures à 50 ha.

Plusieurs études remarquent une relation positive entre la taille du feu et la proportion d'îlots épargnés par le feu. Plus la superficie du feu serait élevée, plus la proportion de superficies occupées par les îlots serait élevée (Eberhart et Woodard 1987 et DeLong et Tanner 1996 dans Dragotescu 2008).

D'après Dragotescu (2008), la forme des peuplements résiduels se rapproche de forme circulaire lorsque calculée à l'aide d'un ratio périmètre/superficie. Le même constat est observé dans d'autres études (Green et Johnson 2000, Kafka et al. 2001) concernant la forme des forêts résiduelles. Ils constatent, de plus, que ces forêts résiduelles sont souvent groupées et distantes des bordures de feux de 150 à 200 mètres (Green et Johnson 2000, Kafka et al. 2001).

5.1.2 Épidémies d'insectes

Les épidémies d'insectes affectent la répartition spatiale des peuplements. Puisque la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) (*Choristoneura fumiferana*) est celle qui modifie le plus l'écosystème dans la sapinière à bouleau jaune (Tittler 2010), la revue s'est limitée à celle-ci.

La tordeuse étant un insecte indigène, on suppose généralement que l'écosystème forestier est relativement bien adapté à ces épidémies. Un cycle plus rapproché de l'ordre de 25-38 ans est observé dans les peuplements feuillus et mélangés tandis que le cycle augmente en fonction de la proportion en résineux (Boulanger et Arseneault, 2004).

Cet insecte a entraîné une mortalité sévère sur des milliers de kilomètres carrés lors de trois épidémies au cours du XX^e siècle (autour de 1915, 1950 et 1980), chacune des épisodes durant cinq ans ou plus selon les régions. Dans les peuplements purs, l'épidémie peut avoir comme effet de produire une forte mortalité ce qui engendrera un nouveau peuplement en sapin baumier (Morin et al. 1993).

La composition et la densité des peuplements mélangés et feuillus sont affectées de manière significative par les épidémies au point où elles peuvent mener à une augmentation considérable des espèces d'arbres de lumière comme les bouleaux. L'importance réelle des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette pour le fonctionnement de l'écosystème de la forêt mixte demeure peu documentée (Kneeshaw et Prévost 2007).

D'après les études disponibles (Doyon et Sougavinski 2002, Belle-Isle et Kneeshaw 2007), la TBE peut avoir un effet important sur la structure des forêts et sur l'organisation spatiale dans la sapinière. Les peuplements mixtes à bouleau jaune sont d'ailleurs le résultat d'une succession de perturbations dont la TBE semble être une composante majeure dans l'évolution de l'écosystème (Kneeshaw et Prévost 2007). La TBE jouerait un rôle dans l'hétérogénéité retrouvée au sein même des peuplements de ce domaine bioclimatique. Les peuplements mixtes de la sapinière à bouleau jaune ne sont pas des entités homogènes en termes de structure, de composition et d'âge. Les peuplements regroupent des amalgames de bouquets d'âge et de structure différents à l'intérieur même de ceux-ci. D'après Doyon et Sougavinski (2002) ces peuplements à multiples cohortes sont typiques d'une dynamique particulière à ce domaine bioclimatique. Le passage de perturbations successives génère des structures irrégulières.

Lors de la dernière épidémie, 8 % du territoire forestier du Témiscamingue a subi une mortalité totale, ce qui correspond à la superficie des peuplements dominés par le sapin (Bouchard et al. 2008). La dimension des secteurs sévèrement touchés ne dépassait généralement pas les 50 ha. Ces peuplements dominés par le sapin sont retournés au stade de régénération (Bouchard et al. 2005).

Un couvert résiduel de 10 à 30 % est généralement observé, et ce, même après les cas d'épidémie sévère (Kneeshaw et al. 2005). La forêt résiduelle est généralement dominée par des espèces non hôtes de la TBE comme le bouleau blanc, le thuya, quelques bouleaux jaunes et des épinettes (Dallaire et Légaré 2011).

Dans l'étude de Bouchard et al. (2008) on a observé une mortalité partielle sur 15 % du territoire dans des peuplements codominés par le sapin (Bouchard et al. 2008). Dans cette même étude, on constate que la majorité des sapins matures sont morts (Bouchard et al. 2005).

Dans les peuplements mixtes, comme les épidémies de TBE ne tuent les arbres qu'après plusieurs années, et qu'elle ne tue pas tous les arbres, la mortalité des individus résulte en la création de petites trouées d'environ 0.33 ha (Belle-Isle et Kneeshaw 2007).

Cette perturbation n'occasionne pas de grande modification spontanée de la structure spatiale du paysage forestier comme le ferait un feu ou un chablis total, elle fait plutôt partie d'une dynamique qui modifie régulièrement le couvert forestier. Elle permet entre autres de conserver de grande étendue de forêts à structure complexe propre à la forêt mixte (Roy et al. 2011).

5.1.3 Chablis

Il existe peu d'étude des chablis au Québec, mais plusieurs indicateurs permettent de croire que cette perturbation a des impacts écologiques importants (Kneeshaw et al. 2008). D'ailleurs, les chablis sont pour plusieurs forêts du nord-est de l'Amérique du Nord les perturbations catastrophiques les plus fréquentes (Borman et Likens 1979). La différence majeure entre les différentes intensités de chablis se fait au niveau du nombre d'individus affectés.

Un chablis faible à modéré (chablis partiel) laissera les individus plus résistants debout alors qu'un chablis intense aura comme effet de renverser tout le couvert forestier (Peterson et Pickett 1991). La mortalité provoquée par le vent est plus importante dans les peuplements résineux surannés, plus particulièrement dans les peuplements qui ont été affectés par le passage récent de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Bouffard et al. 2003).

Des chercheurs ont estimé un intervalle de retour de 6 250 ans pour le chablis total et un retour de 780 ans pour le chablis partiel dans la sapinière à bouleau jaune (Kneeshaw et al. 2005, Vaillancourt 2008).

Une synthèse des données du Système d'Information Forestière par Tessel (SIFORT) dans la période couverte entre les années 1974 et 2000 a permis d'identifier l'importance des chablis partiels selon la dominance des essences résineuses. Le pourcentage de la superficie affectée annuellement par les chablis partiels est supérieur dans la pessière à mousse et la sapinière à bouleau blanc (0,024%/an) comparativement à la sapinière à bouleau jaune et l'érablière à bouleau jaune (0,0098 et 0,0004%/an respectivement) (Tittler 2010).

5.1.4 Régime de perturbations par trouées

Les trouées ont un rôle important dans la sapinière à bouleau jaune de l'ouest (Archambault et al. 1997, Hébert et Huot 2009). Pour certains (Doyon et Sougavinski 2002, Doyon et Bouffard 2008), ce régime de perturbation serait même prédominant par sa fréquence et sa fonction pour l'écosystème.

Les trouées seraient causées en partie par les feux, les épidémies d'insectes, les chablis et par la mort naturelle des arbres (Archambault et al. 1997, Roy et al. 2011). En ce sens, Doyon et Lafleur (2004) émettent l'hypothèse que les peuplements mixtes à bouleau jaune sont structurés par deux régimes de perturbations superposées.

- 1- Un régime de perturbations partielles dont les acteurs principaux sont les épidémies de TBE, pouvant être suivi de chablis, qui eux peuvent être suivis de dépérissement
- 2- Un régime de microtrouées dû au remplacement arbre-par-arbre (« gap phase »), contrôlé par les bouleaux jaunes de grandes tailles.

Cette dynamique entraîne une grande hétérogénéité à l'intérieur même des peuplements de ce domaine. Cette complexité intra peuplement se traduit par la présence de plusieurs types de bouquets, différents en structure, en composition et en quantité de bois mort. La présence des espèces plus longévives telles le bouleau jaune et l'épinette blanche serait maintenue par cette dynamique.

La proportion de la superficie de la sapinière à bouleau jaune mixte dans la phase de trouée se situe entre 9% et 30% avec une moyenne de 18,7% selon une étude de Kneeshaw et Prévost (2007) et entre 24% et 54% avec une moyenne de 36,6% dans l'étude de Messier et al. (2005). La taille de la trouée peut varier entre 20 et 2100 m² avec une moyenne de 270 m² (Kneeshaw et Prévost 2007).

Tout comme les épidémies de la TBE, cette perturbation ne crée pas de grandes ouvertures comme un feu, mais contribue quand même à la modification de la structure du paysage de la sapinière à bouleau jaune en maintenant de grandes superficies de forêt mixte avec certaines essences plus longévives (Roy et al. 2011).

5.2 Résilience des écosystèmes

Les perturbations ne doivent donc pas être perçues strictement comme des événements « destructeurs ». En effet, elles permettent la venue de différentes espèces d'arbres, dont les espèces intolérantes à l'ombre, et favorisent ultimement une composition forestière plus diversifiée à l'échelle régionale (Mauri Ortuno 2007).

Les écosystèmes montrent une résilience face aux perturbations (processus) les plus communes auxquelles il est soumis, jusqu'à certains seuils de sévérité, d'étendue et de fréquence. Puisque les interventions forestières sont aussi des perturbations, si elles dépassent un ou plusieurs de ces seuils, on doit s'attendre à observer des changements majeurs dans l'écosystème, car il n'est pas adapté à une perturbation si forte (en intensité, en étendue ou en fréquence) (Mauri Ortuno 2007).

Ainsi, si les seuils de la résilience ne sont pas dépassés par l'intervention anthropique, un écosystème semblable devrait s'être reconstitué après une brève période (à l'échelle de l'écosystème). Par contre, si l'intervention forestière est trop intense, les mécanismes de résilience ne parviendront pas à reconstruire l'écosystème ce qui entraînerait une modification de la succession écologique et des changements dans les

composantes, les structures et les processus de l'écosystème (Perry et Amaranthus 1997). Ces changements ne sont évidemment pas souhaités par l'aménagiste.

6 La coupe mosaïque (CMO)

Au Québec, depuis la fin des années quatre-vingt, la réglementation forestière permet aux industriels de récolter des secteurs en coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) sur des superficies entre 50 ha à 150 ha et séparées par des lisières de forêt mesurant de 60 mètres ou 100 mètres de largeur (MFFP).

Plusieurs problématiques ont été soulevées à l'époque quant à l'impact sur les habitats fauniques et l'acceptabilité sociale de telles pratiques. Les recherches sur les habitats permettaient cependant de conclure que la dimension des coupes n'était pas un facteur contraignant pour la faune, dans la mesure où étaient préservés, entre les territoires coupés, des blocs de forêts offrant des habitats intéressants (Ferron et St-Laurent 2013).

Les problématiques liées à la qualité visuelle des grands secteurs de coupe séparée par des lisières, soulevées par les différents utilisateurs de la forêt (pourvoyeurs, villégiateurs, chasseurs, pêcheurs) ont incité le ministère des Ressources naturelles (actuellement nommé le ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, MFFP) à établir la CMO qui intègre de nouvelles pratiques relatives à la taille et à la dispersion des aires de coupe.

La CMO ainsi développée visait à répartir les surfaces de coupe sur un territoire plus vaste. Pour ce faire, une zone boisée d'une superficie équivalente à la surface coupée doit être laissée à proximité de chaque coupe. De plus, une bande d'une largeur minimale de 200 mètres (100 mètres pour les coupes ≤ 25 ha) entre deux assiettes de coupe doit aussi être maintenue (MRN 2003, Nadeau 2002).

6.1 Évaluation des écarts induits par les interventions forestières du passé

En comparant, les caractéristiques écologiques de la forêt aménagée selon la CMO (et les CPRS avec lisières) avec celles de la forêt ayant seulement subi des perturbations naturelles, on remarque un écart considérable pouvant avoir un effet négatif sur la résilience des écosystèmes (Tittler 2010). Plus particulièrement, la répartition spatiale des interventions et les caractéristiques liées aux structures résiduelles laissées après coupe ne correspondent pas à celles induites par les perturbations naturelles de la sapinière.

En effet, les quelques études comparatives disponibles pour la sapinière à bouleau jaune laissent entrevoir une grande disparité entre les caractéristiques spatiales des coupes versus les feux ayant altéré le paysage de ce domaine bioclimatique (Gluck et Rempel 1996, Dragotescu 2008, Tittler 2010).

On peut résumer les points divergents au niveau de la structure spatiale entre ces deux types de perturbation selon les points suivants (Tittler 2010):

- Les grandeurs des CMO sont généralement plus petites que les feux;
- Les regroupements de CMO sont plus agglomérés que les feux;
- Les CMO ont un ratio périmètre/superficie beaucoup plus grand que les feux (effet de lisière plus important pour la CMO);
- La grandeur des CMO est beaucoup moins variable que celle observée par les feux ;
- Le paysage créé par les CMO est plus homogène, avec moins de forêts résiduelles et de structure d'âge variés comparativement au feu;

- La CMO crée des superficies plus grandes et des patrons spatiaux plus réguliers que les trouées générées par la TBE;
- La CMO crée donc un paysage beaucoup plus fragmenté et plus régulier, ce qui pourrait nuire à la biodiversité naturelle.

6.1.1 Comparaison entre la configuration spatiale des coupes et les perturbations naturelles

En général, les approches d'aménagement préconisées au Canada ont favorisé l'utilisation de la dispersion des coupes variant de 60 à 100 ha. Cependant, cette approche ne concorde pas avec le régime de feux qui influence généralement les écosystèmes subboréaux (DeLong et Tanner 1996).

Dans les prochaines sections, un comparatif entre la CMO et les perturbations naturelles (surtout le feu) selon différentes caractéristiques liées à la configuration spatiale est présenté.

6.1.1.1 Superficies des perturbations

Selon une étude réalisée par Tittler (2010) dans la sapinière à bouleau jaune dans la région de la Mauricie, les feux sont plus grands et plus variables en superficie que les CMO. La plupart des feux sont assez petits, mais la grande majorité du territoire brûlé est le résultat des feux de plus de 10 000 ha (Tittler 2010, Venier et al. 2014). En comparaison, les coupes sont presque toutes relativement petites (Venier et al. 2014), avec peu de variation en superficie. La majorité de la superficie totale coupée en CMO provient de coupes de moins de 50 ha, et elles ne dépassent pas 100 ha.

Afin de comparer les feux avec les coupes, un chantier a été défini comme étant les coupes individuelles effectuées sur une période de 5 ans. Ainsi, la superficie des chantiers se rapproche de celles des feux, sauf pour les chantiers de plus de 5 000 ha qui sont inexistantes alors que des feux de cette superficie existent. L'équivalent de 60% des chantiers variait de 1 000 à 5 000 ha, mais n'étaient jamais aussi grands que les feux les plus importants (soit de l'ordre de 10 000 ha). La superficie moyenne des coupes et des chantiers reste beaucoup plus petite que la moyenne des feux.

La superficie des feux est aussi beaucoup plus variable que celle des coupes et des chantiers d'opération. À vrai dire, les CMO et les chantiers sont beaucoup plus constants dans leur grandeur que les feux associés à la sapinière à bouleau jaune. Le coefficient de variation serait trois fois plus élevé pour les feux (Tittler 2010).

La littérature soulève aussi des différences en répartition spatiale entre la CMO et la TBE. Une étude réalisée en Gaspésie indique que les trouées créées par des épidémies sont généralement petites (moyenne de 0,33 ha, avec un maximum de 11 ha) et moins agrégées que celle créées par la coupe. De plus, la forme des trouées est moins régulière que celle retrouvée dans les CMO (Belle-Isle et Kneeshaw 2007). Au niveau de la structure du paysage, la TBE crée des trouées dans les grands massifs de forêts matures et vieilles, mais n'a pas eu le même effet de fragmentation que la coupe. Bouchard et al (2003) ont trouvé qu'un couvert résiduel d'entre 10% et 30% était généralement observé dans la sapinière à bouleau jaune, même après une épidémie sévère de TBE.

6.1.1.2 Cycle de perturbations

Il existe une différence entre le cycle des perturbations anthropiques et celui des perturbations naturelles (Cumming 2001). Selon les régions, les cycles de feux peuvent varier entre 91-257 ans pour la sapinière à bouleau jaune (Grenier et al. 2005, Bergeron et al. 2006) tandis que le temps écoulé entre deux interventions

de coupe sur un même territoire varie entre 25-80 ans en lien avec le régime sylvicole proposé. Cette disparité entre les deux régimes amène un déséquilibre au niveau de la représentativité des différentes classes d'âge observées. On observe effectivement moins de vieux peuplements dans les forêts aménagées que dans les forêts naturelles (Venier 2014).

6.1.1.3 Dispersion des perturbations

Selon l'étude de Tittler (2010), les distances entre les feux sont généralement plus grandes que les distances entre les coupes. Si on examine la distance moyenne entre les voisins les plus proches, on voit que les feux ont des distances moyennes dans l'ordre de 15 à 20 km, tandis que la moyenne pour les coupes est d'environ 150 mètres et la moyenne pour les chantiers est d'environ 3 km pour la sapinière à bouleau jaune.

6.1.1.4 Forêt de bordure

La forêt de bordure réfère à l'écotone entre la coupe et la forêt dite d'intérieur. En général, elle est associée à un habitat moins favorable aux espèces d'intérieurs et contribue à la fragmentation du paysage. Afin de mesurer cet effet de lisière, on utilise souvent des indices de paysage tel le ratio périmètre/superficie de la forêt résiduelle (McGarigal 2002). En utilisant ce ratio pour comparer les CMO aux feux, Tittler (2010) a trouvé un ratio beaucoup plus élevé pour les CMO que pour les feux. Ceci indique qu'un paysage aménagé en CMO a beaucoup plus d'habitats de bordure qu'un paysage perturbé par le feu, et donc moins d'habitats propices aux espèces de forêt d'intérieur. La Figure 1 permet d'observer qu'il y a plus de lisières dans un scénario se rapprochant d'une CMO que dans un scénario se rapprochant d'un feu.

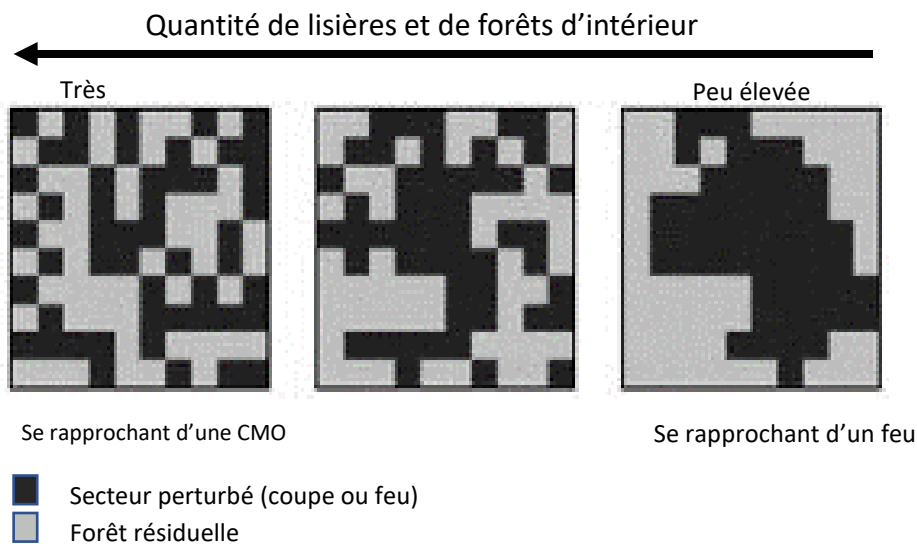


Figure 1 Quantité de lisières et de forêts d'intérieurs selon différents scénarios d'aménagement

On remarque que les petites coupes en mosaïque fragmentent le paysage beaucoup plus que les aménagements où les superficies de coupes sont regroupées ou plus grandes. De plus, la superficie accrue en écotones causés par les coupes en mosaïques, contribuent à l'augmentation de nombreux effets non désirés tels les chablis et les superficies atteintes par les épidémies d'insectes défoliateurs. Les forêts de bordures sont en effet plus susceptibles à ces perturbations (Turner et al. 2001).

6.1.1.5 Les forêts résiduelles

Afin de simplifier la terminologie utilisée dans différentes études, nous emploierons le terme « forêt résiduelle » à la fois pour distinguer les forêts laissées après une coupe et la forêt épargnée à la suite d'une perturbation.

Les feux contiennent généralement plus de forêts résiduelles à l'intérieur de la perturbation que n'en contiennent les coupes. Dragotescu (2008) a montré que les feux de 100 ha et plus laissent de 7 à 19% de la superficie forestière dans les aires brûlées, avec une moyenne de 11% (Dragotescu 2008). En contrepartie, à l'intérieur des superficies coupées (en CPRS et en CMO), on retrouve généralement moins de 2% de forêts résiduelles (Messier et al. 2005).

À l'échelle du chantier (regroupement de 5 années de coupe en CMO), presque la moitié du territoire est formée de forêts résiduelles après la première passe de la CMO (Tittler 2010). Dragotescu (2008) a observé une relation similaire où la forêt résiduelle dans les chantiers de CMO occupait une proportion moyenne de superficies représentant le double de celles laissées dans les superficies brûlées.

Dans cette même étude, Dragotescu (2008) a remarqué une relation positive entre la taille des feux et la taille moyenne des forêts résiduelles dans les superficies brûlées. Dans les endroits coupés, il n'existe pas de corrélation entre la taille de l'agglomération de coupes et la taille des forêts résiduelles. Ceci est probablement le résultat d'une réglementation qui uniformise les caractéristiques liées à la forêt résiduelle sans égard à la grandeur des interventions (Dragotescu 2008).

En plus de l'augmentation de la taille moyenne des forêts résiduelles, certaines études démontrent que leur proportion augmentait avec la superficie brûlée (Eberhart et Woodard, 1987 ; DeLong et Tanner, 1996). Stuart-Smith et Hendry (1998) ont observé le même phénomène pour des feux variants entre 87 et 2 909 ha, les forêts résiduelles variaient de 0,8 ha et 72,8 ha et le plus grand îlot correspondant au feu le plus grand. Ce phénomène n'est pas observé au niveau de la proportion de forêts résiduelle dans les coupes.

La variabilité dans la grandeur et la fréquence des forêts résiduelles de type « îlots » est un autre phénomène observé dans plusieurs études sur les feux en forêt mixte et boréale (Dragotescu 2008, Andison 2003, 2004, DeLong et Tanner 1996, Eberhart et Woodard 1987). Ce phénomène n'est pas présent dans les CMO qui présentent une régularité en taille et en fréquence. Par exemple, Andison (2003, 2004) a trouvé, pour les feux de plus de 1 000 ha, que les îlots de plus de 10 ha représentent 58% de la superficie résiduelle. Les îlots de moins de 1 ha représentent seulement 13% de la superficie résiduelle tandis que les îlots de moins de 2 ha représentent 27% de la superficie totale.

Dans les feux, le nombre de groupes résiduels de type « îlot » est grand, parfois majoritaire, alors qu'il est très réduit dans les coupes où ils sont généralement sous forme de bande (lisière) ou de bloc de rétention (Dragotescu 2008). Ces blocs et lisières utilisés dans les coupes ont un indice de forme significativement plus élevé que celui des feux, donc une forme plus linéaire (Dragotescu 2008).

6.1.2 Impact des chemins

Les impacts négatifs des chemins forestiers sont bien documentés (Forman et al. 1997, Gucinski 2001). La sédimentation dans les cours d'eau, l'obstruction de l'écoulement naturel des bassins versants, la perte de

superficie productive et la fragmentation des habitats sont, en autres, des conséquences négatives des réseaux routiers forestiers.

Comparativement à une stratégie où l'on concentre les coupes dans une même superficie, la dispersion des blocs créés par la CMO augmente la quantité de chemin à construire et à entretenir pour récolter une superficie équivalente (Nadeau 2002, Favreau et Gingras 2000). La Figure 2 est une représentation schématisée du déploiement d'un réseau de chemin selon différents scénarios d'aménagement où la coupe agglomérée permet de limiter la quantité de chemins à construire et à entretenir tandis que le scénario en CMO augmente son déploiement.

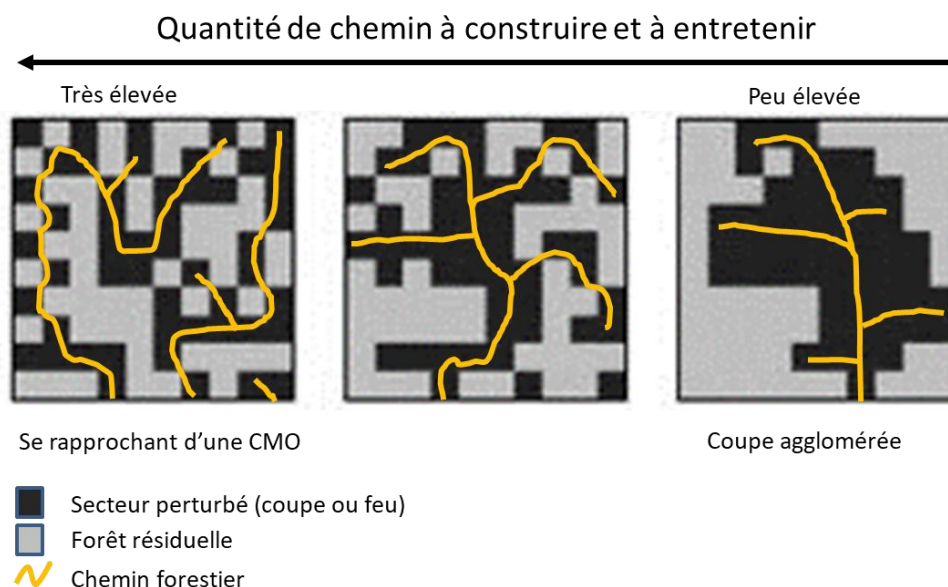


Figure 2 Déploiements théoriques du réseau de chemin selon différents scénarios d'aménagement forestier.

Il a été estimé qu'un patron de coupe constitué de blocs dispersés de 40 ha nécessitait approximativement un tiers plus de chemin sur une période de 50 ans (DeLong et al. 2004). D'autres études au Québec vont dans le même sens que cette étude où l'on démontre une accélération du déploiement du réseau routier dans une stratégie de CMO (Nadeau 2002, Favreau et Gingras 2000).

6.1.3 Enjeux économiques

Des études démontrent que l'impact économique d'un aménagement de type CMO dépend directement du niveau de morcellement (Nadeau 2002, Favreau et Gingras 2000) et de l'agencement des interventions. Plus le niveau de morcellement est élevé, plus les coûts de récolte sont grands. On évalue cette augmentation entre 0,45\$/m³ et 3,62\$/m³ par rapport à une stratégie où les coupes sont agglomérées (MRN 2000, Gingras, 1997, AMBSQ 2000, Nadeau 2002). Les études sur le sujet de Doyon (2002 a,b) touchant spécifiquement la sapinière à bouleau jaune démontrent que cette approche occasionne des coûts supplémentaires d'exploitation forestière liés au maintien d'un réseau routier actif plus important.

7 Les contraintes de structure du paysage à conserver afin de préserver la biodiversité et de se rapprocher de la forêt naturelle

« Parce qu'il n'y a pas de patron spatial de la rétention qui est optimale pour toutes les espèces, nous soupçonnons que la structure post perturbation est importante pour la biodiversité et il est important de connaître cette structure dans le but de définir de nouvelles méthodes d'aménagement forestier. » (Zielke et al. 2004 dans Dragotescu 2008).

La configuration des blocs de coupe et leur distribution à travers le paysage peuvent influencer de façon importante la dynamique forestière. La gestion inadéquate de ces facteurs peut, entre autres, amener une fragmentation des massifs de forêts naturelles, ce qui dégrade les habitats fauniques en plus d'augmenter la susceptibilité des blocs résiduels aux perturbations subséquentes (Sougavinsky et Doyon 2005). Cette section vise donc à identifier les contraintes de structure de paysage importantes à considérer lorsqu'on aménage la forêt pour se rapprocher de la forêt naturelle plus résiliente.

Ces contraintes ont été divisées selon les cinq composantes suivantes :

1. Dimension et forme des blocs de forêts résiduelles et d'intérieur
2. Proportion de forêts résiduelles à conserver dans les interventions
3. Connectivité
4. Dimension et distance des chantiers
5. Proportion des superficies en forêts non récoltées au niveau du paysage

7.1 Forêts résiduelles et d'intérieur : dimension et forme des blocs

La portion de forêt qui demeure en place à la suite d'une perturbation naturelle ou anthropique constitue ce qu'on appelle la forêt résiduelle. En aménagement écosystémique, elle sert de refuge et de foyer de recolonisation pour la flore et la faune, d'habitat pour certaines espèces fauniques, à maintenir les fonctions hydrologiques de la forêt et d'atténuer les impacts visuels de la coupe (MRNF 2011).

L'importance de la conservation de ces structures forestières matures afin de maintenir la biodiversité à la suite d'une perturbation est reconnue (Ferron et al. 1998). L'analyse des grandes perturbations naturelles tels les feux permettent d'identifier les besoins en forêts résiduelles. Selon diverses études (Eberhart et Woodard 1987, DeLong et Tanner 1996, Stuart-Smith et Hendry 1998), la plupart des forêts résiduelles laissées après une perturbation naturelle sont inférieures à 10 ha, mais on retrouve aussi de grosses forêts résiduelles de 72 à 87ha. Selon ces mêmes études, la dimension maximale est fonction de la dimension de la perturbation. Plus le feu est grand, plus la grandeur du bloc résiduel sera élevée.

De nombreuses formes, superficies et configurations des structures forestières résiduelles ont été suggérées et étudiées afin de déterminer leur contribution potentielle au maintien de la diversité spécifique ainsi que des niveaux de population pour certaines espèces fauniques (Ferron et al. 1998, Turcotte et al. 2000, Courtois et al. 2002).

Pour évaluer cette stratégie, certaines espèces ont été utilisées comme indicatrices de l'état de la communauté en fonction de leur rôle prépondérant dans l'écosystème. La prochaine section permet d'identifier certaines caractéristiques recherchées par certaines espèces fauniques ciblées associées à la forêt mixte.

Micros mammifères :

La plupart des études réalisées sur les micros mammifères ont été réalisées à l'échelle du peuplement et les effets à l'échelle du paysage ont rarement été étudiés. Le peu d'études démontrant des interactions à l'échelle du paysage a surtout été réalisé pour certaines espèces de souris et de campagnols en forêt mixte.

Dans l'étude de Bayne et Hobson (1998), située dans la forêt mixte de la Saskatchewan, la souris sylvestre (*peromyscus maniculatus*) est significativement plus abondante à la lisière des boisés qu'en forêt intérieure. À l'inverse le campagnol à dos roux (*myodes gapperi*) reste plus abondant dans les forêts d'intérieur. De plus, l'étude conclut qu'il n'y a pas de différences significatives d'abondance de l'espèce entre les petites (10 ha) et les plus grandes (20 ha) forêts résiduelles. Pour la plupart des espèces, la taille des lisières et des blocs forestiers semble avoir peu d'effet sur l'abondance des petits mammifères.

Petits et grands mammifères :

La présence du lièvre d'Amérique (*lepus americanus*) sert régulièrement d'indicateur pour mesurer les impacts d'un traitement sur la faune, car sa présence est reconnue pour avoir une grande influence sur un grand nombre de prédateurs. En conséquence, les caractéristiques de la forêt résiduelles après traitement ont un impact non seulement sur la présence du lièvre, mais aussi des prédateurs dépendants (Bois 2009).

Dans leurs études comparatives de différents types de configurations de forêt résiduelle, St-Laurent et al. (2007) ont noté davantage d'indices de présence (fèces et brout) de lièvre d'Amérique dans les paysages présentant des blocs résiduels de 20 à 50 ha que dans les séparateurs de coupe de 60 mètres de large. Pendant ces périodes d'évitement des coupes, le lièvre se réfugie dans les forêts résiduelles, d'où l'importance de conserver des superficies matures de forêts intactes pour maintenir les populations locales (Ferron et al. 1998; Ferron and St-Laurent 2013; Hodgson et al. 2011). Ceci laisse croire que les caractéristiques des séparateurs étaient moins favorables dans les structures plus linéaires que les structures plus compactes des blocs résiduels.

La martre d'Amérique (*martes americana*) est connue comme une espèce associée aux vieilles forêts résineuses. Au Québec, les forêts de conifères matures constituent la principale composante expliquant l'étendue du domaine vitale des martres (Potvin et al. 2000). Son domaine vital varie entre 260 ha et 740 ha et serait dépendant de la quantité de vieilles forêts accessibles. Les paysages contenant moins de vieilles forêts résineuses supporteraient moins de martre.

On considère que les blocs de forêts résiduelles de 15 ha et plus sont suffisants pour soutenir la martre après une perturbation (Chapin et al. 1998). À l'inverse, les lisières forestières de 100 mètres et moins sont très peu utilisées par la martre et constituent donc un environnement peu attrayant pour cette espèce (Hargis et al. 1999). Malgré cela, elle peut tout de même traverser des milieux ouverts de 60 à 200 mètres pour se rendre à un environnement plus favorable d'habitat (LaRue 1993).

Pour les plus grands mammifères tel l'original (*Alces alces*), les besoins en forêts résiduelles semblent être plus importants. Courtois et al. (2002) ont étudié différentes grosseurs de blocs résiduelles pour réaliser que les blocs laissés après une CMO, variant de 20 à 50 ha, ne sont pas attractifs pour les orignaux. Selon Eason (1989), les blocs de plus de 70 ha auraient une bonne densité d'orignaux. L'étude de Potvin et al. (1999) conclut aussi que les plus gros blocs de forêts résiduelles variant de 50 à 100 ha devraient être bénéfiques pour l'original. Aussi, ce mammifère préfère les endroits où il y a un mélange de couvert et d'alimentation. Ainsi, on le retrouve souvent dans le premier 100 mètres d'une forêt résiduelle aux abords d'une coupe (Courtois et al. 2002).

Le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) est une espèce généraliste pouvant s'adapter à plusieurs types de milieux forestiers. Cependant, il préfère des conditions où il y a un entremêlement entre des zones d'interfaces entre l'abri et la nourriture. Pour cette raison, leur présence sera maximisée dans un contexte où l'effet de bordure entre les coupes et les petits peuplements est maximisé. Il est nécessaire que les superficies traitées et les superficies en forêts résiduelles soient de dimensions restreintes. Ainsi, un peuplement forestier homogène ou un parterre de coupe en régénération, supérieur à 5 ha, n'est que partiellement utile au cerf (Hébert et al. 2013). De plus, les modalités associées à l'aménagement des ravages du cerf assurent une protection à la période critique hivernale pour cet animal. Les pratiques forestières sont en effet adaptées afin de conserver des peuplements de couvert résineux et de maintenir des structures forestières nécessaires à la survie des cervidés pendant les mois hivernaux (Hébert et al. 2013).

Faune aviaire :

La superficie minimale de forêt nécessaire pour maintenir la présence de la faune aviaire est très variable selon l'espèce étudiée. Cependant, il semble y avoir un consensus à l'effet que les fragments de moins de 10ha dans l'est de l'Amérique du Nord ne supportent que peu ou pas d'espèces d'oiseaux (Freekmark et Collins 1992, Venier 2014).

Pour les forêts résiduelles de moins de 10ha, les espèces associées à la forêt d'intérieur telles que la paruline à gorge noire (*setophaga virens*) et la paruline à collier (*setophaga americana*) sont absentes alors qu'elles se retrouvent dans les fragments de plus de 13 ha. D'autres études citées dans Ferron et St-Laurent (2013) affirment que la taille des massifs fonctionnels serait plutôt de l'ordre de 18 ha à 50 ha et qu'il serait préférable d'avoir des forêts résiduelles de 85ha à 300ha. La grandeur optimale selon Darveau et al. 1999 varie entre 250 ha et 300ha pour certains passereaux (*passer sp.*). Dans la même étude, l'auteur suggère des blocs de 200 ha à 300ha qui serait à la fois favorable pour les oiseaux résidents et les oiseaux migrants néotropicaux. Toutefois, dans cette même étude, on suggère que les blocs de forêt résiduelle entre 20 ha et 60 ha sont meilleurs que les séparateurs de coupe de 60m.

Comme mentionné, les besoins de la faune aviaire en matière de superficie est très variable selon l'espèce. Les auteurs s'entendent pour dire qu'idéalement les forêts résiduelles devraient avoir de 200 à 300 ha, mais que les besoins minimaux semblent être maintenus à une valeur se situant autour de 50ha.

Besoins généraux pour la conservation de la biodiversité

Afin de reproduire les structures laissées par les perturbations naturelles, Dragotescu (2008) suggère d'agrandir la taille des forêts résiduelles laissées en après coupe pour qu'elles soient plus représentatives des structures résiduelles laissées après une perturbation naturelle. Aussi, pour plusieurs espèces, les forêts

résiduelles de plus grande superficie permettraient d'offrir – à l'échelle du paysage perturbé – une représentation de forêt d'intérieur plus intéressante. La forêt d'intérieur est définie comme étant la forêt à l'intérieur de laquelle les effets des conditions environnementales existant en bordure ne se font plus sentir sur les espèces floristiques et fauniques (Déry et al. 2008). Plus la taille d'une forêt résiduelle est élevée plus la forêt d'intérieur augmentera. Selon Kremsater et al. (2008), à moins de 7ha, le bloc est considéré comme une mesure de rétention et ne peut pas contenir des conditions de forêt d'intérieur étant donnée sa petite superficie.

Les études au sujet de la grandeur minimale à respecter pour préserver un minimum de biodiversité serait de l'ordre de 10 ha (Darveau et al. 2001, Vézina 2009), mais cette superficie n'est pas suffisante pour maintenir la biodiversité à long terme (Darveau et al. 2001).

Afin de maximiser la quantité de forêt d'intérieur, on recommande que la forme des blocs de forêt résiduelle dans les interventions forestières se rapproche du cercle ou du carré. Les ouvertures par les chemins et par la coupe ne devraient pas être permises dans les forêts résiduelles et surtout dans les forêts d'intérieur parce qu'elles créent un effet de bordure (Wilcove et al. 1986).

De plus, on suggère de remplacer les structures de forêts résiduelles actuelles, tels les séparateurs de coupe, par des forêts résiduelles de type îlots à l'intérieur des coupes afin de s'inspirer des forêts résiduelles laissées par les feux (Dragotescu 2008).

7.2 Proportion de rétention à conserver lors des interventions forestières

Qu'en est-il de la quantité de forêt résiduelle à conserver à l'échelle des chantiers ?

Dragotescu (2008) a montré que les feux de 100 ha et plus laissent intact de 7 à 19 % de la superficie forestière dans les aires brûlées, avec une moyenne de 11%. Bergeron et al. (2001) ont montré que la proportion de zones faiblement atteinte par la perturbation peut être jusqu'à 50 % (Bergeron et al. 2001).

La proportion de rétention tend à augmenter avec la superficie de la perturbation. Dragotescu (2008) estime qu'un ratio résiduel moyen de 30% (en superficie) peut être un bon compromis entre une quantité de peuplements résiduels suffisante pour assurer un rôle écologique important et une productivité en bois assez élevée pour la récolte.

7.2.1 Coupe partielle

Les proportions proposées dans la section précédente correspondent à des valeurs associées des régimes perturbations sévères tel le feu où les forêts résiduelles sont regroupées en blocs de différentes grandeurs et de formes. Les perturbations partielles tels les chablis partiels et les épidémies de tordeuses des bourgeons de l'épinette (TBE) peuvent créer des conditions se rapprochant des coupes partielles (jardinage, coupe progressive irrégulière, etc.). Voici quelques études permettant d'identifier certains seuils à ne pas franchir afin d'éviter la perte d'espèces et de biodiversité.

Micros mammifères :

Dans leur étude sur les micros mammifères, Fuller et al. (2004) ont conclu que les coupes partielles ayant minimalement 13 m²/ha de surface terrière résiduelle permettent de maintenir un habitat de qualité pour

plusieurs de ces espèces. Le même constat a été établi lors d'une revue de littérature pan canadien où Venier et al. (2014) estiment que malgré la modification de certains attributs tels la réduction des chicots, la modification de la composition et de la densité du couvert, les coupes partielles permettent de conserver des densités de souris et de campagnols à des niveaux comparables à ceux forêts mixtes matures.

Amphibiens

De leur côté, Blomquist et Hunter (2010) ont trouvé que le maintien d'un couvert de canopée de 50 % permet aux grenouilles des bois de continuer à utiliser la forêt après la coupe.

Faune aviaire

Dans une analyse sur plusieurs espèces aviaires dans différentes forêts boréales mixtes en Amérique du Nord, la faune aviaire n'est pas ou peu affectée lorsque le couvert reste au-dessus de 70 % après une coupe partielle bien que l'abondance de quelques espèces peut subir un déclin de 25%. Cependant, lors d'une réduction en deçà de 50% du couvert, plusieurs espèces subissent des réductions importantes de leur abondance (Vanderwel et al. 2007).

7.3 Connectivité : la répartition des forêts résiduelles

La fragmentation est un concept relativement nouveau pour la forêt mixte boréale (Doyon 2002a). On l'associe souvent à des corridors permettant le déplacement des espèces entre deux habitats adéquats. Ces corridors peuvent être constitués de forêts continues ou bien d'îlots servant de refuge temporaire (« stepping stones ». En forêt, les perturbations totales récentes et le réseau routier constituent des entraves au déplacement des espèces.

La forêt résiduelle dans les coupes forestières favorise la connectivité avec les plus grands massifs de forêt d'intérieur en marge des grandes coupes. Afin de se déplacer à l'intérieur des coupes, les espèces utilisent le principe des pas japonais ou « stepping stones ». Cette approche fait référence à une succession de blocs de forêt non connectés, mais qui sont suffisamment proches les uns des autres pour permettre à certaines espèces de s'y réfugier et de se déplacer. Il s'agit d'un « passage » permettant à une espèce de se rendre à un habitat plus adéquat adapté à sa survie (Wikipedia 2017).

Les études analysant la configuration de la forêt résiduelle après feu laissent entrevoir qu'il y a une toujours une présence de forêt résiduelle à proximité de la matrice continue forestière. Selon Kafka et al. (2001) en Abitibi dans la forêt résiduelle, au moins 50% des zones sévèrement brûlées sont à moins de 200 mètres d'une zone non brûlée ou faiblement brûlée. Ebberhart et Woodard (1987) ont fait une étude similaire en Alberta où ils ont identifié la distance moyenne des zones perturbées d'un feu à la plus proche forêt résiduelle. Les îlots de forêt résiduelle dans un feu de superficie variant de 20 à 40 ha sont généralement à moins de 300 mètres de la forêt résiduelle; pour les feux de superficies de 41 à 200 ha, les forêts résiduelles sont rarement à plus de 500 mètres; pour les feux entre 2000 et 20000 ha, les îlots sont généralement à plus de 500 mètres d'une forêt résiduelle.

De son côté, l'Ontario a développé une approche permettant de s'assurer d'une répartition sur tout le territoire de coupe. Pour les parterres de coupe de plus de 100 ha, des îlots de forêt résiduelle de 3 à 5 ha devraient être placés à tous les 400 mètres (Monkkonen 1999). En forêt boréale Gauthier et Vaillancourt (2008) suggèrent de préserver une distance maximale en deçà de 700 mètres.

La configuration des forêts résiduelles dans les coupes peut limiter la dispersion des plantes et des animaux. Les valeurs moyennes de dispersion lorsqu'on propose les distances maximales à conserver entre les forêts résiduelles peuvent se résumer selon les différents groupes étudiés.

Faune aviaire

Pour la faune aviaire, les valeurs de dispersions possibles sont très variables d'une espèce à l'autre. Cette distance varie de 1,3 km à 2,9 km (Betts et al. 2006). On rappelle dans certaines études de Venier (2014) que les oiseaux vont avoir tendance à survoler des zones boisées plutôt que des zones récemment perturbées.

Mammifères

L'analyse de la connectivité montre que les animaux à faible capacité de déplacement (50m) utilisant les coupes récentes telle la souris sauteuse des bois (*napaeozapus insignis*), seront plus limités au niveau de la connectivité qu'un animal comme l'orignal ou le chevreuil. En effet, ces derniers animaux ont une capacité de déplacement plus importante (1000m) en plus de pouvoir utiliser les coupes pour se nourrir (Doyon 2002a).

En se basant sur l'aire de répartition de la faune en forêt mixte boréale, Sougavinsky et Doyon (2005) suggèrent des distances maximales entre 150 mètres à 400 mètres à parcourir afin d'atteindre un couvert d'abri, de fuite ou thermique. Ces distances peuvent changer en fonction des besoins d'une espèce faunique particulière ou de la probabilité qu'un animal soit aperçu par un homme.

Dispersion des semences d'arbres

Afin de minimiser les efforts de régénération après coupe, il est important de favoriser la régénération naturelle. Toutefois, la régénération préétablie peut être insuffisante afin d'assurer le retour d'un couvert semblable à celui coupé. Les semenciers laissés sur pied dans les parterres de coupe peuvent assurer une partie de cette recolonisation à condition qu'ils soient bien répartis dans l'assiette de coupe afin de permettre une distribution uniforme des semences.

Tout dépendant de l'espèce d'arbre, les semences ont une dispersion qui varie de 60 mètres pour le thuya (*thuja occidentalis*) à 200 mètres pour le peuplier (*populus sp.*) (Sims et al.1990). Dans les peuplements purs de conifères, la dispersion des graines se fait rarement au-delà de 250 mètres. En forêt boréale, on remarque un déclin marqué du stocking à partir de 150 mètres de la lisière d'arbres (Greene et al. 1999).

Dispositions générales

Au niveau de la disposition spatiale de la rétention, il est suggéré d'utiliser l'approche «de ne pas faire la même chose partout » (D'Eon et Serrouya 2005). Ferron et St-Laurent (2013) considèrent qu'aucune stratégie uniforme de dispersion de la forêt résiduelle ne devrait être appliquée à la totalité de la forêt boréale et qu'une modulation des approches de dispersion est nécessaire afin de prendre en compte tous les enjeux de l'exploitation forestière, qu'ils soient économiques, sociaux ou environnementaux.

7.3.1 Réseau routier

L'impact environnemental des routes est bien connu et documenté (Forman et al. 1997). La sédimentation dans les cours d'eau, l'obstruction de l'écoulement naturelle des bassins versants, les pertes de superficies productives et la fragmentation des habitats sont d'importantes conséquences de la présence des chemins. La fragmentation créée par le réseau routier constitue une des plus grandes problématiques qui réduit la connectivité. L'empreinte du réseau routier couvre maintenant l'ensemble du territoire de la sapinière à bouleau jaune et constitue donc une barrière à la circulation des espèces sur le territoire (Doyon 2001a). Trois facteurs principaux sont responsables de cette libre circulation des espèces faunique et floristiques (Forman et al. 1997) : la densité du réseau routier, la zone effective d'impact et la fréquence des véhicules.

Densité du réseau routier

La densité du réseau routier est un indicateur utile pour mesurer l'impact écologique du réseau routier à l'échelle du paysage. Cet indicateur a été associé à la fragmentation des populations qui deviennent plus sujettes à la fluctuation démographique, au croisement d'animaux de même souche, à la perte de diversité génétique et la disparition locale de certaines espèces (Forman et Hersperger 1996).

Forman et al. (1997) ont observé que la présence des gros mammifères (l'ours et le loup) diminue lorsque le seuil $> 0,6\text{km}/\text{km}^2$ est dépassé. En Colombie-Britannique, on recommande que la densité du réseau routier soit maintenue à moins de $0,75\text{ km}/\text{km}^2$ pour maintenir les grands carnivores tout en considérant le type de route, le volume du trafic, et la largeur du chemin (Forest Practices Board, 2015). Ce seuil suggéré peut être modulé selon l'importance des chemins présents pour l'évaluation. Par exemple, on tolérera une plus grande densité routière si ceux-ci sont des chemins de récolte utilisés temporairement.

La zone effective d'impact

L'impact négatif d'un chemin ne se limite pas seulement à la présence physique de la route. Un effet de bordure est aussi créé par la circulation de véhicules qui réduit la qualité de l'habitat selon un gradient en fonction de la distance de la route. On peut donc résumer la cause de l'impact négatif à deux variables : la circulation (quantité de véhicules) et la présence physique du chemin (barrière physique pour la circulation des espèces, détérioration du réseau hydrologique, sédimentation, perte de superficie productive) (Daigle 2010).

L'impact négatif lié à la circulation sur les routes est fonction de la vitesse et du trafic (Forman et Alexander 1998). On peut imaginer qu'un chemin d'accès où la fréquence de véhicule et la vitesse de circulation sont plus élevées a beaucoup plus d'impact qu'un chemin de récolte où l'utilisation est limitée à extraire la ressource (chemins de récolte) pour quelques années et où la vitesse de déplacement des véhicules est moindre.

Même si les chemins de classes inférieures ont moins d'impact, Shanley et Pyare (2011) ont observé que même les sentiers de VTT ont un impact sur la distribution des orignaux. L'occurrence d'orignaux diminue lorsqu'il y a un sentier à moins de 500 mètres pour le mâle et à moins de 1000 mètres pour la femelle.

La martre, quant à elle, ne serait pas particulièrement dérangée par la présence de routes, même celles plus fréquentées servant d'accès au territoire. Ce constat est contre-intuitif considérant que cette espèce est souvent associée à des forêts matures d'intérieur (Chapin et al. 1998).

Ortega et Capen (2001) ont quant à eux étudié l'effet des chemins sur la présence de plusieurs espèces d'oiseaux, incluant plusieurs types de paruline (*parulidae sp.*). Ils ont remarqué que la réaction des espèces est très variable. Aussi, selon les espèces, la distance à un chemin ayant un effet se situe entre 50 à 150 mètres.

Pour la végétation, Watkins et al. (2003) observent que pour les routes gravelées d'environ 7 mètres de surface de roulement, les conditions "d'intérieur" sont atteintes pour les communautés de plantes à une distance de 15 mètres de l'emprise du chemin.

La barrière physique des chemins limite surtout les petits mammifères et insectes ayant une capacité limitée de dispersion. Les chemins représentent une entrave à partir d'une largeur de 2,5 mètres (Forman et Alexander 1998). Pour les micromammifères (souris et campagnol), cette largeur augmente légèrement et se situe entre 6 à 15 mètres. Le même genre de résultats ont été observé en Australie où 10 mètres constituait une barrière pour les mammifères (Andrews 1990).

Tel que vu précédemment, le manque de connectivité peut devenir un important facteur lorsqu'on étudie la présence et le déplacement des espèces. Afin de minimiser ces impacts, les aménagistes devront s'assurer de ne pas appliquer des mesures uniformisant les paysages et de limiter le développement du réseau routier.

7.4 Dimension et distance des chantiers

Doyon (2002 a) suggère qu'il est primordial de reconnaître le régime de perturbations naturelles comme étant le régime de base à reproduire. Dans le régime de perturbations naturelles, les distances et les superficies couvertes par les perturbations sont très variées et aléatoires. L'augmentation de la variabilité en superficie et en distance entre les chantiers de coupes permettrait donc de s'approcher d'un paysage de structure naturelle (Tittler 2010). Puettman et al. (2009) suggèrent qu'une gestion forestière inspirée des perturbations naturelles et offrant une diversité dans la taille, la dispersion et l'intensité des prélèvements ligneux, pourrait assurer le maintien d'une matrice forestière structurellement complexe, structure permettant une plus grande résilience.

De façon générale, les coupes plus grandes séparées par de plus grandes distances permettraient de minimiser la fragmentation du territoire (Dragotescu 2008). Cependant, il n'est pas recommandé que les coupes soient aussi grandes que les feux puisque cette approche ne serait pas socialement acceptable. De plus, elle pourrait aussi être dangereux en termes écologiques puisque les feux, et surtout les grands feux, risquent de continuer à se produire naturellement dans le paysage (Tittler 2010). Plusieurs auteurs (Bergeron et al. 2002, Tittler 2010) suggèrent, pour la sapinière à bouleau jaune, de ne pas s'inspirer des très grands feux pour la planification mais plutôt des feux variants entre 265 et 15 000 ha.

Si l'objectif est de s'approcher d'un patron plus naturel à l'échelle du paysage, on devrait généralement viser une grande coupe par chantier d'opération au lieu de plusieurs petites coupes. Pour éviter l'homogénéisation de la structure du paysage, il est aussi recommandé de varier les tailles des coupes (Doyon 2002 b).

De plus, les coupes devraient avoir des bordures sinueuses plutôt que linéaires, permettant ainsi de réduire les chances de chablis. Il y a moins de pertes par le chablis dans les agglomérations de coupe que dans un régime où il y a plusieurs coupes dispersées étant donné que moins de lisières exposées aux vents sont présentes par rapport à la superficie récoltée (Larouche et al. 2007).

Afin de s'inspirer aussi des épidémies de TBE qui sont très présentes dans la sapinière à bouleau jaune, il faudrait aussi maintenir de petites coupes totales (moins de 5 ha), des coupes partielles et des coupes irrégulières dans les paysages (Tittler 2010).

7.5 Proportion des superficies en forêts fermées non récoltées au niveau du paysage

Qu'en est-il de la quantité de forêts fermées à conserver à grande échelle? Price et al. (2009) ont trouvé que peu d'espèces étaient affectées lorsque plus de 60 % des forêts fermées étaient conservées. En deçà de ce seuil, ils ont observé une disparition progressive du nombre d'espèces présentes. À moins de 30% de forêts fermées, environ 2/3 des espèces atteignent un seuil critique de disparition. Selon Rompré et al. (2010), le seuil minimal serait de 40 % en deçà duquel il devient difficile d'assurer la conservation de la biodiversité.

En plus de conserver un minimum de forêts fermées, Fisher et Wilkinson (2005) suggèrent de mettre l'emphase sur le type de forêt à maintenir pour assurer une diversité de mammifère dans le paysage. En maintenant une variété de stades d'âges et de types forestiers dans le paysage, les auteurs suggèrent que plusieurs types d'assemblage d'espèces associés à ces différents états seront conservés.

7.6 Synthèse

Ce dernier chapitre présente cinq indicateurs en lien avec la configuration spatiale des interventions forestières. Le Tableau 1 permet de faire ressortir les principaux constats pour chacun des indicateurs.

Tableau 1 Résumé des principaux éléments à considérer en lien avec les indicateurs de configuration spatiale des interventions forestières

| Indicateurs | Constats de certaines études |
|------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Dimension et forme des blocs de forêt résiduelle | <ul style="list-style-type: none"> • Les blocs de forêt résiduelle de plus grandes dimensions devraient avoir des formes qui favorisent le maintien des caractéristiques de forêt d'intérieur. • Ceux-ci devraient être de forme circulaire ou carrée. • Une superficie d'au moins 50 ha est à favoriser pour préserver la plupart des espèces à long terme. • L'hétérogénéité de la grandeur des blocs est à favoriser. |
| Proportion de superficies des blocs de forêt résiduelle | <ul style="list-style-type: none"> • Garder une proportion de forêt résiduelle variant de 11 à 30%. |
| Connectivité - entre blocs de forêt résiduelle - influence du réseau routier | <ul style="list-style-type: none"> • On doit assurer une connectivité entre les grands blocs de forêt résiduelle (>50 ha) à l'aide de plus petites structures variant de 5 à 50 ha bien réparties dans le paysage. • Effet des chemins sur la présence est très variable selon l'espèce. • Afin de minimiser ces impacts, les aménagistes devront limiter le développement du réseau routier. |
| Dimension des chantiers et espacement entre les chantiers | <ul style="list-style-type: none"> • La grandeur des coupes devrait être variable afin d'imiter l'impact de la TBE ou des feux. • Utiliser de grandes coupes agglomérées plutôt que plusieurs petites coupes. • Utiliser des tailles variables de coupe variant de quelques centaines à quelques milliers d'hectares. • Établir des petites coupes (environ 5ha) dans les chantiers pour s'inspirer des perturbations à plus petite échelle. • Avoir des distances entre les chantiers plus grandes et plus variées. • Éviter les patrons homogènes. |
| Conservation de forêts non récoltées | <ul style="list-style-type: none"> • Le pourcentage minimum de forêt fermée à conserver dans le paysage, varie de 30% à 60%. • Un seuil minimal de 30% de forêt fermées devrait être respecté. |

8 Conclusion

La revue de littérature a permis d'approfondir les connaissances sur les fondements scientifiques de la répartition spatiale des perturbations dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune. Selon les études scientifiques, de reproduire certaines caractéristiques spatiales liées aux perturbations naturelles permettrait d'assurer une meilleure résilience de la sapinière après intervention forestière.

La sapinière à bouleau jaune est un écosystème complexe avec un régime de perturbation diversifié. En plus du régime de feux présent sur le territoire, une dynamique à plus petite échelle (TBE, chablis partiel, microtrouées) permet le maintien d'une forêt hétérogène au niveau de la structure et de la composition.

L'approche par compartiments d'organisation spatiale (COS) présentement en élaboration pour la sapinière à bouleau jaune semble être une bonne avenue afin d'introduire les différents constats abordés dans ce document. Cette approche vise à agglomérer les coupes en plus grandes superficies tout en maintenant des blocs de forêt résiduelle (BFR) de superficies variées dans le chantier.

D'ailleurs deux projets ont déjà été réalisés afin d'étudier la faisabilité d'une telle approche. Les résultats démontrent bien qu'il est possible à la fois d'atteindre des objectifs écologiques proposés dans la revue de littérature, mais aussi d'atteindre des objectifs d'ordre social et économique. La dérogation au RNI à l'endroit de la CMO actuellement en cours permettra de réaliser des essais terrain nécessaires à la validation de cette approche.

9 Littératures citées

Alvarez, E. Influence d'un siècle de récolte forestière sur la forêt mélangée tempérée de la Mauricie. -172. 2009. Université Laval. Ref Type: Thesis/Dissertation

AMBSQ. 2000. Mémoire sur le projet de loi no. 136 modifiant la Loi sur les forêts et d'autres dispositions législatives, présenté par l'Association des manufacturiers de bois de sciage du Québec. Annexe 2. p. 87-91.

Andison, D. W. 2003. Collection of natural disturbance quicknotes, Foothills Model Forest, Hinton, Alberta, 35 p.

Andison, D. W. 2004. Island remnants on foothills and mountain landscapes of Alberta. Part II on residuals. Alberta Foothills Disturbance Ecology Research Series, Report no 6, Foothills Model Forest, Hinton, Alberta, 41 p.

Andrews, A. 1990. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Zoologist*, 26(3-4), 130-141.

Aplet, G.H. and Keeton, W.S. 1999. Application of historical range of variability concepts to biodiversity conservation. *Practical approaches to the conservation of biological diversity*. pp.71-86.

Archambault, L. Morissette, J. and Bernier-Cardou, M. 1997. Succession forestière après feu dans la sapinière à bouleau jaune du Bss-Saint-Laurent, Québec. *For. Chron.* 6 :702-710.

Bayne, E.M., and Hobson, K.A. 1998. The effects of habitat fragmentation by forestry and agriculture on the abundance of small mammals in the southern boreal mixedwood forest. *Can. J. Zool.* 76(1): 62-69. doi:10.1139/z97-171.

Belle-Isle, J. and Kneeshaw, D. 2007. A stand and landscape comparison of the effects of a spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) outbreak to the combined effects of harvesting and thinning on forest structure. *Forest Ecology and Management*, 246(2), pp.163-174.

Bérard, J.A., 1996. Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval. Québec. 1428p.

Bergeron, Y., Denneler, B., Charron, D. and Girardin, M.P. 2002. Using dendrochronology to reconstruct disturbance and forest dynamics around Lake Duparquet, northwestern Quebec. *Dendrochronologia*, 20(1), pp.175-189.

Bergeron, Y., Cyr, D., Drever, C.R., Flannigan, M., Gauthier, S., Kneeshaw, D., Lauzon, È., Leduc, A., Goff, H.L., Lesieur, D. and Logan, K. 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *Canadian journal of forest research*, 36(11), pp.2737-2744.

Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P. and Lesieur, D. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(3), pp.384-391.

Betts, M. G., Zitske, B. P., Hadley, A. S., et Diamond, A. W. 2006. Migrant forest songbirds undertake breeding dispersal following timber harvest. *Northeastern Naturalist*, 13(4), 531-536.

- Blomquist, S.M. and Hunter Jr, M.L., 2010. A multi-scale assessment of amphibian habitat selection: wood frog response to timber harvesting.
- Bois, G. 2009. Impacts à moyen et long terme des éclaircies commerciales sur le lièvre d'Amérique en forêt boréale. Mémoire de maîtrise en biologie, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 53 p.
- Bormann, F.H. and Likens, G.E. 1979. Catastrophic Disturbance and the Steady State in Northern Hardwood Forests: A new look at the role of disturbance in the development of forest ecosystems suggests important implications for land-use policies. *American Scientist*, 67(6), pp.660-669.
- Bouchard, M., Kneeshaw, D. and Bergeron, Y., 2005. Mortality and stand renewal patterns following the last spruce budworm outbreak in mixed forests of western Quebec. *Forest Ecology and Management*, 204(2), pp.297-313.
- Bouchard, M., D. Kneeshaw, D. Grenier, G. Reyes, V. D'Aoust, P. Lefort, D. Senecal, Y. Bergeron, B. Harvey et S. Gauthier. 2003. Caractérisation des régimes de perturbations naturelles dans la sapinière à bouleau jaune du Témiscamingue. Rapport remis à Tembec.
- 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(6), pp.1621-1633.
- Bouffard, D., Forget, É. et F. Doyon. 2003. Historique et dynamisme écologique de la végétation forestière de la réserve faunique Rouge-Matawin de 1930 à nos jours. (Version 1.0). Rapport scientifique. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue. 113 p.
- Boulanger, Y. and Arseneault, D. 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(5), pp.1035-1043.
- Bunnell, F. L. 1995. Forest-Dwelling Vertebrate Faunas and Natural Fire Regimes in British Columbia: Patterns and Implications for Conservation. *Conservation Biology*. 9: 636–644. doi:10.1046/j.1523-1739.1995.09030636.x
- Chapin, T. G., Harrison, D. J., & Katnik, D. D. 1998. Influence of landscape pattern on habitat use by American marten in an industrial forest. *Conservation Biology*, 12(6), 1327-1337.
- CFHL (Coopérative forestière des Hautes-Laurentides). 2008. Plan général d'aménagement forestier PGAF 2008-2013, UAF 64-51. [En ligne], <http://www.cfhl.qc.ca/pdf/pgaf6451.pdf>, document consulté le 18 janvier 2012.
- Courtois, R., Dussault, C., Potvin, F., & Daigle, G. 2002. Habitat selection by moose (*Alces alces*) in clear-cut landscapes. *Alces*, 38, 177-192.
- Courtois, R. J.-P. OUELLET, and B. GAGNÉ. 1998. Characteristics of cutovers used by moose (*Alces alces*) in early winter. *Alces* 34:201-211.
- Cumming, S.G. 2001. Forest type and wildfire in the Alberta boreal mixedwood: what do fires burn? *Ecol. Appl.* 11(1): 97–110.

- Daigle, P. 2010. A summary of the environmental impacts of roads, management responses, and research gaps: A literature review. *Journal of Ecosystems and Management*, 10(3).
- Dallaire, S. et S. Légaré. 2011. Portrait de la forêt préindustrielle : sapinière à bouleau jaune de l'Ouest, région écologique 4b – Coteaux du réservoir Cabonga. Tembec – Gestion des ressources forestières, La Sarre (Québec), 25 p.
- Darveau, M., M. Boulet et L. Bélanger. 1999. Wildlife use of landscapes resulting from different management strategies in the boreal black spruce forest. The Landscape Structure and Biodiversity Project (LSBP): Avian response. SFM Network Project: Project report 1999-29.
- Darveau, M., Labbé, P., Beauchesne, P., Bélanger, L., & Huot, J. 2001. The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. *Forest Ecology and Management*, 143(1), 95-104.
- DeLong, S.C., Fall, A., Sutherland, G.D. 2004. Estimating the impacts of harvest distribution on road-building and snag abundance. *Can. J. For. Res.* 34: 323–331
- DeLong, S. C. et Tanner, D. 1996. «Managing the pattern of forest harvest: lessons from the wildfire». *Biodiversity and Conservation*, vol. 5, no 10, p. 1191-1205.
- D'Eon, R.G. and Serrouya, R. 2005. Mule deer seasonal movements and multiscale resource selection using global positioning system radiotelemetry. *Journal of Mammalogy*, 86(4), pp.736-744.
- Déry, S., et autres, 2008. Guide de préparation et d'analyse des plans annuels d'intervention forestière de 2009-2010 - Mesures associées aux dérogations à la coupe en mosaïque, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 68 p.
- Doyon, F., Bouffard, D. 2009. Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise. Québec, pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, p. 63.
- Doyon, F. et Bouffard, D. 2008 Étude sur le bois mort, les microsites et la régénération après chablis catastrophiques dans les érablières du Témiscamingue . Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Québec.
- Doyon, F. 2002 a. Évaluation de différents régimes de répartition spatiale des coupes sur la rentabilité forestière et sur la connectivité des habitats. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue. Rapport Volet I. 100 p.
- Doyon, F. 2002 b. Évaluation de différents régimes de répartition spatiale de coupes sur la biodiversité, le dérangement sonore et la rentabilité économique dans la Réserve Faunique Rouge-Matawin. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue. Rapport Volet I. 127 p.
- Doyon, F., et B. Lafleur. 2004. Caractérisation de la structure et du dynamisme des peuplements mixtes à bouleau jaune : pour une sylviculture irrégulière proche de la nature. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue (IQAFF). Rapport technique. 59 p. + 3 annexes.

- Doyon, F. et S. Sougavinski. 2002. Caractérisation du régime de perturbations naturelles de la forêt feuillue du nord-est de l'Amérique du nord. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Québec.
- Dragotescu, I. 2008. Étude comparative des peuplements forestiers après feux et après coupes dans la forêt boréale mixte en Mauricie et au Témiscamingue.
- Drever, C.R., Peterson, G., Messier, C., Bergeron, Y. and Flannigan, M. 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience?. *Canadian Journal of Forest Research*. 36(9), pp.2285-2299.
- Eason, G. 1989. Moose response to hunting and 1-km² block cutting. *Alces* 25:63-74.
- Eberhart, K. E. et Woodward, P. M. 1987. «Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 17, no 10, p. 1207-1212.
- Favreau, J. et J.-F. Gingras, 2000. La coupe mosaïque : une analyse des facteurs susceptibles d'influencer le coût de récolte. *Inst. Can. Rech. Génie For. (FERIC)*, Pointe-Claire, Qc. 5p.
- Ferron, J., Potvin, F. and Dussault, C. 1998. Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest. *Canadian journal of forest research*, 28(9), pp.1335-1343.
- Ferron, J. et St-Laurent, M. 2013. L'importance de la forêt résiduelle pour conserver les communautés fauniques dans des paysages boréaux perturbés par la coupe forestière.. *Vertigo*. 6. 1-8. 10.4000/vertigo.4227.
- Fisher, J. T. and Wilkinson, L. 2005. The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal Review*, 35: 51–81.
- Forest Practices Board. 2015. Access Management and Resource Roads: Update. Special Report. British Columbia. FPB/SR/49. 51 p.
- Forman, R. T., & Alexander, L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics*, 29(1), 207-231.
- Forman, R.T.T., Friedman, D.S., Fitzhenry, D., Martin, J.D., Chen, A. S., Alexander, L.E. 1997. Ecological effects of roads: Towards three summary indices and an overview for North America. *Habitat fragmentation & infrastructure – proceedings*. 54 p
- Forman, R. T., & Hersperger, A. M. 1996. Road ecology and road density in different landscapes, with international planning and mitigation solutions (No. FHWA-PD-96-041).
- Franklin, J.F., 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes?. *Ecological applications*. 3(2), pp.202-205.
- Freemark, K. E. and Collins, B. 1992. Landscape ecology of birds breeding in temperate forest fragments. *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, pp. 443–454.
- Frelich, L.E. and Lorimer, C.G. 1991. Natural disturbance regimes in hemlock-hardwood forests of the upper Great Lakes region. *Ecological monographs*. 61(2). pp.145-164.

- Fuller, A. Harrison, D. Lachowski, H. 2004. Stand scale effects of partial harvesting and clearcutting on small mammals and forest structure, In *Forest Ecology and Management*, Volume 191, Issues 1–3, 2004, Pages 373-386, ISSN 0378-1127.
- Gauthier, S., Bergeron, Y. and Simon, J.P. 1996. Effects of fire regime on the serotiny level of jack pine. *Journal of Ecology*, pp.539-548.
- Gingras, J.-F. 1997. La coupe rase avec blocs résiduels ou avec séparateurs de coupe : une analyse économique comparative. *Inst. Can. Rech. Génie For. (FERIC), Pointe-Claire, Qc. FT-263*,. 8 p.104
- Godbout, G. et J. Ouellet, 2010. Fine-scale habitat selection of American marten at the southern fringe of the boreal forest. *Écoscience*, 17: 175–185. BioOne, Google Scholar
- Gasaway, W.C., Dubois, S.D. and Harbo, S.J. 1985. Biases in aerial transect surveys for moose during May and June. *The Journal of wildlife management*, pp.777-784.
- Gauthier, S., et Vaillancourt, M. A. 2008. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Puq.
- Gluck, M.J. and Rempel, R.S. 1996. Structural characteristics of post-wildfire and clearcut landscapes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 39(1), pp.435-450.
- Greene, D.F. and Johnson, E.A. 2000. Tree recruitment from burn edges. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(8), pp.1264-1274.
- Greene, D.F., Zasada, J.C., Sirois, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Charron, I. and Simard, M.J. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(6), pp.824-839.
- Grenier, D.J., Bergeron, Y., Kneeshaw, D. and Gauthier, S. 2005. Fire frequency for the transitional mixedwood forest of Timiskaming, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*. 35(3), pp.656-666.
- Gucinski, H., Furniss, M., Ziemer, R., Brookes, M. 2001. *Forest roads: a synthesis of scientific information*. Gen. Tech. Rep. PNWGTR-509. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 103 p.
- Hargis, C.D., Bissonette, J. and Turner, D.L. 1999. The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens. *Journal of applied Ecology*, 36(1), pp.157-172.
- Hébert, F., M. Hénault, J. Lamoureux, M. Bélanger, M. Vachon et A. Dumont. 2013. *Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie*, 4e édition, ministère des Ressources naturelles et ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 62 p.
- Hébert, R. and Huot, J. 2009. Gap dynamics in Balsam Fir, *Abies balsamea*-Yellow Birch, *Betula alleghaniensis*, forests of Québec. *The Canadian Field-Naturalist*, 123(2), pp.117-125.
- Hodgson, J.A., Moilanen, A., Wintle, B.A. and Thomas, C.D., 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), pp.148-152.

- Holling, C. S. 1992. Cross-Scale Morphology, Geometry, and Dynamics of Ecosystems. *Ecological Monographs*. 62: 447–502. doi:10.2307/2937313
- Hunter, M.L. Jr. 1993. Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests. *Biological Conservation*. Volume 65. Issue 2. 1993. Pages 115-120. ISSN 0006-3207. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90440-C](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90440-C).
- Jackson, S.T. and Hobbs, R.J. 2009. Ecological restoration in the light of ecological history. *Science*. 325(5940). pp.567-569.
- Kafka, V., Gauthier, S. and Bergeron, Y. 2001. Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Quebec. *International Journal of Wildland Fire*, 10(2), pp.119-127.
- Kneeshaw, D., D. Grenier, E. Lauzon, I. Idragot, S. Barlow, L. Humbert et M. Bouchard. 2005. La dynamique des perturbations naturelles dans la région du Témiscamingue. Rapport de recherche. Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire et Chaire industrielle en aménagement forestier durable.
- Kneeshaw, D.D., E. Lauzon, A. DeRomer, G. Reyes, J. Belle-Isle, J. Messier, et S. Gauthier. 2008. Appliquer les connaissances sur les régimes de perturbations naturelles pour développer une foresterie qui s’inspire de la nature dans le sud de la péninsule gaspésienne. P.215–240.
- Kneeshaw, D.D. and Prevost, M. 2007. Natural canopy gap disturbances and their role in maintaining mixed-species forests of central Quebec, Canada This article is one of a selection of papers published in the Special Forum IUFRO 1.05 Uneven-Aged Silvicultural Research Group Conference on Natural Disturbance-Based Silviculture: Managing for Complexity. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(9), pp.1534-1544.
- Kremsater, L., Price, K., Holt, R., MacKinnon, A., & Lertzman, K. 2008. Accounting for stand-level retention: background material.
- Larouche, C., J.-C. Ruel et L. Bélanger. 2007. L’effet du patron de répartition des coupes sur les pertes par chablis : étude de cas dans la sapinière à bouleau blanc de l’Est. *Forestry Chronicle*, 83(1) : 84- 91.
- LaRue, P. 1993. Développement d’un indice de qualité de l’habitat pour la Martre d’Amérique (*Martes Americana* Turton) au Québec. Gouvernement du Québec, Ministère du loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources, document technique 92/7, 34pp.
- Leduc, A., Bergeron, Y., Drapeau, P., Harvey, B., and Gauthier, S. 2000. Le régime naturel des incendies forestiers : un guide pour l’aménagement durable de la forêt boréale. *L’Aubelle*, 135: 13–16, 22.
- Lesieur, D., Gauthier, S. and Bergeron, Y. 2002. Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. *Canadian journal of forest research*, 32(11), pp.1996-2009.
- McGarigal, K. 2002. Landscape pattern metrics. *Encyclopedia of environmetrics*.
- Messier, J., Kneeshaw, D., Bouchard, M. and Römer, A.D. 2005. A comparison of gap characteristics in mixedwood old-growth forests in eastern and western Quebec. *Canadian journal of forest research*, 35(10), pp.2510-2514.

- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2011. Québec, Gouvernement du Québec.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2009. Direction de l'environnement et de la protection des forêts. 2009.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2003. www.mrnf.gouv.qc.ca/comprendre/indexe.jsp
- MRN. 2000. Cinq années de coupe en mosaïque. Ministère des Ressources naturelles, Gouvernement du Québec, Info Forêt, février 2000. No. 63, p. 4-5.
- Monkkonen, M. 1999. Managing Nordic boreal forest landscapes for biodiversity: Ecological and economic perspectives. *Biodiversity and Conservation*. 8. 85-99. 10.1023/A:1008813225086.
- Morin, H., Laprise, D. and Bergeron, Y. 1993. Chronology of spruce budworm outbreaks near Lake Duparquet, Abitibi region, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 23(8), pp.1497-1506.
- Mori Ortuno, É. et A. Munson. 2007. Note de cours : FOR-7024 Aménagement écosystémique : principes et fondements d'aménagement écosystémique. Université Laval.
- Nadeau, F.-R., 2002. Analyse de l'impact de la dispersion des aires de coupe sur les coûts d'approvisionnement en matière ligneuse à la Forêt Montmorency forestiers dans un contexte de coupes dispersées. Thèse de maîtrise. Québec, Université Laval : 140.
- North, M., and W. Keeton. 2008. Emulating natural disturbance regimes: an emerging approach for sustainable forest management. In: Laforteza, R., J. Chen, G. Sanesi, and T. Crow (Eds.), *Landscape ecology: Sustainable management of forest landscapes*, Springer-Verlag Press. The Netherlands: p. 341–372 .
- Norton, M.R. Hannon, S.J. 1997. Songbird response to partial-cut logging in the boreal mixedwood forest of Alberta. *Canadian journal of forest research* 1997 v.27 no.1 pp. 44-53.
- Noss, R. F. 1991. Landscape connectivity: different functions at different scales. *Landscape linkages and biodiversity*. Island Press, Washington, DC, USA, 27-39.
- OMNR. 2001. Forest management guide for natural disturbance pattern emulation, Version 3.1. Ont. Min. Nat. Res., Queen's Printer for Ontario, Toronto. 40 p.
- Ortega, Y. K., & Capen, D. E. 2002. Roads as edges: effects on birds in forested landscapes. *Forest Science*, 48(2), 381-390.
- Perry, D.A. Amaranthus, M.P. 1997. Disturbance, recovery, and stability. *Creating a Forestry for the 21st Century: The Science of Ecosystem Management*. Island Press, Washington DC, pp. 31-56.
- Peterson, C.J. and Pickett, S.T.A. 1991. Treefall and resprouting following catastrophic windthrow in an old-growth hemlock-hardwoods forest. *Forest Ecology and Management*, 42(3-4), pp.205-217.
- Price, K., Roburn, A. and MacKinnon, A. 2009. Ecosystem-based management in the Great Bear Rainforest. *Forest Ecology and Management*, 258(4), pp.495-503.

- Potvin, F., Bélanger, L. and Lowell, K. 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. *Conservation Biology*, 14(3), pp.844-857.
- Potvin, F., Courtois, R. and Bélanger, L. 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(7), pp.1120-1127.
- Puettmann, K. J., C. Messier, et K. D. Coates. 2009. *À critique of silviculture: managing for complexity*. Island Press.
- Rompré, G., Boucher, Y., Bélanger, L., Côté, S. and Robinson, W.D. 2010. Conserving biodiversity in managed forest landscapes: the use of critical thresholds for habitat. *The Forestry Chronicle*, 86(5), pp.589-596.
- Roy, M-E, Doyon, F et Markgraf, R. 2011. Caractérisation des structures, de la régénération et de l'hétérogénéité spatiale dans les peuplements dégradés de la sapinière à bouleau jaune de l'Outaouais dans une optique de remise en production. 2011. Rapport final. IQAFF.
- Schmiegelow, F. K.A., Stepnisky, D. P., Stambaugh, C. A. and Koivula, M. 2006. Reconciling Salvage Logging of Boreal Forests with a Natural-Disturbance Management Model. *Conservation Biology*, 20: 971–983. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00496.x
- Serrouya, R. et D'Eon, R. 2005. Régime de coupes à rétention variable: Synthèse de recherche et recommandations pour la mise en oeuvre. Edmonton, Alberta: Réseau de gestion durable des forêts, 52 p.
- Seymour, R.S. and White, A.S., 2002. Natural disturbance regimes in northeastern North America—evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management*, 155(1), pp.357-367.
- Shanley, C. S., & Pyare, S. 2011. Evaluating the road-effect zone on wildlife distribution in a rural landscape. *Ecosphere*, 2(2), 1-16.
- Sougavinski, S. et F. Doyon. 2005. Directives de répartition spatiale existantes pour la forêt boréale canadienne aménagée. Directives de : Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton, Alberta. 116 pp.
- St-Laurent, M. H., Ferron, J., Hins, C. & Gagnon, R. 2007. Effects of stand structure and landscape characteristics on habitat use by birds and small mammals in managed boreal forest of eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research-Revue 1775 Canadienne De Recherche Forestière* 37, 1298-1309.
- St-Laurent, M.-H. Ferron, J.-F. Haché, S. Gagnon, R. 2008. Planning timber harvest of residual forest stands without compromising bird and small mammal communities in boreal landscapes. *Forest Ecology and Management*. 254 (2), 261 - 275 Crossref.
- Stuart-Smith, K. et Hendry, R. 1998. Residual trees left by fire: final report. Enhanced Forest Management Pilot Project, Invermere Forest District, B.e. Ministry of Forests, Invermere, British Columbia, 8 p.
- Swanson, F.J., Jones, J.A., Wallin, D.O. et Cissel, J.H., 1994. Natural variability—implications for ecosystem management. ME Jensen and PS Bourgeron, editors, 2, pp.80-94.

Tittler, R. 2010. LE FEU ET LA COUPE EN MOSAÏQUE DANS LA SAPINIÈRE DE LA MAURICIE : Analyse dans le contexte de l'aménagement basé sur les perturbations naturelles. Rapport. Université du Québec à Montréal. 20p.

Turcotte, F., R. Courtois, R. Couture, and J. Ferron. 2000. Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le tétras du Canada (*Falciennis canadensis*). *Canadian Journal of Forest Research* 30:202–210.

Turner, M.G., Gardner, R.H. and O'Neill, R.V. 2001. *Landscape ecology in theory and practice* (Vol. 401). New York: Springer.

Vaillancourt, M.-A. 2008. Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation et Service de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques. 58 p.

Vanderwel, M.C., Malcolm, J.R. and Mills, S.C., 2007. A Meta-Analysis of Bird Responses to Uniform Partial Harvesting across North America. *Conservation Biology*, 21(5), pp.1230-1240.

Venier, L.A. Thompson, . I.D. Fleming, R. Malcolm, J. Aubin, I. J.A. Trofymow, J.A. D. Langor, D. R. Sturrock, R. Patry, C. Outerbridge, R.O. Holmes, . S.B. Haeussler, S. De Grandpré, L. Chen, H.Y.H. Bayne, E. Arsenault, A. Brandt, J.P. 2014. Effects of natural resource development on the terrestrial biodiversity of Canadian boreal forests. *Environmental Reviews*, 2014, 22:457-490.

Vézina, M.-M. 2009. La conservation de la biodiversité forestière dans les forêts aménagées de la Gaspésie. Mémoire. Rimouski, Québec, Université du Québec à Rimouski, Département de biologie, chimie et géographie, 63 p.

Watkins, R.Z., Chen, J., Pickens, J. and Brosfokske, K.D. 2003. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology*, 17(2), pp.411-419.

Wilcove, D.S., McLellan, C.H. and Dobson, A.P., 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation biology*, 6, pp.237-256.

Wikipedia, The Free Encyclopedia, "Wildlife_corridor" (site visité le 14 novembre 2017).
https://en.wikipedia.org/wiki/Wildlife_corridor