

Document complémentaire au
Plan Général d'Aménagement Forestier
de l'UAF 062-51

Certification FSC selon la norme Grands-Lacs St-Laurent

Préparé par



Mars 2011

Plusieurs éléments présentés ont été tirés des documents suivants :

Roy, M.-È., V. McCullough, F. Doyon et J. Poirier. 2010a. Portrait forestier historique du territoire des unités d'aménagement forestier 062-51 & 062-52. Rapport technique. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue. 90 p.

Roy, M.-È., V. McCullough, E. Mauri Ortuno et F. Doyon. 2010b. La détermination des enjeux écologiques régionaux liés à la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique sur le territoire des unités d'aménagement forestier (UAF) 62-52 & 62-51. Rapport technique. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue. 67 p. et annexes.

Table des matières

| | |
|---|----|
| Introduction | 5 |
| Localisation générale..... | 5 |
| Régime des perturbations naturelles | 5 |
| Micro-trouées | 5 |
| Chablis..... | 6 |
| Feu | 7 |
| Insectes | 7 |
| Objectifs généraux d'aménagement | 9 |
| Objectifs relatifs au maintien des caractéristiques des forêts naturelles | 9 |
| Distribution des types de couvert | 10 |
| Distribution des classes d'âge | 11 |
| Densité des peuplements et diversité structurale..... | 12 |
| Stades évolutifs | 13 |
| Connectivité | 14 |
| Degré de perturbation par bassin versant | 16 |
| Diversité en essence | 19 |
| Qualité des peuplements..... | 19 |
| Terrains adjacents..... | 19 |
| Espèces d'arbres rares ou inhabituelles..... | 20 |
| Habitats fauniques | 22 |
| Indices de qualité d'habitats | 22 |
| Produits forestiers non-ligneux | 26 |
| Conservation du bois mort | 26 |
| Débris ligneux au sol..... | 26 |
| Chicots et arbres moribonds..... | 27 |
| Références | 29 |

Liste des annexes

| | |
|--|----|
| Annexe 1 : Taux régressifs de l'effet de la coupe utilisés pour le calcul de l'aire équivalente de coupe | 33 |
| Annexe 2 : Description des modèles utilisés pour le calcul de l'indice de qualité de l'habitat - Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent | 34 |

Liste des figures

| | |
|--|----|
| Figure 1. Répartition spatiale des peuplements de 7 m et plus dans l'UAF 062-51 | 15 |
| Figure 2. Bassins versants | 18 |
| Figure 3. Modes de tenure du territoire adjacent à l'UAF 062-51 | 20 |
| Figure 4. Indice de qualité d'habitat élevé et moyen sur le territoire de l'UAF 062-51 | 24 |
| Figure 5. Indice de qualité d'habitat élevé sur le territoire de l'UAF 062-51 | 25 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1. Essences affectées et fréquence des différentes épidémies d'insectes | 8 |
| Tableau 2. Intervalle de retour et pourcentage de superficie perturbée annuellement selon le type de perturbation naturelle par sous-domaine bioclimatique | 8 |
| Tableau 3. Proportion actuelle, objectif à court-moyen et longue échéance des peuplements par groupe de composition pour l'UAF 062-51 | 11 |
| Tableau 4. Description des groupes de composition..... | 11 |
| Tableau 5. Proportion des peuplements par groupes d'âge pour l'UAF 062-51 | 12 |
| Tableau 6. Répartition des peuplements jeunes et matures de l'UAF 062-51 par classe de densité | 13 |
| Tableau 7. Répartition des peuplements de l'UAF 062-51 selon leur structure..... | 13 |
| Tableau 8. Proportion des stades évolutifs de l'UAF 062-51 | 14 |
| Tableau 9 : Résultats des analyses de l'aire équivalente de coupe pour chacun des bassins versants identifiés dans l'UAF 062-51..... | 17 |
| Tableau 10. Pourcentage du territoire selon les niveaux de qualité d'habitat pour les UAF 062-51 à partir des données du 3 ^{ème} inventaire décennal | 22 |

Introduction

Ce document a été produit dans le cadre de l'implantation de la certification du Forest Stewardship Council (selon la norme Grands-Lac / St-Laurent) par la Scierie Jean Riopel. Il se veut un document complémentaire au plan général d'aménagement forestier (PGAF) de l'unité d'aménagement forestier (UAF) 062-51.

Localisation générale

L'unité d'aménagement forestier (UAF) 062-51 est localisée au sud du Québec, à l'intérieur des limites de la région administrative de Montréal (unité de gestion 062), plus précisément dans la région de Lanaudière. Elle se situe sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent entre les latitudes 45°57'N et 46°52'N et les longitudes 73°15'O et 74°40'O. Le territoire est borné au nord et à l'est par la région administrative de la Mauricie (04), à l'ouest par celle des Laurentides (15) et au sud par la région de Montréal (06 et 13).

Elle occupe une superficie totale de 216 641 ha répartie dans deux municipalités régionales de comté (MRC). La MRC de Matawinie, domine avec 90 % de la superficie totale de l'UAF suivi de la MRC D'Autray avec 10 %. La superficie de cet UAF destinée à la production forestière est de 166 397 ha (Bureau du Forestier en Chef 2008). L'UAF 062-51 est située dans le sous-domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'est (Alvarez 2009).

Régime des perturbations naturelles

Le régime de perturbations naturelles de l'érablière à bouleau jaune est dominé par le régime de micro-trouées et de chablis partiels, mais les perturbations de grande envergure, comme les feux et les chablis, sont tout de mêmes présentes (Nolet *et al.* 1999, Doyon 2008, Doyon et Sougavinski 2002).

Micro-trouées

Doyon et Sougavinski (2002) en résumant bien le détail :

« Dans les forêts feuillues tempérées, les petites trouées dues à la chute de un à plusieurs gros arbres surviennent fréquemment et couvrent de 0,28% à 2,2% du territoire annuellement (Lorimer 1980 ; Runkle 1982 ; Barden; Frelich et Lorimer 1991 ; Dahir et Lorimer 1996 ; Payette et al. 1990). On remarque que ce taux augmente graduellement à mesure que la forêt se trouve plus au nord. Cela est dû aux conditions de survie plus sévères sous ces latitudes, augmentant ainsi le taux de mortalité. La tailles des trouées dépasse rarement 100 m² et demeure habituellement autour de 50 m². Comme le risque de mortalité augmente avec l'âge pour les individus qui ont atteint la canopée, les arbres les plus gros forment généralement les trouées (Dahir et Lorimer 1996). Celles-ci sont dispersées aléatoirement dans le paysage (Frelich et Lorimer 1991a). Les trouées créées par la mort de plus d'un arbre s'observe aussi mais sa probabilité d'apparition diminue selon une courbe exponentielle négative (Runkle 1982). Les perturbations endogènes permettent le maintien des espèces en place, surtout

représentées par les espèces tolérantes à l'ombre. Sous ce régime les espèces peu tolérantes à l'ombre peuvent accéder à la canopée marginalement, mais en proportion suffisante pour se maintenir et tirer profits des perturbations exogènes partielles et catastrophiques lorsqu'elles surviennent. »

Une des seules études visant à caractériser le régime de perturbations naturelles de l'Outaouais a été réalisée dans la réserve faunique Papineau-Labelle (Nolet et al. 1999). Les auteurs de cette étude ont étudié des photographies aériennes de 1930 pour ce territoire d'environ 160 000 ha. La banque de données d'historique des feux du ministère des Ressources ont essentiellement servi à valider les résultats obtenus à partir des photographies aériennes anciennes. Ces auteurs émettent l'hypothèse que « les perturbations légères (trouées d'un ou plusieurs arbres) auraient une importance relative cinq fois plus grande que les perturbations sur de grandes superficies - feux et chablis combinés ». Selon eux, ce type de perturbation couvre de 0.45-2.0% du territoire annuellement. Pour ce type de perturbations, on s'accorde généralement dans la littérature pour évaluer le cycle moyen à environ 1%, soit un intervalle d'une centaine d'années.

Chablis

Les orages violents, les tornades et les ouragans peuvent aussi initier la succession secondaire sur de grandes superficies, allant jusqu'à 100 km². Généralement, les arbres de grande taille et ceux dont la cime est bien développée sont les plus susceptibles au renversement (ex: *Pinus strobus*) (Peterson et Pickett 1991). Le vent peut causer une rupture du tronc ou des branches ou tout simplement le renverser par déracinement ce qui a pour effet de créer des conditions de lumière et des lits de germination propices à la régénération des espèces forestières (Payette et al. 1990) en plus de déposer une certaine quantité de débris (troncs, branches) à la surface du sol. Puisque le sous-bois n'est pas détruit, comme c'est le cas lors du passage d'un feu, le renouvellement du peuplement peut se faire rapidement : les jeunes pousses en place ne souffrent plus de la compétition provenant des arbres plus âgés. La perturbation du sol favorise aussi une germination importante des semences contenues dans la litière (Peterson et Pickett 1991).

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 » selon la nomenclature québécoise) laissera les individus plus résistants debout alors qu'un chablis intense (chablis total) aura comme effet de racler tout le couvert forestier (Peterson et Pickett 1991).

De nombreux facteurs influencent la susceptibilité d'une forêt aux chablis (tiré de Nolet et al. 1999):

- les espèces présentes (Spurr et Barnes 1980, Foster 1988, et autres)
- l'âge et la structure (les forêts plus âgées et plus ouvertes étant plus susceptibles) (Runkle 1990)
- les caractéristiques du site (pente, profondeur du sol) (Spurr et Barnes 1980, Runkle 1985)
- la physiographie de la région (Canham and Loucks 1984 ; Foster 1988)
- la structure de la forêt environnante (Spurr et Barnes 1980)
- les caractéristiques de la tempête en cours (Spurr et Barnes 1980 ; Sousa 1984)

Selon Doyon (2008), la fréquence des chablis partiel et total pour les forêts feuillues du sud de

Québec varie respectivement de 150-300 ans et de 300-1200 ans, et ce, en fonction de l'écosystème.

Feu

On suppose que le pourcentage de forêts brûlées annuellement (pour la sapinière à bouleau jaune et l'érablière à bouleau jaune) était bas avant la colonisation et qu'il a ensuite augmenté drastiquement vers les années 1870 à 1928, pour ensuite diminuer (Drever et al. 2006, Alvarez 2009). La fréquence des feux de surface varie de rare (intervalle de 500-1000 ans) à très fréquente (intervalle de 50 ans) en fonction de l'écosystème (Doyon 2008). En général, les sites où le cycle de feu est plus court sont ceux avec des essences dominantes comme le pin et le sapin tandis que les sites dominés par l'érable à sucre ont un cycle plus long (Drever et al. 2006, Bergeron et al. 2006). D'autres données relatives aux cycles de feu indiquent une récurrence supérieure à 1000 ans pour les incendies (MRNF 2008). Les feux de surface, particulièrement sur les sommets et les plaines d'épandage, ont probablement un rôle important à jouer dans l'érablière à bouleau jaune.

La grosseur des feux est très variable. On note dans la sapinière à bouleau jaune de Lanaudière qu'entre 1914 et 1955 la majorité des feux avaient moins de 150 ha (médiane 65 ha) ; 15% de ceux-ci avait plus de 1000 ha et trois gros feux avaient de plus de 10 000 ha (Alvarez 2009). Au niveau des IFH dans l'érablière à bouleau jaune de Lanaudière, on note que les brûlis occupaient généralement moins du quart de la superficie totale des IFH dans 73% des bassins versant (Barrette et Bélanger 2007). De plus, les feux ne brûlent pas uniformément toute la forêt ; laissant un certain pourcentage de la végétation debout après feux.

Insectes

Plusieurs insectes jouent aussi un rôle dans la dynamique forestière, notamment la livrée des forêts (*Malacosoma disstria* Hbn.), la mouche à scie du mélèze (*Pristiphara erichsonii* Htg.), le coupefeuille de l'érable (*Paraclemensia acerifoliella* Fitch), le charançon du pin blanc (*Pissodes strobi* Peck) (Nolet et al. 2001), mais aussi le perceur de l'érable (*Glycobius speciosus*), la spongieuse (*Lymantria dispar*) et la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) (*Choristoneura fumiferana*) (F. Lorenzetti, comm. personnelle). Malgré le fait que leur présence soit documentée, il reste très difficile d'évaluer l'ampleur de leur impact sur la dynamique forestière.

Toutefois, il semble que l'insecte qui ait le plus influencé la dynamique du paysage forestier dans l'UAF 062-51 est la TBE (Jardon 2001, Nolet et al. 2001). Dans l'est de l'Amérique du Nord, les études dendroécologiques ont montré que les épidémies de TBE sont cycliques aux 25 à 40 ans (Boulienger et Arseneault, 2004). Les effets du passage de la TBE sont relativement connus : elle peut causer la mort d'un arbre après quatre à cinq années de dommages sévères.

Le tableau 1 résume les essences affectées par les différents ravageurs, ainsi que la durée/fréquences des épidémies.

Tableau 1. Essences affectées et fréquence des différentes épidémies d'insectes

| | TBE | Arpenteuse de la pruche | Diprion de Swaine | Livrée des forêts | Charançon du pin blanc |
|---------------------------|--------------------|--|-------------------|------------------------|------------------------|
| Essences affectées | SAB, EPB, EPR, EPN | SAB, PRU En épidémie : EPB, MÉL, BOP, BOJ, ERS, EOR | PIG | Peuplier, BOP, ERS, CR | PIB, EPB |
| Durée ou fréquence | Tous les 30-40 ans | Pas plus de 3 ans Lié aux conditions climatiques | Tous les 8-10 ans | | |

(inspiré de Roy et al. 2010a)

Légende : SAB : sapin baumier ; EPB : épinette blanche ; EPN : épinette noir ; EPR : épinette rouge ; PRU : Pruche ; PIB : Pin blanc ; PIG : Pin gris ; ERS : érable à sucre ; EOR : érable rouge ; MÉL : mélèze ; BOP : bouleau à papier ; BOJ : bouleau jaune

Intervalle de retours et récurrence des perturbations naturelles

Le tableau 2 présente les résultats des intervalles de retour et du pourcentage de superficie perturbée annuellement par sous-domaine bioclimatique, permettant ainsi de mieux saisir le régime de perturbations de l'UAF 062-51.

Tableau 2. Intervalle de retour et pourcentage de superficie perturbée annuellement selon le type de perturbation naturelle par sous-domaine bioclimatique

| Sous-domaine bioclimatique | Type de perturbation naturelle | Pourcentage du territoire couvert annuellement | Intervalle de retour (année) | Référence |
|---|--|--|---|---|
| Érablière à bouleau jaune de l'est (3C) | Micro-trouées (50 à 100 m ²) | Entre 0.28-2.2% Entre 0.45-2.0% | Environ 100 | Doyon et Sougavinski 2002 Nolet et al. 1999 |
| | Trouées de plus de 200 m ² | Estimation 303* | | Fortin et al. 2003 |
| | Chablis partiel et totaux | Environ 0.06%** | Entre 450-1500 Environ 1717 Chablis totaux uniquement: Entre 1200-6800 Environ 8500 | Doyon et Bouffard 2009 Nolet et al. 1999 Roy et al. 2010 1 ^{er} au 4 ^e IFD |
| | Feux | Entre 0.07-0.15% | Entre 373-694 Entre 500-1000*** | Drever et al. 2006 Nolet et al. 1999 Roy et al. 2009 |

| | | | | |
|--|-----|--|-----------------------------|---|
| | | Estimation de 0.054%**** | Plus de 1000 Moyenne 700 | PGAF Bouffard et al. 2003 Bouffard et Doyon 2009 |
| | TBE | Moyenne 0.02% | | Bouffard et al. 2003 Bouffard et Doyon 2009 |
| | | Environ 0.011% (sévère) et 0.3% (légère) | | 1 ^{er} au 4 ^e IFD |

(inspiré de Roy et al. 2010a)

*Pour des vieux peuplements mixtes de sapin baumier et d'épinette rouge

**Probablement plus de superficie perturbée par les chablis partiels, mais difficulté de détection de ces chablis

***Variable selon le type de forêt : pin et sapin = court, bouleau jaune = moyen, érable à sucre = long

****Données excluant le feu de 1922-1923

Objectifs généraux d'aménagement

L'objectif principal des activités d'aménagement de l'UAF 062-51 est d'extraire la matière ligneuse de la forêt de manière écologiquement durable, socialement avantageuse et économiquement viable. Les activités d'aménagement forestier visent à la fois à satisfaire les exigences des clients de la Scierie Jean Riopel, à assurer la viabilité de l'entreprise ainsi qu'à répondre aux besoins économiques, écologiques et sociaux des générations actuelles et futures et ce, tout en tenant compte des autres possibilités d'utilisation du territoire.

Des objectifs d'aménagement plus spécifiques sont présentés à la section 4.1 des plans généraux d'aménagement forestier.

Objectifs relatifs au maintien des caractéristiques des forêts naturelles

Le maintien de l'intégrité écologique des forêts sous aménagement est un élément essentiel à la protection de la biodiversité et du développement durable. Le concept d'aménagement écosystémique est reconnu comme étant un outil important permettant aux gestionnaires de territoire d'aménager la forêt tout en préservant sa biodiversité. Ce concept a pour prémisses que de diminuer les écarts observés au niveau des caractéristiques forestières entre les paysages naturels historiques et ceux aménagés permettra de restaurer et de maintenir les écosystèmes et leurs multiples fonctions (Hunter 1999). Ainsi, en appliquant le concept d'aménagement écosystémique, la forêt aménagée ressemblera davantage à ce qu'elle serait devenue si elle avait évolué naturellement. L'aménagement écosystémique favorise les espèces floristiques et fauniques adaptées au régime de perturbation naturelle de la région dans laquelle elles évoluent.

Afin de mettre en place ce concept, l'aménagiste doit connaître les caractéristiques de la forêt naturelle. Un portrait forestier historique des UAF 062-51 et 062-52 a été préparé à l'aide des données du 4^e inventaire écoforestier dans le cadre de la certification FSC. Le niveau historique de différentes caractéristiques du milieu forestier a été évalué dans ce document et a ainsi servi à identifier des cibles à court-moyen terme et à longue échéance pour le territoire.

Les objectifs relatifs au maintien des caractéristiques des forêts naturelles présentés dans ce document sont provisoires. Les commissions régionales des ressources naturelles et du territoire (CRRNT) travaillent présentement à l'élaboration des PRDIRT, document qui fixera des cibles au niveau des différents enjeux écologiques, incluant ceux relatifs à la composition forestière. Les cibles établies par les CRRNT auront l'avantage d'avoir fait l'objet de discussions au niveau régional.

Distribution des types de couvert

L'UAF 062-51 est actuellement couverte à 39 % de peuplements feuillus, à 53 % de peuplements mélangés et à seulement 9 % de peuplements résineux. Les analyses de distribution des types de couvert ont été réalisées par Roy et al. (2010) à l'aide des données écoforestières du 4^e décennal (MRNF, 2009); les résultats de ces analyses ont été utilisés dans ce chapitre.

Une analyse de la proportion des peuplements par groupe de composition a été réalisée. Pour chaque groupe, les niveaux actuels, les objectifs à court et moyen termes et les objectifs de longues échéances ont été définis (Tableau 3). Pour la distribution des types de couvert, nous entendons par court-moyen termes une période de 5 à 10 ans et long terme une période de 25 ans.

Le paysage est actuellement dominé par les peuplements feuillus et mélangés à dominance de feuillus (FI, FT, MF), alors que les peuplements résineux (RA, RS) ont constamment diminué dans le temps, passant de 40% d'occupation du territoire avant l'ère pré-industrielle à 20% en 1949 (Bouffard et al. 2003) à moins de 10% aujourd'hui (Côté et al. 2010). Au cours de l'histoire, notons la disparition des pinèdes, des cédrières et des prûcheraies ainsi que la diminution des pessières. La diminution des résineux au cours des 40 dernières années ont pour causes potentielles les coupes forestières couplées au phénomène d'enfeuillement ainsi que les problèmes de régénération (Roy et al. 2010b).

Des objectifs provisoires pour les différents groupes de composition sont également présentés au Tableau 3. Tel que présenté au Tableau 3, la Scierie Jean Riopel vise une augmentation de la proportion de peuplements résineux (RA, RS) au détriment des peuplements feuillus (FI, FT) et mélangés à dominance feuillus (MF). Puisque la possibilité forestière annuelle est de 3115 ha, sur une superficie totale destinée à la production forestière de 166 397 ha, ceci signifie que la Scierie Jean Riopel intervient sur un maximum de 1,9 % du territoire forestier productif sur une base annuelle ou 9,4 % par période quinquennale. Nous avons établi qu'il est réaliste d'intervenir pour modifier la composition sur environ 0,5 % du territoire annuellement, soit 2,5 % par période quinquennale. Ces objectifs sont provisoires et seront mis à jour suite à l'entrée en vigueur du PRDIRT produit par la CRRNT de Lanaudière.

Une évaluation de la proportion des peuplements par groupes de composition sera complétée pour chaque nouvel inventaire décennal.

Tableau 3. Proportion actuelle, objectif à court-moyen et longue échéance des peuplements par groupe de composition pour l'UAF 062-51

| Groupe de composition | Actuelle UAF 062-51 | Historique UAF 062-51 | Écarts | Objectif court-moyen terme (% de la superficie forestière productive) | Objectif longue échéance (% de la superficie forestière productive) |
|-----------------------|---------------------|-----------------------|--------|---|---|
| FFI | 14% | 3% | 11% | 14 - 12 % | 12 - 10 % |
| FFT | 24% | 8% | 16% | 23 - 21 % | 21 - 19 % |
| MF | 30% | 17% | 13% | 29 - 27 % | 27 - 25 % |
| MR | 24% | 28% | -5% | 24% | 24% |
| RA | 1% | 21% | -20% | 4.0 - 6.0 % | 6.0 - 9.0 % |
| RS | 8% | 22% | -14% | 9.0 - 11.0 % | 11.0 - 13.0 % |

Selon Roy et al. (2010b), l'abondance relative du pin blanc dans l'érablière à bouleau jaune était historiquement de 14%, alors qu'elle est de 4% aujourd'hui.

La description des différents groupes de composition est présentée au Tableau 4.

Tableau 4. Description des groupes de composition

| Type forestier | Description |
|----------------|--|
| FFI | Peuplements feuillus à feuillus intolérants à l'ombre : plus de 75 % de la surface terrière du peuplement est feuillue, et les espèces feuillues intolérantes dominent. |
| FFT | Peuplements feuillus à feuillus tolérants à l'ombre : plus de 75 % de la surface terrière du peuplement est feuillue, et les espèces feuillues tolérantes dominent. |
| MF | Peuplements mixtes à dominance feuillue : entre de 50 % et 75 % de la surface terrière du peuplement est en espèces feuillues. |
| MR | Peuplements mixtes à dominance résineuse : entre de 50 % et 75 % de la surface terrière du peuplement est en espèces résineuses. |
| RA | Peuplements résineux avec dominance de pin blanc et rouge, thuya et pruche : plus de 75 % de la surface terrière du peuplement est résineuse, et les pins blancs, pins rouges, thuya de l'Est et pruche de l'Est dominant. |
| RS | Peuplements résineux avec dominance de pin blanc et rouge, thuya et pruche : plus de 75 % de la surface terrière du peuplement est résineuse, et les sapins baumiers, épinettes, pins gris et mélèzes laricins dominant. |

Lors de la préparation du prochain plan général d'aménagement, les stratégies d'aménagement seront ajustées en tenant compte de ces objectifs. Une évaluation de la proportion des peuplements par groupes d'essences sera complétée pour chaque nouvel inventaire décennal.

Distribution des classes d'âge

Avec le long intervalle de retour des perturbations catastrophiques des forêts feuillues tempérées, plusieurs peuplements peuvent être composés d'arbres qui sont plus vieux que la dernière perturbation catastrophique. Ainsi, il est difficile de parler d'âge des peuplements du paysage. Il est néanmoins possible d'utiliser les classes d'âge provenant de la cartographie écoforestière en

supposant qu'un peuplement accumulera de plus en plus de surface terrière avec le temps jusqu'à l'obtention d'un seuil maximum.

Une image précise de la distribution des classes d'âge dans le paysage préindustriel est difficile à obtenir. Le Tableau 5 présente les cibles provisoires établies à partir des connaissances actuelles. Les objectifs à court-moyen terme visent un horizon de 25 ans, alors que les objectifs à longue échéance s'étendent sur 50 ans. Une mise à jour de ces cibles sera faite lorsque que de nouvelles connaissances à ce sujet seront disponibles ou lors de l'entrée en vigueur du PRDIRT produit par la CRRNT de Lanaudière. Lors de la préparation du prochain plan d'aménagement, les stratégies d'aménagement seront décidées en tenant compte de ces objectifs.

Tableau 5. Proportion des peuplements par groupes d'âge pour l'UAF 062-51

| Classe d'âge | Actuelle UAF 062-51 | Historique UAF 062-51 | Écarts | Objectif court-moyen terme (%) | Objectif longue échéance (%) |
|--------------------------------|---------------------|-----------------------|------------|--------------------------------|------------------------------|
| Régénération (Nul, 10) | 27% | 7 - 10% | 20 - 17% | 23 - 19 % | 19 - 15 % |
| Jeune (30, 50) | 23% | 18 - 27% | 0 | 23.0% | 23.0% |
| Mature (JIN, 70, 90, 120, VIN) | 50% | 62 - 75% | -12 à -18% | 54.0 - 58.0 % | 58.0 - 62.0 % |

L'ensemble des superficies exemptes de coupes forestières (aires protégées, écosystèmes forestiers exceptionnels, refuges biologiques, réserves écologiques) et les mesures liées aux sites fauniques d'intérêt (bandes riveraines laissées intactes) devrait faire augmenter graduellement mais de façon substantielle à moyen terme la proportion des peuplements forestiers appartenant au groupe d'âge « vieux ». Aussi, la mise en place à venir de mesures visant le maintien d'éléments additionnels de structures résiduelles pourrait contribuer à maintenir certains attributs de vieilles forêts dans le paysage.

Une évaluation de la proportion des peuplements par groupe d'âge sera complétée pour chaque nouvel inventaire décennal.

Densité des peuplements et diversité structurale

La diminution de la densité des peuplements feuillus depuis l'ère préindustrielle jusqu'à nos jours est reconnue (Nolet et al. 2001) et constitue selon plusieurs un enjeu de biodiversité pour la forêt feuillue (Forget 2008 ; Doyon 2008). Tout comme pour la distribution des classes d'âge, les peuplements exempts de coupes forestières devraient contribuer significativement à l'augmentation de la densité moyenne des peuplements lorsqu'évalué au niveau du paysage.

La structure des peuplements en forêt feuillue est aussi reconnue comme un enjeu important pour la biodiversité puisqu'elle a une influence directe sur la qualité de différents habitats fauniques, que ce soit, par exemple, pour le grand-pic ou la qualité du couvert hivernal du cerf de Virginie (Doyon et al. 2002).

Afin d'évaluer la diversité structurale, nous avons choisi de suivre la densité des peuplements selon la carte écoforestière ainsi que le type de structure (équienne, inéquienne ou étagée). Les résultats et les cibles sont présentés aux tableaux 6 et 7. En attendant des nouvelles indications relativement aux valeurs passées de ces paramètres, nous visons à les maintenir au niveau actuel.

Une évaluation de la proportion des peuplements par classe de densité sera complétée pour chaque nouvel inventaire décennal. De plus, un suivi de la structure est fait au niveau du peuplement par une analyse de la distribution diamétrale des tiges avant et après traitement.

Tableau 6. Répartition des peuplements jeunes et matures de l'UAF 062-51 par classe de densité

| Classe de densité | Actuelle | Objectif court-moyen terme (25 ans) | Objectif longue échéance (50 ans) |
|-------------------|----------|-------------------------------------|-----------------------------------|
| A | 35% | 33 - 35% | 33 - 35% |
| B | 34% | 33 - 35% | 33 - 35% |
| C | 24% | 23 - 25% | 23 - 25% |
| D | 6% | 5 - 7% | 5 - 7% |

Tableau 7. Répartition des peuplements de l'UAF 062-51 selon leur structure

| Structure | Actuelle UAF 062-51 | Objectif court-moyen terme (25 ans) | Objectif longue échéance (50 ans) |
|------------|---------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|
| Équienne | 71% | 70 - 72% | 70 - 72% |
| Étagée | 1% | 1 - 2% | 1 - 2% |
| Inéquienne | 28% | 27 - 29% | 27 - 29% |

Stades évolutifs

Le pourcentage des peuplements selon le stade évolutif a été calculé afin de caractériser la distribution de l'âge des peuplements pour chacun des types de forêt. Pour ce faire, la colonne des types de couvert (TCO_CO) des données éco forestières du 3^{ème} décennal a été utilisée en combinaison avec les classes d'âge (CAG_CO). En attendant des nouvelles indications relativement aux valeurs passées de ces paramètres, nous visons à les maintenir au niveau actuel (Tableau 8)

Les peuplements exempts de coupes forestières (îlots de vieillissement, refuges biologiques, EFE, les bandes riveraines soustraites à l'aménagement forestier, etc.) contribueront à l'augmentation de la proportion des peuplements « vieux » des forêts feuillues et mélangées.

Une évaluation de la proportion des différents stades évolutifs sera complétée pour chaque nouvel inventaire décennal.

Tableau 8. Proportion des stades évolutifs de l'UAF 062-51

| Type de forêt | Groupe d'âge | Actuel (%) | Objectif court-moyen terme (%) | Objectif longue échéance (%) |
|---------------|--------------------------------|------------|--------------------------------|------------------------------|
| Feuilleu | Régénération (10) | 7% | 6-8% | 6-8% |
| Feuilleu | Jeune (30, 50) | 8% | 7-9% | 7-9% |
| Feuilleu | Mature (JIN, 70, 90, 120, VIN) | 24% | 23-25% | 23-25% |
| Mélangé | Régénération (10) | 8% | 7-9% | 7-9% |
| Mélangé | Jeune (30, 50) | 17% | 16-18% | 16-18% |
| Mélangé | Mature (JIN, 70, 90, 120, VIN) | 29% | 28-30% | 28-30% |
| Résineux | Régénération (10) | 1% | 1-3% | 1-3% |
| Résineux | Jeune (30, 50) | 2% | 1-3% | 1-3% |
| Résineux | Mature (JIN, 70, 90, 120, VIN) | 4% | 3-5% | 3-5% |

Étant donné que cet indicateur est basé sur les âges des peuplements et que ceux-ci sont divisés en classe de 20 ans, on ne peut pas s'attendre à des changements à court terme.

Connectivité

Accès au territoire

Le territoire de l'UAF 062-51 est l'un des territoires publics québécois avec le plus grand achalandage au niveau de la population. On y fait non seulement de l'aménagement forestier mais on y pratique également depuis fort longtemps la chasse, la pêche, la randonnée pédestre et à motoneige, la villégiature, etc. L'achalandage est favorisé par un réseau routier bien développé qui donne accès à une très grande proportion du territoire. Or, il est reconnu qu'un accès étendu au territoire peut aussi avoir des impacts négatifs sur la faune et la flore par le biais de la cueillette, du braconnage, du dérangement sonore, des véhicules tout terrain, etc. De plus, un territoire fragmenté par des infrastructures routières est de moindre valeur pour plusieurs espèces fauniques nécessitant de grands massifs de forêt d'intérieur.

Bien que les travaux de construction et de réfection des chemins soient réalisés par l'industrie forestière, les chemins appartiennent au Gouvernement du Québec et les industriels ne peuvent unilatéralement restreindre l'accès au territoire public. Un plan stratégique de gestion des accès a été développé et servira à orienter les développements futurs du réseau routier.

Densité de chemins

La densité de chemin sur le territoire est un indicateur de la connectivité du territoire. De manière générale, plus la densité de chemin sera élevée sur un territoire donné, moins bonne sera la connectivité. Le maintien de la densité du réseau routier à un niveau acceptable jumelé à la réduction de la construction de chemin dans des zones sensibles tel qu'identifiées au plan

stratégique de gestion des accès nous permettra de maintenir une bonne connectivité. Au niveau de l'UAF, l'objectif à court/moyen terme et à longue échéance est de maintenir la densité moyenne inférieure à 13 mètres linéaires de chemin par hectare. Actuellement, en utilisant les données du 3^{ème} décennal (SIEF) il y a 2 570 016 m de chemin pour une superficie forestière (productive et non productive) de 203 431 ha. La densité du réseau routier est donc évaluée à 12,63 mètres linéaires par hectare.

Connectivité du couvert forestier

Au cours des dernières années, les coupes forestières effectuées ont été un mélange de coupe partielle et de coupe de régénération. Au 3^{ème} décennal, près de 85% des forêts appartenaient à une classe de hauteur de 7 m et plus pouvant ainsi servir de couvert de déplacement pour la plupart des espèces fauniques. La connectivité entre les peuplements est donc très bonne. Au niveau de l'UAF 062-51, l'objectif à court/moyen terme et à longue échéance est de maintenir un couvert arborescent sur plus de 80 % de la superficie productive de l'UAF.

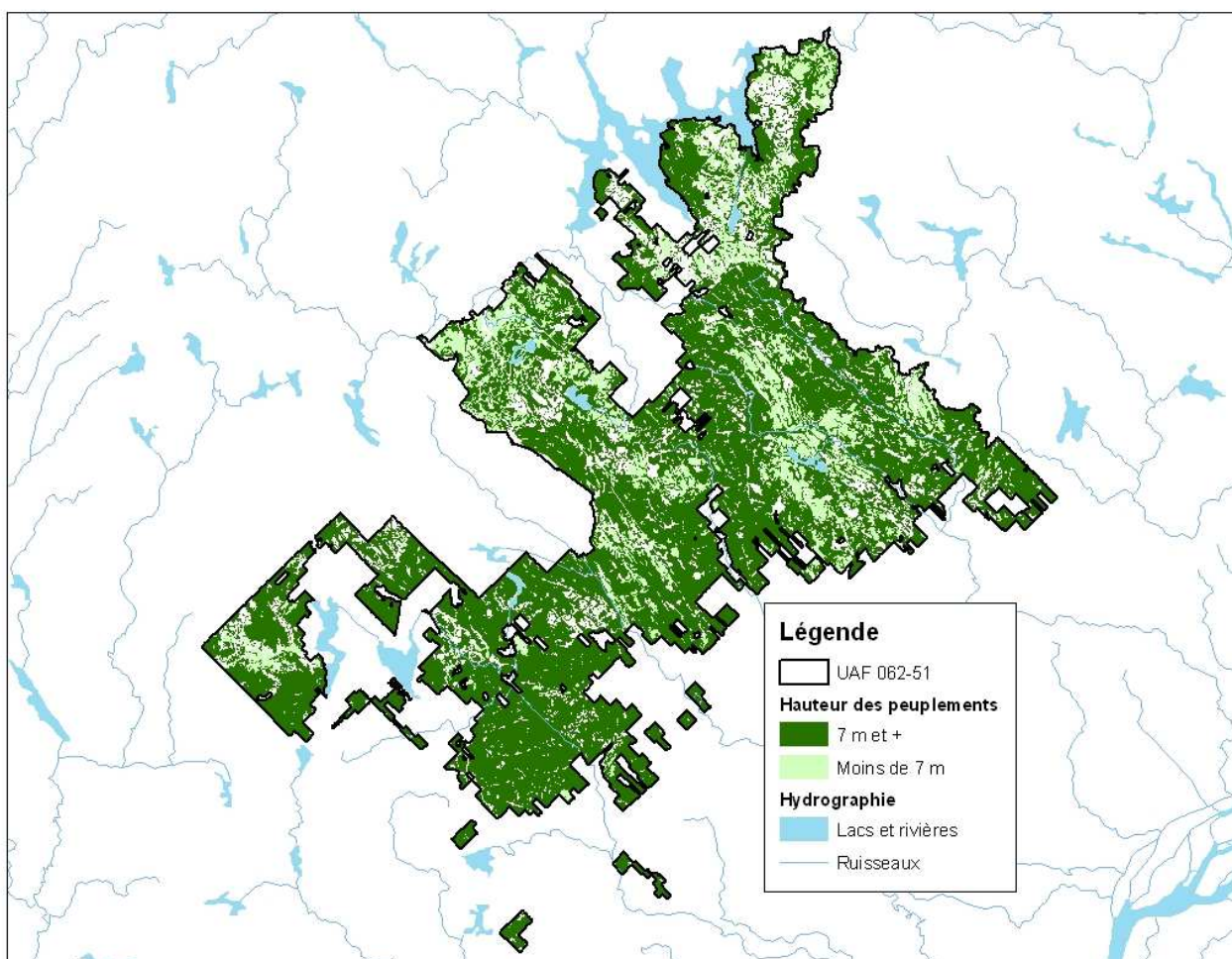


Figure 1. Répartition spatiale des peuplements de 7 m et plus dans l'UAF 062-51

Degré de perturbation par bassin versant

Le cumul d'impacts environnementaux négligeables à l'échelle du site peut parfois avoir un impact significatif à une échelle supérieure. Afin de s'assurer que l'ensemble des coupes sur un territoire donné n'a pas d'impacts importants au niveau du paysage, l'aire équivalente de coupe (AEC) a été calculée pour chacun des bassins versants identifiés. L'identification des bassins versants a été réalisée en utilisant les résultats d'un découpage réalisé par le MRNF à l'aide du modèle numérique d'élévation qui classait le territoire selon 4 niveaux. La superficie ciblée pour les bassins versants était entre 5 000 et 10 000 ha. Dans un premier temps, un triage des bassins s'est effectué en fonction de leur taille. Tous les bassins versants de niveau 1 avaient une taille supérieure à 10 000 ha. Nous avons donc conservés les bassins du niveau 2 qui avaient une superficie inférieure à 10 000 ha, et ainsi de suite jusqu'au niveau 4. Cependant, il s'est avéré que certains bassins versants étaient trop petits. Ces derniers ont donc été regroupés pour former des bassins ayant une superficie adéquate, en respectant la direction de l'écoulement des eaux des bassins de niveau 2.

Pour calculer l'aire équivalente de coupe (AEC), l'historique des coupes des 35 dernières années a été considéré. Il s'agit de la période sur laquelle les coupes de régénération ont possiblement un impact sur le débit de pointe des cours d'eau. Pour chaque peuplement ayant subi une coupe, un taux régressif d'effet de la coupe (TREC) a été appliqué afin de déterminer l'effet réel potentiel de la coupe sur le débit de pointe. Le TREC qui a été appliqué est présenté à l'annexe 1 et provient du document de Langevin et Plamondon (2004).

Le présente les résultats des analyses de l'aire équivalente de coupe pour chacun des bassins versants identifiés dans l'UAF 062-51 alors que la Figure 1 les localise.

Tableau 9 : Résultats des analyses de l'aire équivalente de coupe pour chacun des bassins versants identifiés dans l'UAF 062-51.

| No bassin | Superficie bassin (ha) | AEC (ha) | AEC (%) | Objectif court-moyen terme (%) | Objectif longue échéance (%) |
|-----------|------------------------|----------|---------|--------------------------------|------------------------------|
| 1 | 26795 | 4394 | 16% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 2 | 7988 | 1749 | 22% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 3 | 10444 | 2101 | 20% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 4 | 11172 | 2128 | 19% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 5 | 2949 | 689 | 23% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 6 | 11671 | 2574 | 22% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 7 | 7207 | 1292 | 18% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 8 | 10973 | 2134 | 19% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 9 | 9113 | 1629 | 18% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 10 | 36936 | 6507 | 18% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 11 | 20507 | 5762 | 28% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 12 | 10649 | 1804 | 17% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 13 | 11443 | 3103 | 27% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 14 | 7331 | 1703 | 23% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 15 | 10907 | 2670 | 24% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 16 | 7870 | 2190 | 28% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 17 | 19520 | 4316 | 22% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 18 | 15867 | 3714 | 23% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 19 | 11774 | 2038 | 17% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 20 | 10739 | 1816 | 17% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 21 | 16303 | 2994 | 18% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |
| 22 | 28145 | 4578 | 16% | ≤ 35 % | ≤ 35 % |

Selon le Guide de l'utilisateur du Programme de calcul du pourcentage maximal du coupe acceptable pour la conservation des écosystèmes aquatiques (version 1.0) du ministère de l'environnement et de la faune, 1997, le seuil pour les bassins versants plus grands que 2 500 ha est fixé à un maximum de 35 % de superficie équivalente en coupe totale. Le document de Langevin et Plamondon ne fait quant à lui aucune distinction entre les superficies de bassins versants et cible plutôt 50 % comme seuil critique. Afin d'adopter une démarche de précaution, nous avons adopté le seuil de 35 % de superficie équivalente en coupe totale. En analysant les résultats obtenus, nous pouvons observer qu'aucun bassin versant ne s'approche de ce seuil. On peut donc en conclure que les coupes forestières réalisées dans l'UAF 062-51 n'ont pas un impact environnemental majeur au niveau du bassin versant.

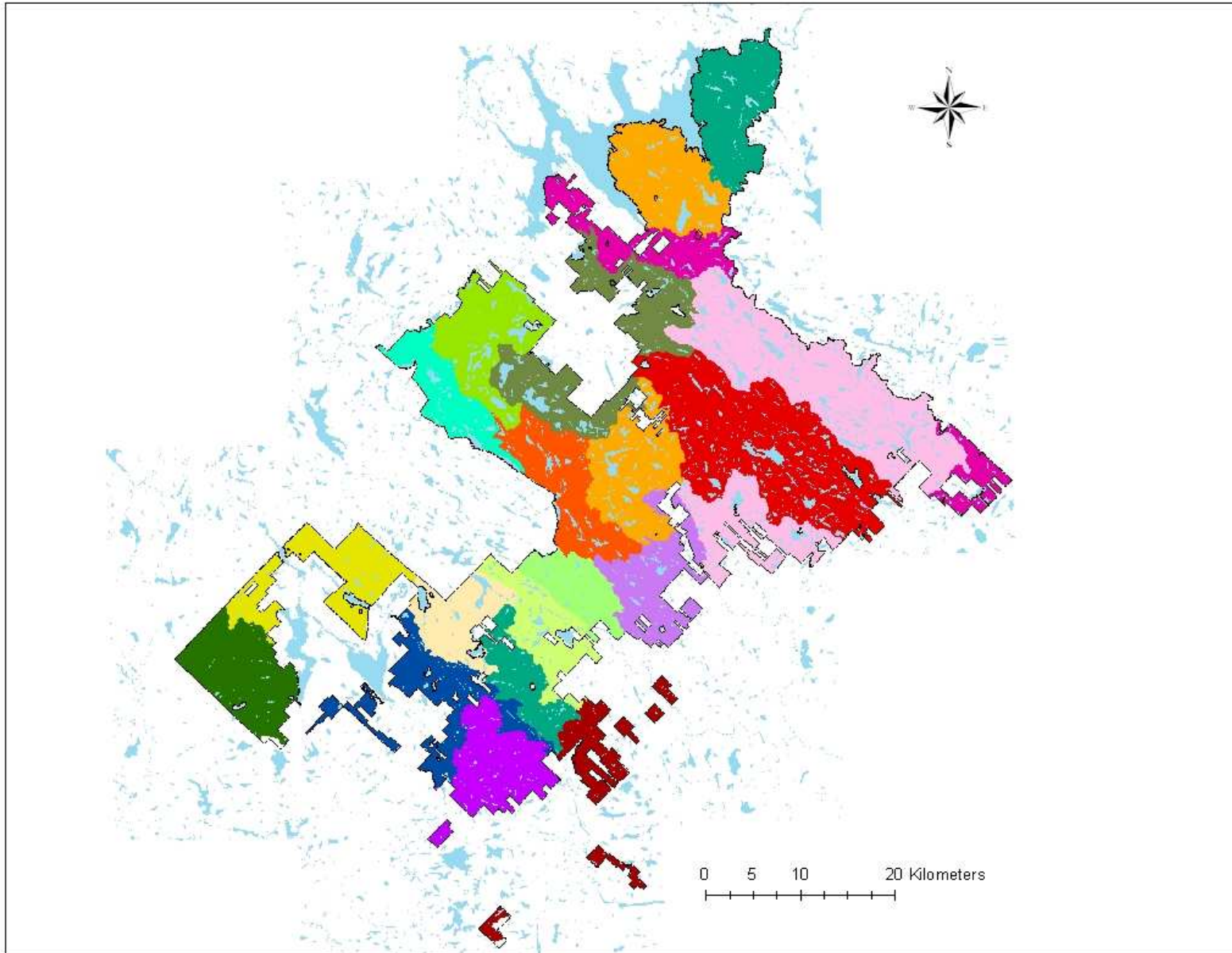


Figure 2. Bassins versants

Diversité en essence

La récolte de matière ligneuse par coupe partielle dans les peuplements feuillus comme ceux du Québec, lorsque bien réalisée, n'a peu ou pas d'impact à court terme sur la composition. Par contre, à long terme, il y a un risque de diminution de la diversité en essences intolérantes et semi-tolérantes puisque la coupe de jardinage par pied d'arbre favorise généralement les essences tolérantes telles que l'érable à sucre et le hêtre. Le choix du traitement (jardinage par pied d'arbre homogène vs par trouées vs CPE) est un facteur important dans le maintien de la diversité des espèces et sera choisi avec précaution en gardant en tête l'enjeu de la diversité des espèces.

Pour chaque chantier, une analyse de la composition sera réalisée avant l'étape du martelage en calculant le pourcentage de la surface terrière de chacune des essences. Ainsi, lorsque jugé pertinent en fonction des espèces identifiées, une prescription sylvicole qui évite le martelage des espèces qui composent moins de 1 % de la surface terrière sera développée. Une certaine proportion de feuillus dans les peuplements de résineux et de résineux dans les peuplements feuillus devrait également être conservée. Une validation du maintien de la composition sera réalisée à l'aide des données post-traitement. Cette procédure sera respectée à moins qu'elle soit en conflit avec les normes du MRNF. Évidemment, si des individus d'espèces rares telles que le noyer cendré, le pin blanc, le caryer ovale, le caryer cordiforme, l'érable noir, le chêne blanc et le noyer noir sont localisés, ils seront protégés.

Qualité des peuplements

La qualité des tiges est un paramètre essentiel pour déterminer de la valeur des forêts feuillues, en plus d'avoir une incidence directe sur la viabilité économique à long terme de l'aménagement forestier. Le capital forestier en croissance (CFC) et le capital forestier (CF) moyens des peuplements traités sont systématiquement évalués avant et après traitement. Afin d'améliorer la qualité du peuplement, les tiges exclues du capital forestier sont prélevées en priorité de façon à ce qu'au moins 88 % du capital forestier soit préservé après traitement.

Afin de nous assurer d'augmenter la qualité des peuplements traités, les étapes suivantes sont suivies :

- évaluation de la qualité du peuplement à l'aide des parcelles avant traitement ;
- évaluation post-martelage (avant traitement) afin de s'assurer que le martelage atteint les objectifs d'amélioration de la qualité ;
- évaluation post-traitement pour s'assurer de la conformité du traitement vis-à-vis de l'amélioration de la qualité.

Terrains adjacents

L'UAF 062-51 est entouré d'un parc, de deux réserves fauniques et de quatre zones d'exploitation contrôlée tel que présenté à la Figure 3. La Scierie Jean Riopel dispose des cartes écoforestières de ces territoires, lesquelles sont consultées au besoin.

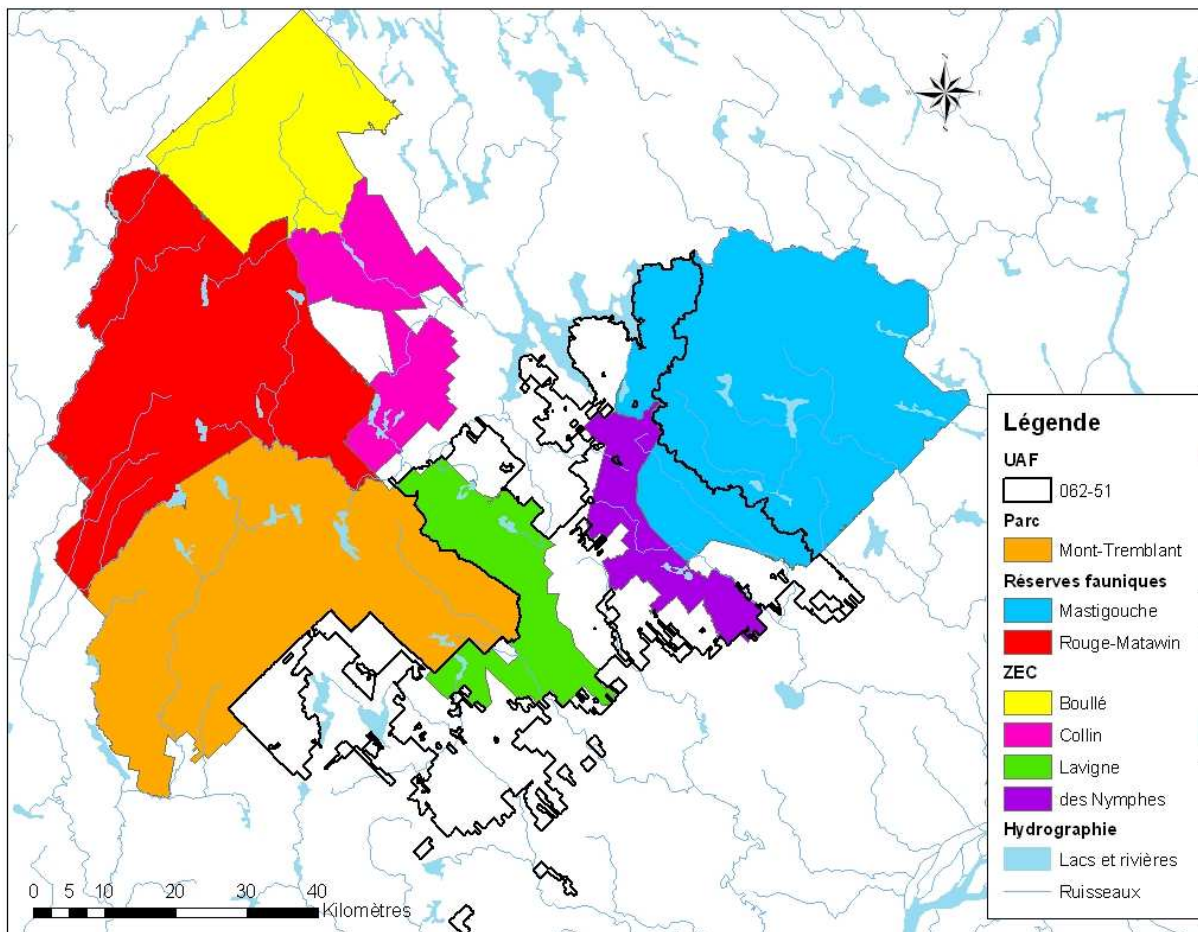


Figure 3. Modes de tenure du territoire adjacent à l’UAF 062-51

Espèces d’arbres rares ou inhabituelles

Le territoire de l’UAF 062-51 présente quelques espèces d’arbres rares ou inhabituelles. Nous retrouvons notamment le noyer cendré, le pin blanc, le caryer ovale, le caryer cordiforme, l’érable noir, le chêne blanc et le noyer noir.

Noyer cendré

Au Québec, le noyer cendré est affecté par une maladie causée par un champignon. Cette maladie, le chancre du noyer cendré, est une grave menace pour les populations de noyers cendrés de l’Amérique du Nord. En effet, elle a tué jusqu’à 90 % de la population de noyers cendrés dans certaines régions des États-Unis. Au Québec, le chancre a été signalé pour la première fois en 1990 (Service canadien des forêts, 2007). L’objectif de favoriser la résistance naturelle des individus a été retenu pour l’aménagement forestier. Ainsi, l’approche retenue est la suivante :

- Récolter les arbres infectés par le chancre du noyer cendré le plus rapidement possible afin de limiter la progression de la maladie.

- Tous les arbres dont plus de 25% de la cime a été détruite et dont plus de 20% de la circonférence de la tige principale présente des chancres doivent être supprimés, tout comme les arbres présentant un taux de mort en cime de plus de 50%.
- Conserver les noyers dépourvus de chancres au tronc et présentant moins de 50% de mort en cime, ainsi que ceux présentant moins de 20% de mort en cime et dont moins de 25% de la circonférence de la tige principale porte des chancres (favoriser la résistance génétique).

L'objectif visé est de maintenir 100% des tiges présentant des signes de résistance naturelle.

Pin blanc

Il est généralement reconnu que le pin blanc est une espèce qui est moins présente. La gestion du pin blanc se fait au niveau du peuplement et non au niveau de la tige. Les enjeux liés à cette espèce d'arbre sont traités dans la section sur la distribution des types de couvert.

Caryer ovale, caryer cordiforme, érable noir, noyer noir et chêne blanc

Le caryer ovale, le caryer cordiforme, l'érable noir, le noyer noir et le chêne blanc sont toutes des espèces d'arbres rares ou inhabituelles susceptibles d'être présentes sur le territoire de l'UAF 062-51. Afin de conserver ces espèces, une approche de protection intégrale, lorsqu'une espèce est localisée sur le territoire, est appliquée. L'objectif visé est de maintenir 100 % des tiges localisées sur le territoire.

Autres espèces

Le chêne rouge est une espèce commune dans l'UAF. Cette espèce n'a donc pas été ciblée comme étant rare ou inhabituelle. Cependant, les enjeux de biodiversité font actuellement l'objet d'une analyse par les commissions des ressources naturelles et du territoire public et si le chêne rouge est identifié au PRDIRT comme étant une espèce rare, il sera ajouté à la présente liste et des objectifs seront définis en conséquence. Il en sera de même avec toute autre espèce identifiée rare ou inhabituelle au PRDIRT.

Habitats fauniques

Indices de qualité d'habitats

Afin d'évaluer la qualité des habitats de l'UAF 062-51, l'indice de qualité d'habitat (IQH) a été calculé pour 9 espèces : la bécasse d'Amérique, la gélinotte huppée, le grand pic, la sitelle à poitrine rousse, le tétras du Canada, le lièvre d'Amérique, la martre d'Amérique, l'orignal et l'ours noir. L'extension d'ArcView développée par la Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent a été utilisée afin de réaliser ces calculs. Les caractéristiques des modèles utilisés, tels que décrits dans l'extension, ont été jointes à l'Annexe 2.

L'IQH de trois espèces n'a pas été calculé pour les raisons suivantes :

- 1) La paruline couronnée dû à un manque de données sur les cotes d'abondance des strates arbustives supérieures et inférieures ;
- 2) Le castor puisque c'est une espèce très répandue au Québec, parfois même problématique sur certaines unités d'aménagement ;
- 3) Le cerf de Virginie puisque les directives d'aménagement de son habitat proviennent du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF).

L'analyse des IQH a été effectuée sur les peuplements du 3^e inventaire décennal fourni par le MRNF. Une deuxième analyse pourra être réalisée à l'aide de la couverture du 4^e inventaire décennal lorsque celle-ci sera rendue disponible. L'analyse des IQH avait comme objectif d'acquérir des connaissances par rapport à la localisation des peuplements de valeur pour ces espèces. En comparant le résultat de l'analyse des IQH du 3^eme décennal avec celles du 4^eme décennal, il sera possible de vérifier l'impact du plan quinquennal sur les habitats de ces espèces focales. L'analyse des IQH sera effectuée à tous les cinq ans. Le Erreur ! Source du renvoi introuvable. donne les résultats du calcul des différents IQH. À noter que 6% du territoire est couvert par des plans d'eau.

Tableau 10. Pourcentage du territoire selon les niveaux de qualité d'habitat pour les UAF 062-51 à partir des données du 3^eme inventaire décennal

| Espèce | Qualité de l'habitat (%) | | | |
|---------------------------|--------------------------|--------|---------|--------|
| | Nulle | Faible | Moyenne | Élevée |
| Bécasse d'Amérique | 66 | 19 | 1 | 8 |
| Gélinotte huppée | 7 | 8 | 57 | 24 |
| Grand pic | 17 | 13 | 21 | 43 |
| Lièvre d'Amérique | 47 | 35 | 6 | 6 |
| Martre d'Amérique | 71 | 4 | 14 | 4 |
| Orignal | 0 | 51 | 23 | 20 |
| Ours noir | 35 | 35 | 24 | 0 |
| Sitelle à poitrine rousse | 47 | 6 | 35 | 6 |
| Tétras du Canada | 52 | 22 | 14 | 7 |

En regardant les chiffres présentés au tableau 10, il est possible de constater que l'aménagement pour l'habitat d'une espèce en particulier se fait souvent au détriment d'une ou de plusieurs autres

espèces. L'approche de l'aménagement écosystémique nous permet en quelque sorte de fixer les objectifs d'aménagement (incluant par rapport à la faune) en utilisant des niveaux de composition et des distributions de classe d'âge provenant du paysage historique comme référence de base. Les résultats de l'analyse des IQH présentés ci-haut sont tout de même pertinents puisqu'ils permettent de connaître les impacts de l'aménagement forestier sur certains habitats d'espèces focales.

Afin de favoriser un bon habitat pour la faune, certains éléments de la forêt doivent aussi être conservés, dans une certaine proportion. Ainsi, les arbres présentant des cavités de différents types, les arbres (ou arbustes) fruitiers ou à noix et les tiges supportant un nid de rapace reçoivent une attention particulière et sont conservés lorsque c'est possible de le faire. Il est cependant évident que ce ne sont pas tous les arbres fruitiers ou à noix qui seront conservés, car ceux-ci sont relativement communs dans nos forêts (hêtre à grandes feuilles, chêne rouge). Toutefois, lorsqu'ils sont rares dans un peuplement, quelques individus doivent être maintenus afin d'assurer une certaine disponibilité de la ressource alimentaire.

Un objectif à court-moyen terme a été fixé pour chacune des espèces. Cet objectif correspond à une diminution maximale de 10 % de la quantité (superficie) des habitats pour une combinaison de qualité d'habitat. Par exemple, pour la bécasse, l'objectif est fixé au niveau du total des qualités faible, moyenne et élevée.

En regardant plus spécifiquement les habitats de qualité moyenne et élevée, on constate sur la **Figure 4** que la quasi totalité du territoire est couverte par ces deux niveaux de qualité d'habitat. On peut donc en conclure que les portions moins favorables à une espèce comportent des caractéristiques d'habitat importantes pour une ou plusieurs autres espèces. Si on s'intéresse seulement à l'indice de qualité élevé, on peut constater qu'une grande partie du territoire est également couvert par ce niveau de qualité (**Figure 5**).

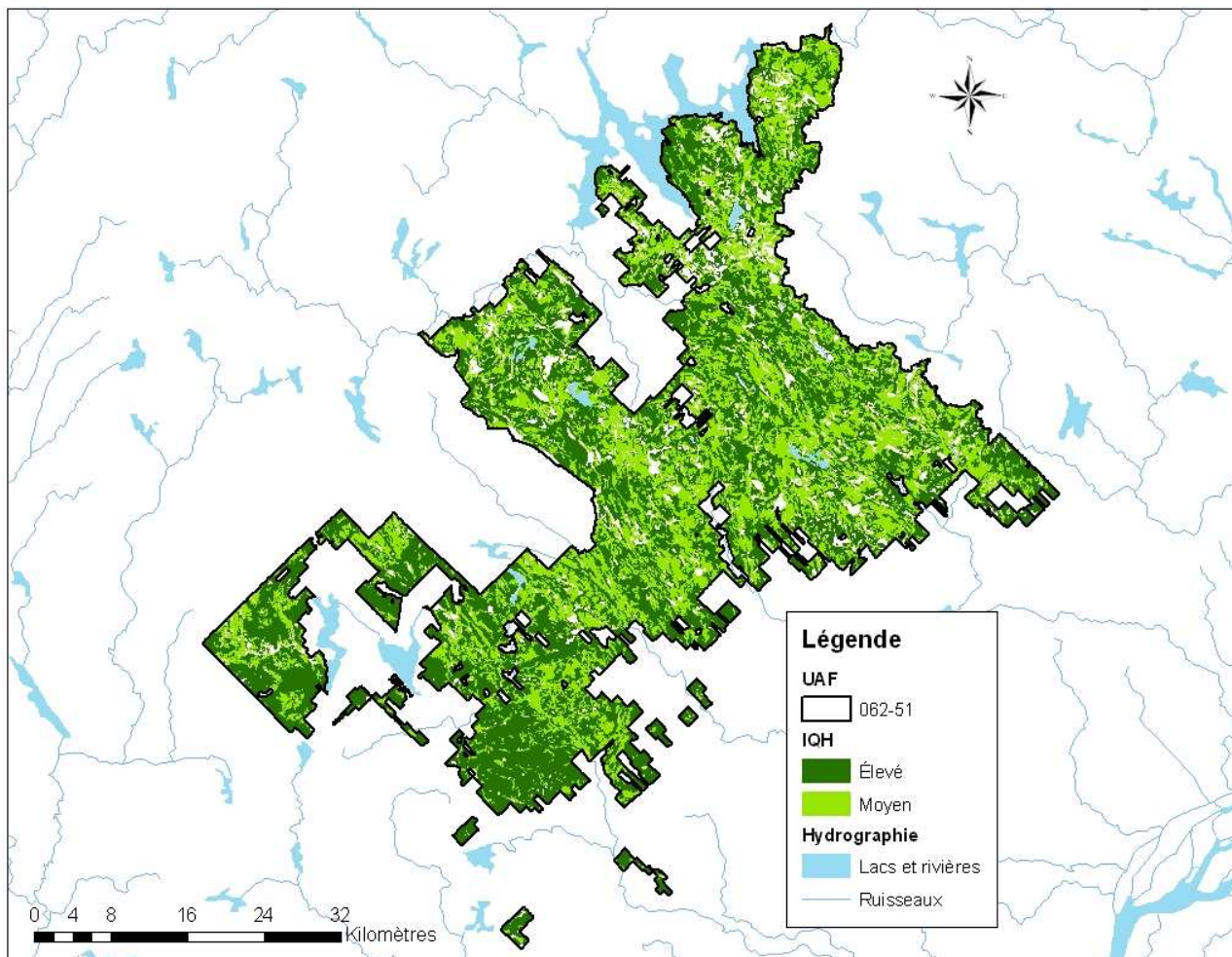


Figure 4. Indice de qualité d'habitat élevé et moyen sur le territoire de l'UAF 062-51

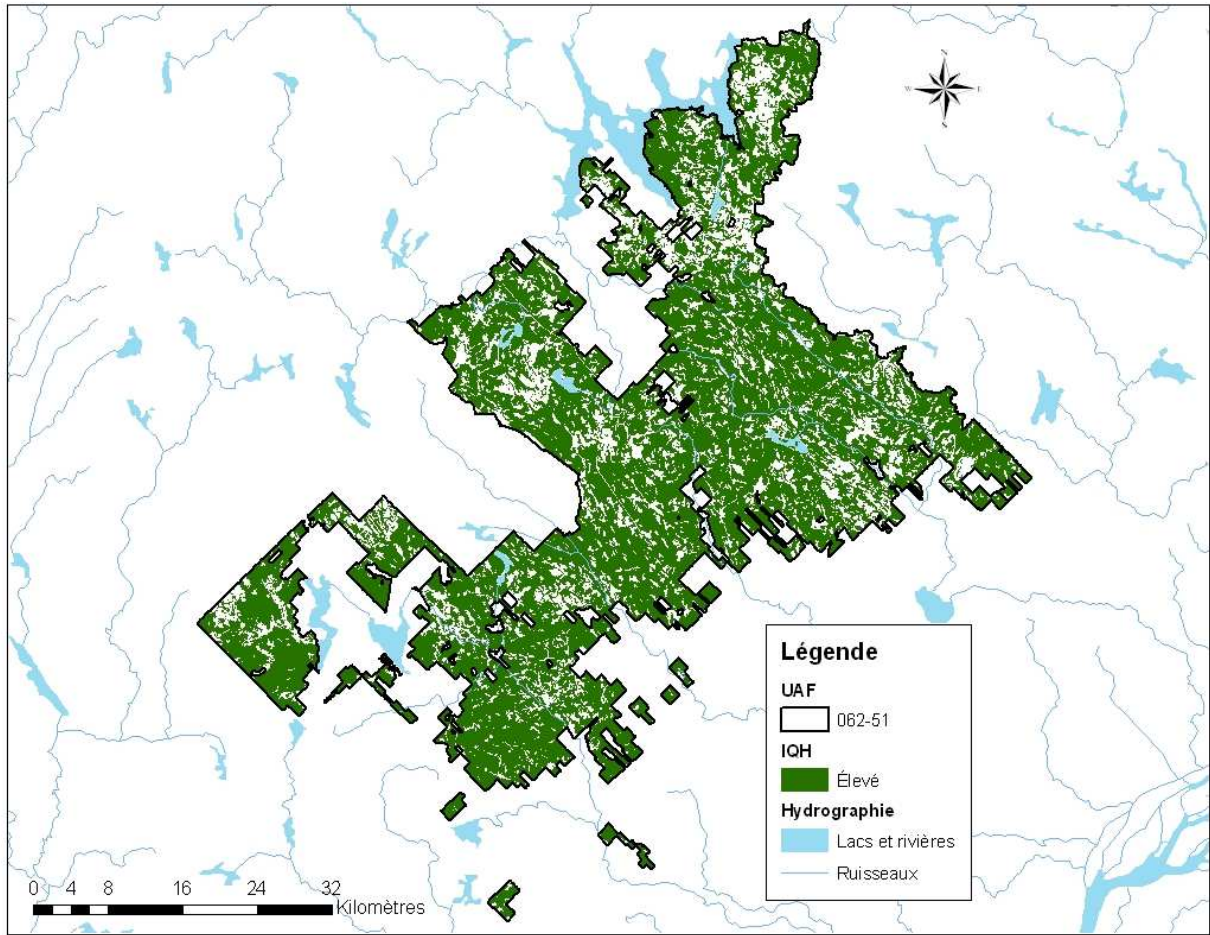


Figure 5. Indice de qualité d'habitat élevé sur le territoire de l'UAF 062-51

Produits forestiers non-ligneux

Bien que la matière ligneuse soit la ressource forestière la plus exploitée présentement, la forêt méridionale regorge d'autres produits qui pourraient à moyen ou long terme faire l'objet d'une exploitation commerciale. Pour le territoire à l'étude, on peut penser, entre autres, à l'if du Canada, à plusieurs espèces de champignons comestibles (morille, bolet comestible, chanterelle comestible), aux bleuets, aux arbres à noix (caryers), et la résine de sapin.

Conservation du bois mort

Qu'il s'agisse de chicots ou de débris ligneux au sol, le bois mort constitue une composante de la structure forestière essentielle au maintien de plusieurs processus écologiques. En se dégradant, les débris ligneux au sol absorbent eau et nutriments, de sorte qu'ils constituent des lits de germination pour plusieurs espèces végétales et fongiques, en plus d'assurer un apport constant de nutriments dans le sol. Le bois mort constitue également l'habitat de communautés d'invertébrés diversifiées dont la biomasse considérable est nécessaire à l'équilibre de la chaîne alimentaire. Il s'agit aussi de structures de nidification essentielles à la reproduction de plusieurs espèces d'oiseaux, de chiroptères et d'autres micromammifères. La survie de plusieurs espèces de micromammifères, de reptiles et d'amphibiens, notamment les salamandres, dépend de ces structures qui fournissent un couvert de protection à la fois contre les prédateurs et contre les conditions défavorables du milieu. À l'échelle du paysage et du peuplement, la disponibilité (quantité) et la distribution spatio-temporelle du bois mort peut influencer l'abondance de certaines espèces (Harmon et al., 1986). Par ailleurs, l'intérêt biologique d'une unité de bois mort (chicot, souche ou bille) dépend également de la qualité de celle-ci e.g. essence, volume, diamètre, stade de décomposition. L'ensemble de ces facteurs doit être considéré lorsqu'il s'agit d'évaluer l'importance relative du bois mort résiduel sur les parterres de coupes.

Depuis la reconnaissance de l'importance écologique du bois mort, diverses mesures instaurées à l'échelle des peuplements et des paysages visent à maintenir une quantité suffisante de bois mort dans les forêts aménagées. À l'échelle du paysage, le MRNF a implanté, avec la mise en œuvre des PGAF 2008-2013, une norme relative à la conservation de lisières boisées riveraines soustraites à l'aménagement forestier. Selon les lignes directrices associées à cet objectif de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier (OPMV), cette mesure vise à « permettre à des arbres de diverses essences d'atteindre de fortes dimensions et éventuellement de devenir de gros chicots ou de gros débris ligneux » (Déry, S. et P. Labbé, 2006). À cet effet, 20 % de la superficie productive totale des lisières boisées riveraines, par unité territoriale de référence (UTR), a été soustraite de façon permanente de tout aménagement forestier. Pour la période 2008-2013, l'exercice a été effectué seulement sur les UTR touchées par la planification quinquennale. Cette mesure devrait permettre d'augmenter la proportion de bois mort présent sur le territoire aménagé.

Débris ligneux au sol

Problématique

Les débris ligneux au sol constituent un élément important pour le maintien des processus écologiques. Le volume de débris ligneux pour le domaine de l'érablière à bouleau jaune de l'Est se situe entre 51 et 55 m³/ha selon Leduc et Bergeron (1998). Dans le régime d'aménagement

inéquienne qui utilise la coupe de jardinage, les niveaux de débris ligneux ne sont généralement pas considérés comme problématique. Afin de confirmer cette affirmation, MC Forêt a effectué des inventaires et des analyses afin d'évaluer la quantité et la qualité de divers types de bois mort (débris ligneux au sol, chicots et arbres moribonds) sur les superficies traitées en coupe de jardinage lors de l'année forestière 2008-2009. Entre 1990 et 2010, 46% des coupes effectuées sur l'UAF 062-51 étaient jardinées.

Le volume de débris ligneux inventorié comprenait les troncs et branches au sol (DHP > 9,0 cm) de même que les souches (hauteur < 1,3 m). Le volume moyen de débris ligneux estimé suite à la coupe était de $73,6 \pm 38,5$ m³/ha. Ainsi, les résultats obtenus sont comparables aux valeurs estimées dans des forêts matures et d'autres coupes de jardinage effectuées dans la région de l'Outaouais tel que rapporté par Angers et al., 2005.

Objectif visé

En se basant sur les valeurs de débris ligneux en peuplements naturels (Angers et al. 2005), l'objectif de volume minimal a été fixé à 40 m³/ha. Cette valeur correspond à la limite inférieure des volumes mesurés dans des vieilles forêts de l'érablière à bouleau jaune et de l'érablière à tilleul. Les résultats des inventaires de débris ligneux réalisés par MC Forêt à l'été 2009 permettent de constater que les volumes après-coupe sont généralement de beaucoup supérieurs à cet objectif.

Chicots et arbres moribonds

Problématique

Les chicots jouent un rôle important dans le maintien des processus écologiques de la forêt feuillue méridionale. Or, la coupe de jardinage utilisée couramment dans ces forêts tend à réduire la présence des chicots. En effet, plusieurs chicots doivent être abattus au moment des opérations puisqu'ils posent un risque à la sécurité des travailleurs. De plus, l'objectif même de ce type de traitement étant d'éliminer les tiges de mauvaise qualité, l'assainissement des peuplements peut éventuellement mener à un problème de recrutement en chicots puisque les tiges à forte probabilité de mortalité sont systématiquement récoltées.

Les tiges à large diamètre présentent un intérêt faunique particulier, notamment pour les espèces nichant dans des cavités (Fan et al., 2003 ; Bergeron et al., 1997 ; Vaillancourt et al., 2008). Selon ces auteurs, un DHP de 30 cm correspondrait à un seuil à partir duquel les tiges seraient utilisées pour l'établissement de cavités de nidification. Il semble que même les arthropodes et les espèces aviaires de plus petites tailles ont tendance à sur-utiliser les tiges à plus fort diamètre (Saint-Germain et al., 2004 ; Bergeron et al., 1997). Une étude américaine effectuée en forêt feuillue jardinée comparable a, pour sa part, obtenu une densité de chicots de large diamètre (≥ 30 cm) de 12 tiges/hectare (Goodburn et Lorimer, 1998).

En ce qui a trait au stade de décomposition, il a été démontré que l'utilisation des chicots par la faune avait tendance à augmenter avec le stade de dégradation de ceux-ci (Fan et al., 2003 ; Bergeron et al., 1997).

Dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'Est, l'étude non publiée du

MRNF (2009) établit la densité de chicot des forêts anciennes à 58 ti/ha. Selon cette même étude, on compte en moyenne 48 gros chicots par hectare ($\geq 29,1\text{cm}$), avec une variation entre 31 et 71 tiges/ha (Tableau 20). Une autre étude réalisée par Bergeron et al. (1997) sur une forêt peu touchée par l'homme démontre la présence de 40 chicots à l'hectare, dont 11 ayant un diamètre égal ou supérieur à 30 cm.

Objectif visé

Selon l'étude de Doyon et al., (2005), la densité de chicots passe de 156 tiges/ha dans les forêts non-aménagées à 97 dans les aires jardinées alors que Angers et al. (2005) n'ont observé aucune différence entre les deux types de peuplements (49 versus 44 tiges/ha). Par contre, les inventaires effectués dans le cadre de ces études ont eu lieu entre 9 et 12 ans après les interventions forestières. Il est donc possible de croire que les valeurs ainsi obtenues puissent inclure des tiges qui seraient mortes *a posteriori* des opérations de jardinage où la mortalité naturelle des tiges serait notamment accélérée (Angers, 2009 ; Bédard et Brassard, 2002). Sachant que les coupes de jardinage tendent à diminuer la quantité de chicots, l'objectif fixé vise à conserver 100 % des chicots qui ne présentent pas de danger pour les travailleurs. En effet, nous considérons que la sécurité de ceux-ci doit demeurer prioritaire.

Afin de contribuer au recrutement de chicot, nous avons comme objectif de maintenir une certaine quantité d'arbres moribonds sur le parterre de coupe afin de favoriser le recrutement de chicots et de débris ligneux au sol. À l'heure actuelle, le MRNF permet, d'après les *Méthodes d'échantillonnage pour les inventaires d'intervention (inventaire avant traitement) et pour les suivis des interventions forestières (après martelage et après coupe)*, la conservation d'un maximum de 1 m²/ha de tiges de priorité de récolte M de qualité pâte. L'objectif établi pour l'UAF 062-51 concernant cette composante a donc été fixé à 1 m²/ha d'arbre moribond conservé sur les parterres de coupe. En fonction de la priorité de récolte établie par le MRNF, des tiges Mo pourraient également ne pas être martelées.

Suivi des chicots

L'inventaire des chicots est réalisé au moment de la relecture des parcelles post-traitement. Pour chaque chicot inventorié, l'essence est identifiée et le DHP estimé. Un total de 29 parcelles d'inventaire de la saison 2009-2010 a été relu à ce jour. Ces résultats partiels montrent qu'en moyenne, 82 tiges à l'hectare seraient laissées sur pied suite aux coupes partielles. Parmi les chicots résiduels par hectare compilés, 15% des tiges présenteraient un DHP supérieur à 30 cm (12 tiges/ha).

Arbres moribonds

Considérant que les coupes couvrent une proportion relativement faible du territoire annuellement, nous croyons que les mesures de conservation des arbres moribonds et des chicots mises en place permettent de d'assurer une disponibilité suffisante en nécro-masse dans le paysage pour maintenir les processus écologiques.

Références

- Alvarez, É. 2009. Le couvert forestier lanadois maintient-il ses caractéristiques préindustrielles ?, 21 p.
- Angers, V. A., C. Messier, M. Beaudet et A. Leduc, 2005. Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Quebec. *Forest Ecology and Management*, 217 : 275-293.
- Angers, V.-A. (2009). L'enjeu écologique du bois mort – Complément au Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire, Québec, pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 45 p.
- Barrette, M. and Bélanger, L. 2007. Historical reconstitution of the preindustrial landscape of the ecological region of the high hills of the lower Saint-Maurice. *Can. J. For. Res.* 37: 1147-1160.
- Bergeron, Y., Cyr, D., Drever, C.R., Flannigan, M., Gauthier, S., Kneeshaw, D.D., Lauzon, E., Leduc, A., Le Goff, H., Lesieur, D. et K. Logan. 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):2737-2744.
- Bergeron, D., M. Darveau, A. Desrochers et J.-P. L. Savard, 1997. Impact de l'abondance des chicots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts conifériennes et feuillues du Québec méridional. Série de rapports techniques No 271F, Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, Sainte-Foy, vi + 24 p.
- Bérubé, P. et A.-M. Cabana. 1997. Programme de calcul du pourcentage maximal de coupe acceptable pour la conservation des écosystèmes aquatiques (version 1.0). Guide de l'utilisateur. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale du patrimoine faunique et naturel, Direction de la faune et des habitats. 21 p. + 1 disquette.
- Bouffard, D., Doyon, F., and Nolet, P. 2003. Historique et dynamisme écologique de la végétation forestière de la réserve faunique Rouge-Matawin de 1930 à nos jours. 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):1035-1043.
- Bureau du Forestier en Chef. 2008. Résultats du calcul de possibilité forestière – UAF 062-51. Site Internet. http://www.forestierenchef.gouv.qc.ca/fichiers/documents/resultats/uaf/FEC-FIC-723-62-51_v12.pdf, consulté le 3 février 2011.
- Centre de Données sur le Patrimoine naturel du Québec. Liste des plantes menacées ou vulnérables selon la présence et le potentiel de présence dans les régions administratives.

Site internet. http://www.cdpnq.gouv.qc.ca/pdf/liste_PMV_RepaRA_08_2008.pdf, consulté le 12 février 2008.

Centre de Données sur le Patrimoine naturel du Québec. 2008. Les plantes vasculaires menacées ou vulnérables du Québec. 3e édition. Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs, Québec. 180 p.

Déry, S. et P. Labbé, 2006. Lignes directrices rattachées à l'objectif sur la conservation du bois mort dans les forêts aménagées : sélection de lisières boisées riveraines à soustraire de l'aménagement forestier, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier, 15 p.

Doyon 2008. Aménagement écosystémique de la forêt feuillue tempérée : opportunités et défis. Présentation dans le cadre du Symposium Nord-Américain sur l'aménagement écosystémique de la forêt feuillue. Gatineau, 13-15 mai 2008. Organisé par l'Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue.

Doyon, F., D. Gagnon et J.-F. Giroux, 2005. Effects of strip and single-tree selection cutting on birds and their habitat in southwestern Québec northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 209: 101-115.

Doyon, F. et S. Sougavinski. 2002. Caractérisation du régime de perturbations naturelles de la forêt feuillue du nord-est de l'Amérique du Nord. Rapport scientifique. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue. 116 p.

Doyon, F, Bouffard, D. et J. Poirier. 2002. Classification et cartographie des habitats fauniques basée sur les caractéristiques structurales des peuplements forestiers de l'Outaouais. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Québec. Rapport technique, 140p. et annexe.

Drever, R., Peterson, G., Messier, C., Bergeron, Y. and Flannigan, M. 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? *Can. J. For. Res.* 36(9):2285-2299.

Fan, Z., S. R. Shifley, M. A. Spetich, F. R. Thompson III, et D. R. Larsen, 2003. Distribution of cavity trees in Midwestern old-growth and second-growth forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 1481-1494.

Forget, É. 2008 Planification spatialement explicite dans le contexte de l'aménagement écosystémique : un exemple concret. Présentation dans le cadre du Symposium Nord-Américain sur l'aménagement écosystémique de la forêt feuillue. Gatineau, 13-15 mai 2008. Organisée par l'Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue.

Forget, É. 2009. Portrait de la forêt historique des UAF 72-51 et 64-52. Document préparé dans le cadre de la certification FSC. MC Forêt inc. Juin 2009. 25 pages.

- Goodburn, J.M., et C. G. Lorimer, 1998. Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan. *Canadian Journal of Forest Research*, 28: 427-438.
- Harmon, M. E., J.-F. Franklin, F. J. Swanson, P. Sollins, S. V. Gregory, J. D. Lattin, N. H. Anderson, S. P. Cline, N. G. Aumen, J. R. Sedell, G. W. Lienkaemper, K. Jr. Cromack and K. W. Cummins, 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15 : 133-302.
- Hunter, M.L.H. 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Jardon, Y. 2001. *Analyses temporelles et spatiales des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec*. Thèse de Doctorat, Université du Québec à Chicoutimi. 157 p.
- Langevin, R. et A. P. Plamondon, 2004. *Méthode de calcul de l'aire équivalente de coupe d'un bassin versant en relation avec le débit de pointe des cours d'eau dans la forêt à dominance résineuse*, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'environnement forestier et Université Laval, Faculté de foresterie et de géomatique, code de diffusion 2005-3008, 24 p.
- MacKenny, H. C., W. S. Keeton, T. M. Donovan, 2006. Effects of structural complexity enhancement on eastern red-backed salamander (*Plethodon cinereus*) populations in northern hardwood forests. *Forest Ecology and Management*, 230 : 186-196.
- Marmen Vallée. D. (en cours). *Portrait du territoire Lanaudois et de ses ressources naturelles*.
- Ministère des Ressources naturelles, 2002. *Tige, Manuel de l'utilisateur*, version 3.04, gouvernement du Québec, 209 p.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008. *Méthodes d'échantillonnage pour les inventaires d'intervention (inventaire avant traitement) et pour les suivis des interventions forestières (après martelage et après coupe)*, Exercice 2008-2009, gouvernement du Québec, Direction de l'aménagement des forêts publiques et privées, code de diffusion 2008-3016, 196 p.
- Nolet, P., Forget, E., Bouffard, D., et Doyon, F. 2001. *Reconstitution historique du dynamisme du paysage forestier du bassin de La Lièvre au cours du 20^{ième} siècle*. 114 p. 2001. Ripon, Qc. Canada., Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue.
- Nolet, P., Sougavinski, S. et Doyon, F. 1999. *Caractérisation du régime des perturbations naturelles de la Réserve faunique Papineau-Labelle*. Industries James MacLaren et Forêt Québec. Écoforesterie consultants.
- Peterson, C. J. et Pickett, S.T.A. 1991. Treefall and resprouting after windthrow. *Forest Ecology and Management*. 42: 205-217.

- Roy, M.-È., V. McCullough, F. Doyon et J. Poirier. 2010a. Portrait forestier historique du territoire des unités d'aménagement forestier 062-51 & 062-52. Rapport technique. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue. 90 p.
- Roy, M.-È., V. McCullough, E. Mauri Ortuno et F. Doyon. 2010b. La détermination des enjeux écologiques régionaux liés à la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique sur le territoire des unités d'aménagement forestier (UAF) 62-52 & 62-51. Rapport technique. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue. 67 p. et annexes.
- SAINT-GERMAIN, M., P. DRAPEAU et C. HÉBERT (2004). "Xylophagous insect species composition and patterns of substratum use on fire-killed black spruce in central Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 677-685.
- Service canadien des forêts, 2007. Notes sur les ravageurs, N°2, Chancre du noyer cendré, [En ligne] <http://scf.rncan.gc.ca/nouvelles/457>, consulté le 17 décembre 2009.
- Vaillancourt, M.-A., P. Drapeau, S. Gauthier et M. Robert, 2008. Availability of standing trees for large cavity-nesting birds in the eastern boreal forest of Québec, Canada. *Forest Ecology and Management*, 255: 2272-2285.

Annexe 1 : Taux régressifs de l'effet de la coupe utilisés pour le calcul de l'aire équivalente de coupe

Tableau 1 Taux régressifs standards de l'effet de la coupe, des traitements sylvicoles et des perturbations naturelles sur le débit de pointe selon l'âge de l'intervention ou de la perturbation et les caractéristiques de la régénération résineuse

| A | B | C | D | E | F | G | H | I |
|--|-------------|---|---|----------------------------|------------|------------|--|-------------------------------------|
| Régénération résineuse | | Âge de l'intervention ou de la perturbation (année) | TREC standards par type d'intervention ou de perturbation ¹ (%) | | | | | |
| Surface terrière (DHP > 1 cm) (m ² /ha) | Hauteur (m) | | <i>CPR, CT, CRS, RPS CRB, ETR, P, PLN, PLR PLB, RRB, RRN, RRR CB², CTR², DRM³, DRC³ BR avec route</i> | <i>CPH CBT CPE</i> | <i>CPT</i> | <i>EPC</i> | <i>EC, CAM, CA CP, CE, CPM CPC, ECE, ECL CJ⁴, CJP⁴, CJT⁴ CEA⁴, CPF⁴</i> | <i>ES CHT BR sans route</i> |
| | 0,5 | 0 | 100 | 85 | 75 | 85 | 35 | 80 |
| | 0,65 | 1 | 100 | 80 | 70 | 80 | 30 | 80 |
| | 0,8 | 2 | 100 | 75 | 65 | 75 | 25 | 80 |
| | 0,95 | 3 | 100 | 70 | 60 | 70 | 20 | 80 |
| | 1,1 | 4 | 100 | 65 | 55 | 65 | 15 | 80 |
| | 1,25 | 5 | 100 | 60 | 55 | 60 | 10 | 80 |
| | 1,5 | 6 | 95 | 55 | 50 | 55 | 5 | 75 |
| 1 | 1,75 | 7 | 90 | 55 | 45 | 55 | 0 | 70 |
| 2 | 2 | 8 | 85 | 50 | 45 | 50 | | 70 |
| 3 | 2,25 | 9 | 80 | 45 | 40 | 45 | | 65 |
| 4 | 2,5 | 10 | 75 | 45 | 35 | 45 | | 60 |
| 6 | 2,75 | 11 | 70 | 40 | 35 | 40 | | 55 |
| 8 | 3 | 12 | 65 | 35 | 30 | 35 | | 50 |
| 10 | 3,25 | 13 | 60 | 35 | 30 | 35 | | 50 |
| 12 | 3,5 | 14 | 55 | 30 | 25 | 30 | | 45 |
| 13 | 3,75 | 15 | 55 | 30 | 25 | 30 | | 40 |
| 14 | 4 | 16 | 50 | 25 | 20 | 25 | | 40 |
| 15 | 4,25 | 17 | 45 | 25 | 15 | 25 | | 35 |
| 17 | 4,5 | 18 | 45 | 20 | 15 | 20 | | 35 |
| 20 | 4,75 | 19 | 40 | 15 | 15 | 15 | | 30 |
| 22 | 5 | 20 | 35 | 15 | 10 | 15 | | 30 |
| 25 | 5,25 | 21 | 35 | 15 | 10 | 10 | | 30 |
| 26 | 5,5 | 22 | 30 | 10 | 10 | 10 | | 25 |
| 27 | 5,75 | 23 | 30 | 10 | 10 | 5 | | 25 |
| 29 | 6 | 24 | 25 | 10 | 5 | 0 | | 20 |
| 30 | 6,25 | 25 | 25 | 10 | 0 | | | 20 |
| 36 | 6,5 | 26 | 20 | 5 | | | | 15 |
| 38 | 6,75 | 27 | 15 | 0 | | | | 15 |
| 40 | 7 | 28 | 15 | | | | | 10 |
| 41 | 7,25 | 29 | 15 | | | | | 10 |
| 42 | 7,5 | 30 | 10 | | | | | 10 |
| 43 | 7,75 | 31 | 10 | | | | | 10 |
| 44 | 8 | 32 | 10 | | | | | 10 |
| 46 | 8,25 | 33 | 10 | | | | | 5 |
| 48 | 8,5 | 34 | 5 | | | | | 5 |
| 53 | 8,75 | 35 | 0 | | | | | 0 |

1. Les types de coupe et de traitement sylvicole (intervention), ainsi que les types de perturbation naturelle sont identifiés en italique à l'aide des codes de la cartographie écoforestière du MRNFP (2003a) (annexe A).
2. Les surfaces soumises à la *CB* et à la *CTR* doivent être préalablement pondérées en fonction de leur portion réelle récoltée, avant application du TREC.
3. Les TREC du *DRM* et du *DRC* sont ceux de la *CPR* décalés de 5 ans (i.e. le TREC d'une *DRM* de 2 ans équivaut à celui d'une *CPR* de 7 ans).
4. Il n'existe actuellement pas suffisamment de données scientifiques pour établir les TREC de la coupe en forêt feuillue. Cependant, afin d'étendre l'utilisation de la méthode aux peuplements feuillus de la forêt mixte à dominance résineuse, les TREC retenus temporairement pour les divers types de coupe en peuplements feuillus sont ceux de coupes similaires en peuplements résineux. Cependant l'effet potentiel de la récolte en forêt feuillue sur le débit de pointe des cours d'eau étant de plus courte durée que celui de la récolte en forêt résineuse, cette façon de faire entraîne une surestimation des aires équivalentes de coupe en forêt feuillue.

Annexe 2 : Description des modèles utilisés pour le calcul de l'indice de qualité de l'habitat - Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent

Bécasse d'Amérique (*Scolopax minor*)

Croteau P. 1996. Proposition d'IQH de la bécasse d'Amérique (*Scolopax minor*) sur la Seigneurie Nicolas-Riou. Travail présenté dans le cadre du cours : Travail dirigé FAU-606-93, UQAR, 36p.

DESCRIPTION SOMMAIRE DU MODÈLE DE QUALITÉ D'HABITAT DE LA BÉCASSE D'AMÉRIQUE

Les habitats les plus susceptibles d'abriter la bécasse ont été définis à partir des connaissances générales concernant cette espèce. Sachant que la bécasse d'Amérique préfère les habitats où la végétation est au stade de la régénération, feuillue ou mélangée, nous avons proposé de sélectionner les sites en fonction du type de peuplement et de sa hauteur.

La prémisses de base de cette classification est que ces types d'habitats contiennent les caractéristiques nécessaires au cycle vital de la bécasse. Ces habitats offrent une biomasse de vers appréciable grâce à un régime hydrique frais. De plus, les caractéristiques du couvert permettent la nidification et l'élevage durant l'été, alors que les aulnaies servent davantage durant l'automne. Cependant, ces critères d'évaluation ne tiennent pas compte des territoires de croule, qui sont en général peu éloignés des habitats de jour. De plus, ils ne permettent pas d'évaluer le potentiel d'habitat de la bécasse en différentes classes de qualité (nulle, faible, moyenne et forte).

Le modèle de qualité d'habitat de la bécasse peut être amélioré en effectuant une pondération des peuplements existants, en fonction de leur distance à un territoire de croule. Cette pondération permet de développer un IQH plus fiable pour la bécasse d'Amérique.

A) Le territoire de croule (CROULE) :

La qualité du territoire pour la croule est évaluée selon deux paramètres : la densité et la hauteur des peuplements. La valeur d'un peuplement pour le croule est donc établie en additionnant sa valeur de densité (DENS) à sa valeur de hauteur (HAUT). Finalement, on divise la somme par deux pour obtenir sa valeur comme site de croule (CROULE).

B) Distance entre les habitats (COTDIST) :

La valeur d'un peuplement pour la croule ayant été établie par les variables mentionnées plus haut, il ne reste qu'à pondérer cette valeur à l'aide de la distance (bordure de peuplement à bordure de peuplement) pour obtenir la valeur des habitats de jour identifiée (feuillus ou mélangés, de hauteur 5 ou 6 ou les aulnaies, de régime hydrique 3 ou 4 (ou classe de drainage de 3* ou 4*)).

C) Formulation du modèle de qualité d'habitat de la bécasse d'Amérique :

La formulation de ce modèle s'exprime par l'équation suivante :

$$IQH = (CROULE + COTDIST)/2$$

Une classe de qualité (entre 0 et 1) comme habitat pour la bécasse est attribuée à un peuplement en fonction du résultat de l'IQH (NULLE = [0 - 0,32] ; FAIBLE =]0,32 - 0,60] ; MOYENNE =]0,60 - 0,77] et ÉLEVÉE =]0,77 - 1,00]).

Il est à noter que les aires de croule ne correspondant pas aux peuplements de jour ont une valeur de 0,5 si leur valeur de croule est supérieure à 0,32.

MISE EN GARDE : Le présent indice de qualité de l'habitat est un modèle basé sur les connaissances actuelles de l'habitat de la bécasse d'Amérique. Il devra être soumis à un processus de validation et bonifié au besoin.

Gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*)

Blanchette, P. 1995. Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus* L). Gouv. du Québec, Min. de l'Environnement et de la Faune, Direction générale de la ressource faunique et des parcs, Gestion intégrée des ressources, doc. tech. 95/.

DESCRIPTION SOMMAIRE DU MODÈLE DE QUALITÉ D'HABITAT DE LA GÉLINOTTE HUPPÉE

Le modèle de qualité d'habitat de la gélinotte huppée a été élaboré par Blanchette (1995) suite à une consultation avec les biologistes du département de biologie, de chimie et des sciences de la santé de l'Université du Québec à Rimouski.

Le modèle de Blanchette (1995) se compose de trois variables : les peuplements de tambourinage, de nidification et d'alimentation hivernale (TNAH), les peuplements propices à l'élevage des couvées (ELEV) et les peuplements de couverts de protection hivernale (COUV). Ainsi, l'habitat de la gélinotte huppée est défini selon trois grands types de peuplements forestiers dont chacun se caractérise par une composition et une structure différentes. Ces peuplements sont utilisés plus ou moins intensivement au cours de l'année et remplissent une ou plusieurs fonctions essentielles à la survie et à la reproduction de cette espèce.

A) Peuplements de tambourinage, nidification et alimentation hivernale (TNAH) :

Les peuplements feuillus ou mélangés à dominance feuillue matures constituent un habitat adéquat tant pour le tambourinage, la nidification et l'alimentation hivernale. Ainsi, les peuplements ont été qualifiés en fonction de leur type de couvert, de leur densité et de leur hauteur. Un indice de qualité variant entre 0 et 3 est associé à chacune de ces variables (une valeur maximale de 3 indique une excellente qualité d'habitat).

B) Peuplements pour l'élevage des couvées (ELEV) :

Les milieux susceptibles de procurer une strate herbacée dense, tels que les coupes totales régénérées ou les autres milieux ouverts, sont considérés comme étant des peuplements de bonne qualité pour cette période du cycle vital. À partir de ces informations, une valeur de qualité en termes d'habitat d'élevage des couvées a été attribuée aux peuplements forestiers sur la base de leur type de couvert, de leur densité et de leur hauteur.

C) Peuplements de couvert de protection hivernale (COUV) :

En hiver, lorsque les conditions sont difficiles, les peuplements résineux ou mélangés à dominance résineuse, au couvert dense, sont essentiels à la survie de la gélinotte huppée. Une valeur de qualité en termes de couvert de protection hivernale a été attribuée aux peuplements forestiers sur la base de leur type de couvert forestier, de leur densité et de leur hauteur.

D) Formulation du modèle de qualité d'habitat de la gélinotte huppée :

Les variables incluses dans ce modèle sont considérées comme déterminantes de la qualité de l'habitat de l'espèce. Ainsi, si l'une ou l'autre de ces variables obtient une valeur nulle, la valeur finale de cet indice doit être également nulle. De cette manière, chacune des variables est essentielle au sein du modèle. Comme la gélinotte huppée utilise plusieurs types de milieux au cours d'un cycle annuel, la valeur de son habitat va donc dépendre d'un assemblage de différents types de peuplements forestiers localisés l'un près de l'autre. Ainsi, pour l'attribution d'un IQH à un polygone, on doit considérer à la fois ses propres caractéristiques et celles des polygones voisins. On a attribué une valeur à chacun des 3 paramètres de l'IQH pour tous les polygones qui touchent le polygone faisant l'objet de l'évaluation. Ainsi, pour un polygone donné, on prend la valeur la plus élevée des 3 paramètres de l'IQH qui lui a été attribuée. Par la suite, pour les deux autres paramètres, on choisit la valeur la plus élevée parmi l'ensemble constitué des polygones voisins et du polygone central. Finalement, il est possible d'obtenir la valeur de l'IQH du polygone central à l'aide de l'équation suivante :

$$IQH = ((TNAH * ELEV * COUV)^{0,33})/3$$

La moyenne géométrique des trois paramètres déterminant la qualité d'habitat de cette espèce est divisée par 3 afin de toujours situer les valeurs de l'IQH entre 0 et 1.

Une valeur d'habitat pour la gélinotte huppée est attribuée à un peuplement en fonction de son IQH (NULLE = 0 ; FAIBLE =]0 - 0,60] ; MOYENNE =]0,60 - 0,87] et ÉLEVÉE =]0,87 - 1,00]).

MISE EN GARDE : Le présent indice de qualité de l'habitat est un modèle basé sur les connaissances actuelles de l'habitat de la gélinotte huppée. Il devra être soumis à un processus de validation et bonifié au besoin.

Grand pic (*Dryocopus pileatus*)

Lafleur, P-E et P. Blanchette. 1993. Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour le Grand Pic (*Dryocopus pileatus* L), Doc. Tech 93/3, 30p.

DESCRIPTION SOMMAIRE DU MODÈLE DE QUALITÉ D'HABITAT DU GRAND PIC

Ce modèle, développé dans le cadre du projet de la gestion intégrée des ressources (Lafleur et Blanchette, 1993), utilise les paramètres disponibles au niveau des inventaires forestier et écoforestier du MRN, auxquels s'ajoutent les paramètres supplémentaires visant à caractériser les habitats fauniques (voir, LaRue et al. 1992). Cet IQH s'inspire des résultats d'études ayant été faites dans des forêts de l'Est de l'Amérique du Nord, de même que des données d'inventaires forestiers et d'éléments structuraux des forêts du Québec. Ce modèle intègre les exigences du Grand Pic en termes d'habitat de reproduction, d'alimentation et d'abri et ce, pour toutes les saisons.

A) Composition en essence (COMPES)

Dans l'Est de son aire de répartition, le Grand Pic se retrouve principalement dans les forêts feuillues ou mixtes à dominance feuillue qui lui procurent des arbres d'un diamètre suffisant et en quantité suffisante pour la construction du nid. Les forêts mixtes à dominance résineuse de même que les pinèdes blanches et rouges, les prucheraies et les cédrières sont également susceptibles d'offrir des conditions d'habitat adéquates au Grand Pic. Les forêts résineuses, bien qu'étant utilisées par le Grand Pic, n'offrent pas des conditions aussi favorables que les forêts feuillues et mixtes. Ainsi, des valeurs ont été associées aux groupements d'essences en fonction de leur composition.

B) Structure de la forêt (DENHAU)

Le Grand Pic s'observe principalement dans les forêts matures denses, particulièrement pour la reproduction. Ces peuplements présentent un couvert arborescent dense (+ de 60% de couverture) et haut (+ de 20 m). Comme c'est plutôt la structure du peuplement correspondant au stade mature qui rend ce dernier attrayant pour le Grand Pic, la hauteur du peuplement est considérée comme indicatrice du stade de développement de la forêt. À partir des connaissances des exigences du Grand Pic relativement à la densité et la hauteur des peuplements, une valeur a été associée à chacune des classes de densité-hauteur.

C) Disponibilité de chicots (TIGES)

Un des éléments importants de la structure de la forêt pour le Grand Pic est la présence de chicots en nombre suffisant et d'un diamètre adéquat. Les chicots de 35 cm et plus au DHP sont ceux qui sont les plus utilisés par le Grand Pic dans l'Est de l'Amérique du Nord. Des valeurs ont donc été associées aux classes de densité de chicots (nb/ha) d'un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) suffisant soit 35 cm et plus. Cependant, en absence de cette variable (TIGES), l'IQH sera quand même calculé mais l'utilisateur en sera avisé.

D) Formulation du modèle :

Les variables qui sont incluses dans cet indice de qualité de l'habitat sont considérées comme étant mutuellement exclusives ou indépendantes. De plus, si l'une ou l'autre de ces variables obtient une valeur nulle, la valeur finale de cet indice doit être également nulle. Aussi une faible valeur d'une de ces variables ne peut être entièrement compensée par une valeur élevée d'une autre variable. Ce genre de relation entre les variables peut s'exprimer à l'aide d'une moyenne géométrique où, l'incidence d'une valeur nulle pour une variable du modèle permet d'avoir une valeur d'indice nulle. En conséquence, l'indice de qualité de l'habitat du Grand Pic s'exprime de la sorte, soit:

$$IQH = ((COMPES * DENHAU * TIGES)^{0,33}) / 3$$

La moyenne géométrique est divisée par 3 afin que les valeurs de l'IQH se situent entre 0 et 1. Une classe de qualité comme habitat pour le Grand Pic est attribuée à un peuplement en fonction du résultat de l'IQH (0 = NULLE ; FAIBLE = [0,33 - 0,53] ; MOYENNE = [0,60 - 0,76] ; ÉLEVÉE = [0,87 - 1,00]).

MISE EN GARDE : Le présent indice de qualité de l'habitat est un modèle basé sur les connaissances actuelles de l'habitat du Grand Pic. Il devra être soumis à un processus de validation et bonifié au besoin.

Lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*)

Guay, S. 1994. Modèle d'indice de qualité de l'habitat pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec. Gouvernement du Québec, Min. de l'Environnement et de la Faune, Direction générale de la ressource faunique et des parcs, Gestion intégrée des ressources, doc. tech. 93/6.

DESCRIPTION SOMMAIRE DU MODÈLE DE QUALITÉ D'HABITAT DU LIÈVRE D'AMÉRIQUE

Ce modèle de qualité d'habitat est basé sur une estimation de la capacité de chaque peuplement forestier à fournir abri et nourriture pour le lièvre. À l'origine, ce modèle comportait deux paramètres, soit l'indice de qualité d'habitat du peuplement (IQHP) et l'indice de qualité de l'écotone (IQHÉ) afin d'estimer l'effet de bordure entre deux peuplements. Cependant, ce deuxième indice n'a pas été retenu puisque les résultats des deux calculs étaient fortement comparables pour un effort beaucoup plus grand (Pierre Blanchette, comm. pers.).

A) Indice de qualité d'habitat des peuplements forestiers (IQHP) :

Ce paramètre du modèle attribue à chaque peuplement forestier d'un territoire une valeur basée sur la qualité d'habitat qu'il représente pour le lièvre. Les peuplements les plus intéressants (Résineux ou mélangés à dominance résineuse de classes de densité A, B ou C et de classes de hauteur 4 ou 5) reçoivent un indice élevé (0,75) tandis que les moins intéressants se voient attribuer l'indice nul (0).

B) Formulation du modèle de qualité d'habitat du lièvre d'Amérique :

Ce modèle de qualité d'habitat se résume au simple calcul de la variable IQHP. Ainsi, le modèle prend la forme suivante :

$$IQH = IQHP$$

Une classe de qualité comme habitat pour le lièvre d'Amérique est attribuée à un peuplement en fonction du résultat de l'IQH (NULLE = 0 ; FAIBLE = 0,25 ; MOYENNE = 0,50 et ÉLEVÉE = 0,75).

MISE EN GARDE : Le présent indice de qualité de l'habitat est un modèle basé sur les connaissances actuelles de l'habitat du lièvre d'Amérique. Il devra être soumis à un processus de validation et bonifié au besoin.

Martre d'Amérique (*Martes americana*)

Larue, P. 1992. Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour la martre d'Amérique (*Martes americana* Turton) au Québec. Gouvernement du Québec, Min. du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Dir. gén. de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources, doc. tech. 92/7.

DESCRIPTION SOMMAIRE DU MODÈLE DE QUALITÉ D'HABITAT DE LA MARTRE D'AMÉRIQUE

La martre d'Amérique est associée aux forêts matures et surannées à dominance résineuse. Le modèle présenté postule que l'hiver est la saison limitante pour la martre d'Amérique. Ce postulat est basé sur l'importance d'une disponibilité adéquate de nourriture et d'un bon couvert pour maintenir l'équilibre énergétique. Parmi les variables importantes retenues dans ce modèle, mentionnons la composition et la densité en conifères (CEDC), le stade de développement (SDEVEL) des forêts et finalement les débris ligneux (DLIGNEUX).

A) Composition et densité en conifères (CEDC) :

Cette composante a été développée pour tenir compte de l'importance de la densité des conifères au sein des différents types de couverts. Les cotes 0, 1, 2 et 3 représentent la qualité de la densité en conifères (CEDC) des différents types de couverts.

B) Le stade de développement des forêts (SDEVEL) :

Un aspect important de l'habitat de la martre d'Amérique est le stade de développement des forêts. Ce paramètre répond entre autres au besoin d'abri, procure une bonne interception de la neige et facilite l'accès aux débris ligneux. De plus, les forêts ayant atteint la maturité sont plus susceptibles aux perturbations naturelles et offrent généralement une meilleure production de débris ligneux. La hauteur est utilisée dans ce modèle afin de décrire la structure d'un peuplement forestier. Les classes de hauteur 1, 2 et 3 prennent la valeur maximale.

C) Les débris ligneux (DLIGNEUX) :

Les débris ligneux offrent des sites privilégiés pour la quête de nourriture et l'établissement des tanières sous-nivales. Les sites offrant le plus grand recouvrement en débris ligneux sont généralement ceux qui sont les plus utilisés par la martre. Les types forestiers dominés par les essences résineuses, particulièrement les sapinières et les pessières, produisent généralement de plus grandes quantités de débris ligneux puisqu'ils sont plus susceptibles aux chablis que ne le sont les forêts feuillues. Afin d'évaluer les débris ligneux, une classification des types de peuplements forestiers par groupement d'essences a été effectuée par le MEF (Pierre Blanchette). Une cote entre 0 et 3 a été attribuée pour chaque type de peuplement forestier.

D) Formulation du modèle de qualité d'habitat de la martre d'Amérique :

Ce modèle a été formulé de manière à ce qu'une valeur faible d'un des paramètres (CEDC, SDEVEL ou DLIGNEUX) devrait avoir pour effet de réduire la valeur globale de l'habitat et ne

peut être compensée entièrement par une valeur élevée d'un autre paramètre. Ce genre de relation entre les variables peut s'exprimer à l'aide d'une moyenne géométrique où l'incidence d'une valeur nulle pour une variable donnée permet d'avoir une valeur d'habitat nulle, soulignant par conséquent que chacune des variables est essentielle au sein du modèle. Le modèle s'exprime selon l'équation suivante :

$$IQH = ((CEDC * SDEVEL * DLIGNEUX)^{0,33})/3$$

On utilise la valeur 3 au dénominateur pour obtenir un indice global se situant entre 0 et 1.

Une classe de qualité d'habitat pour la martre d'Amérique est attribuée à un peuplement en fonction de la valeur de l'IQH (NULLE = 0 ; FAIBLE =]0 - 0,55] ; MOYENNE =]0,55 - 0,87] et ÉLEVÉE =]0,87 - 1,00]).

MISE EN GARDE : Le présent indice de qualité de l'habitat est un modèle basé sur les connaissances actuelles de l'habitat de la martre d'Amérique. Il devra être soumis à un processus de validation et bonifié au besoin.

Orignal (*Alces alces*)

Dans le cas de l'orignal, deux modèles ont été retenus celui de Courtois (1993) et celui d'Aubert et al. (1997) qui est une modification technique du modèle de Courtois. Seul le modèle de Courtois a été validé pour le Parc de la Jacques-Cartier (Ross, 2001).

3.1.1. Modèle de Courtois (1993) extrait du devis de recherche de Ross (2001) :

Courtois (1993) a d'abord effectué une importante revue de littérature sur les besoins de l'orignal pour l'élaboration de son modèle d'IQH au Québec. Des repérages télémétriques provenant du Bas Saint-Laurent et de la Gaspésie ont servi lors à l'élaboration de ce dernier. Des besoins spécifiques pour la mise bas, l'alimentation, la période du rut (chasse) et le début et la fin de l'hiver ont été identifiés. Selon Courtois (1993), aucune des cinq périodes du cycle vital de l'orignal est nettement plus critique que les autres et le milieu doit contenir les éléments suivants pour répondre à ses besoins :

- 1) Une strate d'alimentation terrestre abondante et diversifiée (feuilles et ramilles décidues).
- 2) Un accès à des sites humides (nourriture aquatique, régulation thermique en été).
- 3) Un couvert de fuite (forêt peu déboisée pour réduire les pertes dues à la chasse et à la prédation).
- 4) Un couvert de protection en résineux (minimiser les pertes énergétiques, favoriser la thermorégulation à la fin de l'hiver).
- 5) Des habitats spécifiques (salines, sites de vêlage, etc.).

Ces divers milieux doivent être entremêlés afin de minimiser les déplacements et de permettre le broutage optimal, le repos et la rumination. À partir des informations recueillies sur les cartes écoforestières (1 : 20 000), le modèle permet de quantifier la valeur relative de l'habitat pour chaque peuplement forestier se trouvant sur le territoire étudié. À partir de ces données, Courtois (1993) a formulé le modèle suivant pour évaluer la qualité de l'habitat pour l'orignal au Québec :

$$IQH = (QAT \square QAA \square QCF \square QCP)$$

où les différents composantes peuvent être définies comme suit :

- **QAT** représente la qualité de l'alimentation terrestre et correspond à la racine carrée des produits de l'indice d'attrance (**IA**) et la qualité nutritionnelle (**QN**). L'indice d'attrance est fonction de la composition du peuplement tandis que la qualité nutritionnelle est fonction de son âge.

Tableau 1 : Valeurs de l'indice d'attrance (**IA**) de l'orignal.

| Peuplements | INDICE D'ATTRANCE (IA) |
|---------------------------------------|------------------------|
| Épidémies sévères ou chablis | 1,0 |
| Feuillus \geq 10 ans | 1,0 |
| Mélangés (âge 0 inclus) | 1,0 |
| Résineux non identifiés \geq 10 ans | 0,6 |
| Sapinières | 0,5 |
| Pessières noires ¹ | 0,3 |
| Milieus ouverts ² | 0,1 |
| Milieus peu fréquentés ³ | 0,1 |
| Milieus inaccessibles (pentes > 50 %) | 0,0 |

1 Inclure dans cette strate: pinèdes à pin blanc, cédrières, prucheraies

2 Superficie non régénérées: coupes totales, brûlis, résineux et feuillus non régénérés (âge < 10 ans), plantations, friches.

3 Pinèdes grises, pinèdes rouges, aulnaies, mélèzins, terrains forestiers improductifs, dénudés secs et humides.

Tableau 2 : Qualité nutritionnelle (QN) des peuplements forestiers pour l'original en fonction de leur classe d'âge.

| Classes d'âge | QUALITÉ NUTRITIONNELLE (QN) |
|---------------|-----------------------------|
| <= 30 | 1,0 |
| 50 | 0,9 |
| 70 | 0,9 |
| 90 à 120 | 0,5 |

- **QAA** représente la qualité de l'alimentation aquatique et correspond à la racine carrée des produits de l'indice décroissant en fonction de la distance entre le centre du peuplement et le plus proche plan d'eau (**DA**) et l'indice décroissant en fonction de la distance entre le site d'alimentation aquatique et un couvert de repos (**DR**).

Tableau 3 : Qualité d'un peuplement forestier (**DA**) en fonction de sa distance d'un site lacustre.

| Dist. Peuplement - lac (m) | DA |
|----------------------------|--------------------------------|
| 0 à 100 | 1,00 |
| 100 à 500 | = 1,125 - (0,00125 * Distance) |
| 500 et + | 0,50 |

Tableau 4 : Qualité d'un site lacustre (**DR**) en fonction de sa distance d'un site de repos (Aulnaies, Résineux de densité A, B et C).

| Dist. Lac - site (m) | DR |
|----------------------|--------------------------------|
| 0 à 100 | 1,00 |
| 100 à 500 | = 1,125 - (0,00125 * Distance) |
| 500 et + | 0,50 |

- **QCF** représente la qualité du couvert de fuite et correspond à la proportion de forêt (ou est égale à 1 - **PD**, où **PD** est la proportion de forêt déboisée (non - régénérée) dans un rayon de 1250 m autour du peuplement considéré). Cet indice est évalué à partir du centre de chaque peuplement.

- **QCP** représente la qualité du couvert de protection et est égale à la racine carrée des produits de la qualité du couvert de protection (**QP**) et l'indice décroissant en fonction de la distance entre le centre du peuplement et le peuplement présentant le plus grand **QP** dans un rayon de 500m (**DP**). La valeur de **QP** est estimée à l'aide d'un tableau provenant d'opinions d'experts concernant l'importance des essences forestières pour la rétention de la neige (**Tableau 5**). La valeur de **DP** est évaluée de la même façon que **DA** et **DR** (Voir **tableau 3** ou **4**).

Tableau 5 : Valeur relative des principales essences comme couvert de protection (**QP**) à la fin de l'hiver.

| Peuplements Densité | Valeur de QP |
|----------------------|--------------|
| Cédrrières A, B et C | 1,0 |

| | |
|-----------------------------------|-----|
| Prucheraies A, B et C | 0,9 |
| Sapinières A, B et C | 0,8 |
| Pessières blanches A, B et C | 0,7 |
| Pessières rouges A, B et C | 0,7 |
| Résineux non identifiés A, B et C | 0,7 |
| Mélangés A, B et C | 0,5 |
| Pessières noires A, B et C | 0,3 |
| Pinèdes blanches A, B et C | 0,3 |
| Pinèdes rouges A, B et C | 0,3 |
| Pinèdes grises A, B et C | 0,3 |
| Feuillus A, B et C | 0,1 |
| Tous les peuplements D | 0,1 |
| Autres milieux - | 0,1 |

Enfin, les habitats spécifiques ne sont pas inclus dans le modèle car ceux-ci ne sont peut-être pas nécessaires pour expliquer la distribution générale de l'original, même si leur présence accroît certainement la valeur d'un territoire (Courtois, 1993). Une classe de qualité (entre 0 et 1) comme habitat pour l'original est attribuée à un peuplement en fonction du résultat de l'IQH (**Tableau 6**).

Tableau 6 : Valeur de l'habitat pour l'original en fonction de l'IQH. Le résultat de l'IQH se retrouve dans la variable « COURTOIS » à la fin de la programmation.

| IQH | VALEUR |
|---------------|---------------|
| 0 | NULLE |
|]0 – 0,25] | FAIBLE |
|]0,25 – 0,50] | MOYENNE |
|]0,50 - 1,00] | ÉLEVÉE |

] exclut la valeur limite et [l'inclut.

Ours noir (*Ursus americanus*)

Samson, C. 1996. Modèle d'indice de qualité de l'habitat pour l'ours noir (*Ursus americanus*) au Québec. Gouv. du Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale de la ressource faunique et des parcs, Gestion intégrée des ressources, doc. tech. 96/-.

DESCRIPTION SOMMAIRE DU MODÈLE DE QUALITÉ D'HABITAT DE L'OURS NOIR

Le modèle proposé suppose que la qualité de l'habitat pour l'ours dépend principalement de deux paramètres:

- 1) la nourriture
- 2) le couvert de refuge.

Le modèle IQH se base sur la composition du couvert retrouvé dans le domaine vital d'une femelle adulte, plus précisément dans la zone d'activité intensive, pour établir des normes de qualité d'habitat. Pour les besoins du modèle, la qualité de l'habitat est déterminée dans une aire d'évaluation de base ayant approximativement 12 kilomètres carrés, soit l'équivalent de la taille moyenne de la zone d'activité intensive des femelles observées à différents endroits en Amérique du Nord. Le modèle de base a été adapté pour des raisons techniques. Chaque peuplement est analysé individuellement en le considérant comme le point central de l'aire d'évaluation. La surface de l'aire d'évaluation correspond à la superficie du polygone et des polygones adjacents qui sont ajoutés progressivement jusqu'à l'atteinte d'une superficie de 12 kilomètres carrés.

Pour être considéré comme habitat de bonne qualité, un milieu doit fournir de la nourriture aux ours durant toute l'année. Le modèle sépare donc les besoins en nourriture en trois composantes, soit la nourriture de printemps, d'été et d'automne.

A) La nourriture de printemps (PRINTEMPS) :

Pour appliquer le modèle, il faut dans un premier temps, déterminer la valeur relative de chacun des différents milieux retrouvés dans l'aire d'évaluation. Deux catégories de milieux sont considérées, soit les milieux forestiers et les milieux ouverts. Un indice de proximité vient pondérer la valeur de la nourriture printanière (voir le document de l'extension). Chaque milieu contribue à procurer de la nourriture pour l'ours au printemps. La contribution de chaque milieu (NOURRITPRI_i) est pondérée en fonction de sa valeur relative (VEGE_i) et de la surface occupée par ce milieu (SURFACE_i) dans l'aire d'évaluation. La qualité de l'habitat printanier de l'aire d'évaluation (PRINTEMPS) est calculée en additionnant la contribution de chaque milieu.

B) La nourriture d'été (ETE) :

Le modèle suppose que la qualité d'un milieu ouvert et d'un milieu forestier d'habitat d'été (NOURRITETE_i) change selon la densité du couvert, le type de dépôt de surface et la proximité d'un couvert de refuge. La nourriture d'été (FRUITSi) est plus abondante dans les milieux ouverts, i.e. les coupes totales, les zones brûlées (BR) et les peuplements forestiers en régénération caractérisés par une classe de hauteur 6.

L'influence du type de sol sur l'abondance de la nourriture a été modélisée en regroupant les dépôts de surface en trois catégories : 1) Glaciaires, fluvioglaciaires, littoraux marins et éoliens stabilisés, 2) Fluviales, lacustres, glaciolacustres et marins et 3) Organiques, substrats rocheux, éoliens non-stabilisés et dépôts de pente. La contribution de chaque milieu (NOURRITETE_i) est pondérée en fonction de sa valeur relative (FRUITSi), de la classe de dépôt (SOL_i) et de la surface occupée par ce milieu (SURFACE_i) dans l'aire d'évaluation (environ 12 km²). La qualité de l'habitat estival de l'aire d'évaluation (ETE) est calculée en additionnant la contribution de chaque milieu.

C) La nourriture d'automne (AUTOMNE) :

Les ours recherchent les fruits durs produits par le hêtre et le chêne rouge qui sont des feuillus tolérants. Cependant, la présence d'un peuplement de feuillus tolérants n'indique pas nécessairement la présence de hêtres ou de chênes rouges, comme c'est le cas dans la région du Bas-Saint-Laurent. Par conséquent, la valeur relative de tout peuplement va dépendre de la production en petits fruits des sorbiers et des viornes que les ours utilisent, surtout dans les coupes et les forêts éclaircies, ou, à l'intérieur même des peuplements forestiers. La deuxième catégorie de nourriture d'automne concerne les champs cultivés (maïs et céréales uniquement) dont la valeur relative est, comme dans tous les milieux ouverts, ajustée en fonction d'un indice de proximité.

Comme pour l'habitat printanier et l'habitat estival, chaque milieu contribue à fournir de la nourriture à l'automne. Cette contribution se calcule en fonction de la valeur relative du milieu (FRUITSD_i), de la surface du milieu (SURFACE_i) et de la surface de l'aire d'évaluation. L'addition de la contribution de chaque milieu (NOURRITAUT_i) détermine la qualité de l'habitat d'automne de l'aire d'évaluation.

D) Évaluation de la qualité de la nourriture (NOURRITURE) :

La qualité de la nourriture retrouvée dans l'aire d'évaluation sur une base annuelle est exprimée de la manière suivante :

$$\text{NOURRITURE} = (\text{PRINTEMPS} \times \text{AUTOMNE} \times \text{ETE})^{0,33}$$

E) Le couvert de refuge (COUVERT) :

Les forêts hautes et denses sont les milieux offrant le meilleur couvert de refuge pour les ours. La valeur relative des différents milieux comme couvert de refuge (DENHAUT_i) est donc déterminée en fonction des classes de densité - hauteur d'un peuplement. Les milieux non-forestiers, c'est-à-dire ceux n'étant pas caractérisés par une classe de densité-hauteur (ex: champ agricole ou dénudé humide), ont tous une valeur relative nulle.

La contribution de chaque milieu à fournir un couvert de refuge (COUVERT_i) pour l'ours se calcule en tenant compte de sa valeur relative (DENHAUT_i) et sa surface (SURFACE_i) en relation avec la surface de l'aire d'évaluation. La qualité du couvert de refuge est déterminée en additionnant la contribution de chaque milieu dans l'aire d'évaluation (COUVERT).

F) Formulation du modèle de qualité d'habitat de l'ours :

Le modèle de qualité d'habitat de l'ours intègre les paramètres NOURRITURE et REFUGE de la manière suivante :

$$IQH = (NOURRITURE * REFUGE)^{0,5}$$

La qualité d'un milieu est considérée optimale lorsque le résultat obtenu par le modèle IQH est $\geq 0,90$, élevée lorsque comprise entre 0,63 et 0,90, moyenne entre 0,37 et 0,63, ou faible entre 0,10 et 0,37 et nulle lorsque le résultat est $< 0,10$.

MISE EN GARDE : Le présent indice de qualité de l'habitat est un modèle basé sur les connaissances actuelles de l'habitat de l'ours noir. Il devra être soumis à un processus de validation et bonifié au besoin.

Sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*)

Marchand, P. et P. Blanchette 1995. Élaboration d'un modèle d'indice de qualité de l'habitat pour la sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*) au Québec. Département des sciences forestières et département de biologie de l'Université Laval en collaboration avec Min. de l'Environnement et de la Faune du Québec, doc. tech. 92/6.

DESCRIPTION SOMMAIRE DU MODÈLE DE QUALITÉ D'HABITAT DE LA SITTELLE À POITRINE ROUSSE

Le modèle développé dans ce document considère le type de couvert et composition en essences (TYPEC), le stade de développement du peuplement (CLSHAU), le recouvrement de la strate arborescente (CLSDEN) ainsi que la disponibilité des tiges vivantes et des chicots nécessaires à la nidification (TIGES). Cependant, les données écoforestières ne comportent pas d'estimation du nombre de chicots ou du nombre d'arbres de plus de 20 cm DHP à moins d'avoir ajouté ces variables soi-même auparavant. En l'absence de cette variable (TIGES), l'IQH sera quand même calculé mais l'utilisateur en sera avisé.

A) Type de couvert et composition en essences (TYPEC) :

Une valeur a été attribuée à chaque peuplement forestier en fonction des besoins de la sittelle à poitrine rousse en termes de couvert et d'essence dominante. Ainsi, le modèle considère les groupements d'essences dominés par le sapin baumier ou l'épinette blanche comme étant le niveau de qualité optimum. À noter que l'épinette blanche ne peut être distinguée spécifiquement par une appellation cartographique sur les cartes écoforestières québécoises.

B) Stade de développement (CLSHAU) :

La sittelle à poitrine rousse utilise essentiellement les peuplements matures et surannés pour la nidification. La variable de la hauteur est susceptible de mieux décrire la structure d'un peuplement que la classe d'âge ne permet de le faire.

C) Recouvrement de la strate arborescente (CLSDEN) :

La sittelle à poitrine rousse utilise principalement les peuplements ayant un recouvrement dense de la strate arborescente.

D) Densité (/ha) des tiges et des chicots de DHP \geq 20 cm (TIGES):

La sittelle à poitrine rousse utilise les chicots et les arbres morts pour la nidification. Les arbres utilisés ont habituellement plus de 20 cm de DHP. Une valeur de qualité d'habitat a été assignée à un peuplement en fonction de la densité (/ha) de tiges vivantes ou de chicots dont le diamètre est supérieur ou égal à 20 cm.

E) Formulation du modèle de qualité d'habitat de la sittelle à poitrine rousse :

Les variables incluses dans cet IQH sont considérées comme étant déterminantes de la qualité de l'habitat. Ainsi si l'une des variables obtient une valeur nulle, la valeur finale de cet indice doit être également nulle. L'IQH de la sittelle à poitrine rousse s'exprime de la manière suivante selon la présence ou non de la variable TIGES :

$$\text{IQH} = ((\text{TYPEC} * \text{CLSHAU} * \text{CLSDEN})^{0,33})/3 \text{ ou}$$

$$\text{IQH} = ((\text{TYPEC} * \text{CLSHAU} * \text{CLSDEN} * \text{TIGES})^{0,25})/3$$

La moyenne géométrique est divisée par 3 afin de situer les valeurs de l'IQH entre 0 et 1. Une classe de qualité comme habitat pour la sittelle à poitrine rousse est attribuée à un peuplement en fonction du résultat de l'IQH (NULLE = 0 ; FAIBLE =]0 - 0,53] ; MOYENNE =]0,53 - 0,81] et ÉLEVÉE =]0,81 - 1,00]).

MISE EN GARDE : Le présent indice de qualité de l'habitat est un modèle basé sur les connaissances actuelles de l'habitat de la sittelle à poitrine rousse. Il devra être soumis à un processus de validation et bonifié au besoin.

Tétras du Canada (*Falcipennis canadensis*)

Twedell, S., Lemay, Y., Caron, A. Blanchette, P et P. Priol. 2001. Modèle d'indice de qualité de l'habitat pour le Tétras du Canada (*Dendragapus canadensis canadensis*) au Québec. Département de biologie, de chimie et de sciences santé de l'Université du Québec à Rimouski en collaboration avec la Société de la Faune et des Parcs Québec.

DESCRIPTION SOMMAIRE DU MODÈLE DE QUALITÉ D'HABITAT DU TÉTRAS DU CANADA

Malgré une utilisation connue de l'habitat du Tétras du Canada en fonction de la période de l'année, de l'âge et du sexe, ce modèle d'indice de qualité d'habitat reste une représentation simplifiée de la réalité. La catégorisation de l'IQH a été établie à partir de paramètres écoforestiers. Ce modèle d'IQH pour le Tétras du Canada intègre des exigences saisonnières d'habitat pour les mâles et les femelles sans couvée d'une part et des femelles avec couvée d'autre part. De façon générale, le tétras se retrouve dans deux grands types d'habitat dont chacun est caractérisé par une composition et une structure différentes qui seront intégrés dans l'indice de qualité d'habitat du Tétras du Canada. Ces peuplements sont fréquentés de façon plus ou moins intensive au cours de l'année et permettent la survie et la reproduction de cette espèce.

Habitats hivernaux de tous les Tétras, habitats de reproduction des mâles et des femelles sans couvées et habitats de nifification (REHN) :

Le premier type d'habitat fait référence à des peuplements plus matures qu'utilisent les tétras mâles et les femelles sans couvées en période de pré-nidification, de nidification, et estivale lors de la mue. Il est de plus favorisé par ces tétras pendant l'automne et l'hiver. Il est à noter que les femelles avec couvées utilisent ce type d'habitat généraliste pendant la période de pré-nifification et pendant l'hiver. En période de pré-nidification, la densité arborescente en épinette noire est plus faible favorisant ainsi la reconnaissance des individus des deux sexes. Les peuplements de densité C (40-60 %) obtiennent une cote maximale dans un peuplement résineux à dominance d'épinettes noires.

Malgré son caractère plus ouvert, ce premier type de peuplement doit rester un peuplement mature avec des hauteurs d'arbres satisfaisantes, c'est-à-dire des classes de hauteurs étant supérieures à 4 pour les peuplements résineux avec épinettes noires. Ces peuplements obtiennent une cote maximale de 3.

Les tétras auront aussi accès à leur principale source de nourriture hivernale, soit les aiguilles d'épinettes, dans ce type d'habitats. Le régime alimentaire est principalement composé de mélèze durant l'automne et sa présence semble critique pour la survie hivernale. Les quantités de mélèze disponible n'apparaissent pas au niveau d'un outil écoforestier dans l'énumération d'une pessière noire (mais il y a des peuplements d'épinettes noires avec mélèzes ex. : EME, MEE). Par contre, une pessière noire implique souvent un milieu humide propice également au mélèze et la présence de cette dernière essence est à considérer dans le choix d'un peuplement pour le tétras.

Finalement, les peuplements improductifs, les coupes totales, les aulnaies, etc. ont une cote de 0 pour ce paramètre.

Habitats d'élevage des femelles avec couvée (ELEV) :

Les femelles qui nichent se trouvent majoritairement dans la pessière noire en régénération où la grande quantité d'arbustes favorise la dissimulation des nids. En période d'élevage, les femelles avec couvée doivent assurer l'alimentation et la protection des oisillons en choisissant des milieux ouverts (des tourbières ou des endroits à faible densité d'arbres dans des peuplements matures) qui favorisent l'abondance d'insectes et la diversification arbustive. Les femelles utiliseraient des peuplements de 30 ans et plus peu importe la période. Ainsi, il est possible de considérer que les femelles avec couvées utilisent des peuplements d'une trentaine d'années qui offrent un couvert de protection et de la nourriture nécessaire à l'élevage des oisillons.

Pour l'élaboration de ce deuxième type de paramètre, les peuplements de 0 à 30 ans seront considérés comme des peuplements en régénération. De cette façon, des peuplements denses (A-B) en jeunes épinettes (hauteur maximale de 7 m) offrent ces avantages aux femelles avec couvée et obtiennent une cote maximale dans ce deuxième type d'habitat. Dans le même ordre d'idées, des peuplements ayant une couverture arborescente faible (D) en épinettes noires permettent une meilleure pénétration de la lumière et le développement d'une importante végétation en sous-étage procurant protection. Dans un habitat résineux où domine l'épinette noire, le peuplement obtient également une note maximale.

Les peuplements improductifs (coupes totales, aulnaies, autres) ont une cote attribuée selon la présence d'un peuplement résineux adjacent. Si le peuplement est à dominance d'épinettes noires, la cote est de 2, sinon elle est de 1.

Formulation du modèle :

Tout comme l'indice de qualité d'habitat pour la Gélinoite huppée décrit par Blanchette (1995), une note de zéro obtenue pour l'un des deux peuplements implique une valeur nulle pour l'indice de qualité d'habitat pour le Tétrás du Canada. Les deux types de peuplements sont en effet essentiels à la survie des tétras sur une base annuelle. De plus, un peuplement qui obtient pour les deux paramètres (REH et NE) une note égale à 0 ne peut être bonifié par les peuplements voisins et conduira à une valeur nulle de l'IQH. Les peuplements adjacents au peuplement à l'étude devront être considérés, ceci correspondant à une moyenne de territoire où le tétras peut exécuter l'ensemble de ses activités sur un cycle annuel. Ainsi, l'ensemble des peuplements adjacents est considéré lors du calcul de l'IQH. L'équation suivante décrit le calcul final de l'IQH :

$$IQH = (REHN + ELEV)^{0,5}$$

Une classe de qualité comme habitat pour le tétras est attribuée à un peuplement en fonction du résultat de l'IQH (NULLE = 0 ; FAIBLE = [1 - 1,42] ; MOYENNE = [1,72 - 2] et ÉLEVÉE = [2,44 et +]).

MISE EN GARDE : Le présent indice de qualité de l'habitat est un modèle basé sur les connaissances actuelles de l'habitat du tétras du Canada. Il devra être soumis à un processus de validation et bonifié au besoin.