

**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC**

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ À  
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN RESSOURCES RENOUVELABLES**

**Par**

**Damien Côté, B.Sc. Biologie**

**Mise en place d'une pessière à cladonie dans le domaine des forêts fermées d'épinette  
noire (*Picea mariana*) et potentiel pour la production forestière**

**Le 10 janvier 2004**



### Mise en garde/Advice

Afin de rendre accessible au plus grand nombre le résultat des travaux de recherche menés par ses étudiants gradués et dans l'esprit des règles qui régissent le dépôt et la diffusion des mémoires et thèses produits dans cette Institution, **l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** est fière de rendre accessible une version complète et gratuite de cette œuvre.

Motivated by a desire to make the results of its graduate students' research accessible to all, and in accordance with the rules governing the acceptance and diffusion of dissertations and theses in this Institution, the **Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** is proud to make a complete version of this work available at no cost to the reader.

L'auteur conserve néanmoins la propriété du droit d'auteur qui protège ce mémoire ou cette thèse. Ni le mémoire ou la thèse ni des extraits substantiels de ceux-ci ne peuvent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

The author retains ownership of the copyright of this dissertation or thesis. Neither the dissertation or thesis, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

## RÉSUMÉ

De façon générale, la régénération après feu de l'épinette noire est suffisante pour assurer le maintien d'une forêt fermée. Cependant, dans certaines circonstances, des feux peuvent entraîner une régression du couvert forestier.

Les inventaires forestiers du ministère des Ressources naturelles du Québec au coeur même de la forêt boréale fermées indiquent une proportion importante du territoire occupé par des pessières à cladonie (forêts de très faible densité) sur station sèche.

L'hypothèse de travail est que ces forêts ouvertes sont mises en place naturellement, à la suite d'un manque de régénération entraînant ainsi une diminution de la densité du couvert forestier. Ces accidents peuvent être causés par le passage de feux au moment où les arbres sont immatures, lorsque la viabilité des graines est faible ou lorsque les conditions de germination de ces dernières et/ou le développement des semis sont inadéquats.

L'objectif principal du projet est de démontrer que certains sites où l'on retrouve actuellement des pessières à cladonie étaient autrefois occupés par des forêts d'épinette noire fermées. Les objectifs secondaires sont de décrire les mécanismes d'ouverture du couvert forestier sur stations sèches et dépôts meubles de cette zone forestière et de démontrer qu'il y a une perte de productivité forestière.

Le site d'étude, d'une superficie d'environ 25 ha, est situé à environ 140 km au nord du lac Saint-Jean (Québec) (50° nord, 72° ouest). Deux incendies forestiers ont été répertoriés, le premier vers 1920 et le second en 1995. Le coefficient de distribution (stocking) a été déterminé à partir d'inventaires de troncs d'arbres au sol partiellement décomposés, d'arbres morts debouts et de semis pour trois cohortes d'épinettes (avant 1920, 1920 à 1995, après 1995), par la mesure d'un réseau de 78 placettes échantillons de 4 m<sup>2</sup>. Les résultats montrent une chute du coefficient de distribution au cours du 20<sup>ième</sup> siècle, de 44 % à 26 % et finalement 4 % pour les trois cohortes identifiées. Ces données confirment la possibilité d'une régression rapide du couvert forestier sous l'action de feux survenus à la suite d'épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Elles sont également en accord avec les hypothèses portant sur le caractère accidentel de l'ouverture de la forêt. Pour évaluer le potentiel de croissance, 41 tiges échantillons ont été récoltées et analysées par la méthode de l'analyse de tiges. Les valeurs de croissance des tiges (Diamètre : 1,7 mm/année, Hauteur : 13,5 cm/année Volume : 1,0 dm<sup>3</sup>/tige/année) sont semblables à celles des tiges croissant dans les peuplements fermés avoisinants sur sites comparables.

Les résultats obtenus nous permettent d'envisager des interventions dont le reboisement pour contrer les effets à long terme de ce phénomène et assurer le maintien des forêts commerciales d'épinette noire.

## **REMERCIEMENTS**

Le présent travail est le fruit de nombreuses réflexions et interrogations soulevées au hasard de discussions entre diverses personnes impliquées dans la gestion des forêts. Sa réalisation a nécessité la collaboration d'un bon nombre de personnes et d'organismes. Mes remerciements vont, dans un premier temps, à monsieur Réjean Gagnon, mon directeur de thèse qui a su me supporter et me conseiller tout au long du projet. Le second groupe à qui j'adresse ma gratitude est constitué des trois personnes qui m'ont assisté dans les campagnes d'échantillonnage, soit Boris Dufour, François Gionest et Frank Grenon. Dans un troisième temps, je me dois de souligner l'excellente collaboration du personnel oeuvrant au laboratoire d'écologie végétale lors du traitement et de l'analyse des échantillons, en particulier Germain Savard, Valérie Levasseur et Patrick Nadeau. Finalement, je tiens à remercier le Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale et la Direction régionale du Saguenay–Lac-Saint-Jean du ministère des Ressources Naturelles (MRN) pour leur soutien logistique et financier.

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	iii
REMERCIEMENTS.....	v
TABLE DES MATIÈRES .....	vi
LISTE DES FIGURES .....	viii
LISTE DES ANNEXES .....	xi
<b>1.0 PROBLÉMATIQUE.....</b>	<b>2</b>
1.1 INTRODUCTION .....	2
1.2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	4
1.2.1 Régénération de l'épinette noire .....	4
1.2.1.1 Régénération végétative .....	4
1.2.1.2 Régénération par graines.....	5
1.2.2 Le rôle du feu dans la régénération des forêts d'épinette noire.....	6
1.2.3 Le rôle du feu dans la régression des forêts d'épinette noire .....	7
1.2.4 La productivité forestière : Les forêts ouvertes et les forêts fermées .....	9
<b>2.0 LOCALISATION ET DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE.....</b>	<b>12</b>
<b>3.0 MÉTHODOLOGIE .....</b>	<b>16</b>
3.1 IDENTIFICATION ET SÉLECTION DU SITE D'ÉTUDE .....	16
3.2 ÉCHANTILLONNAGE.....	18
3.2.1 Sol .....	21
3.2.2 Végétation .....	21
3.2.3 Datation des événements.....	22
3.3 TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS DE TIGES .....	23
3.4 ANALYSE DES DONNÉES .....	24
3.4.1 Le dépôt.....	24
3.4.2 Évolution du couvert forestier .....	24
3.4.3 Analyse de tiges.....	24
<b>4.0 RÉSULTATS.....</b>	<b>27</b>
4.1 DESCRIPTION GÉNÉRALE DU SITE.....	27
4.1.1 La topographie.....	27
4.1.2 Nature du dépôt.....	30
4.1.2.1 Épaisseur de la couche d'humus .....	30
4.1.2.2 Type et épaisseur du dépôt de surface.....	30
4.1.2.3 Texture du sol.....	30
4.2 LA VÉGÉTATION .....	31
4.2.1 Distribution des espèces.....	31
4.2.2 Coefficient de distribution des tiges des cohortes 1, 2 et 3.....	33
4.2.3 Nombre de tiges des cohortes 1, 2 et 3.....	34
4.2.4 Structure d'âge des tiges de la cohorte 2 .....	36

4.2.5	<i>Accroissement du diamètre des tiges de la cohorte 2</i> .....	37
4.2.6	<i>Accroissement en hauteur des tiges de la cohorte 2</i> .....	39
4.2.7	<i>Accroissement en volume des tiges de la cohorte 2</i> .....	40
5.0	DISCUSSION.....	43
5.1	SITUATION GÉOGRAPHIQUE ET CLIMAT.....	43
5.2	TOPOGRAPHIE.....	44
5.3	LE DÉPÔT DE SURFACE.....	45
5.4	LE FEU ET LA COMPOSITION VÉGÉTALE.....	46
5.5	PERTURBATIONS ET OUVERTURE DU PEUPEMENT FORESTIER.....	46
5.5.1	<i>Cohorte 3</i> .....	47
5.5.2	<i>Cohorte 2</i> .....	48
5.5.3	<i>Cohorte 1</i> .....	50
5.6	CROISSANCE DES ARBRES DU PEUPEMENT FORESTIER (COHORTE 2).....	53
5.6.1	<i>Accroissement du diamètre</i> .....	54
5.6.2	<i>Accroissement de la hauteur</i> .....	55
5.6.3	<i>Accroissement du volume</i> .....	57
6.0	CONCLUSION.....	60
7.0	BIBLIOGRAPHIE.....	63

## LISTE DES FIGURES

Figure 1-1. Massif de forêt équienne d'épinette noire de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean. ....	3
Figure 1-2. Forêt ouverte d'épinette noire de la région du Saguenay–Lac Saint-Jean. ....	3
Figure 2-1. Localisation de la région étudiée. ....	12
Figure 2-2. Photographie aérienne noir et blanc de la région du site d'étude. ....	13
Figure 3-1. Photographie montrant les individus des trois cohortes mesurées sur le site du lac Henry. ....	17
Figure 3-2. Description du patron d'échantillonnage ayant servi à l'évaluation du coefficient de distribution (losanges) et des paramètres écologiques (cercles). ....	19
Figure 4-1. Illustration de la topographie du territoire étudié réalisée à partir d'un modèle numérique d'élévation. L'illustration présente une exagération verticale de 2X. ....	28
Figure 4-3. Répartition de la couche de matière organique par classe d'épaisseur. ....	29
Figure 4-4. Distribution des types de dépôt à l'intérieur du site d'étude. ....	29
Figure 4-5. Variation de l'épaisseur du dépôt à l'intérieur du site d'étude. ....	29
Figure 4-6. Types de sols par classe de granulométrie. ....	29
Figure 4-7. Répartition du territoire par classe de drainage. ....	29
Figure 4-8. Évolution du coefficient de distribution ( <i>stocking</i> ) par essence pour les trois cohortes d'épinettes. ....	34
Figure 4-9. Évolution de la densité du peuplement par essence pour les cohortes 1, 2 et 3. ....	35
Figure 4-10. Évolution de la densité du peuplement par classe de diamètre (marchand et non marchand), pour les cohortes 1, 2 et 3. ....	36



Figure 4-11. Structure d'âge des échantillons (41) prélevés sur le site du lac Henry, selon l'âge mesurée au DHS. ....	37
Figure 4-12. Accroissement annuel moyen et cumulatif du DHP des 41 tiges-échantillons de la cohorte 2, prélevées sur le site du lac Henry. ....	39
Figure 4-13. Évolution de la hauteur dans le temps des 41 tiges-échantillons de la cohorte 2 du site d'étude du lac Henry. ....	40
Figure 4-14. Évolution du volume dans le temps des 41 tiges échantillons de la cohorte 2 du site d'étude du lac Henry. ....	41
Figure 5-1. Extrapolation du diamètre au DHP à partir des valeurs d'accroissement annuel moyen des 15 dernières années de croissance. ....	55
Figure 5-2. Extrapolation de la hauteur à partir des valeurs d'accroissement annuel moyen des 15 dernières années de croissance. ....	57
Figure 5-3. Extrapolation du volume à partir des valeurs d'accroissement annuel moyen des 15 dernières années de croissance. ....	58

**LISTE DES TABLEAUX**

Tableau 4-1. Pourcentage de couverture par espèces et par strates .....32

**LISTE DES ANNEXES**

Annexe I : Description des points d'observation	74
Annexe II : Topographie des points d'observation	78
Annexe III : Description du sol des points d'observation	81
Annexe IV : Description du peuplement dans les points d'observation	84
Annexe V : Description de la régénération du site	87
Annexe VI : Sommaire de l'accroissement des arbres échantillonnés	91
Annexe VII : Description des arbres échantillons	94

## **CHAPITRE I**

### **PROBLÉMATIQUE**

## 1.0 PROBLÉMATIQUE

### 1.1 Introduction

Les forêts ouvertes occupent une part importante des écosystèmes forestiers du Canada. Le plus répandu de ces types de forêts, la forêt ouverte à lichens, couvre une bande de territoire s'étendant du Labrador à l'Alaska entre la toundra et la forêt fermée d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP) (Rowe 1972; Payette *et al.* 2000). La structure de ce type de milieu est constituée de deux strates principales, une strate lichénique dont les lichens du genre *Cladina* sont les principaux représentants et une strate arborescente peu dense où l'épinette noire est l'espèce principale (Payette 1992). On observe une variante de ce type de milieux dans laquelle les lichens sont remplacés par des arbustes bas, principalement des éricacées (*Vaccinium*, *Kalmia*, *Ledum*) et du bouleau nain (*Betula glandulosa* Michx.) (Morneau et Payette 1989).

Au nord de la forêt fermée québécoise, la présence de forêts ouvertes est généralement associée aux conditions climatiques défavorables qui y prévalent (Payette *et al.* 2000; Vowinckel *et al.* 1975; Hustich 1965), au déficit nutritionnel occasionné par des dépôts morainiques grossiers à drainage excessifs (Rowe 1972; Moore 1980; Payette 1992), aux facteurs allélopatiques (Cowles 1982) et aux incendies forestiers entraînant une diminution de la densité du couvert forestier (Morneau 1988; Morneau et Payette 1989; Sirois et Payette 1991; Lavoie et Sirois 1998).

Plus au sud, à l'intérieur de la forêt fermée (figure 1-1), dans le domaine de la pessière noire à mousse, on retrouve des zones d'étendue variable où les forêts (figure 1-2) sont comparables aux milieux forestiers rencontrés dans la toundra forestière (Morneau et Payette 1988).



Figure 1-1. Massif de forêt équiète d'épinette noire de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean. Figure 1-2. Forêt ouverte d'épinette noire de la région du Saguenay–Lac Saint-Jean.

Nous émettons l'hypothèse que, dans le domaine de la pessière à mousse fermée, certaines forêts ouvertes sur dépôt minéral meuble sont mises en place à la suite d'incendies forestiers successifs dont l'intervalle est trop court pour permettre l'établissement d'une régénération par graine (Gagnon et Morin 2001; Lavoie et Sirois 1998; Hustich 1966), constituant ainsi une forme régressive de la pessière à mousse (Payette *et al.* 2000). L'objectif principal du présent travail est de démontrer le phénomène de régression des forêts d'épinette noire sous l'effet de feux successifs. La réalisation de

cet objectif s'appuie sur l'analyse qualitative et quantitative de débris ligneux, de chicots et de semis sur un site de forêt ouverte adjacent à des forêts fermées.

L'objectif secondaire du projet est d'évaluer le potentiel de ce site de forêt ouverte pour la croissance forestière. Les mesures de croissance seront effectuées par analyse de tige des arbres présents dans le milieu étudié. Les résultats seront comparés avec les courbes de croissance existantes pour ces régions (Pothier et Savard 1998).

## **1.2 *Revue de littérature***

### **1.2.1 Régénération de l'épinette noire.**

L'épinette noire est une espèce qui dispose de deux modes naturels de régénération : un mode végétatif, les marcottes et un mode sexué, les graines.

#### **1.2.1.1 *Régénération végétative***

De façon naturelle, les épinettes noires peuvent se reproduire par marcottage. Ce phénomène est particulièrement visible dans les peuplements de densité moyenne à faible, ce qui permet le maintien de branches vivantes jusqu'à la base de l'arbre (Doucet 1988). Les marcottes proviennent des branches basses de l'arbre qui entrent en contact avec le sol, puis elles sont recouvertes par les mousses qui y croissent et développent un système racinaire autonome, assurant éventuellement le renouvellement du peuplement (Viereck and Johnson 1990; Zasada *et al.* 1992; Gagnon et Morin 2001). Selon Doucet (1988), une grande proportion de la régénération préétablie dans les peuplements naturels d'épinette

noire provient de cette source qui représente le principal mécanisme permettant à l'épinette noire de s'établir sous son propre couvert (Lussier 1996). Ce mode de régénération représente donc une avenue intéressante lors d'épidémies d'insectes, de chablis ou de récolte, les marcottes étant déjà présentes sur le site avant la perturbation.

#### *1.2.1.2 Régénération par graines*

Même si l'épinette noire est reconnue pour sa grande capacité à coloniser des milieux très variés et à s'y développer (Viereck and Johnson 1990; Bussière 1992; Le Baron 1939; Wilton 1963), comme pour de nombreuses autres espèces, la régénération par graines de cette espèce est conditionnelle à un ensemble de facteurs liés tantôt à l'environnement, tantôt aux caractéristiques intrinsèques à l'espèce (Zasada *et al.* 1992).

Selon plusieurs auteurs (Zasada (1992, Skeates and Haavisto 1987, Haavisto and Skeates 1995a), la production efficace de semence chez l'épinette noire dans de bonnes conditions de croissance débute entre 25 et 50 ans. Cette production sera de plus modulée par la situation géographique (latitude et altitude), le climat et les conditions météorologiques qui prévaudront à différentes périodes du développement des graines, de la mise en place des strobiles à la dissémination.

La prédation et le parasitisme des cônes ou des graines peuvent également avoir un impact sur le succès de régénération. Ainsi, certaines espèces d'insectes vont parasiter les graines et les cônes ou, tout simplement, comme pour la tordeuse des bourgeons de



l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) ou de la mouche à scie européenne (*Gilpinia hercyniae* Hartig.) brouter les bourgeons reproductifs, empêchant ainsi la production de semences viables (Zasada *et al.* 1992; Payette *et al.* 2000; Simard et Payette 2001). Les petits rongeurs et certaines espèces d'oiseaux jouent également un rôle important dans la diminution du stock de graines viables en s'attaquant aux cônes et aux graines avant et après leur dissémination (Zasada *et al.* 1992; Pelissier et Trosset 1992; Haavisto *et al.* 1996; Côté 2003; Potvin 1994).

Finalement, même si on est en présence d'une banque de semences suffisante, le succès de la régénération n'est pas pour autant assuré. Pour s'établir et se développer, les semis ont besoin d'un bon lit de germination. La germination des graines et le développement des semis sera très faible sur les mousses, les lichens et les surfaces non perturbées de sol. Par opposition, les surfaces sévèrement brûlées ou modérément brûlées avec sol minéral exposé permettront un établissement rapide et massif des semis (Zasada *et al.* 1992; Heinselman 1981; Arsenault et Payette 1992; St-Pierre *et al.* 1991)

### 1.2.2 Le rôle du feu dans la régénération des forêts d'épinette noire

Sans être une espèce dépendante du feu, l'épinette noire présente des caractéristiques qui en font une espèce qui y est bien adaptée. Ses cônes semi-sérotineux et persistants lui permettent d'emmagasiner une grande quantité de semences au cours des années. Le passage d'un feu dans un peuplement mature d'épinette aura donc pour effet de favoriser l'ouverture des cônes, provoquant ainsi une intense pluie de semences. En plus

de favoriser la libération des semences, le feu contribuera largement à la mise en place de lits de germination propices en consommant la matière organique au sol et en remettant en circulation les éléments minéraux qui y sont emprisonnés (Zasada *et al.* 1992; Heinselman 1981). On assistera donc, suite au passage d'un feu, à un établissement massif des semis sur une courte période de temps, la banque de semence s'épuisant rapidement et les lits de germination propices se détériorant avec l'envahissement par les mousses (Zasada *et al.* 1992; Heinselman 1981). L'épinette noire se régénérera donc après feu en se comportant comme une espèce pionnière en recréant un peuplement similaire au précédent, où le processus de succession est plutôt remplacé par un mouvement de renouvellement cyclique (St-Pierre *et al.* 1991; Heinselman 1981; Gagnon 1988; Gagnon *et al.* 1992; Gagnon et Morin 2001).

### 1.2.3 Le rôle du feu dans la régression des forêts d'épinette noire

En dépit des adaptations de l'épinette noire mentionnées plus haut, dans certaines situations, le succès de régénération pourrait être compromis. L'absence de semences viables liée au bas âge du peuplement, au parasitisme, à la prédation, de même qu'une faible proportion de bons lits de germination associés à un feu de faible intensité n'exposant pas le sol minéral ou, à des conditions météorologiques défavorables au moment de l'incendie, conduiront à une régénération déficiente (Zasada *et al.* 1992; Gagnon 1988, Gagnon *et al.* 1992; Gagnon et Morin 2001; Heinselman, 1981). Comme le mentionnent Sirois et Payette (1989) et Gagnon et Morin (2001), lorsqu'une telle situation survient dans des peuplement purs d'épinette noire, on assistera alors à une ouverture plus

ou moins importante du peuplement. La composition végétale changera et la proportion des espèces végétales de sous étage habituelles diminuera au profit de nouvelles espèces caractérisées par les lichens et les éricacées (Arsenault et Payette 1992, Morneau et Payette 1989).

Jusqu'à récemment, l'épinette noire était considérée comme une espèce de fin de succession à laquelle on attribuait la capacité de s'établir par graines sous couvert ou par marcottage dans les peuplements de faible densité, ce qui permettait d'expliquer l'étalement des structures d'âge dans des peuplements âgés (Black and Bliss 1980; Morneau et Payette 1989; Sirois et Payette 1989). Selon ce raisonnement, les pessières ouvertes à lichens résultant d'un accident de régénération devraient se refermer graduellement au fil des années. Des travaux récents ont toutefois démontré que l'étalement observé dans les structures d'âge était en fait occasionné par une erreur dans la mesure de l'âge à la souche (Des Rochers 1996; Des Rochers et Gagnon 1997) et qu'en fait, l'établissement des semis d'épinette noire après feu s'effectuait sur une très courte période, conférant plutôt à cette espèce un comportement pionnier après feu (Charon et Greene 2002; Saint-Pierre *et al.* 1991; Landhäusser and Wein 1993; Duchesne et Sirois 1995).

En s'appuyant sur les éléments mentionnés plus haut, et, comme le mentionnent Riverin (1994) et Riverin et Gagnon (1996), on peut penser que les pessières ouvertes à lichens que l'on retrouve dans le domaine de la pessière noire à mousse n'évolueront pas vers une fermeture du couvert arborescent. Payette *et al.* (2000) mentionne d'ailleurs qu'aucun cas similaire n'a été répertorié jusqu'à aujourd'hui. Il serait même possible que

le phénomène de régression des forêts d'épinette observé au Québec nordique soit présentement en progression vers le sud (Lavoie 1994; Sirois et Payette 1989).

#### 1.2.4 La productivité forestière : Les forêts ouvertes et les forêts fermées

D'un point de vue purement forestier, la productivité forestière peut être définie par le volume de matière ligneuse produit par unité de surface et de temps ( $\text{m}^3/\text{ha}/\text{an}$ ) et peut être associée à la possibilité forestière. Ce mode d'évaluation n'est pas pour autant synonyme du potentiel de croissance du site. En effet, dans des conditions édaphiques similaires, un peuplement forestier mature bien stocké (1000 tiges par ha) sera associé à une forte productivité alors qu'on attribuera une faible productivité à un peuplement de faible densité (300 tiges par ha), même si les tiges des deux peuplements affichent une taille et un taux de croissance similaires.

Lors de la réalisation des programmes d'inventaire forestier du Ministère des Ressources naturelles, on procède à une stratification du territoire (Anonyme, 1993). Cette stratification permet de distinguer les terrains non forestiers des terrains forestiers et de ces derniers, d'exclure les terrains forestiers improductifs. On inclut dans cette dernière catégorie les portions de territoire pour lesquels le volume sur pied est inférieur à  $30 \text{ m}^3/\text{ha}$  pour une révolution de 120 ans et les terrains autrefois productifs mais non régénérés 40 ans après une perturbation majeure (Anonyme 1993). On y retrouve donc une bonne proportion des forêts ouvertes sur station sèche (pessières à lichen et à éricacées, lichénaies

à épinette) qui seront soustraites au territoire forestier productif en raison de leur faible densité et non pas de leur capacité à produire.

## **CHAPITRE II**

### **LOCALISATION ET DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE**

## 2.0 LOCALISATION ET DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE

Le secteur d'étude fait partie du domaine de la pessière noire fermée (Thibeault 1985), de la pessière à mousse de l'ouest (Bergeron *et al.* 1998; Saucier *et al.* 1998) ou de la région forestière de Chibougamau-Natashquan (B.1b) (Rowe 1972). Il se situe dans la province tectonique de Grenville qui est caractérisée par la présence de grands complexes d'anorthosites (Landry et Mercier 1984). Le site échantillonné est localisé au lac Henry (49° 59' N et 71° 59' O), à environ 125 km au nord-est de la ville de Dolbeau-Mistassini (figure 2-1).

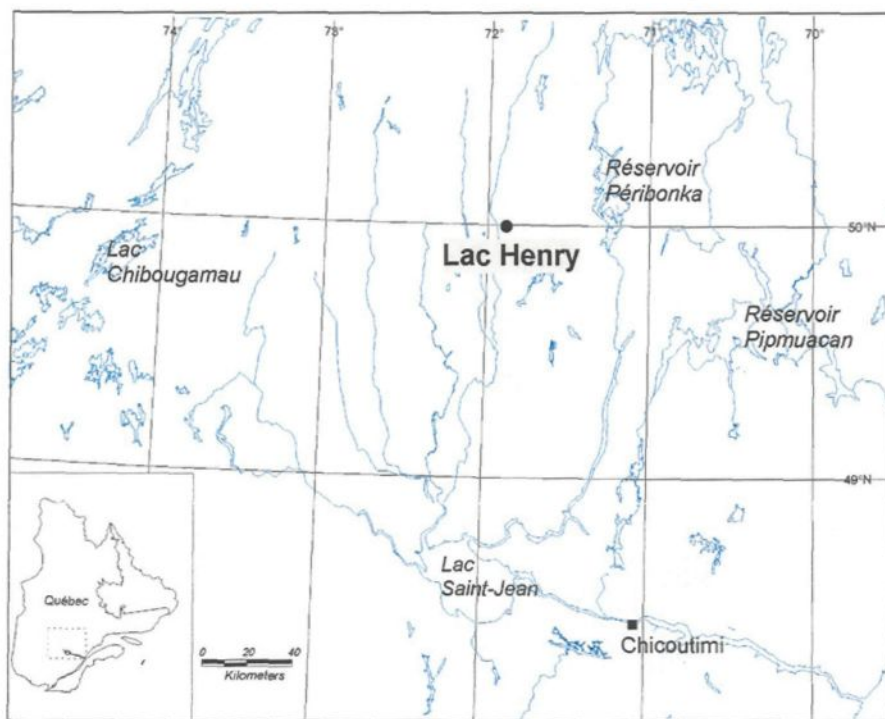


Figure 2-1. Localisation de la région étudiée.

Il est délimité au sud et à l'ouest par la rivière Henry et au nord et à l'est par la forêt ayant échappé au feu de 1995 (figure 2-2).

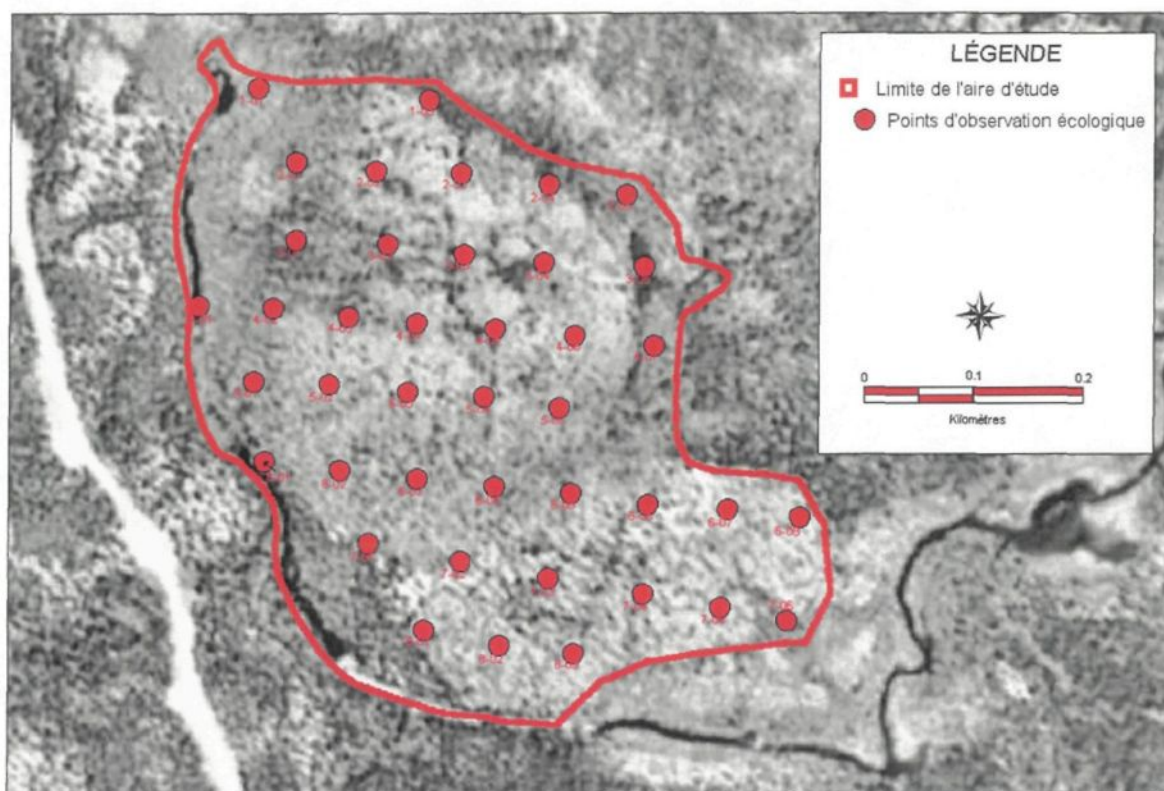


Figure 2-2. Photographie aérienne noir et blanc de la région du site d'étude

Le territoire échantillonné est peu accidenté (pentes légères à moyennes) et est situé à une altitude moyenne d'environ 420 m. La carte des dépôts à l'échelle 1 : 50 000 indique que le site est recouvert d'un till glaciaire de type 1a, qui est constitué d'un amalgame de matériaux de tailles, de formes et de granulométrie variables, mis en place lors du passage du glacier (Saucier *et al.* 1994). Le sol est de type podzol et on y retrouve une couche



indurée discontinue. La nappe phréatique n'a pas été observée dans l'ensemble des points d'observation, celle-ci étant plus profonde que la profondeur observée. Le drainage varie de bon à modéré (Saucier *et al.* 1994). Les précipitations moyennes annuelles (Station Chute-des-Passes : 49° 54' N, 71° 15' O) pour la période de 1951 à 1980 sont de 977,9 mm et se répartissent comme suit : 260,5 mm sous forme de neige et 689 mm sous forme de pluie. Les précipitations maximales sont enregistrées au cours des mois de juin à septembre (Anonyme 1982b). La température moyenne annuelle est de  $-0,2^{\circ}\text{C}$ , le mois le plus froid étant janvier ( $-18,4^{\circ}\text{C}$ ) et le plus chaud juillet ( $15,5^{\circ}\text{C}$ ) (Anonyme 1982a).

## **CHAPITRE III**

### **MÉTHODOLOGIE**

### 3.0 MÉTHODOLOGIE

#### 3.1 *Identification et sélection du site d'étude*

Les sites recherchés étaient des pessières à lichens sur dépôts meubles nous permettant de relever des informations telles que la densité et la taille des arbres, pour au moins deux (2) cohortes ayant occupé le même endroit à des périodes différentes. Le remplacement d'une cohorte par la suivante devait également avoir été occasionné par un incendie forestier.

Une première recherche a été réalisée par le biais d'une enquête téléphonique auprès du personnel des unités de gestion du ministère des Ressources naturelles du Saguenay—Lac-Saint-Jean, afin de connaître les sites accessibles susceptibles de répondre aux besoins du projet.

Cette étape fut suivie d'une analyse des sites potentiels à l'aide de cartes forestières du Ministère des Ressources naturelles et de photographies aériennes. Les sites cartographiés sous la rubrique « dénudés secs » étaient comparés sur les cartes et les photographies de différentes époques dans le but de raffiner la sélection et d'éliminer le maximum de sites non propices.

Finalement, les différents sites retenus à l'étape précédente ont fait l'objet de visites terrain au cours de l'été 1997. Ceci nous a permis de sélectionner un site répondant aux critères énoncés plus haut. Ce site avait été incendié au cours de l'été 1995. La strate de végétation couvrant le sol de même qu'une partie de la matière organique ayant été détruite par le passage du feu de 1995, il était possible de voir les restes des tiges du peuplement précédent qui, auparavant, étaient recouverts par la végétation dont les lichens. Il devenait donc possible de relever les informations requises sur ces anciennes tiges mortes et partiellement décomposées à la surface du sol (cohorte 1), sur les tiges tuées par le feu de 1995 et encore debout (cohorte 2) et sur les jeunes semis installés suite au feu de 1995 (cohorte 3) (figure 3-1). Une portion de ce territoire (~25 ha) a donc été retenue pour échantillonnage.

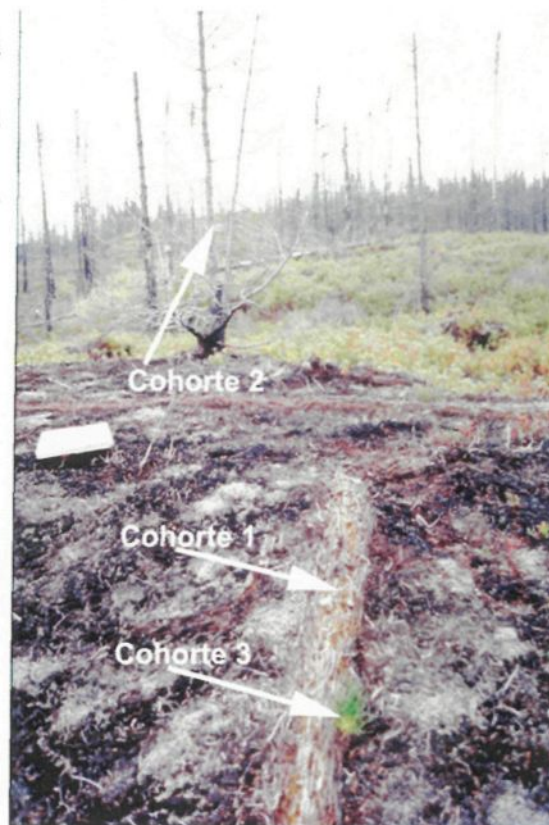


Figure 3-1. Photographie montrant les individus des trois cohortes mesurées sur le site du lac Henry.

### 3.2 *Échantillonnage*

Afin de vérifier les hypothèses portant sur les mécanismes de mise en place des milieux ouverts et le potentiel pour la production forestière de ces derniers, deux séries de parcelles échantillons ont été établies. La méthode d'échantillonnage est une adaptation de la méthode décrite dans le document « Le point d'observation écologique, guide pour la prise de note » du ministère des Ressources naturelles du Québec (Saucier *et al.* 1994).

Pour évaluer le coefficient de distribution des tiges (stocking) dans les 3 cohortes identifiées, nous avons établi une première série de 78 points d'observations (placettes de 4 m<sup>2</sup> ou 1,13 m de rayon) répartis à tous les 35 m sur des virées distantes de 70 m (figure 3-2). Pour la cohorte 1, en raison de l'état de décomposition des souches présentes, il nous a été difficile de différencier l'espèce (épinette ou pin gris). De plus, pour les mêmes raisons et comme les souches retrouvées avaient toutes plus de 10 cm de diamètre, celles-ci ont été enregistrées dans la classe 10 cm et plus sans distinction de diamètre (annexe V). Dans le cas des individus de la seconde cohorte, comme les tiges étaient encore toutes présentes sur le site, ces dernières ont été considérées en totalité pour l'évaluation. La troisième cohorte est constituée de semis installés suite au feu de 1995. Comme pour la seconde cohorte, l'ensemble des semis a été considéré dans l'évaluation du coefficient de distribution, en utilisant le même réseau de placette (78) que pour les deux cohortes précédentes.

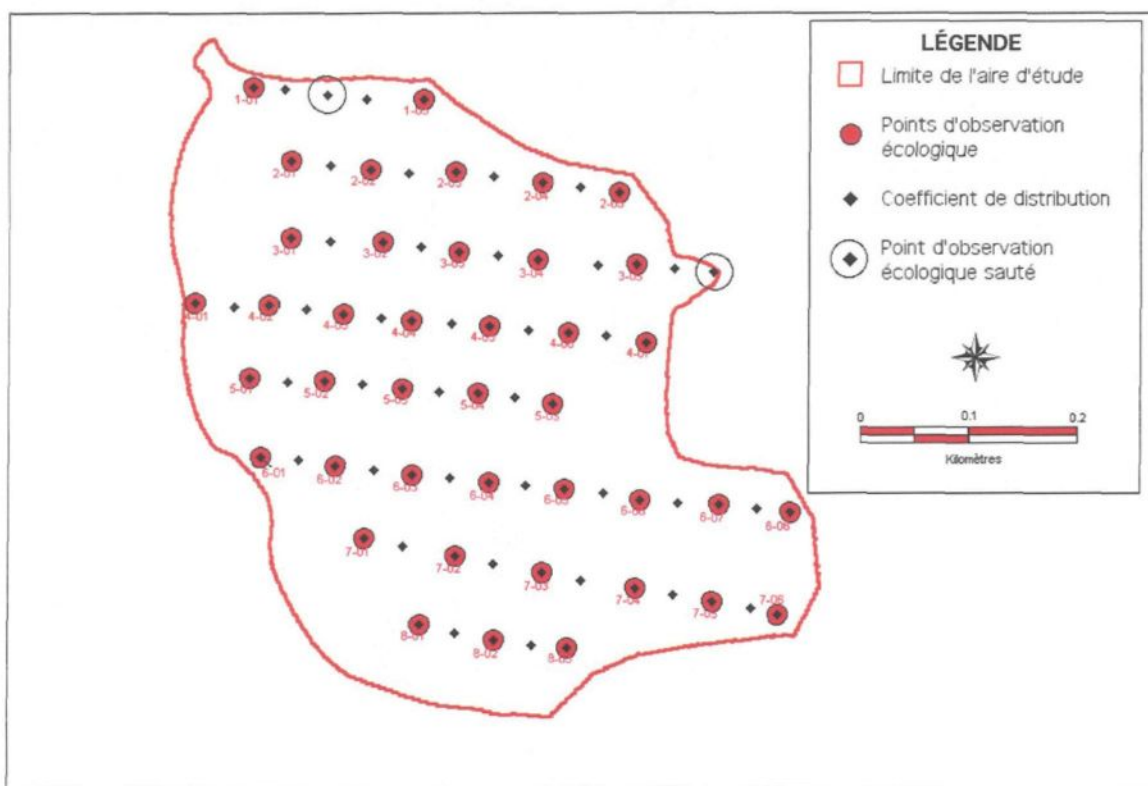


Figure 3-2. Description du patron d'échantillonnage ayant servi à l'évaluation du coefficient de distribution (losanges) et des paramètres écologiques (cercles).

L'évaluation de la densité des essences arborescentes (nombre de tiges par ha) a été effectuée par le biais d'un dénombrement de l'ensemble des tiges de chacune des cohortes dans 41 placettes de  $100 \text{ m}^2$  ( $1/100 \text{ ha}$  ou  $5,64 \text{ m}$  de rayon) (figure 3-2), pour une superficie totale mesurée de  $4\,100 \text{ m}^2$ . Pour être retenues, les placettes de  $1/100 \text{ ha}$  devaient obligatoirement être situées dans une zone brûlée. Les tiges présentes étaient également localisées par cadrans à l'intérieur de la parcelle.

Les tiges mesurées de la première cohorte étaient partiellement décomposées et présentaient toutes à la base un diamètre de plus de 10 cm. Elles ont été regroupées dans la catégorie des 10 cm et plus.

Les informations permettant d'évaluer les différents paramètres écologiques (dépôt, drainage, pente, végétation, etc.) du site ont également été relevés à l'intérieur des 41 points d'échantillonnage. Le sommaire de ces observations est présenté à l'annexe I.

Lorsque le point d'observation localisé sur le plan de sondage se retrouvait dans un secteur non brûlé, ce dernier était sauté et le point d'observation suivant était déplacé sur la virée jusqu'à la zone brûlée la plus proche (figure 3-2). Quarante et un (41) arbres échantillons (à raison d'un arbre par point d'observation) faisant partie de la strate arborescente dominante de la deuxième cohorte étaient également prélevés dans ces points d'observation pour en mesurer la croissance à l'aide de l'analyse de tige (Zarnovican 1985). Le prélèvement des tiges était réalisé en sectionnant cette dernière et en prélevant des sections aux niveaux suivants : 0,00 m (niveau du sol ou DHS) ; 1,00 m ; 1,30 m (diamètre à hauteur de poitrine ou DHP), 2,00 m et ainsi de suite jusqu'au dernier mètre entier de la tige. La longueur totale de la tige était également enregistrée au moment de l'échantillonnage.

### 3.2.1 Sol

La méthode d'échantillonnage s'inspire largement de la norme d'inventaire écoforestier du ministère des Ressources naturelles du Québec (Saucier *et al.* 1994). En plus des informations générales concernant le point d'observation (identification, caractéristiques topographiques), les éléments suivants étaient évalués à l'intérieur d'un pédon creusé dans chacune des parcelles échantillon (41) : Type et épaisseur de l'humus; longueur (profondeur) du profil; texture de l'horizon B; texture de l'horizon C; épaisseur du dépôt; profondeur de l'enracinement; profondeur de la nappe phréatique; type et épaisseur du dépôt de surface; drainage et modificateur et présence d'induration. Finalement, la profondeur de chacun des horizons était mesurée.

### 3.2.2 Végétation

Une description exhaustive des espèces végétales présentes sur le site au moment du relevé a été dressée en conformité avec la méthode identifiée dans le document « Le point d'observation écologique, guide pour la prise de notes » (Saucier *et al.* 1994) qui décrit la méthodologie utilisée pour l'établissement des points d'observation écologique lors des inventaires forestiers réalisés par le Ministère des Ressources naturelles. Les éléments suivants ont été relevés pour la section touchant la description du peuplement : Type (type de couvert forestier), origine et perturbation (année et description de la perturbation ayant donné naissance au peuplement); groupement d'essence (identification des espèces dominantes du couvert forestier); densité et hauteur (pourcentage de recouvrement et



hauteur du peuplement forestier); classe d'âge (classe d'âge des arbres du peuplement) et hauteur dominante (hauteur des arbres dominants du peuplement).

Un relevé dendrométrique des tiges d'essences arborescentes commerciales a été réalisé pour chacune des trois cohortes.

Pour les individus de la cohorte 1, le diamètre de la souche a été estimé. Les souches présentant un diamètre supérieur à 10 cm ont été dénombrées et localisées en pointant leur position approximative dans la parcelle, séparée en 4 cadrans.

Les individus de la cohorte 2 tués par le feu récent (1995) ont fait l'objet d'un mesurage précis du DHP (diamètre à hauteur de poitrine (1,30 m)) à l'aide d'un gallon circonférenciel et de la hauteur totale avec un clinomètre. Ces individus ont également été localisés en pointant leur position approximative dans la parcelle séparée en 4 cadrans.

Finalement, les individus de la troisième cohorte, établis après le feu de 1995, ont été dénombrés et localisés en pointant leur position approximative dans la parcelle séparée en 4 cadrans. L'âge de ces derniers a également été mesuré, sur le terrain, par dénombrement des cicatrices du bourgeon terminal.

### 3.2.3 Datation des événements

Les dates des différents feux ont été établies à partir de cicatrices de feu (1920) et de données historiques (1995).

La date de la perturbation la plus récente a été obtenue à partir des banques d'informations de la Société de Protection des Forêts contre le feu (SOPFEU). Selon ces informations, le feu a débuté le 20 juin 1995, s'est terminé le 6 juillet 1995 et a couvert une superficie totale de 359 ha. Une vérification ultérieure à partir de cicatrices retrouvées sur des tiges vivantes en bordure de la zone brûlée est venue confirmer cette datation.

La datation d'anciennes cicatrices de feu (6) localisées au pourtour du site étudié nous a permis d'établir que la perturbation précédente sur ce site était un feu survenu en 1920 et que ce dernier avait causé la mort de la première cohorte. Les tiges qui se trouvaient sur le site et qui ont été tuées lors du feu de 1995 (cohorte 2) étaient issues de ce feu (1920).

### **3.3 *Traitement des échantillons de tiges***

Les échantillons d'arbres prélevés sur le terrain ont été ramenés au laboratoire pour fin d'analyse de tige. Les sections de tronc (0,00 m ; 1,00 m. ; 1,30 m. ; 2,00 m. ; etc) ont été soumises aux traitements et analyses suivants :

- Séchage des échantillons
- Sablage (papier 80, 200 400)
- Lecture des cernes de croissances sous loupe binoculaire (100 X)
- Mesurage des cernes annuels de croissance par balayage numérique (MacDendro)

### 3.4 *Analyse des données*

#### 3.4.1 Le dépôt

Les informations concernant le sol comme la nature du dépôt, le drainage et les autres paramètres ont été consignés dans des banques de données. Ces informations ont par la suite été soumises à un calcul d'interpolation par l'inverse de la distance à l'aide du logiciel d'analyse spatiale Vertical Mapper<sup>Md</sup>. Cet exercice avait pour but de visualiser la variabilité de ces différents paramètres dans l'espace étudié.

#### 3.4.2 Évolution du couvert forestier

Les changements observés dans la densité du couvert forestier en regard du coefficient de distribution (stocking) et du nombre de tiges par ha ont été évalués en comparant les valeurs obtenues pour chacun de ces paramètres dans les trois cohortes mesurées. Les informations ont été traitées à l'aide du logiciel Delta Graph<sup>Md</sup> pour visualiser l'impact des changements observés.

#### 3.4.3 Analyse de tiges

À partir des données de mesures obtenues par la lecture des cernes de croissance des sections de tiges recueillies sur le terrain, nous avons établi des courbes de croissance annuelle radiale, en hauteur et en volume pour chacune des 41 tiges. Par la suite, ces informations ont été regroupées dans le but d'obtenir des valeurs moyennes d'accroissement annuel pour l'ensemble du site d'étude.

Les informations ont, dans un premier temps, été compilées et traitées à l'aide du logiciel Excel<sup>Md</sup> pour extraire les informations sur la croissance en diamètre, en hauteur et en volume de chacune des tiges. Les courbes de croissance individuelles ainsi obtenues ont par la suite été interdatées afin d'éliminer les anomalies (cernes manquants, erreur de datation) et recompilées pour les 41 tiges sous forme de moyennes.

Les résultats ont finalement été traduits sous forme de courbes de croissance moyenne annuelle et cumulée pour le diamètre, la hauteur et le volume des tiges, à l'aide du logiciel Mac Tige (XLStem) (Guay, 1985).

## **CHAPITRE IV**

### **RÉSULTATS**

## 4.0 RÉSULTATS

### 4.1 *Description générale du site*

Le site sélectionné pour l'échantillonnage était constitué d'une colline arrondie recouverte d'un till glaciaire indifférencié. Les principaux végétaux de la strate arborescente étaient l'épinette noire en très faible densité et dont la distribution était très irrégulière, les tiges étant principalement concentrées dans de légères dépressions du sol, et le pins gris représenté par quelques tiges dispersées sur le territoire. La plupart des tiges présentes étaient mortes à la suite du feu de 1995. Sous la strate arborescente, le sol était principalement recouvert d'éricacées (*Vaccinium*, *Kalmia* et *Ledum*), de lichens brûlés, de quelques plantes herbacées et de sol nu suite au passage du feu.

#### 4.1.1 La topographie

La figure 4-1 permet de constater une très faible variabilité des éléments touchant la topographie du milieu. À l'intérieur de la surface étudiée, l'altitude varie de 387 à 442 m pour une altitude moyenne d'environ 420 m. Seule l'exposition et l'inclinaison de la pente montrent des différences un peu plus marquées (annexe II), même si celles-ci sont mineures.

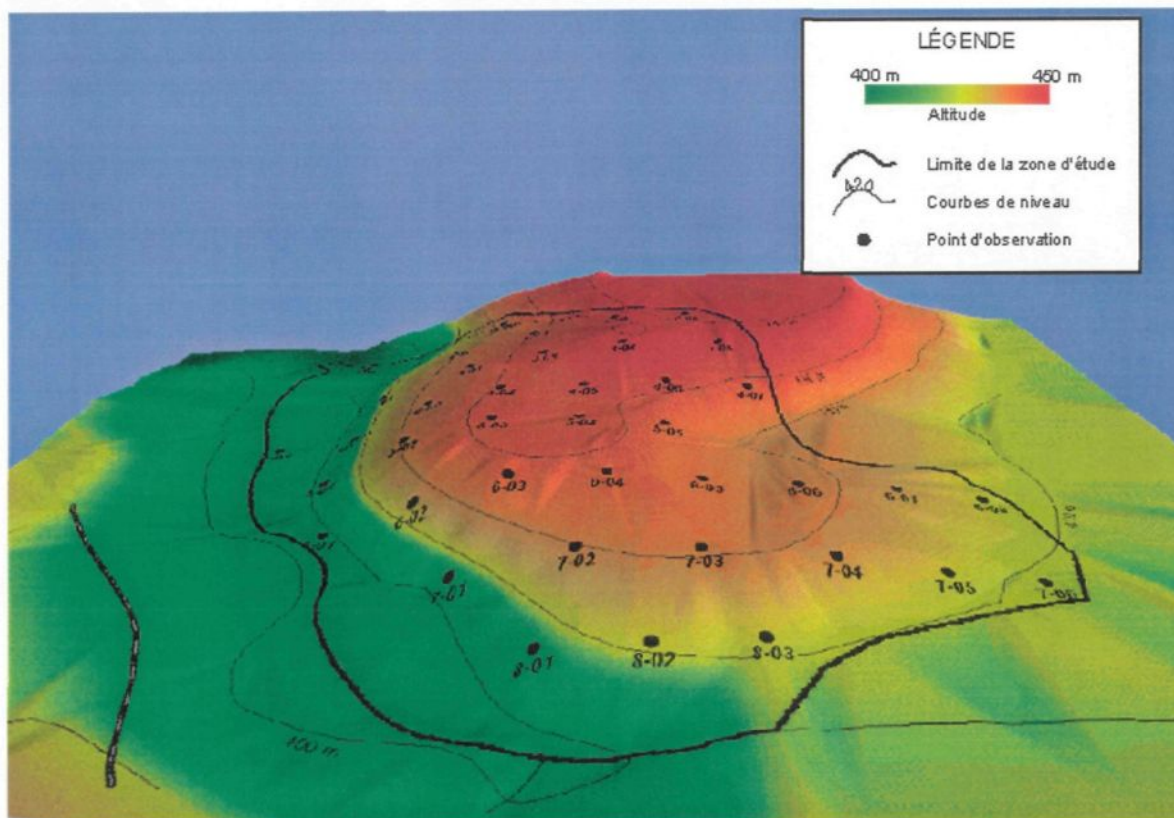


Figure 4-1. Illustration de la topographie du territoire étudié réalisée à partir d'un modèle numérique d'élévation. L'illustration présente une exagération verticale de 2X.

L'analyse détaillée des pentes du territoire étudié par le biais de calculs d'interpolation (figure 4-2) nous permet de constater que plus de 80 % du territoire se retrouve sur des pentes de moins de 15 % et que pour la presque totalité du territoire (98,8 %) la pente est inférieure à 30 %.

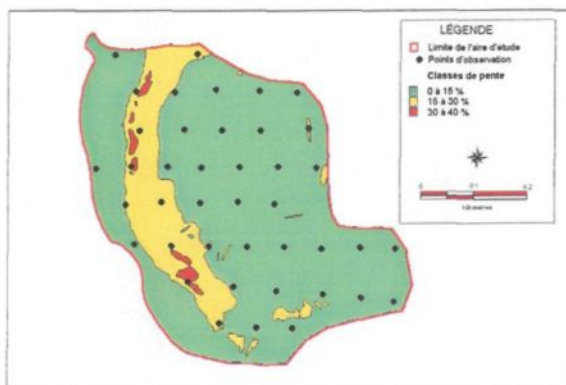


Figure 4-2. Distribution des classes de pente à l'intérieur du site d'étude.

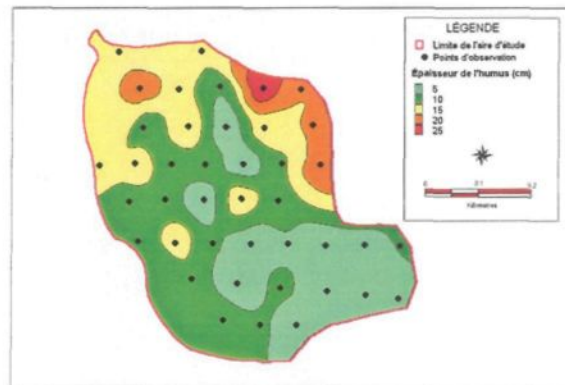


Figure 4-3. Répartition de la couche de matière organique par classe d'épaisseur.

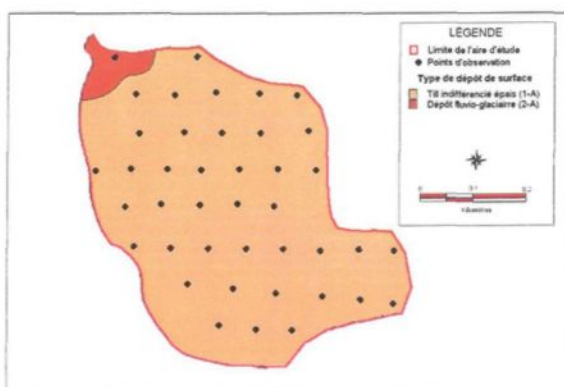


Figure 4-4. Distribution des types de dépôt à l'intérieur du site d'étude.

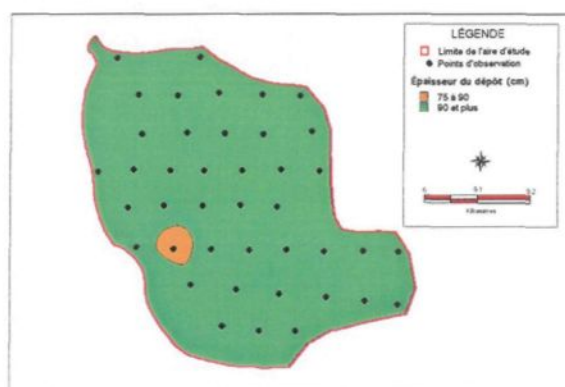


Figure 4-5. Variation de l'épaisseur du dépôt à l'intérieur du site d'étude.

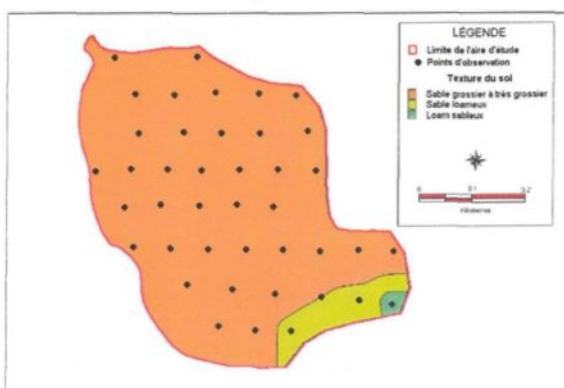


Figure 4-6. Types de sols par classe de granulométrie.

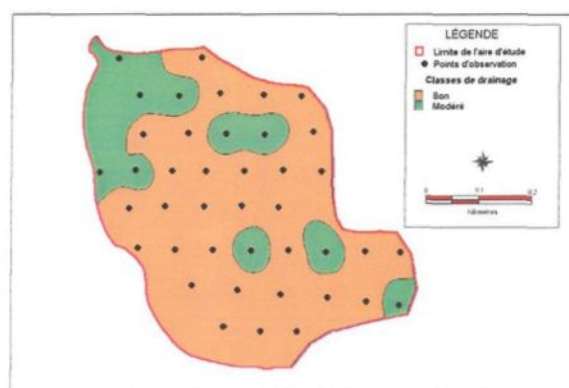


Figure 4-7. Répartition du territoire par classe de drainage.



## 4.1.2 Nature du dépôt

### 4.1.2.1 *Épaisseur de la couche d'humus*

Comme l'illustre la figure 4-3, près de 70 % du territoire étudié est recouvert d'une couche de matière organique dont l'épaisseur est inférieure à 10 cm. La répartition des superficies par classe d'épaisseur d'humus est la suivante : 28,8 % pour la classe de 5 cm ; 38,1 % pour la classe de 10 cm ; 24,6 % pour la classe de 15 cm ; 7,3 % pour la classe de 20 cm et 1,2 % pour la classe de 25, cette valeur étant le maximum atteint.

### 4.1.2.2 *Type et épaisseur du dépôt de surface*

Comme pour la topographie, les paramètres utilisés pour décrire le sol varient très peu sur l'ensemble du site étudié. Le type de dépôt rencontré (figure 4-4) est majoritairement constitué de till glaciaire (~ 97 %) avec une petite portion de matériaux fluvio-glaciaires dans la partie nord-ouest du site.

L'épaisseur du dépôt meuble (figure 4-5) affiche très peu de variation avec une valeur minimale de 75 cm. Sur plus de 90 % de la surface étudiée, l'épaisseur des matériaux meubles est supérieure à 100 cm.

### 4.1.2.3 *Texture du sol*

Le dépôt de surface (figure 4-6), majoritairement constitué de till glaciaire, est formé d'un mélange de matériaux de taille variable. La matrice est majoritairement de type

sableux et sa granulométrie varie de sable très grossier à sable grossier sur près de 93 % du territoire étudié. La portion restante est représentée par le sable loameux (~ 6 %) et le loam sableux (moins de 1 %).

#### 4.1.2.4 *Classes de drainage*

L'évaluation du drainage dans chacun des points d'observation permet de faire ressortir l'absence de zones à drainage déficient (figure 4-7). Le drainage varie de bon (~76 % du territoire étudié) à modéré pour les 24 % restants.

## 4.2 *La végétation*

Le peuplement étudié est très ouvert et principalement constitué d'épinettes tuées par le passage d'un feu en 1995. La distribution est très irrégulière, les tiges mortes et vivantes étant principalement concentrées dans de légères dépressions du sol. De plus, on retrouve au sol une autre cohorte d'arbres tués par un feu en 1920. Quelques pins gris (*Pinus banksiana* Lamb.) complètent le paysage forestier.

### 4.2.1 Distribution des espèces

Le tableau 4-1 présente la distribution (pourcentage de recouvrement) par strate des différentes espèces inventoriées sur le site d'étude. L'épinette noire, avec un recouvrement de 14 % avant le passage du feu de 1995, représentait l'espèce arborescente dominante. On remarque également la présence sporadique du pin gris. Pour les espèces arbustives, le thé

du Labrador (*Ledum groenlandicum* Retz.), le kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia* L.) et le bleuet (*Vaccinium angustifolium* Ait.) sont les espèces dominantes, dans des proportions similaires. La strate muscinale est dominée par les sphaignes (*Sphagnum* sp.), ces dernières étant toutefois relativement rares (2,2 % de couverture). Finalement, les lichens de type cladonie (*Cladonia* sp.) sont relativement importants ; il faut toutefois noter que la couverture observée pour ce groupe était constituée d'individus brûlés par le feu de 1995.

Tableau 4-1. Pourcentage de couverture par espèce et par strate

STRATE	ESPÈCE	COUVERTURE
Arborescente supérieure	<i>Picea mariana</i> (Mill.) BSP. (mortes)	14,0%
	<i>Pinus banksiana</i> Lamb. (vivants et morts)	1,6%
Arborescente inférieure	<i>Picea mariana</i> (Mill.) BSP. (mortes)	9,4%
Arbustive commerciale	<i>Picea mariana</i> (Mill.) BSP. (vivantes et mortes)	10,7%
	<i>Pinus banksiana</i> Lamb. (vivants et morts)	0,1%
Arbustive non commerciale	<i>Alnus rugosa</i> var. <i>americana</i> (Regel) Fern.	0,1%
	<i>Ledum groenlandicum</i> Retz.	36,4%
	<i>Kalmia angustifolia</i> L.	34,8%
	<i>Vaccinium angustifolium</i> Ait.	37,9%
	<i>Spirea latifolia</i> (Ait.) Borkh.	0,1%
	<i>Salix</i> sp.	0,5%
	<i>Cassandra calyculata</i> (L.) D. Don	2,9%
	<i>Amelanchier</i> sp.	0,0% (1 individu)

Muscinale	<i>Sphagnum sp.</i>	2,2%
	<i>Polytrichum sp.</i>	0,7%
	<i>Pleurozium schreberi</i> (BSG.) Mitt.	0,4%
	<i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.) BSG.	0,4%
Lichénique	<i>Cladina sp.</i> (brûlée)	27,0%
	<i>Cladina stellaris</i>	0,1%
	<i>Cladina rangiferina</i> (L.) Web.	0,1%

#### 4.2.2 Coefficient de distribution des tiges des cohortes 1, 2 et 3

Les données recueillies en regard du coefficient de distribution des tiges de chacune des trois cohortes sont présentées à la figure 4-8. On observe une baisse du coefficient de distribution, ce dernier passant de 43,6 % (cohorte 1) à 25,6 % (cohorte 2) et finalement à 3,8 % (cohorte 3). Le pin gris est présent dans la cohorte 3 avec un coefficient de distribution de 1,3 %.

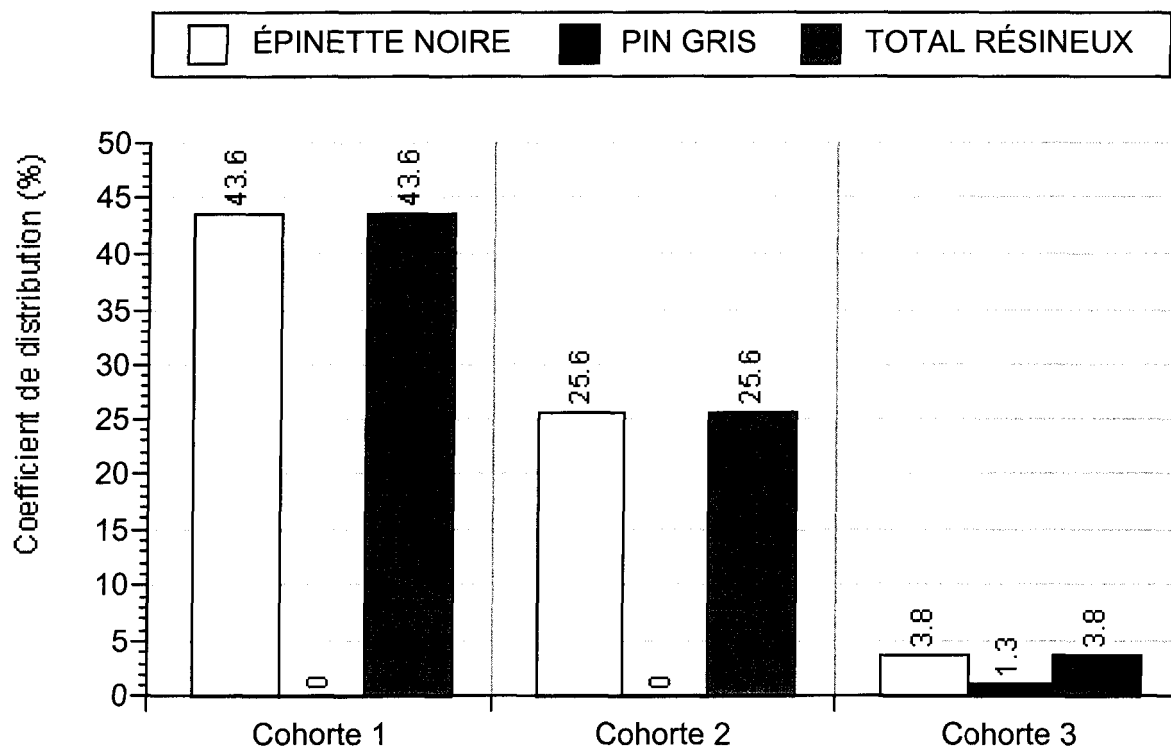


Figure 4-8. Évolution du coefficient de distribution (*stocking*) par essence pour les trois cohortes d'épinettes.

#### 4.2.3 Nombre de tiges des cohortes 1, 2 et 3

La figure 4-9 présente un sommaire des tiges dénombrées pour les 3 cohortes et leur évolution dans le temps. L'épinette noire est l'espèce dominante pour les trois cohortes, avec un nombre de tiges par ha de 1 322 pour la cohorte 1, 1 088 pour la cohorte 2 et 510 pour la cohorte 3. Le pin gris représente une très faible proportion du peuplement avec 2 tiges pour la cohorte 1, 7 pour la cohorte 2 et 34 pour la cohorte 3.

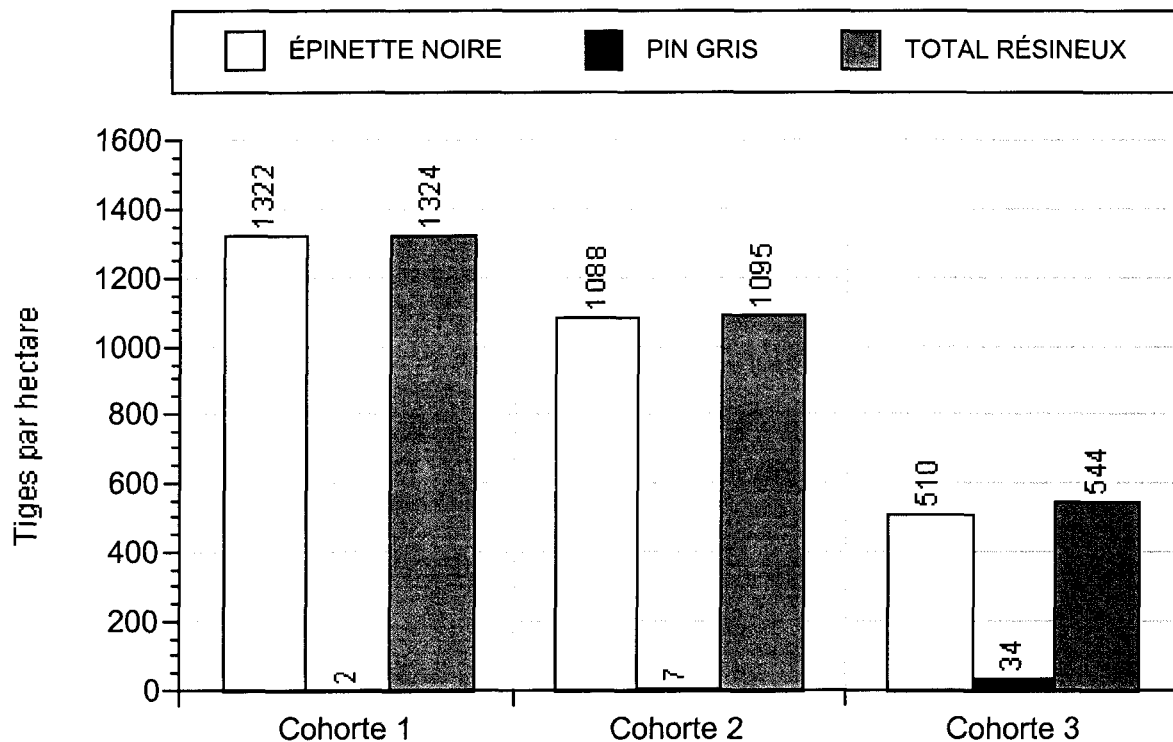


Figure 4-9. Évolution de la densité du peuplement par essence pour les cohortes 1, 2 et 3.

La figure 4-10 montre la répartition des tiges de chacune des trois cohortes en fonction de leur diamètre au DHP. En plus de la diminution du nombre total de tiges par ha (figure 4-9), on remarque une baisse marquée du nombre de tiges marchandes. Ces dernières passent de 1 315 pour la cohorte 1 à 376 pour la cohorte 2. La cohorte 3 étant entièrement constituée de semis issus du feu de 1995, les tiges marchandes en sont évidemment absentes.

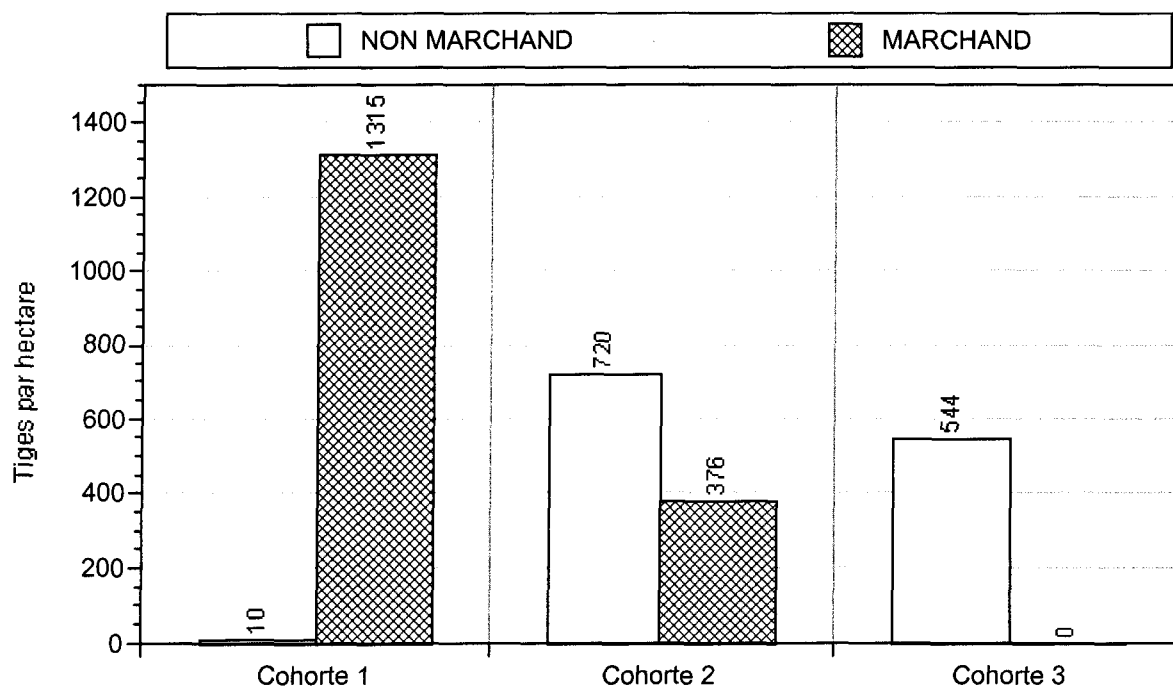


Figure 4-10. Évolution de la densité du peuplement par classe de diamètre (marchand et non marchand), pour les cohortes 1, 2 et 3.

#### 4.2.4 Structure d'âge des tiges de la cohorte 2

La figure 4-11 présente la distribution de fréquence des tiges de la cohorte 2 par classe d'âge de 5 ans à partir de la date du feu (1920). La distribution, réalisée à partir de l'âge estimé à la souche suggère une installation des semis à partir de la 5<sup>e</sup> jusqu'à la 20<sup>e</sup> année suivant le feu. On remarque également que la majorité des tiges (39/41) se serait installée de façon continue à partir de cette date et qu'aucune installation n'apparaît après 1950.

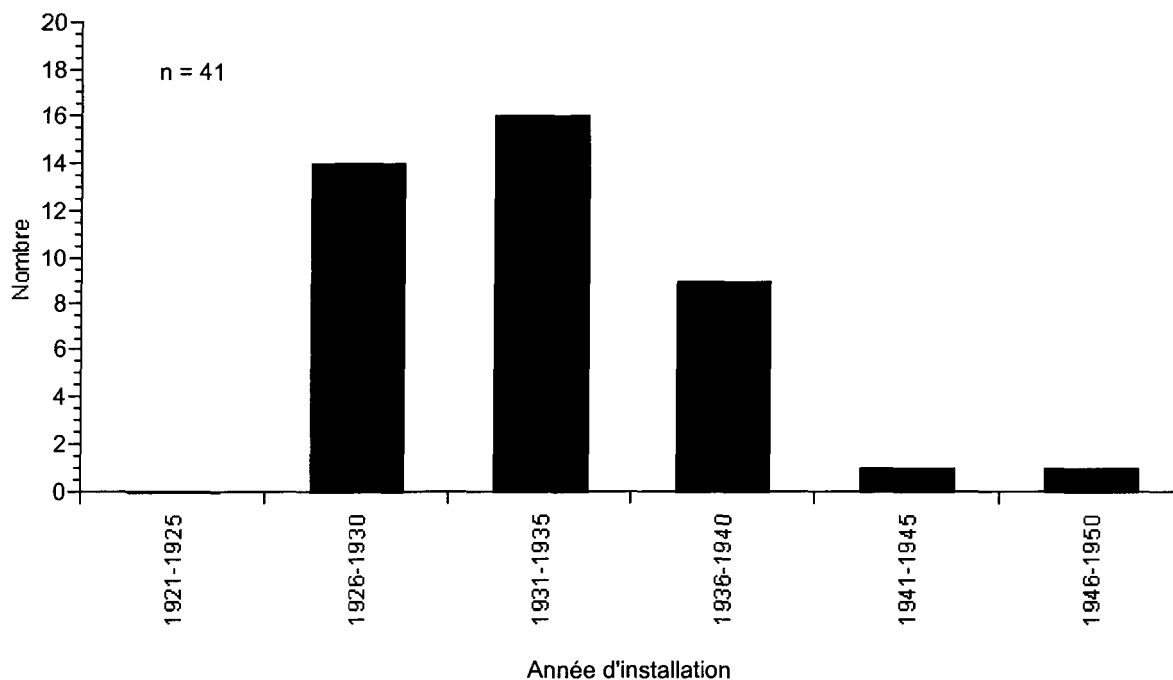


Figure 4-11. Structure d'âge des échantillons (41) prélevés sur le site du lac Henry, selon l'âge mesurée au DHS.

#### 4.2.5 Accroissement du diamètre des tiges de la cohorte 2

L'accroissement cumulatif du diamètre au DHP pour l'ensemble des tiges de la cohorte 2 ( $n = 41$ ) est présenté à la figure 4-12 et les valeurs individuelles du DHP de chacun des arbres échantillonnés à l'annexe VI. Les tiges prennent environ 25 ans avant d'atteindre la hauteur de mesure du DHP (1,3 m). Pendant cette période, les tiges n'ayant pas atteint la hauteur de mesure sont donc absentes des compilations. Par la suite, on observe une accélération rapide de l'augmentation du diamètre de 1945 à 1960, période suivie d'une période de croissance linéaire, de 1960 à 1975. À partir de cette date, on



remarque un léger ralentissement de l'augmentation du diamètre qui est marqué par l'inflexion de la courbe.

L'accroissement annuel moyen du diamètre au DHP affiche sensiblement le même comportement. La période de 1920 à 1945, pour laquelle le nombre d'arbres mesurés est limité par la hauteur de prise de mesure, est suivie d'une forte accélération de l'accroissement annuel entre 1945 et 1960, pour atteindre une relative stabilité entre 1960 et 1975 avec des valeurs d'accroissement oscillant entre 3 et 4 millimètres par année. On observe une chute marquée de l'accroissement avec un minimum en 1978, suivie d'une légère reprise entre 1978 et 1980. Finalement, on observe une légère diminution de l'accroissement pour la période de 1980 à 1995. Le DHP moyen des arbres échantillonnés était de 12,9 cm au moment du feu de 1995.

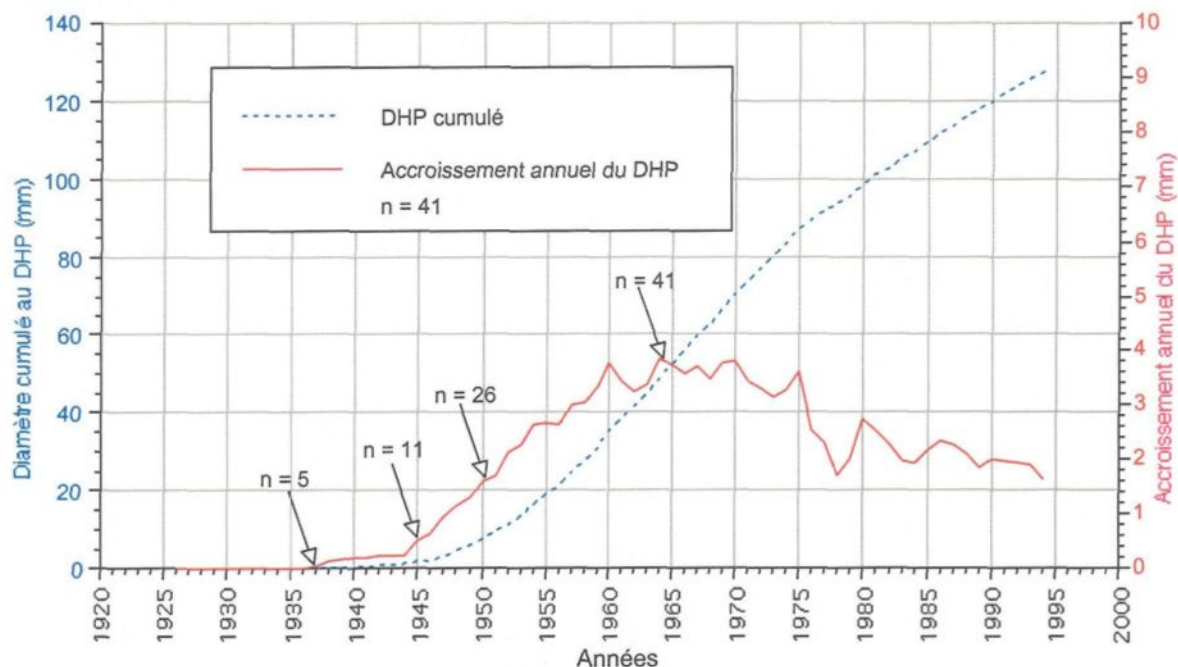


Figure 4-12. Accroissement annuel moyen et cumulatif du DHP des 41 tiges-échantillons de la cohorte 2, prélevées sur le site du lac Henry.

#### 4.2.6 Accroissement en hauteur des tiges de la cohorte 2

La figure 4-13 présente l'accroissement moyen en hauteur des tiges ( $n = 41$ ), l'axe de gauche montrant l'augmentation de la hauteur cumulée des tiges et celui de droite les valeurs d'accroissement annuel de ces dernières. L'augmentation de la hauteur totale affiche une accélération constante de 1925 à 1955. Cette période est suivie d'une période de croissance à peu près linéaire de 1955 à 1970. La dernière partie, de 1970 à 1995 affiche un léger ralentissement. L'accroissement annuel moyen de la hauteur montre des valeurs similaires avec une période d'accélération (0 à 20 cm par année) de 1925 à 1955. Une période de croissance relativement stable, avec des valeurs oscillant entre 20 et 25 cm par année avec un maximum de 25 (1963) suit cette dernière, entre 1955 et 1974. On

observe finalement une croissance régulière en hauteur au cours de la période 1974-1995, les valeurs se situant alors autour de 18 cm par année. La hauteur moyenne des arbres échantillonnés était de 10 m au moment du feu de 1995.

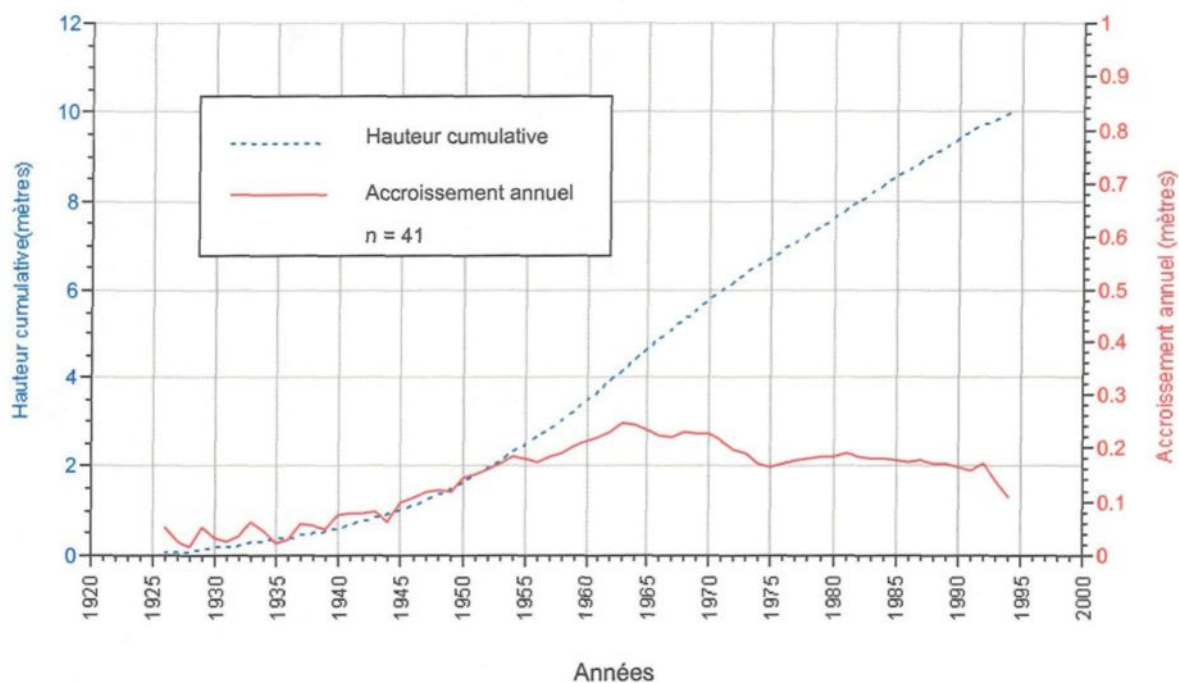


Figure 4-13. Évolution de la hauteur dans le temps des 41 tiges-échantillons de la cohorte 2 du site d'étude du lac Henry.

#### 4.2.7 *Accroissement en volume des tiges de la cohorte 2*

Les valeurs d'accroissement en volume des tiges de la cohorte 2 sont présentées à la figure 4-14, l'axe de gauche représentant l'accroissement cumulatif du volume des tiges et celui de droite l'accroissement annuel moyen de ces dernières.

La courbe de l'accroissement moyen cumulé en volume des tiges se présente sous la forme d'une exponentielle typique. Entre 1975 et 1980, il y a un léger ralentissement de l'accroissement.

L'accroissement annuel moyen en volume des tiges est en accélération jusqu'en 1975. Par la suite, le taux d'accroissement, tout en étant maximum tend à se stabiliser vers  $2,6 \text{ dm}^3$  par année. Le volume moyen des arbres échantillonnés était de  $73,4 \text{ dm}^3$  au moment du feu de 1995.

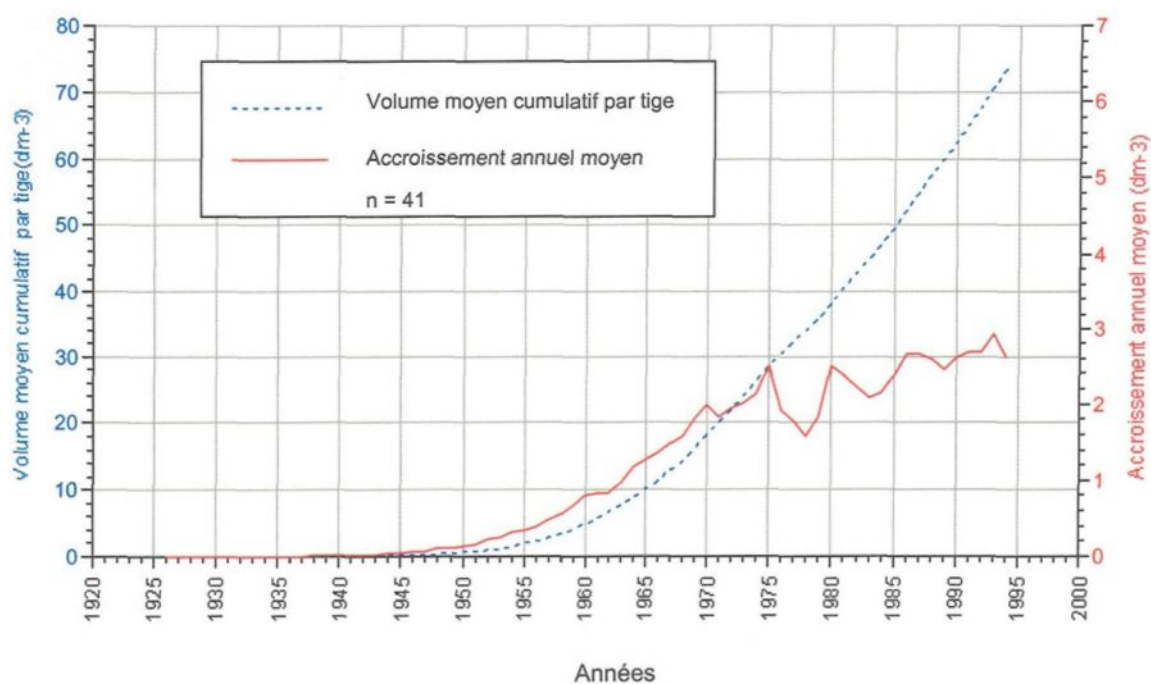


Figure 4-14. Évolution du volume dans le temps des 41 tiges échantillons de la cohorte 2 du site d'étude du lac Henry.

**CHAPITRE V**

**DISCUSSION**

## 5.0 DISCUSSION

Dans cette section, nous discutons des facteurs pouvant expliquer la présence de forêts ouvertes d'épinette noire sur dépôt minéral meuble, au coeur même de la forêt boréale fermée.

### 5.1 *Situation géographique et climat*

Du point de vue géographique, la région d'étude se situe au coeur de la région forestière boréale (B.1b) que Rowe (1972) décrit comme étant la zone où l'épinette noire prolifère le plus, cette espèce y étant nettement dominante. De même, les cartographies écologiques produites par Saucier (1998) et Thibeault (1985) situent la zone d'étude au coeur du domaine de la pessière à mousses. Par rapport à la partie est de l'aire de distribution nord-américaine de l'épinette noire, on peut considérer que le site du lac Henry est situé dans la partie méridionale de son aire de distribution, cette dernière étant présente jusqu'à la latitude 59° nord (Payette 1976). La position géographique du site ne peut expliquer, à elle seule, l'absence d'une forêt fermée sur le site d'étude du lac Henry.

En regard des considérations climatiques, Brooks *et al.* (1998), dans une étude réalisée dans le centre du Canada, entre les latitudes 53° et 56° nord, mentionnent que contrairement aux attentes, la corrélation entre le climat et la croissance est similaire, que l'on soit à la limite nord ou à la limite sud de la forêt fermée d'épinette noire et que la croissance est favorisée par des conditions plus froides et plus humides. Cette espèce affiche de plus une très grande tolérance face aux écarts de température. On la retrouve

dans des zones où les températures les plus froides atteignent  $-62^{\circ}\text{C}$  de même que dans des secteurs où les maximums culminent autour de  $41^{\circ}\text{C}$  (Viereck et Johnston 1990). La température moyenne des mois de janvier ( $-18,4^{\circ}\text{C}$ ) et juillet ( $15,5^{\circ}\text{C}$ ) et les températures minimales ( $-46,7^{\circ}\text{C}$ ) et maximales ( $32,8^{\circ}\text{C}$ ) annuelles enregistrées à la station météo Chutes-des-Passes, la plus rapprochée du site d'étude confirment que le facteur température ne peut expliquer la faible densité du couvert d'épinette noire sur le site d'étude (Anonyme 1982a). Par définition, dans la zone de la forêt commerciale, le climat n'est pas un facteur limitant (Hustich, 1965).

## 5.2 *Topographie*

D'après les cartes topographiques du ministère des Ressources naturelles du Québec, l'altitude moyenne du site étudié (420 m) (figure 4-1) ne peut induire une limitation climatique à la croissance et au développement normal du couvert forestier. Bussière (1992) mentionne que la présence d'étage alpin sur les hauts sommets de Charlevoix ( $\sim 1\ 000$  m) n'est pas reliée à l'altitude ou au climat mais plutôt à une succession de perturbations (feux) au cours des derniers millénaires. De plus, la présence de peuplements fermés d'épinette noire croissant à des altitudes similaires à celle du site étudié nous forcent à considérer d'autres phénomènes pour expliquer l'absence de couvert forestier à cet endroit. En effet, le site d'étude est entouré de peuplements fermés d'épinette noire croissant à des altitudes égales ou supérieures (plus de 650 m), dans un rayon de 20 km.

Il en est de même pour la pente et l'exposition, deux facteurs pour lesquels il n'existe pas de différences observables à l'intérieur du site, alors que la forêt fermée est présente dans des conditions similaires à proximité de la zone étudiée. L'épinette noire est également reconnue pour sa capacité à coloniser des stations aux conditions topographiques très variables allant de la plaine aux pentes abruptes, en passant par les dépressions en cuvette et les pentes douces (LeBarron 1939; Wilton 1963; Thomas et Wein 1985; Viereck and 1990). Les conditions rencontrées sur le site du lac Henry ne constituent donc pas un facteur pouvant limiter la présence d'une forêt fermée d'épinette noire.

### **5.3 *Le dépôt de surface***

Comme pour les conditions climatiques et topographiques, l'épinette noire peut coloniser une très grande variété de dépôts s'étendant des sols organiques aux affleurements rocheux en passant par les dépôts minéraux meubles. Le long de ce gradient, on peut la retrouver sur des tills, des dépôts fluviaux glaciaires et glacio-lacustres. La granulométrie des substrats où on la retrouve est évidemment tout aussi variable que les dépôts eux-mêmes. On retrouve donc des peuplements d'épinette noire sur dépôt argileux à drainage imparfait, sur sable et loam à drainage modéré et sur gravier à drainage excessif (LeBarron 1939 ; Viereck and Johnston 1990 ; Gagnon et Morin 2001).

Le dépôt recouvrant le site d'étude est principalement constitué de till, l'un des dépôts les plus communs où l'on retrouve l'épinette noire. Le type de dépôt du site ne constitue donc pas un facteur limitant la présence d'une forêt fermée d'épinette noire à cet endroit.



#### **5.4 *Le feu et la composition végétale***

Les peuplements naturels d'épinette noire sont généralement issus de perturbations comme le feu, ce qui fait en sorte que la végétation y est en perpétuelle reconstruction. On y remarque souvent la présence d'éricacées et de lichens, selon le niveau de développement du peuplement (Hustich 1965 ; Morneau and Payette 1989 ; Gagnon et Morin 2001).

La variété des espèces végétales qu'on y retrouve est relativement restreinte (Rowe 1972). En plus des espèces présentées au tableau 4-1, plusieurs autres espèces peuvent être rencontrées en association avec l'épinette noire. On remarque un changement de la composition végétale selon les déplacements longitudinaux, latitudinaux et en fonction du drainage (Viereck and Johnston 1990). Des variations de composition sont également associées aux différentes densités du couvert et aux différents stades de développement du peuplement (Hustich 1965 ; Morneau and Payette 1989). Selon ce qui précède, le feu étant un facteur écologique faisant partie intégrante de la dynamique des forêts boréales, le passage d'un feu ne devrait pas, en théorie, constituer un facteur limitant pour l'établissement et le maintien d'une forêt fermée d'épinette noire dans la zone étudiée.

#### **5.5 *Perturbations et ouverture du peuplement forestier***

La régénération après feu de l'épinette noire se fait par libération des réserves de graines contenues dans les cônes semi-sérotineux de la cime des arbres sous l'effet de la chaleur. Ceci en fait une espèce bien adaptée à se régénérer après feu (LeBarron 1939 ; Gagnon 1988 ; Gagnon *et al.* 1992 ; Haavisto and Skeates 1995a). Selon les informations

disponibles (nombre et dimension des tiges), le peuplement étudié aurait normalement dû se régénérer adéquatement suite aux feux et produire un peuplement de densité équivalente au peuplement d'origine (Foster 1985 ; Gagnon 1988 ; St-Pierre *et al.* 1991 ; Haavisto and Skeates 1995a). Cependant, ce ne fut pas le cas. Les lignes qui suivent tentent d'expliquer l'ouverture du couvert forestier sur le site du lac Henry.

### 5.5.1 Cohorte 3

Les individus recensés (automne 1997) dans la cohorte trois (3) sont des semis de 1, 2 et 3 ans issus des graines libérées par les individus de la cohorte 2 lors du feu de juin 1995. Ces semenciers étaient issus du feu de 1920 et avaient donc environ 70 ans au moment du feu de 1995.

Le coefficient de distribution pour la cohorte trois (3) est de 4,8 % et le nombre total (aucune tige n'ayant un diamètre mesurable) de tiges par ha de 544. On constate, par rapport à la cohorte deux (2), dont le coefficient de distribution est de 25,6% et le nombre de tiges par ha de 1 095, une diminution de la densité du couvert et du nombre de tiges par ha.. Les individus recensés dans la cohorte trois (3) sont en nombre insuffisant et présentent une distribution inadéquate pour assurer le maintien d'une forêt fermée sur le site du lac Henry.

Dans une étude portant sur la régénération après feu de l'épinette noire, Saint-Pierre *et al.* (1991) mentionnent que plus de 95 % des semis s'installent dans les 3 ans suivant un

incendie forestier, ce qui contraste largement avec les observations effectuées dans des peuplements plus âgés (âge à la souche) (Morneau 1988). Ce patron d'établissement rapide après feu concorde avec la structure équiennne de la majorité des peuplements composant les grandes forêts d'épinette noire (Charon et Greene, 2002). Ces informations nous permettent de croire que le coefficient de distribution et le nombre de tiges par ha ne devraient pratiquement pas dépasser les valeurs mesurées lors de l'échantillonnage de l'automne 1997, ce qui entraînera la mise en place d'une forêt très ouverte sur le site. Selon Payette *et al.* (2000), il est peu probable d'observer la fermeture du couvert forestier dans de telles milieux.

#### 5.5.2 Cohorte 2

Les individus constituant la seconde cohorte sont issus de la régénération par graines libérées lors du feu de 1920 par les individus de la cohorte 1. Ce peuplement possédait en 1995 un coefficient de distribution de 25,6% et 1 095 tiges par ha dont 376 tiges de plus de 10 cm. D'après leur taille et la densité des restes observés, les individus de la première cohorte auraient normalement dû, après le passage du feu (1920), produire une régénération suffisante pour maintenir un couvert forestier fermé (LeBarron 1939 ; Foster 1985 ; Gagnon 1988 ; St-Pierre *et al.* 1991 ; Haavisto and Skeates 1995a; Charon et Greene 2000).

En comparant les valeurs du coefficient de distribution et du nombre de tiges par ha pour la cohorte 2 (25,6% et 1095 tiges/ha) avec ceux de la cohorte 3 (3,8% et 544 tiges/ha),

nous constatons que le passage du feu de 1995 a provoqué une diminution importante du couvert forestier.

Comme la taille des troncs et l'âge des arbres de la deuxième cohorte nous permet de penser que ceux-ci étaient aptes à se régénérer, quels phénomènes pourraient alors expliquer le manque de régénération observé suite au passage du feu entre la deuxième et la troisième cohorte ?

Après feu, plusieurs chercheurs ont montré la possibilité d'un phénomène de régression du couvert forestier (Hustich 1965; Hustich 1979; Morneau et Payette 1988; Lavoie et Sirois 1998; Payette *et al.* 2000) ou de diminution de la densité des peuplements d'épinette noire (Lavoie et Sirois 1998 ; Payette *et al.* 2000). Les causes de ce phénomène sont, dans la plupart des cas, associés à des perturbations (feux) survenus lors d'épisodes climatiques défavorables à la production de graines ou à la germination ou la survie des semis.

Plusieurs autres facteurs peuvent être identifiés comme causes potentielles d'une faible régénération après feu. L'absence de lit de germination propice reliée à la date (printemps, été, automne) et à l'intensité du feu (quantité de matière organique brûlée) (Heinselman 1981), la prédation et le parasitisme des cônes et des graines (Pelissier et Trosset 1992 ; Haavisto *et al.* 1996), la faible disponibilité de semences dans les jeunes peuplements (Skeates and Haavisto 1987 ; Haavisto and Skeates 1995a) et la faible disponibilité de semences dans les peuplements matures à la suite d'une épidémie de la

tordeuse de bourgeons de l'épinette (TBE) (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) ou de la mouche à scie Européenne de l'épinette (*Gilpinia hercyniae* Hartig.) (Haavisto *et al.* 1996; Payette *et al.* 2000).

Une régression du couvert suite au feu de 1995 sur le site du lac Henry peut être reliée à un ou plusieurs de ces facteurs, le plus probable étant l'effet de la TBE, tel que démontré par Payette *et al.* (2000). Les documents relatant l'histoire des épidémies de cet insecte font état d'une période épidémique au Québec et dans la région étudiée (Lac Henry), au cours de la décennie 70 (Morin et Laprise 1990). Ces derniers mentionnent que des réductions importantes des cernes de croissance sont évidentes pour la période de 1974 à 1982.

### 5.5.3 Cohorte 1

Les individus de la première cohorte ont été détruits par un feu dont la date, basée sur l'analyse de cicatrices (6) retrouvées sur le pourtour du site étudié, a été établie à 1920. De plus, parmi les arbres étudiés dans la cohorte 2, aucun ne remontait à une date antérieure, indiquant que le feu de 1920 n'avait laissé aucun survivant, du moins dans les parcelles étudiées.

Les restes des troncs et des souches retrouvés sur le territoire étudié nous ont permis de déterminer qu'à l'époque, ce peuplement forestier possédait un coefficient de distribution de plus de 48 % et un nombre de tiges par ha de plus de 10 cm supérieur à

1315, se comparant ainsi avantageusement aux autres peuplements forestiers actuellement récoltés dans la région (Anonyme, 1985). En raison de leur taille, les individus de la cohorte 1 devaient donc avoir plus de 50 ans au moment du feu et étaient par conséquent aptes à se reproduire par graine (Haavisto and Skeates 1995a).

La diminution de la densité du couvert forestier mesurée entre les cohortes 2 et 3 coïncide avec le passage du feu de 1995. La chute des valeurs mesurées entre les cohortes 1 et 2 est fort probablement liée au même phénomène, celle-ci étant survenue immédiatement après le passage d'un feu en 1920.

La régression du couvert suite au feu de 1920 sur le site du lac Henry peut être reliée à un ou plusieurs des facteurs énoncés pour la deuxième cohorte, le plus probable étant l'effet de la TBE, tel que démontré par Payette *et al.* (2000). Les documents relatant l'histoire des épidémies de cet insecte font état d'une période épidémique au Québec (Réserve faunique des Laurentides) entre 1910 et 1920 (Blais 1965). Plus précisément, dans la région étudiée (Lac Henry), Morin et Laprise (1990) mentionnent que des réductions importantes des cernes de croissance sont évidentes entre 1912 et 1922 et que l'intensité de l'épidémie était comparable à celle de 1974 à 1982.

L'impact d'une épidémie de TBE sur l'épinette noire se fait sentir à différents niveaux. Tout d'abord, l'insecte s'attaque au feuillage des arbres, ce qui entraîne un affaiblissement généralisé des individus. Chez l'épinette noire toutefois, l'insecte s'alimente prioritairement à partir des bourgeons donnant naissance aux strobiles. (Payette *et al.*

2000). Dans un cas comme dans l'autre (affaiblissement général ou perte des organes reproducteurs), la capacité d'une forêt ainsi affectée à se régénérer lors du passage d'un feu est très faible en raison d'une banque de semence fortement réduite (Payette *et al.* 2000), ce qui semble être le cas pour le site du lac Henry, pour les deux feux recensés.

En ce qui concerne le feu de 1995, le nombre de semis présent sur le site lors du recensement était normalement à son apogée (Saint-Pierre 1989; Saint-Pierre *et al.* 1991). En raison de l'absence de survivants, il est très peu probable que l'installation ultérieure de semis puisse combler les grands espaces actuellement sans régénération puisqu'en général, plus de 90 % des semis établis après feu se retrouvent dans un rayon de moins de 2 m du semencier (Filion et Morin 1996). Cette affirmation est également appuyée par le fait que le nombre de semences viables disponibles dans la cime des arbres diminue très rapidement après le passage du feu (LeBarron 1939 ; Wilton 1963; Foster 1985 ; Gagnon 1988 ; St-Pierre *et al.* 1991 ; Haavisto et Skeates 1995b; Charon et Greene 2002) et que les lits de germination propices suivent la même tendance (Richardson 1974 ; Filion et Morin 1996). En l'absence du développement de lits de germination propice les quelques rares semences provenant de survivants, permettant potentiellement l'établissement de nouveaux semis, pourraient peut-être combler les pertes reliées à la mortalité des semis déjà installés. Payette *et al.*(2000) mentionne par ailleurs qu'aucune évidence d'un tel phénomène n'a été répertoriée jusqu'à présent.

### **5.6 Croissance des arbres du peuplement forestier (Cohorte 2)**

Les informations concernant la croissance des arbres sur le site du lac Henry ont été obtenues à partir de 41 tiges provenant de la seconde cohorte. Les individus de la première cohorte n'ont pu être retenus pour les mesures en raison de leur état de décomposition avancée et ceux de la troisième cohorte en raison de leur jeune âge (moins de 3 ans).

Les arbres échantillons recueillis sur le site du lac Henry dont l'âge maximal au moment de l'échantillonnage était de 75 ans, avait une hauteur moyenne de 10 m et un diamètre moyen à hauteur de poitrine (DHP) sec avec écorce de près de 13 cm. Leur âge moyen au DHS, c'est à dire au niveau du sol (figure 4-11) était de 61 ans, ce qui concorde avec les résultats obtenus par Des Rochers et Gagnon (1997) qui mentionnent que l'âge à la souche sous-estime de façon générale l'âge réel du peuplement d'environ 10 ans. Les travaux de différents chercheurs permettent également d'estimer la date d'installation de la régénération après le feu de 1920 aux environ de  $1922 \pm 1$  an (Saint-Pierre *et al.* 1991, Charon et Greene 2002)

Dans le cadre de ce travail, l'âge des arbres échantillonnés a été mesuré à la souche et considérée comme l'âge 0. À moins d'indications contraires, les courbes de croissance présentées dans les pages qui suivent s'appuient sur cette même valeur.



### 5.6.1 Accroissement du diamètre

En observant le patron de croissance en diamètre des arbres échantillonnés (figure 4-12), le premier élément frappant est le délai entre l'apparition de cernes de croissance (1935) et la date du feu (1920). Ce phénomène s'explique par l'impossibilité d'établir avec exactitude l'âge des individus au niveau de la souche et le temps nécessaire pour atteindre la hauteur de 1,3 m (DHP) (Des Rochers 1996; Des Rochers et Gagnon, 1997). La période qui suit l'apparition des premiers cernes est marquée par une accélération de la croissance annuelle (1943-1960) et par la suite, de fluctuations suivies d'une réduction de l'accroissement annuel du diamètre (minimum atteint en 1978) qui coïncident avec les périodes épidémiques de la TBE (Blais 1965 ; Morin *et al.* 1993; Lussier 1996). Par la suite, l'accroissement annuel se maintient à un niveau inférieur à celui observé avant l'épidémie.

Afin d'estimer le rendement à maturité des individus échantillonnés et d'obtenir un indice de productivité pour un tel site, nous avons effectué une projection du diamètre cumulé dans le temps de la croissance en utilisant une courbe exponentielle basée sur les 15 dernières années de croissance (1980-1994) des arbres échantillonnés. La projection (figure 5-1) a été calculée à partir des valeurs d'accroissement annuel du diamètre. Le diamètre moyen prédit au DHP est de 16,5 cm 100 ans après le passage du feu. La période utilisée pour calculer la valeur moyenne d'accroissement annuel exclut la dernière épidémie de TBE, l'inclusion de cette dernière dans les calculs ayant pour effet de forcer à la hausse les résultats de prédiction (Levasseur 1999).

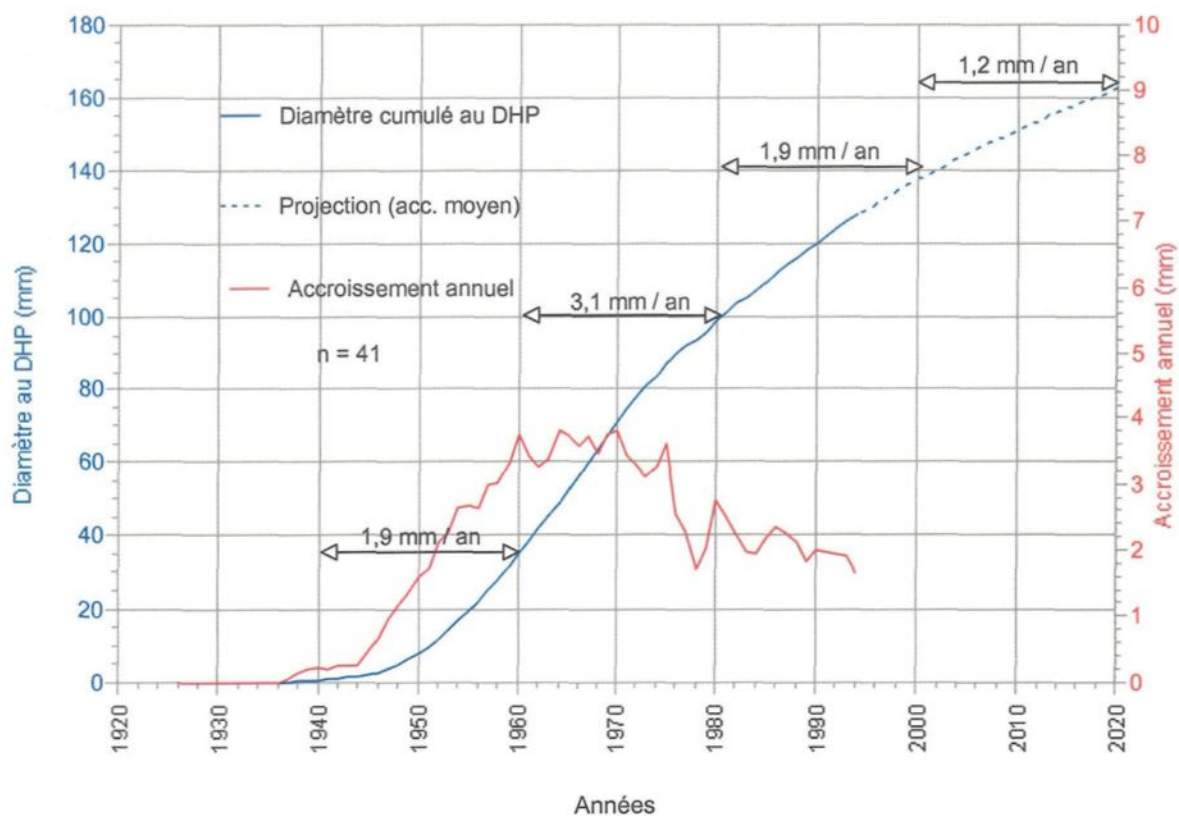


Figure 5-1. Extrapolation du diamètre au DHP à partir des valeurs d'accroissement annuel moyen des 15 dernières années de croissance.

### 5.6.2 Accroissement de la hauteur

Le patron de croissance de la hauteur (figure 4-13), contrairement à celui de la croissance du diamètre, présente des valeurs à partir de 1926, année qui est représentée par les plus vieux individus recensés. Les fluctuations marquées de la courbe d'accroissement annuelle entre 1926 et 1945 sont principalement reliées à la variation du nombre d'arbres échantillons (figure 4-11). On note une augmentation constante de l'accroissement annuel moyen de la hauteur de l'installation des semis jusqu'au début de la décennie

1960. C'est au cours de cette décennie qu'on note les accroissements annuels en hauteur les plus élevés avec un maximum de 24,7 cm en 1963. Au cours de cette même période, la hauteur cumulée passe de 3,5 m en 1960 à 5,8 m en 1970.

Comme pour l'étude du diamètre, nous avons effectué une projection de la hauteur cumulée dans le temps en utilisant une courbe exponentielle basée sur les 15 dernières années de croissance des arbres échantillonnés. La projection a été calculée à partir des valeurs d'accroissement annuel de la hauteur (figure 5-2). Les résultats de ces calculs nous permettent d'estimer que la hauteur moyenne des arbres échantillonnés devrait se situer entre 12 et 13 m 100 ans après le feu, ce qui correspond à peu près aux peuplements moyens d'épinette noire (Pothier et Savard, 1998).

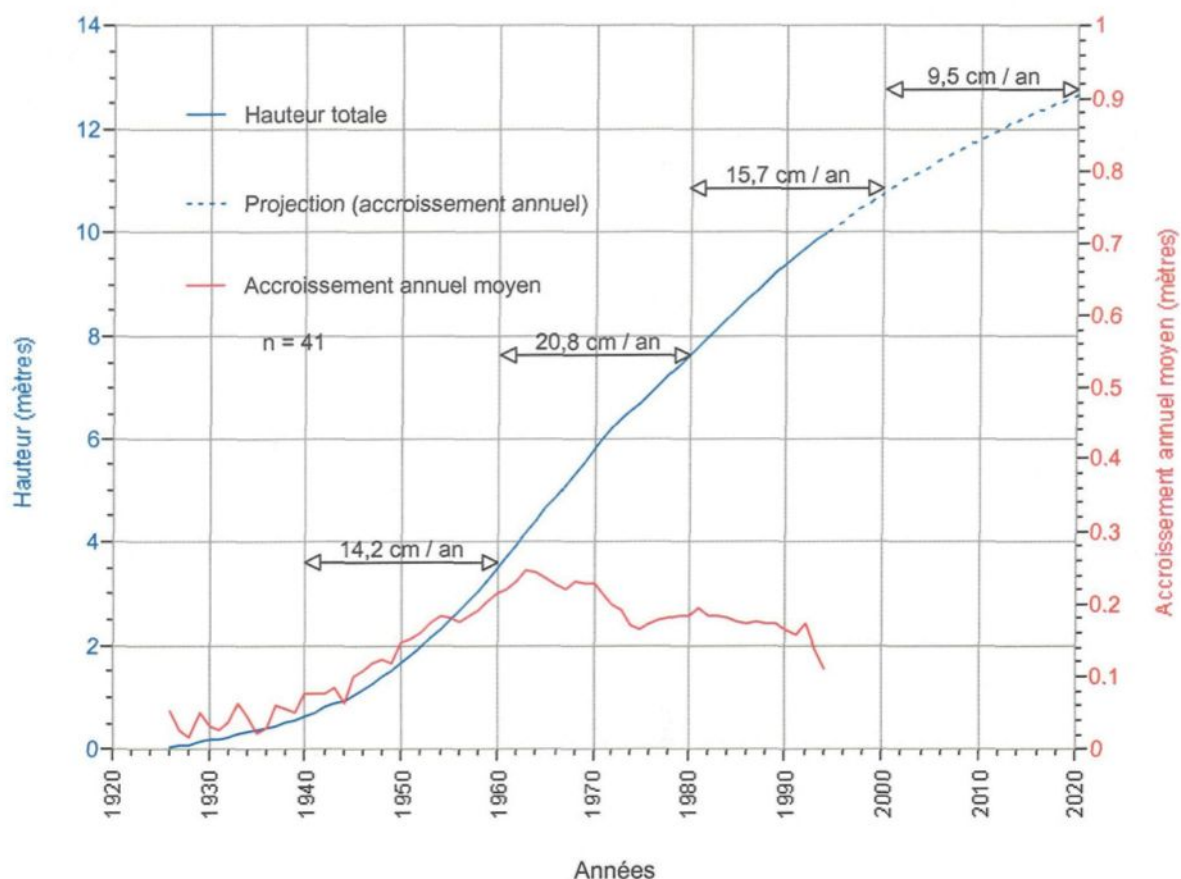


Figure 5-2. Extrapolation de la hauteur à partir des valeurs d'accroissement annuel moyen des 15 dernières années de croissance.

### 5.6.3 Accroissement du volume

L'accroissement du volume des tiges est une intégration des accroissements en diamètre et en hauteur qui permet d'avoir une vision plus complète de la croissance des arbres.

Nous avons encore une fois effectué un calcul de prédiction pour les données portant sur le volume des tiges. Comme pour le diamètre et la hauteur, les calculs ont été réalisés en utilisant une courbe exponentielle basée sur les 15 dernières années de croissance des

arbres échantillonnés. La projection a été calculée à partir des valeurs d'accroissement annuel du volume (Figure 5-3). Cette projection nous permet d'estimer que le volume moyen des tiges devrait se situer à environ  $160 \text{ dm}^3$  100 ans après de passage du feu (1920). L'augmentation rapide du volume dans la dernière partie de la courbe s'explique par l'effet combiné de l'augmentation du diamètre et de la hauteur. L'ajout d'un cerne de croissance de 2 mm sur un arbre de 4 cm de diamètre et de 2 m de hauteur produit peu ou pas de volume ( $0,12 \text{ dm}^3$ ) par opposition au même accroissement en diamètre sur un arbre de 12 cm de diamètre et de 8 m de hauteur ( $1,6 \text{ dm}^3$ ).

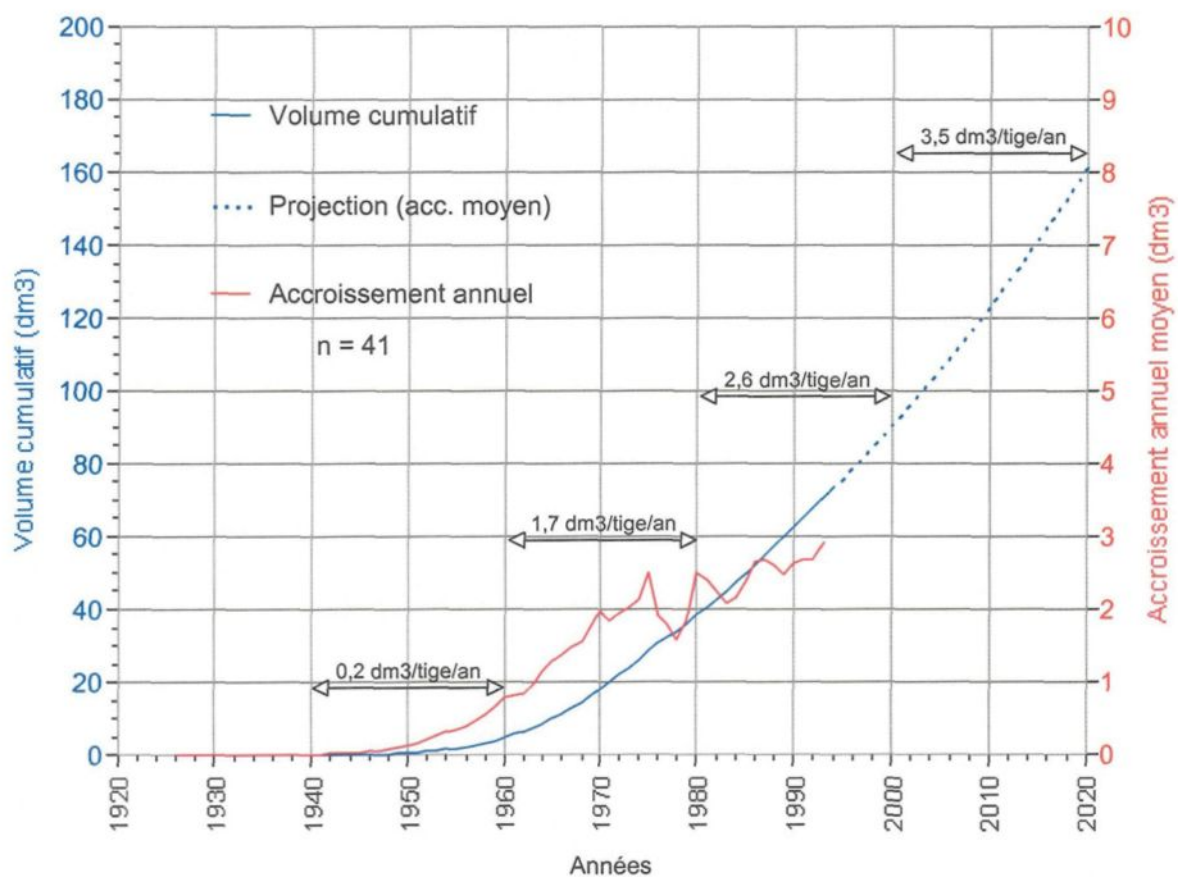


Figure 5-3. Extrapolation du volume à partir des valeurs d'accroissement annuel moyen des 15 dernières années de croissance.

**CHAPITRE VI**

**CONCLUSION**

## 6.0 CONCLUSION

Les travaux réalisés sur le site du lac Henry, dans le cadre du présent exercice s'appuient sur deux hypothèses. L'hypothèse principale est que les forêts fermées d'épinette noire s'ouvrent à la suite d'accident de régénération, conséquence de perturbations en cascade, comme une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) suivie d'un feu ou de deux feux à intervalle rapproché. La deuxième hypothèse est que la croissance individuelle des arbres présents dans de les milieux ouverts résultant de ces accidents de régénération est comparable à la croissance individuelle des arbres des forêts fermées de la même région.

Les échantillonnages réalisés nous permettent de confirmer l'hypothèse portant sur la régression du couvert forestier d'épinette noire sous l'effet de perturbations en cascade. Les deux feux recensés ont été précédés par des épidémie de TBE, phénomène similaire à celui observé par Payette *et al.* (2000) dans le Parc des Grands Jardins. L'étude portant sur la densité du couvert forestier, réalisée sur 3 cohortes d'épinettes sur le même site, nous a permis de démontrer la diminution marquée, le coefficient de distribution des tiges passant de plus de 48% à 25% puis à moins de 5% pour les cohortes 1, 2 et 3 respectivement. Les analyses de tiges effectuées sur les 41 arbres échantillons prélevés sur le site permettent également de confirmer la deuxième hypothèse. Le volume moyen des tiges de la deuxième cohorte était de plus de 70 dm<sup>3</sup> 75 ans après le feu de 1920 et, l'extrapolation des résultats nous permet d'estimer le volume moyen par tige à plus de 160 dm<sup>3</sup> 100 ans après ce même feu.

L'étude d'un site ayant été affecté par deux incendies au cours du 20<sup>ème</sup> siècle et sur lequel nous avons eu l'opportunité d'étudier l'évolution du couvert forestier à travers trois cohortes distinctes d'arbres représente le caractère original et unique de ce projet. La superficie échantillonnée (25 ha), équivalant à la superficie moyenne d'un peuplement forestier dans la région étudiée, constitue de plus un élément permettant d'obtenir une meilleure vue d'ensemble des phénomènes étudiés.

En s'appuyant sur les résultats obtenus, on peut émettre l'hypothèse qu'en ramenant la densité d'arbres sur ces milieux ouverts à un niveau semblable à celui des peuplements fermés environnants (~1000 tiges/ha), ils offriraient potentiellement un rendement forestier comparable à celui des peuplements récoltés dans la région, qui est d'environ 100 m<sup>3</sup>/ha (Parent 1999).



**CHAPITRE VII**

**BIBLIOGRAPHIE**

## 7.0 BIBLIOGRAPHIE

Anonyme, 1982a. Normales climatiques au Canada : 1951-1980. Température, volume 2.

Publication du programme climatologique canadien, Environnement Canada. 306 p.

Anonyme, 1982b. Normales climatiques au Canada : 1951-1980. Précipitations volume 3.

Publication du programme climatologique canadien, Environnement Canada. 602 p.

Anonyme, 1985. Résultats d'inventaire forestier. Ministère des Ressources naturelles du

Québec, Service des inventaires forestiers.

Anonyme, 1993. Normes de stratification forestière 3<sup>e</sup> programme d'inventaire forestier

(provisoire) 6 juillet 1993. ministère des Ressources naturelles du Québec, Service des inventaires forestiers. 85 p.

Arseneault, D. et S. Payette, 1992. A postfire shift from lichen-spruce to lichen-tundra

vegetation at tree line. *Ecology* **73** : 1067-1081.

Bergeron, J. F., P. Grondin et J. Blouin, 1998. Rapport de classification écologique du

sous-domaine de la pessière noire à mousse de l'ouest. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers. 204 p.

Black, R. A. et L. C. Bliss, 1980. Reproductive ecology of *Picea mariana* (Mill.) BSP at

tree line near Inuvik, Northwest Territories. *Ecol. Monogr.* **50** : 331-354.

- Blais, J. R., 1965. Spruce budworm outbreaks in the past three centuries in the Laurentide Park, Québec. *For.Sci.*, **11** : 130-138.
- Brooks, J. R., L. B. Flanagan, et J. R. Ehleringer, 1998. Responses of boreal conifers to climate fluctuations: indications from tree-ring widths and carbon isotope analyses. *Can.J.For. Res.* **28** : 524-533.
- Bussière, B. 1992. La déforestation subalpine au mont du lac à l'Empêche, Charlevoix, Québec. Département de phytologie, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Université Laval, Québec. 231 p.
- Charron, I. et D. F. Greene, 2002. Post-wildfire seedbeds and tree establishment in the southern mixedwood boreal forest. *Can. J. For. Res.* **32** : 1607-1615.
- Cossette, F. 2000. Étude de la forme de croissance de l'épinette noire en milieu ouvert et en milieu fermé. Département des Sciences fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 19 p.
- Côté, M. 2003. Interactions trophiques en relation avec l'établissement de la régénération par graines de l'épinette noire (*Picea mariana*) dans la forêt boréale québécoise. Thèse de Ph. D. Université du Québec à Rimouski et Université du Québec à Montréal. 152 p.
- Cowles, S. 1982. Preliminary results investigating the effect of lichen ground cover on the growth of black spruce. *Can. Nat.* **109** : 573-581.

- Des Rochers, A., 1996. Détermination de l'âge de l'épinette noire (*Picea mariana*) en sous-étage de peupliers faux tremble (*Populus Trembuloides*) dans la forêt boréale, Québec. Chicoutimi. Mémoire de Maitrise, UQAC : 81 p.
- Des Rochers, A. et R. Gagnon, 1997. Is ring count at ground level a good estimation of black spruce age. *Can. J. For. Res.* **27** : 1 263-1 267.
- Doucet, R. 1988. La régénération préétablie dans les peuplements forestiers naturels au Québec. *For. Chron.* **64** : 116-120.
- Duchesne, S. et L. Sirois, 1995. Phase initiale de régénération après feu des populations conifériennes subarctiques. **25** : 307-318.
- Filion, J. et H. Morin, 1996. Distribution spatiale de la régénération de l'épinette noire 8 ans après un feu en foret boréale (Québec). *Can. J. For. Res.* **26** : 601-610.
- Foster, D. R., 1985. Vegetation development following fire in *Picea mariana* black spruce *Pleurozium* Forests of southeastern Labrador, Canada. *J.Ecol.* **73** : 517-534.
- Gagnon, R., 1988. Les mécanismes de régénération naturelle de l'épinette noire: applications pratiques en aménagement. Colloque "Les mécanismes de régénération naturelle de l'épinette noire: applications pratiques en aménagement". Chicoutimi, le 18 août 1988 : 1-11.

- Gagnon, R. et H. Morin, 2001. Les forêts d'épinette noire du Québec : dynamique, perturbations et biodiversité. *Le naturaliste Canadien*. **125-3** : 26-35
- Gagnon, R., H. Morin, H. St-Pierre, J. Fillion et G. Villeneuve, 1992. La régénération naturelle de l'épinette noire par graines: point de départ d'une méthode efficace d'ensemencement. *Compte rendu du colloque sur Les semences forestières*. Ministère des forêts du Québec, Direction de la Recherche forestière, Service du transfert de technologie : 171-180.
- Guay, R. 1995. XLStem v. 1.3. User guide. Stem analysis software module for Microsoft Excel. Régent Instrument inc. 13 p.
- Haavisto, V. F. et D. A. Skeates, 1995a. Variability in black spruce cone and seed production. Sault Ste. Marie, Ont.: Can. For. Serv. Great Lakes For. Centre **Tech. Note no. 26** : 1-4.
- Haavisto, V. F. et D. A. Skeates, 1995b. Larger black spruce cones produce more and heavier seeds. Sault Ste. Marie, Ont.: Can. For. Serv. Great Lakes For. Centre **Tech. Note no. 30** : 1-4.
- Haavisto, V. F., G. T. Atkinson, , et D. S. Skeates, 1996. Black spruce cone crop periodicity in northern Ontario. Sault Ste. Marie, Ont. Can. For. Serv., Great Lakes Forestry Centre, **Frontline Tech. Note 27** : 1-4.

- Heinselman, M. L., 1981. Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems. Mooney, H. A.; Bonnicksen, T. M.; Christensen, N. L., and Reiners, W. A. Fire regime and ecosystem properties. US For.Serv., Gen.Techn.Rep. **WO-26** : 7-57.
- Hustich, I., 1965. A black spruce feather moss forest in the interior of southern Quebec-Labrador Peninsula. Acta Geographica. **18** : 25 p.
- Hustich, I., 1966. On the forest-tundra and the forest tree-lines. Reports from the Kevo subarctic Research station. Ann. Univ. Turku. A 11. **36** :7-47.
- Hustich, I., 1979. Ecological concepts and biogeographical zonation in the North: the need for a generally accepted terminology. Holarc.Ecol. **2** : 208-217.
- Landry, B et M. Mercier, 1984. Notion de géologie. 2-ième éd. Modulo éditeur, Mont-Royal. 437 p.
- Landhäuser, S. M. et R. Wein, 1993. Postfire Vegetation Recovery and Tree Establishment at the Arctic Treeline - Climate-Change Vegetation-Response Hypotheses. J.Ecol. **81** : 665-672.
- Lavoie, L. 1994. Évaluation régionale de la stabilité des forêts dans le Haut-Québec nordique. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Sainte-Foy, Québec.73 p.

- Lavoie, L. et L. Sirois, 1998. Vegetation changes caused by recent fires in the northern boreal forest of eastern Canada. *J. Veg. Sci.* **9** : 483-492.
- LeBarron, R. K. 1939. The role of forest fires in the reproduction of black spruce. *The Minnesota Academy of Science.* **7** : 10-14.
- Levasseur, V., R. Gagnon et G. Savard, 1999. Rapport exploratoire sur la croissance du pin gris et de l'épinette noire dans le secteur du camp Nestaocano. Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale, Université du Québec à Chicouimi. 69 p.
- Lussier, J. M., 1996. Reconstitution de la dynamique récente de pessières noires vierges et de seconde venue. Thèse de Doctorat, Université du Québec à Montréal, Montréal. 125 p.
- Moore, T. R. 1980. The nutrient status of subarctic soils. *Arct. Alp. Res.* **12** : 147-160.
- Morin, H. et D. Laprise, 1990. Histoire récente de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette au nord du lac Saint-Jean (Québec): une analyse dendrochronologique. *Can.J.For.Res.* **20** : 1-8.

- Morin, H., D. Laprise, et Y. Bergeron, 1993. Chronology of spruce budworm outbreaks near lake Duparquet, Abitibi region, Quebec. *Can. J. Forest. Res.* **23** : 1 497-1 506.
- Morneau, C., 1988. Rétablissement de la végétation après-feu dans la partie nord de la forêt boréale (Québec nordique). Ste-Foy, Québec: M. Sc. Thesis, Université Laval 60 p.
- Morneau, C. et S. Payette, 1989. Postfire lichen-spruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Quebec. *Can. J. Bot.* **67** : 2 770-2 782.
- Parent, B., 1999. Ressource et industrie forestières, portrait statistique 1999. Québec. Ministère des Ressources naturelles, Direction des communications. 231 p.
- Payette, S. 1976. Les limites écologiques de la zone héli-arctique entre la mer d'Hudson et la baie d'Ungava, Nouveau-Québec. *Cahier de Géographie du Québec.* **20 no. 50.** p 347-364.
- Payette, S. 1992. Fire in the North American boreal forest. *In* System analysis of the global forest. *Edited by* H.H. Shugart, R. Leemans, and G. B. Bonan. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. pp. 144-169.
- Payette, S., N. Bhiry, A. Delwaide et M. Simard, 2000. Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada : The catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. *Can. j. For. Res.* **30** : 288-305.



- Pelissier, F. et L. Trosset, 1992. Difficulty of Natural Regeneration of Subalpine Forests. Seed Consumption and Humic Inhibition. *Ann. Sci. For.* **49** : 383-388.
- Pothier, D. et F. Savard, 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Sainte-Foy: Direction des inventaires forestiers, Ministère des Ressources naturelles. 183 p.
- Potvin, J., 1994. Importance de la prédation des cônes de l'épinette noire (*Picea mariana*) par l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*). Mémoire M.Sc., Université du Québec à Chicoutimi. 110 p.
- Richardson, J., 1974. Natural regeneration after disturbance in the forests of Labrador. *Can. For. Serv. Newfoundland For. Res. Cent. Inf. Rep. N-X-113* : 1-30.
- Riverin, S. 1994. Dynamique d'installation de la régénération dans une pessière ouverte à cladonie localisée dans la zone de la pessière noire fermée, nord du Saguenay – Lac-Saint-Jean (Québec). Chicoutimi, Québec. Thèse de Maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi. 66 p.
- Riverin, S. et R. Gagnon, 1996. Dynamique de la régénération d'une pessière à lichen dans la zone de la pessière noire à mousse, nord du Saguenay-Lac-Saint-Jean (Québec). *Can.J.For.Res.* **26** : 1504-1509.

- Rowe, J. S. 1972. Les régions forestières du Canada. Ministère de l'Environnement, Service Canadien des forêts. 165 p.
- St-Pierre, H., 1989. Régénération après feu du pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et de l'épinette noire (*Picea mariana* Mill. BSP) dans la forêt boréale, Lac Desautels, réserve faunique Ashuapmushuan, Québec. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 52 p.
- St-Pierre, H., R. Gagnon, et P. Bellefleur, 1991. Distribution spatiale de la régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Réserve faunique Ashuapmushuan, Québec. *Can. J. Bot.* **69** : 717-721.
- Saucier, J. P. , J. P. Berger , H. D'Avignon et P. Racine, 1994. Le point d'observation écologique, guide pour la prise de notes. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la gestion des stocks forestiers, Service des inventaires forestiers. 191 p.
- Saucier, J. P., J. F. Bergeron, P. Grondin et A. Robitaille. 1998. Les régions écologiques du Québec Méridional 3<sup>e</sup> version. L'Aubelle, Février-mars 1998 (124) supplément.
- Skeates, D. A. et V. F. Haavisto, 1987. Black spruce cone and seed production: yields from Ontario collections. *On. Min. Nat. Res. For. Res. Rep.* **119** : 1-16.

- Simard, M. et S. Payette, 2001. Black spruce decline triggered by spruce budworm at the southern limit of lichen woodland in eastern Canada. *Can. J. For. Res.* **31** : 2160-2172.
- Sirois, L. et S. Payette, 1989. Postfire black spruce establishment in subarctic and boreal Quebec. *Can. J. For. Res.* **19** : 1571-1580.
- Sirois, L. et S. Payette, 1991. Reduced Postfire Tree Regeneration Along a Boreal Forest Forest-Tundra Transect in Northern Quebec. *Ecology*. **72** : 619-627.
- Thibeault, M. et D. Hotte. 1985. Les régions écologiques du Québec Méridional : deuxième approximation. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, service de la recherche.
- Thomas, P. A. et R. W. Wein, 1985. Water availability and the comparative emergence of four conifer species. *Can. J. Bot.* **63** : 1 740-1 746.
- Viereck, L. A. et F. Johnston, 1990. *Picea mariana* (Mill.) B.S.P. Black spruce. Silvics of North America Vol. 1, Conifers. Washington DC: Agriculture **Handbook 654**, Forest Service, U. S. Dept. Agric. : 227-237.
- Vowinkel, T., Oechel, W.C., et Boll, W.G. 1975. The effect of climate on the photosynthesis of *Picea mariana* at the subarctic tree line. I. Field measurements. *Can. J. Bot.* **53** : 604-620

Wilton, W. C., 1963. Black spruce seedfall immediately following fire. For. Chron. **39** :  
477-478.

Zarnovican, R. 1985. Analyse de tige: une méthode à redécouvrir. Naturaliste Can. **112** :  
253-260.

Zasada, J. C., Viereck, L.-A. et M. J. Foote. 1979. Black Spruce seedfall and seedling  
establishment. *Dans* Ecological effects of the Wickersham Dome fire near  
Fairbanks, Alaska, p. 42-50. L. A. Viereck et C. T. Dyrness (éditeurs). U.S. Dep.  
Agric. , Forest Serv., Gen. Tech. Rep. No PNW-90, 71 p.

**ANNEXE I**

**DESCRIPTION DES POINTS D'OBSERVATION**

Point d'observation	Chainage	Feuillet	Date	Équipe	Arbre échantillon	Longueur de l'échantillon	Remarques
1-01	35	22 E/13 NW	9/16/97	Damien Côté et Boris Dufour	1-01	7.67	Brûlis partiel en bordure du secteur
1-03	140	22 E/13 NW	9/16/97	Damien Côté et Boris Dufour	1-03	8.85	Induration à 25 cm
2-01	45	22 E/13 NW	9/16/97	Damien Côté et Boris Dufour	2-01	12.00	
2-02	115	22 E/13 NW	9/16/97	Damien Côté et Boris Dufour	2-02	9.05	Induration à 20 cm
2-03	190	22 E/13 NW	9/15/97	Damien Côté et Boris Dufour	2-03	13.01	
2-04	260	22 E/13 NW	9/15/97	Damien Côté et Boris Dufour	2-04	13.15	
2-05	330	22 E/13 NW	9/16/97	Damien Côté et Boris Dufour	2-05	12.26	
3-01	25	22 E/13 NW	9/17/97	Damien Côté et Boris Dufour	3-01	11.52	Brûlis partiel en bordure du secteur, certains arbres de G1 sont vivants
3-02	130	22 E/13 NW	9/17/97	Damien Côté et Boris Dufour	3-02	7.85	Brûlis partiel en bordure du secteur
3-03	200	22 E/13 NW	9/17/97	Damien Côté et Boris Dufour	3-03	8.82	
3-04	270	22 E/13 NW	9/17/97	Damien Côté et Boris Dufour	3-04	9.58	Beaucoup de blocs dans les alentours
3-05	360	22 E/13 NW	9/17/97	Damien Côté et Boris Dufour	3-05	8.69	
4-01	7	22 E/13 NW	9/18/97	Damien Côté et Boris Dufour	4-01	7.53	
4-02	77	22 E/13 NW	9/18/97	Damien Côté et Boris Dufour	4-02	8.14	Induration dans horizon B
4-03	149	22 E/13 NW	9/18/97	Damien Côté et Boris Dufour	4-03	10.07	Brûlis partiel en bordure d'un section non brûlée
4-04	213	22 E/13 NW	9/18/97	Damien Côté et Boris Dufour	4-04	8.63	
4-05	283	22 E/13 NW	9/17/97	Damien Côté et Boris Dufour	4-05	10.50	
4-06	353	22 E/13 NW	9/17/97	Damien Côté et Boris Dufour	4-06	8.22	
4-07	423	22 E/13 NW	9/17/97	Damien Côté et Boris Dufour	4-07	14.15	

Point d'observation	Chainage	Feuillet	Date	Équipe	Arbre échantillon	Longueur de l'échantillon	Remarques
5-01	50	22 E/13 NW	9/18/97	Damien Côté et Boris Dufour	5-01	10.25	
5-02	120	22 E/13 NW	9/18/97	Damien Côté et Boris Dufour	5-02	10.06	Induration dans horizon B
5-03	190	22 E/13 NW	9/19/97	Damien Côté et Boris Dufour	5-03	5.42	
5-04	260	22 E/13 NW	9/19/97	Damien Côté et Boris Dufour	5-04	11.64	Bloc erratique dans PE
5-05	330	22 E/13 NW	9/19/97	Damien Côté et Boris Dufour	5-05	10.47	
6-01	25	22 E/13 NW	9/29/97	Damien Côté, Boris Dufour, Frank Grenon et François Gionest	6-01	10.68	
6-02	95	22 E/13 NW	9/29/97	Damien Côté, Boris Dufour, Frank Grenon et François Gionest	6-02	10.44	
6-03	165	22 E/13 NW	9/29/97	Boris Dufour et François Gionest	6-03	9.53	
6-04	235	22 E/13 NW	9/30/97	Boris Dufour et François Gionest	6-04	8.72	
6-05	305	22 E/13 NW	9/30/97	Boris Dufour et François Gionest	6-05	11.69	
6-06	375	22 E/13 NW	9/30/97	Boris Dufour et François Gionest	6-06	7.95	
6-07	445	22 E/13 NW	9/30/97	Boris Dufour et François Gionest	6-07	10.71	

Point d'observation	Chainage	Feuillet	Date	Équipe	Arbre échantillon	Longueur de l'échantillon	Remarques
6-08	513	22 E/13 NW	9/30/97	Boris Dufour et François Gionest	6-08	9.73	
7-01	65	22 E/13 NW	9/29/97	Damien Côté et Frank Grenon	7-01	9.15	Bordure du feu
7-02	135	22 E/13 NW	9/29/97	Damien Côté et Frank Grenon	7-02	11.30	À environ 30 m de non brûlé, gros pin gris vivant en bordure de la pe
7-03	245	22 E/13 NW	9/30/97	Damien Côté et Frank Grenon	7-03	12.21	Brûlé partiel en bordure de pe
7-04	327	22 E/13 NW	9/30/97	Damien Côté et Frank Grenon	7-04	9.14	Brûlé partiel en bordure de pe
7-05	397	22 E/13 NW	9/30/97	Damien Côté et Frank Grenon	7-05	11.58	
7-06	557	22 E/13 NW	9/30/97	Damien Côté et Frank Grenon	7-06	10.92	Échantillon tête cassée
8-01	0	22 E/13 NW	10/1/97	Damien Côté, Boris Dufour, Frank Grenon et François Gionest	8-01	12.10	180deg, 70 m de V7p2, Brûlis partiel en bordure du bois vert
8-02	70	22 E/13 NW	10/1/97	Damien Côté, Boris Dufour, Frank Grenon et François Gionest	8-02	9.68	Brûlis partiel, gros pig vivant dans pe
8-03	140	22 E/13 NW	10/1/97	Damien Côté, Boris Dufour, Frank Grenon et François Gionest	8-03	11.04	Brûlis partiel, échantillon de pig



## **ANNEXE II**

### **TOPOGRAPHIE DES POINTS D'OBSERVATION**

Point d'observation	Longitude	Latitude	Altitude	Exposition	Versant	Situation sur la pente	Forme de la pente	Inclinaison	Longueur de la pente arrière	Inégalités du terrain
1-01	71°53'04"	49°59'57"	380	260	M	7	C	10	2	2
1-03	71°52'58"	49°59'58"	478	320	M	5	R	10	2	2
2-01	71°53'04"	49°59'55"	350	340	M	5	R	17	3	3
2-02	71°52'58"	49°59'58"	438	300	M	5	R	20	2	2
2-03	71°52'56"	49°59'55"	220	320	M	5	R	10	2	2
2-04	71°52'55"	49°59'56"	280	290	M	5	R	10	2	2
2-05	71°52'49"	49°59'54"	511	260	M	5	R	10	1	2
3-01	71°53'04"	49°59'52"	393	330	M	5	R	20	3	2
3-02	71°52'59"	49°59'53"	246	330	M	5	R	15	2	2
3-03	71°52'55"	49°59'52"	385	310	M	4	R	10	2	2
3-04	71°52'52"	49°59'52"	283	260	M	4	R	5	2	3
3-05	71°52'45"	49°59'53"	445	260	M	7	R	15	2	2
4-01	71°53'07"	49°59'48"	492	0	M	7	R	0	3	2
4-02	71°53'04"	49°59'52"	191	310	M	5	R	15	3	2
4-03	71°53'01"	49°59'50"	342	300	M	5	R	20	3	2
4-04	71°52'57"	49°59'52"	340	310	M	5	R	10	3	2
4-05	71°52'54"	49°59'50"	282	260	M	4	R	5	3	2
4-06	71°52'51"	49°59'50"	436	190	M	4	R	15	2	2
4-07	71°52'43"	49°59'49"	430	190	M	5	R	10	3	2
5-01	71°53'03"	49°59'45"	424	300	M	5	R	15	3	2
5-02	71°53'00"	49°59'52"	290	290	M	5	R	15	2	2
5-03	71°52'59"	49°59'48"	382	270	M	4	V	5	0	2
5-04	71°52'53"	49°59'49"	418	140	M	4	R	5	1	3
5-05	71°52'51"	49°59'49"	425	190	M	5	R	10	3	2
6-01	71°53'03"	49°59'45"	330	250	M	5	R	20	3	1
6-02	71°53'01"	49°59'15"	331	270	M	5	R	20	3	2
6-03	71°52'55"	49°59'54"	419	240	M	5	R	20	2	1
6-04	71°52'54"	49°59'46"	400	230	M	4	R	10	1	3
6-05	71°52'49"	49°59'47"	382	0	M	0	R	3	0	2
6-06	71°52'46"	49°59'47"	336	180	M	4	R	10	0	2
6-07	71°52'42"	49°59'47"	404	195	M	4	R	10	0	1
6-08	71°52'39"	49°59'49"	237	100	M	5	R	15	0	2
7-01	71°52'59"	49°59'43"	421	230	M	7	R	25	3	1
7-02	71°52'54"	49°59'44"	275	220	M	5	R	15	3	1
7-03	71°52'53"	49°59'42"	474	230	M	5	R	10	2	2
7-04	71°52'48"	49°59'42"	483	145	M	5	R	10	2	1

Point d'observation	Longitude	Latitude	Altitude	Exposition	Versant	Situation sur la pente	Forme de la pente	Inclinaison	Longueur de la pente arrière	Inégalités du terrain
7-05	71°52'43"	49°59'42"	450	150	M	5	R	5	3	2
7-06	71°52'39"	49°59'43"	450	150	M	5	R	7	3	1
8-01	71°52'54"	49°59'41"	305	245	M	7	R	10	3	2
8-02	71°52'50"	49°59'42"	nd	250	M	7	R	10	3	1
8-03	71°52'55"	49°59'32"	512	255	M	7	R	10	3	1

## **ANNEXE III**

### **DESCRIPTION DU SOL DES POINTS D'OBSERVATION**





## **ANNEXE IV**

### **DESCRIPTION DU PEUPLEMENT DANS LES POINTS D'OBSERVATION**

Point d'observation	Type	Origine	Perturbation	Groupement d'essences	Densité	Hauteur	Classe d'âge	Hauteur des dominants
1-01	R	Br	Br	EE	D	4	30	10
1-03	R	Br	Br	EE	DS			7
2-01	R	Br	Br	EE	D	2	70	16
2-02	R	Br	Br	EE	DS		30	6.5
2-03	R	Br	Br	EE	DS			
2-04	R	Br	Br	EE	D	4	30	15
2-05	R	Br	Br	EE	DS			
3-01	R	Br	Br	EE	DS		30	14
3-02	R	Br	Br	EE	DS			9
3-03	R	Br	Br	EE	DS			10
3-04	R	Br	Br	EE	DS			10
3-05	R	Br	Br	EE	D	3	70	12
4-01	R	Br	Br	EE	DS			7.5
4-02	R	Br	Br	EE	D	4	30	8
4-03	R	Br	Br	EE	DS			10.8
4-04	R	Br	Br	EE	DS			8
4-05	R	Br	Br	EE	DS			10
4-06	R	Br	Br	EE	DS			9.5
4-07	R	Br	Br	EE	D	2	90	14
5-01	R	Br	Br	EE	DS			10
5-02	R	Br	Br	EE	DS			12
5-03	R	Br	Br	EE	DS			7.8
5-04	R	Br	Br	EE	DS			12
5-05	R	Br	Br	EE	D	4	120	10
6-01	R	Br	Br	EE	D	4	50	11.5
6-02	R	Br	Br	EE	D	4	30	10
6-03	R	Br	Br	EE	DS			9
6-04	R	Br	Br	EE	DS			8
6-05	R	Br	Br	EE	DS			10.7
6-06	R	Br	Br	EE	DS			10.5
6-07	R	Br	Br	EE	D	4	30	10
6-08	R	Br	Br	EE	DS			9.7
7-01	R	Br	Br	EE	DS			9
7-02	R	Br	Br	EPG	D	3	50	12
7-03	R	Br	Br	PGE	D	4	70	12
7-04	R	Br	Br	EE	DS			10



Point d'observation	Type	Origine	Perturbation	Groupement d'essences	Densité	Hauteur	Classe d'âge	Hauteur des dominants
7-05	R	Br	Br	EE	DS			11
7-06	R	Br	Br	EE	D	4	30	11
8-01	R	Br	Br	EE	DS			12
8-02	R	Br	Br	EPG	D	3	70	12
8-03	R	Br	Br	EPG	D	3	70	11

**ANNEXE V**

**DESCRIPTION DE LA RÉGÉNÉRATION DU SITE**





Date	Virée	Parcelle	EPN			PIG			RÉSINEUX TOTAL		
			Stocking G0	Stocking G1	Stocking G2	Stocking G0	Stocking G1	Stocking G2	Stocking G0	Stocking G1	Stocking G2
97/09/30	7	9	1	0	0	0	0	0	1	0	0
97/09/30	7	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
97/09/30	7	11	1	1	1	0	0	0	1	1	1
97/09/31	8	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
97/09/31	8	2	0	0	1	0	0	0	0	0	1
97/09/31	8	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
97/09/31	8	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
97/09/31	8	5	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Coefficient de distribution			43.6%	25.6%	3.8%	0.0%	0.0%	1.3%	43.6%	25.6%	3.8%

## **ANNEXE VI**

### **SOMMAIRE DE L'ACCROISSEMENT DES ARBRES ÉCHANTILLONNÉS**

Années	Croissance radiale (mm)		Croissance en hauteur (m)		Croissance en volume (Dm <sup>3</sup> )	
	Moyenne cumulative	Moyenne annuelle	Moyenne cumulative	Moyenne incrémentale	Moyenne cumulative	Moyenne annuelle
1926	0.000	0.000	0.053	0.053	0.000	0.000
1927	0.000	0.000	0.079	0.026	0.000	0.000
1928	0.000	0.000	0.094	0.015	0.000	0.000
1929	0.000	0.000	0.145	0.051	0.000	0.000
1930	0.000	0.000	0.176	0.032	0.001	0.000
1931	0.000	0.000	0.204	0.027	0.001	0.001
1932	0.000	0.000	0.240	0.036	0.003	0.001
1933	0.000	0.000	0.302	0.062	0.005	0.002
1934	0.000	0.000	0.348	0.046	0.008	0.003
1935	0.000	0.000	0.370	0.022	0.012	0.004
1936	0.025	0.025	0.399	0.029	0.015	0.003
1937	0.058	0.034	0.459	0.060	0.021	0.006
1938	0.118	0.060	0.514	0.055	0.029	0.008
1939	0.208	0.089	0.564	0.050	0.039	0.010
1940	0.317	0.109	0.640	0.076	0.055	0.016
1941	0.422	0.106	0.717	0.077	0.074	0.019
1942	0.564	0.141	0.794	0.077	0.098	0.024
1943	0.707	0.143	0.876	0.083	0.128	0.031
1944	0.847	0.140	0.938	0.062	0.161	0.033
1945	1.125	0.278	1.039	0.100	0.210	0.049
1946	1.471	0.346	1.146	0.108	0.272	0.062
1947	1.955	0.484	1.264	0.118	0.344	0.072
1948	2.580	0.625	1.387	0.123	0.445	0.101
1949	3.195	0.615	1.504	0.117	0.558	0.113
1950	4.017	0.822	1.650	0.146	0.703	0.145
1951	4.912	0.895	1.801	0.151	0.870	0.167
1952	5.972	1.060	1.962	0.161	1.088	0.218
1953	7.090	1.117	2.135	0.173	1.347	0.259
1954	8.405	1.315	2.319	0.184	1.661	0.313
1955	9.737	1.333	2.500	0.181	2.001	0.341
1956	11.094	1.357	2.675	0.175	2.395	0.394
1957	12.586	1.493	2.859	0.184	2.874	0.479
1958	14.085	1.499	3.051	0.192	3.422	0.547
1959	15.729	1.643	3.256	0.205	4.087	0.665
1960	17.597	1.869	3.472	0.216	4.893	0.806
1961	19.336	1.738	3.693	0.221	5.720	0.826
1962	20.989	1.653	3.924	0.231	6.561	0.841
1963	22.707	1.718	4.171	0.247	7.528	0.967
1964	24.594	1.888	4.416	0.245	8.700	1.173
1965	26.468	1.874	4.651	0.235	9.982	1.281

Années	Croissance radiale (mm)		Croissance en hauteur (m)		Croissance en volume (Dm <sup>3</sup> )	
	Moyenne cumulative	Moyenne annuelle	Moyenne cumulative	Moyenne incrémentale	Moyenne cumulative	Moyenne annuelle
1966	28.248	1.780	4.877	0.226	11.354	1.372
1967	30.071	1.823	5.098	0.221	12.842	1.488
1968	31.808	1.737	5.328	0.230	14.406	1.564
1969	33.678	1.870	5.556	0.229	16.206	1.800
1970	35.572	1.894	5.784	0.228	18.190	1.984
1971	37.324	1.752	5.999	0.215	20.027	1.836
1972	38.974	1.651	6.198	0.199	21.968	1.942
1973	40.541	1.567	6.389	0.191	23.984	2.016
1974	42.164	1.623	6.559	0.170	26.118	2.134
1975	43.952	1.787	6.726	0.166	28.614	2.496
1976	45.268	1.316	6.898	0.172	30.527	1.913
1977	46.435	1.167	7.076	0.179	32.313	1.786
1978	47.345	0.911	7.258	0.181	33.895	1.582
1979	48.352	1.007	7.443	0.185	35.729	1.835
1980	49.693	1.341	7.626	0.184	38.239	2.509
1981	50.943	1.250	7.819	0.193	40.628	2.389
1982	52.064	1.121	8.004	0.185	42.857	2.229
1983	53.070	1.006	8.187	0.183	44.942	2.084
1984	54.054	0.984	8.368	0.181	47.104	2.163
1985	55.143	1.089	8.545	0.177	49.483	2.379
1986	56.329	1.186	8.719	0.174	52.148	2.664
1987	57.479	1.150	8.895	0.177	54.817	2.670
1988	58.525	1.047	9.068	0.173	57.410	2.593
1989	59.459	0.934	9.241	0.172	59.875	2.465
1990	60.482	1.023	9.405	0.165	62.500	2.625
1991	61.460	0.978	9.563	0.157	65.186	2.685
1992	62.595	1.136	9.735	0.173	67.874	2.688
1993	63.579	0.983	9.872	0.137	70.789	2.915
1994	64.434	0.856	9.981	0.110	73.415	2.626



**ANNEXE VII**

**DESCRIPTION DES ARBRES ÉCHANTILLONS**

Échantillon No.	Diamètre à hauteur de poitrine (DHP) en centimètres	Hauteur total en mètres	Âge à la souche
1-01	7.8	7.67	61
1-03	12.1	8.85	63
2-01	13.9	12.00	64
2-02	10.3	9.05	61
2-03	15.4	13.01	57
2-04	16.5	13.15	67
2-05	18.2	12.26	59
3-01	14.1	11.52	67
3-02	10.4	7.85	65
3-03	10.8	8.82	59
3-04	12.8	9.58	61
3-05	11.6	8.69	59
4-01	10.5	7.53	57
4-02	9.5	8.14	66
4-03	11.7	10.07	56
4-04	11.5	8.63	66
4-05	14.9	10.50	67
4-06	8.3	8.22	46
4-07	15.8	14.15	65
5-01	12.9	10.25	65
5-02	13.1	10.06	63
5-03	6.4	5.42	64
5-04	16.4	11.64	67
5-05	14.1	10.47	68
6-01	16.6	10.68	63
6-02	11.8	10.44	63
6-03	12.1	9.53	64
6-04	11.8	8.72	58
6-05	14.2	11.69	69
6-06	9.3	7.95	56
6-07	13.9	10.71	65
6-08	12.0	9.73	51
7-01	15.3	9.15	60
7-02	15.8	11.30	60
7-03	14.7	12.21	64
7-04	11.9	9.14	60
7-05	16.1	11.58	64
7-06	13.6	10.92	62

<b>Échantillon No.</b>	<b>Diamètre à hauteur de poitrine (DHP) en centimètres</b>	<b>Hauteur total en mètres</b>	<b>Âge à la souche</b>
<b>8-01</b>	15.1	12.10	66
<b>8-02</b>	13.3	9.68	60
<b>8-03</b>	14.0	11.04	67

<b>Moyenne</b>	<b>12.94</b>	<b>10.100</b>	<b>62.1</b>
<b>Écart type</b>	<b>2.62</b>	<b>1.794</b>	<b>4.7</b>