Ressources naturelles Canada
Natural Resources Canada

Épinette blanche : influences néfastes et sylviculture

Revue historique par Roy F. Sutton, Ph. D.

Ressource naturelles Canada
Service canadien des forêts
Centre de foresterie des Grands Lacs
Rapport d'information
GLC-X-34F

Canada

Centre de foresterie des Grands Lacs, Sault Ste. Marie (Ontario)
Le Centre de foresterie des Grands Lacs (CFGL) est l'un des cinq centres de recherche faisant partie du Service canadien des forêts (SCF), la voix nationale et internationale du secteur forestier du Canada. Un des principaux mandats du SCF consiste à effectuer des recherches scientifiques sur les forêts canadiennes. Ces recherches peuvent servir à orienter la planification de l'aménagement forestier et les décisions stratégiques de même qu'à aider l'industrie forestière, le public et d'autres scientifiques. Les projets de recherche couvrent diverses problématiques liées à la foresterie, notamment les changements climatiques, les incendies de forêt, les ravageurs forestiers et la télédétection. Les résultats de ces travaux de recherche sont diffusés dans des rapports scientifiques et techniques et dans d'autres types de publications.

Des renseignements supplémentaires sur les travaux de recherche et publications de Ressources naturelles Canada, du Service canadien des forêts et du Centre de foresterie des Grands Lacs sont accessibles à la page https://www.rncan.gc.ca/science-et-donnees/centres-de-recherche-et-laboratoires/centre-recherche-forets/centre-foresterie-grands-lacs/13460.

Pour télécharger cette publication, consultez le Dépôt ouvert de la science et de la technologie.

REMERCIEMENTS

Cet historique sur l'épinette blanche (*Picea glauca* [Moench] Voss), présenté dans une série de trois rapports d'information, représente le travail et la passion du regretté Roy F. Sutton du Centre de foresterie des Grands Lacs (CFGL) du Service canadien des forêts (SCF). Tout a été fait pour préserver l'œuvre originale dans son intégralité.

En 2012, le regretté John Scarratt a remis le manuscrit de M. Sutton à l'éditrice du CFGL, Karen Jamieson (retraitée), afin que cette dernière le révise. Ce dernier a ensuite été révisé par Brian Haddon, du SCF-Petawawa (retraité), avec l'aide de David Jamieson, du CFGL-SCF. Karen et David ont confirmé toutes les références du manuscrit. Malheureusement, certaines références — qui n'ont pas pu être retrouvées en raison de leur ancienneté ou de la langue dans laquelle elles avaient été publiées — ont fait l'objet d'une suppression.

Le document n'a pas été publié à l'époque, car il était trop volumineux et trop cher à traduire en français. On avait donc décidé de n'en publier que des extraits sur Wikipédia (wiki); un stagiaire du CFGL avait même été engagé pour accomplir cette tâche. Karen avait fait correspondre des sections du manuscrit avec des sections sur wiki afin que le contenu puisse être publié.

En 2022, le responsable du transfert de connaissances du CFGL, Stan Phippen, reçoit des demandes d'accès au manuscrit inédit de M. Sutton. À ce moment, il se demande s'il pourrait y avoir un moyen de le publier. Voici les décisions qui ont été prises par la suite. Le manuscrit sera divisé en chapitres présentés dans une série de trois rapports d'information interne; leur publication couvrira plusieurs exercices financiers, ce qui permettra d'étaler les coûts liés à la traduction. Chaque rapport contiendra deux chapitres du manuscrit original, et ils suivront l'ordre initial des chapitres. Chaque rapport ne contiendra que les références citées dans son propre texte. Enfin, on fera mettre à jour les noms scientifiques pour qu'ils correspondent à la terminologie actuellement acceptée; cette dernière paraîtra en annexe dans chaque rapport.

Je tiens à adresser mes plus vifs remerciements à tous ceux et celles qui ont travaillé sans relâche à la production de ces rapports. Je pense notamment à Karen Jamieson, David Jamieson et Brian Haddon, qui ont accompli la tâche monumentale d'effectuer les premières révisions du manuscrit. Je songe aussi à Fiona Ortiz, forestière chargée du transfert de connaissances au CFGL, qui a participé aux dernières révisions, en plus d'avoir regroupé les sections et les avoir préparées pour la traduction et la publication. Stan Phippen, qui a également collaboré aux dernières révisions des rapports, a géré le processus de traduction et de révision, les a rendus accessibles, les a mis en page et les a envoyés pour publication sur le site Web des publications du Service canadien des forêts. Kim Chapman, écologiste forestier au CFGL, qui a contribué à la mise à jour de l'information sur la taxonomie. Shelley Hanninen, gestionnaire de bibliothèque à Ressources naturelles Canada (RNCan), qui a fourni des conseils et des informations précieuses pour finaliser le rapport. Messieurs Arthur Groot (retraité) et Rob Fleming, du Centre canadien sur la fibre de bois (CCFB) et du Service canadien des forêts, qui ont résumé l'avant-propos des trois rapports dans lesquels ils expliquent le but des travaux de M. Sutton. Merci à Art et Rob pour leurs précieux conseils sur la préparation des rapports, et leur aide à la compréhension de la terminologie utilisée par l'auteur. Guy Smith, coordinateur régional et responsable de la

politique de transfert des connaissances du CCFB à Sault Ste. Marie, a mis ses compétences en leadership et en coordination au service de la réalisation des rapports. Nous tenons à remercier le personnel de l'Engagement de 2 milliards d'arbres, qui a contribué au financement de la traduction des rapports. Nous tenons à remercier le personnel du SCF à Ottawa pour avoir relu et corrigé la traduction française afin d'en assurer l'exactitude, de même que l'équipe de conception graphique. Si j'ai oublié quelqu'un dans mes remerciements, je vous prie de m'excuser.

Merci!

Stan Phippen R.P.F.
Chef de la Section de l'échange de connaissances, de l'échange de connaissances, du transfert de connaissances et des politiques
Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs, Sault Ste. Marie (Ontario)

AVANT-PROPOS

En 1968, Roy Sutton présente à l'Université Cornell sa thèse de doctorat « Ecology of young white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss). »[1] Cette œuvre de 500 pages contient 50 pages consacrées à une revue de littérature, intitulée Botanic-Ecologic Review of White Spruce. L'année suivante, la Direction fédérale des forêts du Canada publie à son tour ce document à titre de rapport ministériel sous le titre « Silvics of White Spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss). »[2]

Même si Roy avait déjà fait des recherches sur le terrain sur la régénération de l'épinette blanche avant d'entreprendre les travaux liés à sa thèse, c'est grâce à cette dernière qu'il deviendra une figure dominante dans le domaine canadien de la recherche en sylviculture. Durant sa longue et productive carrière, Roy a continué de consacrer une bonne partie de son énergie au problème de la régénération de l'épinette blanche et aux sujets connexes, tels le développement racinaire, la préparation des sites et la gestion de la végétation.

Quand en 1993, Roy devient ce retraité de 67 ans, ce n'est qu'en théorie, car il continue de se rendre au travail. À titre de chercheur émérite, il est maintenant libéré des tâches administratives et peut consacrer plus de temps à sa passion, l'étude de l'épinette blanche. Il faut dire qu'il avait déjà mentionné l'année d'avant que cette espèce était sa préférée. [3] Roy reprend l'étude de l'épinette blanche là où il l'avait laissée 25 ans plus tôt, toujours avec la même rigueur, mais cette fois-ci en explorant ses différentes facettes.

Le travail de mise à jour et d'enrichissement de la revue de littérature de la thèse de doctorat de Roy se trouve aujourd'hui contenu dans cette série de trois rapports d'information. Roy avait remarqué, au moment où il rédigeait sa thèse, qu'un important corpus de recherches avait été publié depuis la réalisation de sa revue initiale. Il a donc décidé d'intégrer ces nouvelles connaissances à celles de sa thèse. Dans certains cas, de petites sections de son travail original sont reprises dans ces rapports, soit textuellement, soit légèrement modifiées.

En plus d'avoir mis à jour sa revue de littérature, Roy en avait également élargi la portée. Privilégié par son statut de chercheur à la retraite, il a pu prendre le temps nécessaire pour traiter intégralement les connaissances sur l'épinette blanche. De plus, les sujets de recherche ayant reçu peu ou pas d'attention jusqu'en 1968 (p. ex. la culture des tissus) ont ensuite émergé dans la littérature scientifique. Le premier rapport offre un aperçu de la taxonomie, de la phylogenèse, de la biosystématique et de la géographie botanique de l'épinette blanche. Bien que le contenu de certaines sections soit maintenant dépassé en raison des innovations technologiques ultérieures (p. ex. la génomique), ce rapport présente une discussion rigoureuse sur les connaissances pertinentes de l'époque, telles que celles sur l'écologie, la biogéographie et l'état de succession de l'épinette blanche.

[1] Sutton, R.F. 1968. Ecology of young white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss). Ph. D. thesis, Cornell Univ. 500 p.
[2] Sutton, R.F. 1969. Silvics of White Spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss), ministère canadien des Pêches et des Forêts, Pub.no. 1250 de la Direction des forêts, Ottawa (Ontario).
[3] MacDonald H. 1992. Dr. Roy Sutton – Book Review Editor and Scientist. Forestry Chronicle 68(3): 379.

Durant les années 1970 et 1980, alors que Roy est très actif dans le domaine de la recherche en reboisement, l'épinette blanche est l'espèce végétale dont la plantation est la plus étendue au Canada, représentant plus du tiers de tous les arbres plantés. [4] Une grande partie de ces efforts de plantation vise à établir des plantations dominées par l'épinette blanche après une coupe à blanc. Comme le souligne Roy dans son troisième rapport, « l'épinette blanche, qui pousse dans de grands espaces soumis à un climat extrêmement froid, sans recevoir aucun traitement, peut rester immobile pendant plusieurs décennies. » « La régénération de l'épinette blanche sur les terrains déboisés de la forêt boréale centrale canadienne est entravée par les gelées tardives du printemps, les vérifications des plantations et la concurrence entre les végétaux… ». Il n'en demeure pas moins que, durant cette période, y compris celle où Roy était à l'œuvre, les recherches sur l'épinette blanche se concentraient sur la coupe à blanc, la modélisation de la croissance et de l'entretien des peuplements.

L'accent mis sur ce modèle sylvicole devient évident dans le deuxième rapport d'information, qui comporte des sections sur la multiplication végétative (coupes), l'amélioration des arbres et la culture de tissus. Ces thèmes sont reliés à la production de matériel de reproduction. Une bonne partie du contenu de la section sur la physiologie est tirée de la recherche réalisée sur le matériel de reproduction de l'épinette blanche.

Le troisième rapport contient de longues sections sur les éléments de la coupe à blanc et de la modélisation de la croissance, soit le matériel de reproduction, la préparation des sites, l'entretien des peuplements et les activités de dégagement. Les autres approches (p. ex. les régimes sylvicoles de coupes progressives par bandes et par groupes, ainsi que la gestion d'espèces mixtes) sont sous-représentées dans la section sur la sylviculture. Il en est de même pour certains concepts plus récents, comme l'émulation des perturbations naturelles ou la gestion de multiples cohortes.

Roy n'a pas pu terminer son projet de revue complète sur l'épinette blanche avant sa mort, en 2008. Il est possible qu'il n'ait jamais eu l'intention de la terminer, entre autres parce qu'il aimait bricoler, mais aussi parce qu'il savait que, compte tenu de l'apparition continue de nouvelles recherches, une revue resterait toujours incomplète. Roy était un érudit méticuleux, profondément ancré dans les méthodes traditionnelles de recherche et de publication. Pendant de nombreuses années, longtemps après que le traitement de texte soit devenu omniprésent, les gens qui passaient près du bureau de Roy pouvaient encore entendre le chercheur taper sur les touches de sa machine à écrire, en train d'écrire ses rapports, ses notes et ses revues. Il est donc un peu surprenant qu'à l'ère de l'informatique, Roy ait cherché une approche novatrice pour résoudre le problème des revues inachevées.

Peu de temps après le lancement de Wikipédia (wiki) en 2001, Roy a commencé à songer à incorporer le contenu de ses revues dans un wiki. Il a rapidement vu les avantages du travail collaboratif sur internet : le contenu serait largement accessible, actuel et durable, et permettrait d'accumuler les connaissances collectives. La vision de Roy s'est réalisée après sa

[4] Kuhnke, D.H. 1989. Silviculture statistics for Canada.: an 11-year summary. Forêts Canada, Centre de foresterie du Nord, Edmonton (Alberta). Rap. Inf. NOR-X-301.

mort, en 2014, quand un interne du Centre de foresterie des Grands Lacs a ajouté une quantité considérable de données provenant de la revue de Roy à la page Wiki consacrée à *Picea glauca*.

Cette série de comptes rendus d'information regroupe une vaste quantité de données sur l'épinette blanche, et elle constitue un monument dédié aux efforts de longue haleine et assidus de Roy Sutton, Ph. D. La valeur de ce travail n'est en rien diminuée par le fait qu'il soit incomplet, ni même par le fait qu'il représente une des opinions du monde sylvicole qui prévalaient à l'époque où Roy œuvrait dans sa vie professionnelle.

Épinette blanche : influences néfastes et sylviculture, revue historique par Roy F. Sutton, Ph. D.

Sutton, R. F. (2024); Haddon, B.; Jamieson, K. B.; Jamieson, D.; Phippen, S. V.; Ortiz, F. M. (eds.)

Centre de foresterie des Grands Lacs, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, 1219 rue Queen Est., Sault Ste. Marie (Ontario) P6A 2E5

Bibliothèque et Archives Canada fournit des informations sur le catalogage de cette publication.

Épinette blanche : influences néfastes et sylviculture, revue historique par Roy F. Sutton, Ph. D. (Rapport d'information, GLC-X-34F).

Publié aussi en anglais sous le titre : « White Spruce: Injurious Influences and Silviculture - A Historical Review by Dr. Roy F. Sutton » Sutton, R.F. (2024); Haddon, B.; Jamieson, K.B.; Jamieson, D.; Phippen, S.V.; Ortiz, F.M. (eds.)

Monographie électronique en format PDF.

Comprend des références bibliographiques.

ISBN 978-0-660-75126-9 ISSN 2562-0746

No de catal. : Fo123-2/34-2025F-PDF

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

– de faire preuve de diligence raisonnable dans le processus de reproduction en veillant à l'exactitude du matériel;

– d'indiquer le titre complet du matériel reproduit ainsi que le nom de l'organisation qui en est l'auteur; et

– d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par Ressources naturelles Canada (RNCan) et que la reproduction n'a pas été faite en collaboration avec RNCan ni avec son appui.

La reproduction ou la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec l'autorisation écrite de RNCan. Pour de plus amples informations, veuillez communiquer avec RNCan à l'adresse courriel copyright-droitdauteur@nrcan-rncan.gc.ca.

©Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre de Ressources naturelles Canada, 2025.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS ..... **III**

AVANT-PROPOS ..... **V**

LISTE DES TABLEAUX ..... **XIII**

LISTE DES FIGURES ..... **XIX**

5. INFLUENCES NÉFASTES **1**

5.0 Contraintes à l'établissement **1**

5.0.1 Contraintes de causes multiples ou inconnues 1

5.0.2 Stress environnemental 3

5.1 Contraintes météorologiques **4**

5.1.1 La pollution atmosphérique 4

5.1.2 Température 4

5.1.3 Précipitations 16

5.1.4 Vent 16

5.2 Incendie **20**

5.3 Contraintes édaphiques **24**

5.3.1 Température du sol 24

5.3.2 Faible température du sol 25

5.3.3 Température élevée du sol 28

5.3.4 Fertilité du sol 29

5.3.5 pH du sol 30

5.3.6 Fertilité et humidité 31

5.3.7 Réaction à l'ajout de boues 32

5.3.8 Carences en éléments nutritifs 32

5.3.9 Azote 33

5.3.10 Phosphore 35

5.3.11 Potassium 39

5.3.12 Calcium 40

5.3.13 Magnésium 40

5.3.14 Absorption biogéochimique 40

5.3.15 Humidité du sol 41

5.3.16 Déficit d'humidité du sol 45

5.3.17 Excès d'humidité du sol 49

5.3.18 Interaction entre l'eau et la fertilité 53

5.3.19 Réaction équivoque à l'apport d'eau 54

5.3.20 Réévaluation des expériences classiques de creusement de tranchées 55

5.3.21 Densité du sol, compaction, impédance mécanique 56

5.3.22 Texture du sol 58

5.3.23 Volume du sol 59

5.3.24 Mouvement du sol 59
5.4 Contraintes biotiques 62
5.4.1 Mammifères 62
5.4.2 Oiseaux 68
5.4.3 Insectes 68
5.4.4 Champignons 92
5.4.5 Concurrence végétale 97
6. SYLVICULTURE 113
Systèmes sylvicoles 113
Caractéristiques sylvicoles, comparaisons d'espèces 116
6.0 RÉGÉNÉRATION 118
Régénération naturelle par rapport à la régénération artificielle 118
6.1 Régénération naturelle 120
6.1.1 Conditions favorables à la germination 122
6.1.2 Pratiques d'aménagement 128
6.1.3 Banque de semences 137
6.1.4. Semences nécessaires à l'obtention d'un semis 137
6.1.5 Végétation préexistante, exemples, facteurs déterminants 142
6.2 Régénération artificielle 147
Interprétation du prétraitement 148
6.2.0 Approvisionnement en semences 148
6.2.1 Ensemencement direct 162
6.2.2 Matériel de reproduction 179
6.2.3 Plants en récipient 190
6.2.4 Qualité du matériel de reproduction, potentiel de rendement et essais 195
6.2.5 Rendement 202
6.2.6 Manipulation du matériel de reproduction (en pépinière, au champ, sur le site de plantation) 207
6.2.7 Expédition 209
6.2.8 Entreposage au champ 209
6.3 Plantation 210
Plantations précoces d'épinette blanche au Canada 210
Microsites 212
Sols peu profonds 212
Autres difficultés 212
6.3.1 Sélection du site (écologie forestière, sols, etc.) 212
6.3.2 Préparation du site 213
6.3.3 Méthodes 216
6.3.4 Sélection des espèces 233
6.3.5 Sélection du matériel de reproduction 233

6.3.6 Densité de plantation 235
6.3.7 Saison de plantation 236
6.3.8 Méthode de plantation 240
6.4 Conversion d'un peuplement 245
Plantation dans des peuplements perturbés 245
Ensemencement sur placeaux 246
Plantation en sous-étage 246
Coupe à blanc et brûlage 246
6.5 Entretien 247
6.5.1 Inventaire de régénération, évaluation après la plantation 247
6.5.2 Critères d'établissement de plantation 247
6.5.3 Espacement 248
6.5.4 Éclaircie 250
6.5.5 Contrôle de la concurrence 254
6.6 Dégagement 256
6.6.0 Développement des arbres (croissance et forme) 257
6.6.1 Développement et établissement du peuplement 258
6.7 Croissance et rendement 284
Prévisions de croissance par site 284
6.8 Récolte 297
6.8.1 Produits, utilisations 297
6.8.2 Décomposition 299
6.8.3 Produits forestiers mineurs, usages ethnomédicaux 300
RÉFÉRENCES 306
ANNEXE 387
À PROPOS DE L'AUTEUR 395

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 5.1. Classement des espèces boréales de conifères en fonction des caractéristiques favorisant la régénération après un incendie (d'après Rowe et Scotter, 1973). 22

Tableau 5.2. Effet des traitements de fumigation et de fertilisation sur les caractéristiques morphologiques des semis d'épinette blanche (d'après Campagna et White, 1969). 38

Tableau 5.3. Effet de la fumigation du sol au bromure de méthyle et de l'inoculation de champignons mycorhiziens sur la croissance des semis d'épinette blanche et sur les concentrations de P des pousses après 16 semaines en chambre de croissance (d'après Campagna et White, 1973). 38

Tableau 5.4. Effet de l'ajout de phosphore dans le sol sur la concentration de P dans la pousse [1] et sur l'absorption par les semis d'épinette blanche après 19 semaines en serre (moyennes de 4 réplications [2]) (d'après Campagna et White, 1973). 39

Tableau 5.5. Concentration (%) de potassium dans les tissus d'aiguilles d'épinette blanche et les échantillons de sol prélevés à l'automne 1949 dans les parcelles traitées au P de Pack Forest (d'après Heiberg et White, 1951). 40

Tableau 5.6. Concentrations d'éléments dans les rameaux d'épinettes d'arbres adjacents, collectés sur trois sites en Nouvelle-Écosse. Les valeurs du groupe 1 sont plus élevées chez les épinettes rouges et noires que chez l'épinette blanche. Les valeurs du groupe 2 sont plus élevées chez l'épinette blanche. Les valeurs correspondent à la concentration en cendres. rS, wS, bS correspondent aux épinettes rouges, blanches et noires (d'après Dunn, 1991). 41

Tableau 5.7. Résumé des analyses pression-volume des pousses et des racines de semis d'épinette blanche avec et sans stress hydrique (d'après Koppenaal et coll., 1991b). 48

Tableau 5.8. Effet de la fertilité et de l'arrosage sur la croissance et la survie de l'épinette de Norvège 2+1, moyenne des valeurs de traitement (d'après Björkman, 1953). 54

Tableau 5.9. Résultats du recensement des petits mammifères dans une étude d'ensemencement direct dans le Maine. Nombre de mammifères piégés dans la parcelle de 125 × 175 pieds (38,10 × 53,34 m), pièges grillagés de 25 × 25 pieds (7,62 × 7,62 m) 67

Tableau 5.10. Données sur l'étude de détérioration de l'épinette blanche, Ouest du Québec (d'après Blais, 1976). 71

Tableau 5.11. Survie hivernale des vers blancs de troisième stade en cage (1966-1967). 88

Tableau 5.12. Épinette d'Engelmann huit ans après la plantation précédée par trois types de récolte : S (coupe progressive), P (coupe partielle) et C (coupe à blanc), d'après Lajzerowicz et coll. (2004). 102

Tableau 5.13. Température du sol dans le microsite et disponibilité de lumière (%) mesurées dans la plantation selon les trois types de récolte antérieure, d'après Lajzerowicz et coll. (2004). 102

Tableau 6.1. Les caractéristiques sylvicoles et les tolérances environnementales de l'épinette d'Engelmann et de deux autres espèces d'arbres subalpins (d'après Farnden, 1994). 117

Tableau 6.2. Régénération naturelle de l'épinette d'intérieur : avantages et inconvénients (d'après Coates et coll., 1994). 119

Tableau 6.3. Proportion (%) de semis d'épinette blanche trouvés sur chaque type de lit de germination par microsite dans une trouée déracinée par le vent (d'après Ruel et Pineau, 2002). 122

Tableau 6.4. Densité de régénération d'épinettes et de sapins autour d'un peuplement pur d'épinettes rouges à Dummer, au New Hampshire, en 1926 (d'après Baldwin, 1933). 125

Tableau 6.5. Taux de germination, de mortalité et de survie de l'épinette blanche après diverses techniques de scarifiage et d'ensemencement, à la fois artificiel et naturel, sur des sites insuffisamment boisés en Alberta subalpine (d'après Crossley, 1952b). 132

Tableau 6.6. Mortalité annuelle des semis d'épinette blanche, en pourcentage de la survie de l'année précédente, sur des lits de germination de sol minéral (min) et de litière (Lit) (d'après Eis, 1967a). 138

Tableau 6.7. Nombre de nouveaux semis d'épinette blanche établis annuellement pendant les quatre années suivant le scarifiage et sur le parterre forestier non perturbé (d'après Rowe, 1955). 139

Tableau 6.8. Exemple de probabilités de régénération naturelle de l'épinette d'intérieur. Il s'agit d'un exemple hypothétique comparant la régénération attendue sur une grande coupe à blanc à celle d'une coupe progressive sur le même site après une année de forte production de semences. Les probabilités ont été tirées de la documentation (d'après Coates et coll., 1994). 141

Tableau 6.9. Rendements et coûts des collections de semences dans les zones de collecte de semences et les collections générales, 1964 (d'après Lancer, 1966). 151

Tableau 6.10. Prévision de la production de cônes d'épinette blanche dans le district de Cochrane, en Ontario, et cônes collectés dans les zones de production de semences (ZPS) du canton de Clute (d'après Schooley et Mullin, 1988). 152

Tableau 6.11. Germination de l'épinette blanche (%), selon la durée et la température d'entreposage (d'après Wang, 1982). 160

Tableau 6.12 : Facteurs influant sur la réussite de l'ensemencement direct de l'épinette blanche, semée entre 1953 et 1972 (selon Waldron, 1974). 167

Tableau 6.13. Moyennes et significativité des traitements scarifiés des essais de semis de trois ans après ensemencement sur les sites de Liard et Meister River, territoire du Yukon (d'après Gardner, 1980). 169

Tableau 6.14. Densité, hauteur et accroissement annuel de la hauteur de l'épinette blanche semée au printemps 1965, après 5 et 19 ans, en fonction de la préparation du site (d'après Dyck, 1994). 171

Tableau 6.15. Densité, hauteur et croissance en hauteur de l'épinette blanche semée au printemps 1965 au lac Mantago et mesurée au printemps 1970, à l'âge de 5 ans, zone 21 (Dyck 1994). 172

Tableau 6.16. Densité, hauteur et croissance en hauteur de l'épinette blanche semée au printemps 1965 au lac Mantago et mesurée au printemps 1984, à l'âge de 19 ans, zone 21 (Dyck 1994). 173

Tableau 6.17. Semis d'épinette blanche et de pin blanc vivants au début de la deuxième saison de croissance après ensemencement sur des placeaux de différentes sortes dans une tremblaie après diverses intensités de coupe (d'après Kittredge et Gevorkiantz, 1929)..... 176

Tableau 6.18. Semences utilisées pour obtenir une plantule (d'après Schooley et Mullin, 1988). 179

Tableau 6.19. Poids sec moyen de plants (g) d'épinettes blanches 2+0 cultivées à différents degrés de fertilité et de densité (d'après Armson 1968a, b). 185

Tableau 6.20. Étendue des concentrations en éléments nutritifs présents dans le feuillage de l'épinette blanche à racines nues, selon l'emplacement géographique de la pépinière et le type de semis, en pourcentage du poids sec (d'après Armson et Sadreika, 1979)..... 185

Tableau 6.21. Moyennes et étendues des valeurs morphologiques et de concentration des éléments nutritifs d'échantillons de 80 plants d'épinette blanche 1+0 prélevés annuellement dans une pépinière de la Colombie-Britannique le 15 octobre 1968 à 1978 (d'après van den Driessche 1984a, tableau 3). 186

Tableau 6.22. Concentrations d'éléments nutritifs du sol de pépinière recommandées pour la production de semis d'épinette blanche (d'après Alm et coll. 1991). 187

Tableau 6.23. Effet de l'espacement en pépinière de semis d'épinette blanche à racines nues sur le rendement au champ 3 ans après leur plantation (d'après van den Driessche, 1984b). . 188

Tableau 6.24. Nombre d'arbres commandés pour la production des types de plants d'épinette d'intérieur les plus courants en Colombie-Britannique entre 1981 et 1990 (d'après Coates et coll., 1994). 191

Tableau 6.25. Températures recommandées (°C) par Tinus (1984) pour la croissance maximale des semis d'épinette d'Engelmann de quatre provenances, de la fin de la germination jusqu'au poids sec, dans un milieu où les autres conditions environnementales sont optimales. 194

Tableau 6.26. Taille au moment de la plantation et rendement au champ de trois tailles de plants en récipients 5 ans après la plantation sur des sites d'épinettes en arriéré et récemment coupés, avec un fort potentiel de concurrence végétale [d'après McMinn, 1985a]. 204

Tableau 6.27. Taille au moment de la plantation et rendement sur le terrain 10 ans après la plantation d'épinettes blanches à racines nues 2+0 reclassées en grandes, moyennes et petites fractions sur un site d'épinette humide et fertile de la Colombie-Britannique intérieure, avec et sans préparation du site par scarifiage à la lame [d'après Dobbs 1976a, McMinn 1985a]. 204

Tableau 6.28. Taille au moment de la plantation et rendement sur le terrain après 10 ans de plants d'épinette blanche 2+1 (reclassés en fractions de grande et de petite taille) plantés en arriérage sur des sites non scarifiés de pessières récemment coupées présentant un fort potentiel de concurrence végétale (d'après McMinn 1980, 1984). 205

Tableau 6.29. Répartition du poids et de la hauteur des rémanents sur une acre d'un peuplement théorique d'épinettes blanches (d'après Kiil 1965). 215

Tableau 6.30. Degrés-jours de croissance (base 5 °C) à 10 cm de profondeur dans le sol selon le type de préparation du site. Nombre de nouvelles racines produites par les plants d'épinette originaire de la C.-B. intérieure (d'après Draper et coll., 1985). 217

Tableau 6.31. Température du sol, couverture végétale, teneur en azote foliaire, masse racinaire et volume des tiges de semis d'épinette blanche à racines nues 2+0, après deux saisons de croissance sur un site d'épinette avec un sol à texture fine et une végétation dense (d'après McMinn 1985b). 218

Tableau 6.32. Rendement des semis dans le cadre de divers essais en Colombie-Britannique. Comparaison du meilleur traitement au témoin. 220

Tableau 6.33. Analyse de variance (modèle linéaire général) du rendement de l'épinette blanche à la onzième année, en utilisant la somme des carrés ajustés pour les tests. 227

Tableau 6.34. Hauteur totale moyenne de l'épinette blanche à la plantation et après 1, 2, 3 et 11 saisons de croissance, ainsi que l'accroissement moyen de la hauteur après 11 ans, par traitement. Les valeurs entre parenthèses correspondent aux erreurs types de la moyenne. En outre, le pourcentage d'arbres de plus de 1, 2 et 3 m de hauteur après 11 saisons de croissance, par traitement. 228

Tableau 6.35. Survie et croissance en hauteur de l'épinette blanche plantée en 1951 sur des parcelles de coupe à blanc (d'après Drinkwater 1957b). 247

Tableau 6.36. Résultats de l'effet de l'espacement sur la croissance de l'épinette d'intérieur près de Houston, région de Prince Rupert (Colombie-Britannique) 30 saisons de croissance après la plantation (d'après Pollack et coll. 1992). 250

Tableau 6.37. Hauteur totale moyenne (m) de l'épinette d'intérieur après 11 à 14 saisons de croissance dans le cadre d'essais d'espacement dans la région forestière de Prince George, en Colombie-Britannique. (résultats provisoires rapportés par Coates et coll. 1991, citant une communication personnelle de D. Coopersmith, sept. 1990). 250

Tableau 6.38. Rendement d'une plantation d'épinettes blanches de 30 ans, avant éclaircie, hauteur dominante moyenne de 13,4 m (d'après Day et Rudolph 1974). 252

Tableau 6.39. Nombre total, poids sec et de cendres, ainsi que le % de cendres des aiguilles, par année de formation d'une épinette blanche de 11 m en 1961 (d'après Fraser et coll. 1964)... 258

Tableau 6.40. Distribution du poids anhydre des composants aériens d'une épinette blanche de 11 m de hauteur (d'après Fraser et coll. 1964). 258

Tableau 6.41. Hauteur moyenne des plants d'épinette blanche 1, 2, 3 et 4 ans après l'ensemencement sur sol minéral ou sur un lit de germination sur trois sites forestiers de l'intérieur de la Colombie-Britannique (d'après Eis, 1967a). 259

Tableau 6.42. Hauteur moyenne des trois meilleurs plants par parcelle de 37 m^2 de semis d'épinette blanche à croissance libre et régénération naturelle sur trois types de sites en Colombie-Britannique intérieure (d'après Eis 1967a). 260

Tableau 6.43. Données sur la croissance des semis d'épinettes blanches de 60 semaines (d'après Sutton 1978). 262

Tableau 6.44. Temps nécessaire pour atteindre la hauteur de poitrine (1,3 m) à partir de graines ou après la plantation d'épinettes originaires de la Colombie-Britannique intérieure. 263

Tableau 6.45. Hauteurs totales moyennes des épinettes blanches saines, état des plants vivants et pourcentage de mortalité des semis issus de graines de diverses provenances cultivées à la station expérimentale forestière Acadia, au Nouveau-Brunswick, après 10 ou 11 saisons de croissance (d'après McLeod 1956). 267

Tableau 6.46. Essai de provenance de l'épinette blanche établi en 1936 dans la forêt nationale de Nicolet, Wisconsin (d'après Holst 1963). 268

Tableau 6.47. Nombre de plants/ha et hauteur moyenne (cm) de l'épinette blanche après ensemencement en 1920 à différents taux sur des parcelles passées au disque dans la réserve forestière de Duck Mountain, Manitoba (d'après Haig 1959a). 268

Tableau 6.48. Nombre d'années requises pour qu'une épinette blanche atteigne la hauteur de poitrine dans la région de Prince George en Colombie-Britannique (d'après Mitchell 1963). .. 269

Tableau 6.49. Tendances d'ensemencement d'épinette (Sx) de 1993 à 1998 en Colombie-Britannique (BCMOF, 1998). 270

Tableau 6.50. Adéquation du type de plants d'épinette (BCMOF 1998) 271

Tableau 6.51. Pourcentage de survie et hauteur moyenne de l'épinette blanche 3 ans après l'ensemencement sur les sites de Liard et Meister River, territoire du Yukon (d'après Gardner, 1980). 273

Tableau 6.52. Survie et hauteur de l'épinette blanche quatre saisons de croissance après plantation de plants 2+2 (n = 50) sur des parcelles de coupe à blanc en Nouvelle-Écosse (d'après Drinkwater 1957b). 274

Tableau 6.53. Hauteur totale moyenne et étendue de la hauteur totale de l'épinette blanche des neuf saisons de croissance après la plantation de printemps et huit saisons de croissance après la plantation d'automne, par méthode de plantation (d'après Brace, 1964). 274

Tableau 6.54. Hauteur moyenne des arbres 15 ans après leur plantation sur une terrasse de sable dans Pack Forest, dans le nord de l'État de New York, avec et sans ajout d'humus (d'après Heiberg et White, 1951). 275

Tableau 6.55. Équations pour prédire le volume total de l'arbre sans écorce de l'épinette blanche en Amérique du Nord (d'après Rauscher, 1993).....286

Tableau 6.56. Variables de régression utilisées par Raymond (1981). 288

Tableau 6.57. Répartition de l'épinette blanche selon les catégories de diamètre dans une plantation de 30 ans d'une densité relative adéquate dans le nord du Michigan (d'après Day et Rudolph, 1970).....290

Tableau 6.58. Paramètres des équations de régression ln y = a + b × ln DHP de différentes composantes de la biomasse (y) d'épinette blanche (d'après Hendrickson et coll. 1987). 295

Tableau 6.59. Biomasse des différentes composantes d'épinette blanche en pourcentage du total (d'après Hendrickson et coll. 1987). 295

Tableau 6.60. Fraction d'écorce des différentes composantes de la biomasse d'épinette blanche (d'après Hendrickson et coll. 1987).....295

Tableau 6.61. Biomasse aérienne totale d'épinette blanche et teneur en éléments nutritifs DHP > 9 cm (d'après Hendrickson et coll. 1987). 295

Tableau 6.62. Concentrations en éléments nutritifs (mg/g) dans les composantes de la biomasse d'épinette blanche (d'après Hendrickson et coll. 1987).....296

LISTE DES FIGURES

Figure 5.1. « La relation entre le rayonnement net, la vitesse du vent et la température de surface dans des conditions de gel radiatif dans une zone de coupe à blanc (sous-zone biogéoclimatique IDFb) près de Kamloops, en Colombie-Britannique. » (Stathers 1989). 19

Figure 5.2 « Schéma montrant les effets possibles de l'inondation sur les phytohormones » (Reid et coll., 1991). 51

Figure 5.3 « Développement de nouvelles racines (A) de semis d'épinette noire et (B) d'épinette blanche au cours de l'expérience. Le nombre de nouvelles racines développées dans une espèce donnée ainsi que la température du sol entre les traitements non inondés, inondés-non inondés-non inondés, suivis d'une lettre commune ne sont pas significativement différents à p = 0,05, comme le confirme le test de comparaison de moyennes de Tukey. Une comparaison statistique n'a pas été effectuée avec les semis inondés en raison du peu de racines ou de l'absence de développement des racines. » (Grossnickle, 1987). 52

Figure 5.4. Système racinaire de l'épinette blanche (Sutton, 1968). 60

Figure 5.5 Soulèvement par le gel de l'épinette blanche. 61

Figure 6.1. « Effet de la date de collecte des cônes, du traitement des cônes et de la préréfrigération sur la germination de l'épinette blanche. 1. Extraction manuelle des semences provenant de cônes frais. 2. Les cônes ont été séchés à l'air libre pendant deux semaines. 3. Les cônes ont été séchés au four pendant deux semaines, puis réfrigérés pendant cinq semaines. 4. Les cônes ont été stockés pendant sept semaines dans des conditions bien ventilées et à 10 °C (Edwards, 1978). 149

Figure 6.2 Méthodes de plantation dans le cadre d'un projet coopératif de plantation expérimentale en Ontario. 241

5. INFLUENCES NÉFASTES

Comme tous les organismes vivants, l'épinette blanche est soumise à une variété d'influences déprédatrices et néfastes. La pleine expression du potentiel de croissance génétiquement déterminé est limitée par divers facteurs.

5.0 CONTRAINTES À L'ÉTABLISSEMENT

Sur le terrain, toute contrainte à l'établissement d'une plante se répercute inévitablement sur elle. Elle entrave sa pleine expression de son potentiel de croissance génétiquement déterminé. Pour survivre, elle doit éviter les contraintes létales, mais aussi celles qui la feraient stagner.

Chaque facteur contraignant n'affecte pas les plantes de la même manière. Certains, comme le brunissement hivernal et le gel, sont toujours nuisibles. D'autres, comme la vitesse du vent ou l'humidité du sol, présentent des variations sous-optimales et au-dessus des optima. Les facteurs contraints qui influencent la croissance et le développement de l'épinette sont, pour des raisons pratiques, regroupés en facteurs météorologiques, biotiques et édaphiques (Sutton, 1968).

Les analyses quantitatives plus complexes sur la croissance, comme celles décrites par Evans (1972), peuvent constituer un outil précieux, mais, pour le sylviculteur, les mesures de la hauteur et du diamètre suffisent la plupart du temps.

5.0.1 Contraintes de causes multiples ou inconnues

Développement de plusieurs flèches

Des millions de semis d'épinette blanche (*Picea glauca* [Moench] Voss) de pépinière sont éliminés chaque année afin de les rendre conformes aux règles de classement, qui exigent qu'ils aient une seule pousse principale (Gross, 1979). En Ontario, on observe des pertes de semis d'épinettes blanches 2+0 à plusieurs flèches variant entre 25 et 40 % selon l'espèce et la pépinière. Bien qu'un développement de plusieurs flèches soit observé au cours de la première saison de croissance, il ne dépasse généralement pas 5 % chez la plupart des espèces et des pépinières (Sippell et Gross, 1977). L'aspect extérieur de l'épinette blanche 1+0 dans les pépinières de Midhurst et de Thunder Bay ne donnait que peu d'indices quant à leur propension à développer plusieurs flèches. La dissection de nombreux semis apparemment normaux a révélé des débuts de pousses nécrosées ou absentes. Après une blessure au bourgeon terminal, plusieurs pousses peuvent se développer pour remplacer ou concurrencer la pousse terminale unique. La chaleur, les produits chimiques et les blessures mécaniques des terminaux ont été mentionnés comme agents causaux. Sans spécifier le ou les agents, Gross (1979) a affirmé que les dommages étaient généralement visibles en 24 heures et que « la compétition terminale commençait dans les 10 à 20 jours ». Une étude préliminaire qui a comparé la pratique normale des pépinières avec des régimes d'irrigation et de fertilisation modifiés n'a pas permis de déterminer les causes du développement de plusieurs flèches. Selon les dommages causés aux semis de pépinière par les insectes collemboles au début de leur première saison de croissance en Colombie-Britannique, il a semblé peu probable que les populations de collembole dans trois pépinières d'essai en Ontario aient été assez élevées pour causer des dommages. Aucun dommage de cette nature n'a d'ailleurs été observé. Le programme de surveillance a révélé une grande diversité d'agents nuisibles, incluant la réaction

phytotoxique aux herbicides, la nécrose causée par le gel, la chaleur ou le séchage excessifs, les pucerons et autres insectes, les démarieuses mécaniques, les oiseaux et les rongeurs, ainsi que les brûlures causées par les engrais. Toutefois, l'incidence des lésions associées à un agent particulier était trop faible pour expliquer l'importance et la généralisation du développement fréquent de plusieurs flèches. Les grains d'engrais logés dans la pousse principale en développement ont entraîné des brûlures qui ont fait mourir l'extrémité; on a pu les reproduire en laboratoire et sur le terrain. L'absence d'irrigation après l'application d'engrais granulaire a fait développer plusieurs flèches chez des épinettes blanches 1+0 en 1972 (Sippell et Gross, 1977).

Supprimer les semis à plusieurs flèches n'était peut-être pas nécessaire. Le développement de plusieurs flèches a attiré l'attention, mais, comme Armson (1986) l'a souligné, la question fondamentale qui n'avait pas été posée était de savoir si c'était un problème de pépinière. Il a conclu : « Après presque trente ans, nous savons maintenant que la réponse est "non" ». Les plants qui ont développé plusieurs flèches en pépinière reviendront souvent à une seule fois qu'ils seront plantés. En effet, l'épinette blanche possède une remarquable faculté naturelle à rétablir la dominance d'une seule flèche. Cette caractéristique est observable non seulement chez les jeunes semis, mais aussi chez les arbres, au moins jusqu'au stade de perchis. Après qu'une tempête de grêle ait fait perdre leur cime à plusieurs épinettes blanches au stade de perchis dans la ceinture verte d'Ottawa (Sutton, 1995b), la dominance apicale a été rapidement rétablie. En dix ans, on aurait eu besoin de procéder à des coupes pour déceler le phénomène. Lorsque Mullin et Christl (1981) ont discuté de la classification morphologique de petits plants d'épinette blanche en pépinière, ils n'ont pas mentionné le développement de plusieurs flèches, bien que ce phénomène aurait pu s'expliquer par leur concentration sur les petits plants 3+0 et 2+2.

On peut classer différentes formes de stress en fonction de leur nature : atmosphérique, édaphique, biotique, unique ou groupée. Un dénominateur commun pourrait exister. Richard et coll. (2000 b) ont isolé et caractérisé le gène de déshydrine de l'épinette blanche qui est induit par un stress causé par une blessure, la sécheresse et le froid. Un clone d'ADNc codant pour le gène de la déshydrine a été isolé à partir d'une banque d'ADNc préparée à partir des ARNm d'aiguilles d'épinette blanche. L'ADNc, appelé PgDhn1, est long de 1 159 nucléotides et contient un cadre ouvert de lecture de 735 pb avec une séquence de 245 acides aminés. La séquence d'acides aminés de PgDhn1 est très hydrophile et contient quatre répétitions du segment K riche en lysine (EKKGIMDKIKEKLPG), ainsi qu'un segment de huit résidus de sérine avant la première répétition riche en lysine, qui se retrouve dans plusieurs déshydrines. Toutefois, le motif conservé DEYGNP est absent de la séquence PgDhn1. Dans les plantes non stressées, la quantité la plus élevée de transcrits a été détectée dans le tissu de la tige plutôt que dans les bourgeons végétatifs entièrement développés. L'expression du gène PgDhn1 a également été clairement détectée dans les bourgeons reproducteurs, et ce, à différents stades de développement. Des ARNm correspondant à l'ADNc de PgDhn1 ont été induits en réaction à des blessures ainsi qu'à des traitements avec de l'acide jasmonique (JA) et son analogue, le méthyl jasmonate (MeJa). Après un stress causé par la sécheresse, davantage de transcrits se sont accumulés dans le tissu des aiguilles, atteignant leur maximum 48 heures après le

traitement. Il y a aussi eu accumulation de transcrits dans le tissu des aiguilles des semis après traitement des semis à l'acide abscissique ou à l'éthéphon. Enfin, on a aussi détecté l'induction par le froid des transcrits de PgDhn1 dès huit heures après le traitement. Les données de séquence nucléotidique sont conservées dans les bases de données EMBL/DDBJ/GenBank sous le numéro d'accession AF109916.

Richard et coll. (1999) ont isolé un ADNc vraisemblablement complet codant pour une protéine putative de liaison à l'ARN riche en glycine. Cette protéine a été extraite d'une banque d'ADNc lambdaZAP préparée à partir d'ARNm extraits d'aiguilles de semis d'épinette blanche de deux ans, qui avaient été soit blessées, soit traitées au jasmonate. L'ADNc, désigné PgRNP (*Picea glauca* protéines RNP), présente un cadre ouvert de lecture de 468 pb codant pour une protéine de 155 acides aminés. Ce polypeptide contient un domaine de liaison à l'ARN (RNP-CS) et un domaine riche en glycine. L'alignement comparatif montre des homologies importantes avec les protéines de liaison à l'ARN riches en glycine contenant un RNP-CS trouvées chez d'autres espèces d'angiospermes. Selon les expériences d'hybridation génomique, le gène PgRNP ferait partie d'une petite famille multigénique comptant au moins quatre membres. Une analyse par transfert d'ARN a révélé que le transcrit de la PgRNP est exprimé dans tous les tissus des plantes non stressées. On a aussi détecté de l'ARNm constitutif dans le tissu des aiguilles des plants témoins ainsi que dans les plants traités au méthyl-jasmonate. La blessure n'a pas eu d'effet d'induction clair. Par contre, le traitement à l'acide jasmonique et la réaction systémique à la blessure ont eu un effet positif sur l'accumulation des transcrits. L'accumulation de transcrits a été légèrement favorisée par le froid dans les aiguilles, mais elle a été réprimée par le stress causé par la sécheresse dans les tissus des aiguilles et des racines des plants de deux ans. Enfin, l'accumulation de PgRNP a été induite par une blessure, puis réprimée chez les semis de deux semaines cultivés à l'obscurité par le recours à des traitements au jasmonate.

5.0.2 Stress environnemental

Pour en savoir plus sur la réaction des conifères au stress environnemental, Richard et coll. (2000a) ont étudié l'expression de la chalcone synthase (CHS) de l'épinette [naringénine-chalcone synthase] et son inductibilité. La CHS est une enzyme clé dans la voie des phénylpropanoïdes. Elle joue des rôles importants chez les angiospermes exposées à des stress environnementaux, comme les blessures ou les attaques d'agents pathogènes, en provoquant la production de composés tels que la lignine, les flavonoïdes et les phytoalexines. La CHS catalyse la première étape de la biosynthèse des flavonoïdes; leur expression peut être induite par un stress environnemental. Richard et coll. (2000a) ont isolé un clone partiel d'ADNc de la CHS de l'épinette en utilisant la PCR (Polymerase Chain Reaction). L'examen des schémas d'expression de la famille de gènes CHS chez l'épinette blanche a révélé que de l'ARNm CHS s'était accumulé dans le tissu des aiguilles après qu'elle avait subi une blessure mécanique ou après qu'on lui avait appliqué des molécules de signalisation comme l'acide jasmonique ou le méthyl jasmonate. Des blessures mécaniques répétées ou des applications de jasmonate ont entraîné une augmentation positive de l'accumulation de transcrits dans les aiguilles. On a aussi observé une accumulation systémique des ARNm de la CHS après une blessure chez un arbre. De manière générale, les conifères semblent réagir de la même façon aux blessures que les

angiospermes, incluant l'induction de la CHS, sa sensibilité à l'acide jasmonique et au méthyl jasmonate aéroporté. De plus, les données sur la séquence nucléotidique du fragment partiel de l'ADNc de la CHS de l'épinette ont été ajoutées à la base de données GenBank sous le numéro d'accès AF227922.

5.1 CONTRAINTES MÉTÉOROLOGIQUES

5.1.1 La pollution atmosphérique

L'effet du dioxyde de soufre sur les espèces ligneuses de la forêt boréale a fait l'objet d'une étude par Addison et coll. (1984), qui ont exposé des plants poussant sur des sols naturels et des résidus à 15,2 µmou/m^3 (0,34 ppm) de SO_2 au taux net d'assimilation du CO_2 (TNA). Le seuil maximal tolérable de SO_2 dans l'air canadien est de 0,34 ppm. La fumigation au SO_2 a réduit de manière significative le TNA chez toutes les espèces et elle a provoqué des symptômes visibles de dommages en 2 à 20 jours. La diminution du TNA des espèces à feuilles caduques, comme le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), le saule (*Salix* spp.), l'aulne crispé (*Alnus viridis*) et le bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.) a été significativement plus rapide que celle du TNA des conifères, comme l'épinette blanche, l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.]) B.S.P.) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) ou d'un angiosperme à feuilles sempervirentes (thé du Labrador [*Rhododendron groenlandicum* [Oeder] Kron & Judd]) poussant sur un brunisol fertilisé. Ces réactions métaboliques et ces réactions aux blessures apparentes semblent être liées aux différences d'absorption de S. En effet, les taux d'échange gazeux sont plus élevés chez les espèces à feuilles caduques que chez les conifères. De plus, les conifères poussant dans les résidus de sables bitumineux ont réagi au SO_2 en diminuant nettement plus rapidement leur TNA que les conifères poussant dans du brunisol. Cette différence pourrait être due à la présence de matières toxiques dans les résidus. Cependant, l'absorption du soufre et le développement des symptômes apparents ne différaient pas entre les conifères poussant sur les deux substrats.

5.1.2 Température

La température indique la quantité d'énergie thermique contenue dans un système. Chez les plantes, elle varie beaucoup en fonction du changement de température externe, incluant celle de l'air, en raison de leur production de chaleur relativement faible comparativement à leur masse, et en raison de leur grande surface mal isolée contre les pertes de chaleur (Sutcliffe, 1977). L'incapacité d'une plante à réguler sa température se manifeste de manière spectaculaire : les feuilles se refroidissent la nuit à des températures inférieures à celles de l'air, alors que le côté exposé au soleil d'un tronc d'arbre peut atteindre 30 °C de plus que le côté ombragé pendant une journée froide.

Rayonnement et photosynthèse

Le rayonnement solaire qui pénètre dans l'atmosphère terrestre fournit pratiquement toute l'énergie nécessaire à la vie sur Terre (Reid et coll., 1991). La quantité d'énergie provenant des sources géothermiques est, en revanche, relativement insignifiante. Une partie de l'énergie entrante est captée par les plantes vertes grâce à la photosynthèse. Au cours de cette réaction, l'eau et le dioxyde de carbone se transforment en sucres et en énergie chimique. Les plantes ont développé des mécanismes de réaction aux radiations incidentes de différentes manières, selon la quantité, la distribution spectrale, la direction et la durée de la période de lumière.

La forêt absorbe entre 60 et 90 % de l'énergie solaire totale qu'elle reçoit (Reifsnyder et Lull, 1965). Un peuplement dense de conifères ou de feuillus absorberait entre 75 et 90 % du rayonnement solaire entrant. Pour un peuplement résineux ouvert à cime étroite, ce chiffre pourrait être d'environ 60 %. Le stockage thermique de la chaleur dans les arbres n'est pas très efficace. La masse des peuplements denses est d'environ 1,5 g/cm^2 de la surface forestière et le bois a une chaleur spécifique d'environ 0,3. Pourtant, même avec un écart de 15 °C entre le jour et la nuit, seulement sept langleys environ sont stockés, avec peu d'effet sur la chute nocturne de la température.

La quantité et la répartition spectrale du rayonnement solaire qui atteint les plantes, ou, en l'occurrence, la couverture morte, dépendent de nombreuses variables. Les régimes d'éclairage sous couvert fermé, caractérisés par la création d'ouvertures résultant de la chute d'arbres, ont fait l'objet d'une étude par Canham et coll. (1990) dans cinq forêts tempérées et tropicales. Les taches de lumière qui pénètrent dans les couverts fermés ont contribué de 37 à 68 % au RPA total saisonnier, malgré la brièveté (quatre à six minutes) de leur durée potentielle. De nombreuses autres taches de lumière, de durée beaucoup plus courte, étaient aussi présentes. On a constaté une pénétration considérable de la lumière dans les sous-étages adjacents aux ouvertures, en particulier à des latitudes élevées.

Le rayonnement global de courtes longueurs d'onde entrant (Q_g), le rayonnement photosynthétiquement actif (RPA : Q_{pa}) en tant que fraction de la lumière du jour et l'éclairement énergétique relatif (% Q) ont été mesurés à trois hauteurs au-dessus du sol dans des peuplements jeunes d'épinette de Norvège (*Picea abies* [L.] Karst) et de pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L.) à la latitude 60° 15′ N en Suède (Johansson, 1990). On a densifié ces peuplements en y ajoutant de jeunes arbres prélevés en milieu naturel, qu'on a disposés en neuf quadrats de moins de 2 m. Ce n'est qu'à < 10 % de Q, soit à une densité de 8 000 à 100 000 tiges/ha correspondant à 30 × 30 cm à 110 × 110 cm d'espacement que la concurrence menée par les feuillus et les drageons a été éliminée.

La densité des tiges et la forme des cimes sont les facteurs déterminants du rayonnement qu'un peuplement forestier reçoit. Atkins (1957) a signalé que l'intensité lumineuse s'était atténuée de 7 à 25 % dans des peuplements d'épinettes blanches, d'espèces de pins et de sapins baumiers (*Abies balsamea* [L.] Mill.) dont la surface terrière variait de 30 à 61 m^2/ha dans l'Est canadien.

Reifsnyder et Lull (1965) ont rédigé un résumé très pertinent sur l'énergie du rayonnement en lien avec les forêts. Trop de lumière peut nuire à la croissance des arbres, mais les contraintes, qu'elles soient sur la croissance des arbres établis ou sur la germination et le développement des semis, sont généralement causées par un manque de lumière. Avec moins de 1 % de lumière atteignant la couverture morte d'un peuplement pur d'épinettes de Norvège, la végétation au sol est absente (Roussel, 1948); la présence d'un tapis de mousses ponctué de quelques semis de sapins nécessite de 1 à 3 % de lumière; des plantes herbacées apparaissent avec 4 à 10 % de lumière, mais ce n'est qu'à un pourcentage de lumière de 10 à 25 % que l'on trouve des semis d'épinettes raisonnablement vigoureux.

Des photorécepteurs de différents types, dont le plus connu est le phytochrome, transforment les rayons du soleil en composés chimiques. On connaît mal le fonctionnement du phytochrome et des autres photorécepteurs (Reid et coll., 1991). Une fois qu'un photon est capté par un photorécepteur, ce dernier émet un signal qui entraîne une réaction biochimique. Par exemple, une plante qui détecte une diminution de la photopériode peut produire des composés biochimiques qui font entrer son apex terminal en dormance, le rendant résistant au gel. On distingue trois types de réactions des plantes à la lumière. Il y a les réactions de nature photopériodique, qui sont induites par la longueur du jour, les réactions de nature phototropique, qui sont induites par la direction de la lumière incidente, et enfin les réactions de nature phytomorphogénique, qui sont induites par des changements dans la qualité et la quantité de l'environnement lumineux ambiant.

Ces trois types de réactions peuvent être critiques dans différentes situations. Les réactions phytomorphogènes, toutefois, sont plus importantes du point de vue écologique dans les écosystèmes naturels. Par exemple, la quantité de lumière reçue par la régénération déterminera le bilan énergétique et le devenir des jeunes plants. La manipulation de l'étage dominant est un outil phytomorphogène très puissant que le sylviculteur peut utiliser pour influencer le sort de la régénération et des autres végétaux.

L'éclairement énergétique, soit le flux énergétique ($W \cdot m^{-2}$) incident sur une surface réceptrice depuis toutes les directions et la durée, joue un rôle capital sur la physiologie des plantes. Le flux énergétique est la quantité de rayonnement (W) émise par une source par unité de temps. Le rayonnement dans la bande de 400 nm à 700 nm est la partie du spectre qui active la photosynthèse; il revêt donc une importance majeure. Toutefois, le rayonnement active d'autres phénomènes importants, tels que le tropisme et la photopériode.

Le rayonnement solaire détermine, directement ou indirectement, les conditions qui régissent la répartition des espèces végétales.

Hare et Ritchie (1972) ont tenté d'établir des relations empiriques entre la structure de la forêt boréale, la production de matière sèche par photosynthèse et le climat de rayonnement. Ils ont proposé une équation qui calcule les taux verticaux d'échange d'énergie à travers une unité de surface de l'interface air-terre :

$$I = aI + Rl + H + LE + N + G,$$

où I est le flux de rayonnement solaire global, direct et diffus; a est l'albédo (rapport entre le rayonnement solaire réfléchi par une surface et le rayonnement solaire global incident); R_1 est le flux rayonnant net de grandes ondes (c.-à-d. le rayonnement atmosphérique descendant moins le rayonnement terrestre ascendant); H et LE sont les flux convectifs atmosphériques de chaleur H et d'eau dérivés de l'évapotranspiration E, L étant la chaleur latente de vaporisation; N est le taux de consommation ou de libération de chaleur nouvelle par la photosynthèse et la respiration, et G est le flux thermique du sol.

Cette équation équilibre le rayonnement solaire entrant, la source d'énergie qui force les réactions à la droite, avec le rayonnement réfléchi, les échanges de rayonnement de grande longueur d'onde (généralement un refroidissement), en plus des échanges conducteurs dans le

sol et les échanges biochimiques avec la masse de matière organique à l'interface. Dans l'équation, I est toujours positif, aI est toujours négatif, R1, H et LE sont généralement négatifs, alors que N et G sont des termes à inversion saisonnière qui s'intègrent à zéro sur l'année, à moins que les températures du sol et la biomasse ne changent. Hare et Ritchie (1972) ont calculé que L se situe approximativement à 595 grammes calories/cm^2 (langleys) dans l'étendu des températures habituelles des régions boréales et arctiques.

Au Canada, le rayonnement solaire global augmente vers le sud. Il passe de valeurs annuelles d'environ 90 kilolangleys (kly) à la limite arctique des arbres à environ 110 kly à la limite entre les zones de forêt ouverte et de forêt fermée, sauf dans le nord du Québec (Hare et Ritchie, 1972). Le rayonnement solaire absorbé varie entre 50 et 55 kly à la limite arctique des arbres, mais peut atteindre environ 80 kly à la limite nord des forêts. En Alaska, les valeurs sont plus basses, « où le relief rend la corrélation difficile, tout comme la nébulosité continuellement élevée au-dessus du golfe de l'Alaska ».

Hare et Ritchie (1972) ont présenté les profils de divers paramètres thermiques le long d'une section nord-sud de l'Ouest et de l'Est canadien, de la toundra à la forêt dense. Le tronçon entre Dawson Creek, en Colombie-Britannique, et Cambridge Bay, sur l'île de Victoria, traverse des forêts ouvertes et des toundras forestières où ces zones sont étroites. Comme l'ont remarqué Timoney et coll. (1992), la largeur de la toundra forestière varie considérablement, probablement en raison des pentes du territoire régional : « Au nord de la baie Dease, du Grand lac de l'Ours et dans le district central de la rivière Snare, au sud-est du bras Est du Grand lac des Esclaves, l'altitude augmente du sud au nord ou du sud-ouest au nord-est, parallèlement au gradient de végétation. Il est clair qu'un fort gradient topoclimatique se crée avec l'altitude au nord… Inversement, la diminution de l'altitude au nord peut expliquer l'extension des arbres vers le nord dans la région de la rivière Thelon et la grande étendue de la toundra forestière dans le sud-est du District du Mackenzie et le Keewatin » (Timoney et coll., 1992). Dans la péninsule du Labrador et de l'Ungava, l'effet de l'altitude au sud a compensé, dans une certaine mesure, l'altitude normale de la température au sud, ce qui a permis d'élargir les divisions zonales de la forêt boréale régies par la chaleur (Hare, 1950). On observe un effet semblable entre la baie d'Hudson et le lac Supérieur, mais il est moins marqué en raison de la compression des zones climatiques (Carleton et Maycock, 1978).

Le réchauffement par rayonnement net diminue de la forêt fermée à la toundra. Cet effet est principalement attribuable aux différences d'albédo au printemps (Hare et Ritchie, 1972). Le rayonnement net reçu par les peuplements forestiers à la limite des arbres est nettement plus élevé que celui que reçoit la toundra adjacente (Timoney et coll., 1992). Pendant une longue partie du printemps, l'ensemble de la forêt boréale et de la toundra est couvert de neige, ce qui entraîne un albédo élevé. Dans la majeure partie de la zone forestière fermée, cependant, la neige est recouverte par le couvert très absorbant de la forêt de conifères fermée, ce qui contribue relativement peu à l'albédo. Le rayonnement régional est fortement influencé par l'équilibre entre la présence de toundra et de peuplements forestiers (Rouse, 1984).

Physiologiquement, l'épinette blanche et l'épinette d'Engelmann (*Picea engelmannii* Engelmann) réagissent de la même façon à la lumière. La photosynthèse augmente avec

l'intensité lumineuse jusqu'à atteindre un point de saturation, au-delà duquel elle ne varie plus. On estime que ce point se situe entre 25 et 50 % de plein soleil par temps clair. Des expériences menées en Colombie-Britannique intérieure ont révélé que les taux estivaux maximaux de photosynthèse nette de semis d'épinette blanche et d'épinette intérieure avaient été atteints à des éclairements photoniques photosynthétiques respectifs de 600 µmol/m^2·s et de 400 µmol/m^2·s, soit 30 et 20 % de la pleine lumière solaire (Lister et Binder, 1985; Binder et coll., 1987; Bassman, 1989). Clark (1961) a observé, en travaillant avec des branches d'épinette blanche, que la photosynthèse du feuillage d'un an, exposé au soleil ou à l'ombre, augmente rapidement lorsque l'intensité lumineuse atteint 10 pi.-c. × $10^{-2,}$ puis plus graduellement jusqu'à 40 pi.-c. × 10^{-2}. L'intensité lumineuse ne semble pas avoir eu d'effet notable au-delà de 60 pi.-c. Curieusement, le feuillage à l'ombre présentait systématiquement des taux de photosynthèse apparente plus élevés que celui exposé au soleil. On a constaté que la teneur en chlorophylle des aiguilles à l'ombre des épinettes de Norvège était plus élevée que celle de son feuillage exposé au soleil (Pisek et Tranquillini, 1954).

L'exposition au plein soleil des semis d'épinette d'Engelmann tolérants à l'ombre a entraîné le développement d'une chlorose (Ronco, 1970a, 1970 b, 1970 c, 1975). En revanche, le feuillage des semis maintenus à l'ombre dans les mêmes conditions de croissance est resté normalement verdoyant. Le feuillage chlorosé n'a pas été perdu prématurément. Les concentrations d'azote étaient identiques dans les deux cas. Cette chlorose a été causée par la dégradation de la chlorophylle par une lumière intense, un phénomène appelé *« solarisation »*.

La solarisation (blessure par la lumière, inhibition de la lumière, photo-oxydation) réduit l'activité photosynthétique et peut même entraîner la mort. Bien que la solarisation ne se limite pas aux régions montagneuses, elle y est sans doute plus fréquente, en particulier dans la région des épinettes et des sapins, au-dessus de 3 000 m. Dans les Rocheuses, l'intensité du rayonnement solaire à ces altitudes est beaucoup plus élevée qu'à des altitudes plus faibles, parfois même deux fois plus grande, et cela peut durer pendant des périodes de plusieurs minutes quand il est reflété par des cumulus épars (Ronco, 1975).

La solarisation n'est pas un problème pour l'ensemble de l'aire de répartition de l'épinette d'Engelmann, mais elle constitue une préoccupation majeure lors de l'établissement de la régénération des peuplements d'épinette d'Engelmann-sapin subalpin (*Abies lasiocarpa* [Hook.] Nutt.) dans le centre et le sud des Rocheuses (Ronco, 1975). Les semis d'épinette d'Engelmann sont exposés à une intensité lumineuse de trois à cinq fois supérieure à ce dont ils ont besoin pour atteindre l'efficacité photosynthétique maximale.

La réaction phénotypique des plantes au stress carbonique causé par une insuffisance de lumière est l'inverse de celui causé par un stress nutritionnel (Bryant et coll., 1987). La photosynthèse diminue, les glucides deviennent plutôt rares, mais il y a suffisamment d'éléments nutritifs dans les tissus pour soutenir la croissance additionnelle qui aurait pu avoir lieu si les glucides avaient été en quantité suffisante pour alimenter le processus.

Gustafson (1943) a réalisé une expérience à Ann Arbor, au Michigan, afin de déterminer les effets de l'ombre sur des plants d'épinette blanche. Il a exposé des plants 2+2 en pleine lumière, puis en a repiqué certains dans un abri à lattes conçu pour réduire la luminosité à 25,

50 et 75 %. Au bout de huit ans, ce sont les plants exposés à 75 % de lumière qui ont connu la plus forte croissance en hauteur. Il n'y a pas eu beaucoup de différence en hauteur entre les plants exposés à 50 % de lumière et ceux exposés à 100 %. Par contre, ceux exposés à 25 % étaient nettement plus petits que les autres. La croissance en diamètre des plants a été légèrement plus importante à la pleine lumière qu'à 75 %, tandis que la croissance en hauteur a été à peu près la même, que ce soit à 50 ou 100 % de lumière. Par contre, la croissance en diamètre des plants exposés à 50 % de lumière n'a été que de 78 % de celle des plants exposés à 100 %.

Rayonnement et stress thermique

Les températures élevées peuvent endommager les tissus de la tige des jeunes arbres, causant ainsi des dommages irréversibles aux enzymes et aux protéines du protoplasme et aux membranes cellulaires. La principale cause de mortalité des semis due à la chaleur est une température trop élevée au niveau du sol superficiel. On peut s'attendre à ce que les tiges soient endommagées quand la température à la surface du sol atteint 52 °C ou plus (Helgerson, 1990). La vulnérabilité des tiges à la chaleur diminue quand l'auto-ombrage de l'interface tige-sol augmente avec la taille de l'arbre. L'utilisation de semis buissonnants plutôt que de plants produisant peu d'auto-ombrage diminuera le risque de pertes attribuables aux températures trop élevées. Les jeunes plants sont plus vulnérables à la fin du printemps et au début de l'été. Les grands plants cultivés en pépinière sont quant à eux plus exposés au milieu ou à la fin de l'été, en particulier dans les sols à faible capacité thermique, à faible conductivité et à surface sèche, de couleur sombre ou organique. Les lésions apparaissent habituellement sur le flanc sud de la tige, juste au-dessus du sol. Elles peuvent s'étendre jusqu'à 12 mm sous terre et 50 mm au-dessus. Le photosynthétat s'accumule au-dessus du phloème mort, ce qui entraîne un gonflement. La mort du plant peut survenir l'année suivante.

Chez des épinettes blanches âgées de 1 à 3 ans, la résistance aux températures a été légèrement plus élevée dans les bourgeons et les tiges que dans le feuillage, mais elle a été moindre dans les racines (Shirley, 1936a). Sur le terrain, il est rare que les aiguilles meurent. La photosynthèse nette peut toutefois être réduite par des températures foliaires élevées.

Planter des semis au sud en vue d'augmenter l'auto-ombrage à l'interface tige/sol peut contribuer à réduire les pertes. En Utah, on a repiqué des semis d'épinette d'Engelmann 3+0 dans une planche de pépinière orientée au sud. Les plants repiqués ont eu un taux de survie de 94 %, ce qui est inférieur au taux des semis orientés vers le nord (70 %), selon Korstian et Fetherolf (1921). Sur le terrain, lorsque les plantes sont menacées par la chaleur, il est possible qu'un aménagement de microsites orientés au nord améliore la situation. L'ombre des souches ou des rémanents sur un site de plantation peut aussi être utilisée à cet effet (Rudolf, 1939; Silen, 1960; Helgerson, 1990). La résistance à la chaleur de l'épinette blanche et de l'épinette d'Engelmann est semblable à celle des autres conifères boréaux et alpins (Bates et Roeser, 1924; Shirley, 1936a; Helgerson, 1990).

Pour évaluer les réactions et la plasticité de semis d'épinette blanche aux températures élevées, on a exposé 12 familles à pollinisation libre à croissance différente à un traitement thermique de 30 min à 42, 44, 46, 48 ou 50 °C, avec ou sans préconditionnement thermique à

38 °C pendant 5 heures (Bigras, 2000). Les dommages ont été évalués en fonction des paramètres de fluorescence chlorophyllienne après le préconditionnement à la chaleur, tant après les traitements thermiques qu'après une période de récupération de 7 jours. On a aussi évalué les dommages visibles sur les aiguilles après les traitements thermiques et 14 jours plus tard. Les paramètres de fluorescence chlorophyllienne ont montré que les semis soumis à un traitement thermique entre 42 et 43 °C avaient perdu leur capacité de phosphoryler et de donner de l'eau au photosystème II. Un traitement thermique entre 44 et 46 °C a gravement limité la capacité des semis à utiliser le NADPH et l'ATP dans le cycle de Calvin. Selon les dommages apparents aux aiguilles, les familles dont la croissance en hauteur était supérieure étaient plus sensibles au stress thermique que les familles dont la croissance en hauteur était intermédiaire ou inférieure. De plus, les familles présentant une croissance en hauteur supérieure n'ont pas démontré beaucoup de capacité photochimique à la lumière (DELTAF/Fm ») après traitement thermique. Le préconditionnement à la chaleur a augmenté la tolérance au stress thermique des semis. Toutefois, les résultats laissent croire que les semis d'épinette blanche ayant une croissance rapide dans les conditions actuelles pourraient ne pas se développer aussi bien à des températures plus élevées.

Températures élevées

L'exposition des plantes à des températures élevées entraîne une modification de leur expression génétique. Il y a induction de la synthèse des protéines de choc thermique et répression de certaines protéines normalement exprimées. Koppenaal et coll. (1991a) ont démontré que des semis d'épinette blanche avaient développé une plus grande tolérance aux températures supraoptimales. Des semis d'épinette blanche endurcis (38 °C pendant un, trois ou six jours) ont montré peu ou pas de dommages lorsqu'ils ont été exposés à 48 °C un et quatre jours plus tard. En revanche, les semis non endurcis ont subi des dommages importants (95 %). Dix jours après l'endurcissement à la chaleur, l'augmentation de la thermotolérance était encore évidente chez les semis endurcis à 38 °C pendant six jours. Les dommages causés par la chaleur dans les semis endurcis pendant des périodes plus courtes étaient toutefois similaires à ceux des semis non endurcis.

Le froid hivernal

[consulter la section 4.3 (GLC-X-33F)]

L'épinette blanche est extrêmement résistante au froid, à condition d'être en phase de repos hivernal. Dans la plupart de son aire de répartition, elle survit normalement sans être endommagée par des températures hivernales de -50 °C. De plus, on observe dans certaines régions de son aire de répartition des températures encore plus basses (Fowells, 1965; Nienstaedt et Zasada, 1990). Les *Picea* boréaux font partie des rares conifères extrêmement résistants, dont les primordia de bourgeons peuvent survivre à des températures allant jusqu'à -70 °C (Sakai et Larcher, 1987).

L'état physiologique des différents tissus, en particulier leur degré d'« endurcissement » ou de dormance, est particulièrement important pour déterminer la réaction de l'épinette blanche aux basses températures. En effet, une progression naturelle de l'endurcissement et du désendurcissement se produit en fonction des saisons (Glerum, 1985). Bien que la capacité de tolérance d'exposition de différents tissus à des températures stressantes varie, les tissus de

l'épinette blanche, comme ceux des plantes ligneuses en général, ont développé une résistance suffisante à l'hiver pour permettre à l'espèce de survivre aux températures minimales rencontrées dans son aire de distribution.

À Fairbanks, en Alaska, on a constaté que, chez l'épinette blanche, les feuilles, le cortex et le xylème de ses rameaux, ainsi que les tissus de ses bourgeons, ont pu résister à des températures allant jusqu'à -70 °C. En revanche, chez l'épinette d'Engelmann, les primordia n'ont pas résisté autant, étant seulement 29 °C plus résistants que le cortex, qui, lui, était aussi résistant que l'épinette blanche (Becwar et coll., 1981; Sakai et Larcher, 1987). Les primordia des bourgeons d'hiver de l'épinette blanche ont survécu à la déshydratation par le gel, même à -70 °C, grâce à la congélation extraorganique, soit la ségrégation de la glace d'un organe surfondu vers un espace précis à l'extérieur, ce qui déshydrate l'organe (Sakai, 1979b). Chez l'épinette d'Engelmann, une surfusion intense de l'eau dans les tissus du xylème « rends probable une limite de rusticité hivernale de -40 °C ». De ce fait, l'épinette d'Engelmann et d'autres arbres de la zone de végétation subalpine des Rocheuses du Colorado se comportent à cet égard « davantage comme d'autres plantes ligneuses de la zone tempérée, issues de la forêt caducifoliée orientale, que comme les arbres de la forêt boréale à la limite de la zone de végétation boréale dans le nord du Canada et de l'Alaska » (Becwar et coll., 1981). Cela laisse croire que les épinettes d'Engelmann × blanches peuvent présenter différents niveaux de résistance à l'hiver.

Lorsque de l'eau gèle dans une plante, l'emplacement où cela se produit, soit à l'intérieur des cellules (intracellulaire) ou à l'extérieur d'elles, soit dans les espaces dits intercellulaires, détermine ce qui suit. Le gel intracellulaire, qui tue généralement la cellule (Lyons et coll., 1979), peut survenir même chez les plantes très résistantes. Toutefois, il est rare dans la nature, car les taux de refroidissement ne sont pas suffisamment élevés. Il faut généralement des taux de refroidissement de plusieurs degrés Celsius par minute pour provoquer la formation de glace intracellulaire (Mazur, 1977).

À des taux de refroidissement de quelques degrés Celsius par heure, la ségrégation de la glace se produit dans les espaces intercellulaires. On parle alors de « glace extra-organique » de Sakai et Larcher (1987) et de leurs collègues. Cette condition peut être mortelle ou non, selon la robustesse du tissu.

Le processus de formation de glace intercellulaire a été décrit par Glerum (1985). À des températures proches du point de congélation, l'eau contenue dans les espaces intercellulaires des tissus végétaux gèle en premier, même si elle peut rester liquide jusqu'à ce que les températures descendent sous -7 °C. Après la première apparition de glace intercellulaire, les cellules se contractent, perdant de l'eau par la ségrégation de la glace; elles deviennent ainsi déshydratées. Ce phénomène de déshydratation est maintenant considéré comme étant la cause principale des dommages attribuables au gel.

Il a été démontré que la vitesse de refroidissement influence la résistance au gel des tissus (Sakai, 1979a). Toutefois, la vitesse réelle de congélation dépend également du degré de surfusion et des propriétés du tissu (Levitt, 1980). Sakai (1979a) a observé le phénomène de ségrégation de la glace dans les primordia d'épinettes blanches et noires d'Alaska qui ont été

refroidies lentement, à une température comprise entre -30 °C et -40 °C. Ces bourgeons déshydratés par congélation ont survécu à l'immersion dans l'azote liquide après avoir été réchauffés lentement. Les primordia floraux ont réagi de la même façon. La congélation extraorganique dans les primordia explique la capacité des conifères boréaux les plus rustiques à survivre à des températures de l'air de -50 °C ou moins (Sakai et Larcher, 1987). La robustesse des bourgeons d'hiver de ces conifères est renforcée par leur petite taille, par l'évolution de la translocation plus rapide de l'eau et par leur capacité à tolérer une déshydratation intense causée par le gel. Chez certaines plantes ligneuses, notamment les espèces boréales de *Picea* et de *Pinus*, la résistance au gel de semis d'un an est comparable à celle des plantes matures (Sakai et Okada, 1971), étant donné un état de dormance similaire.

On a signalé que les bourgeons terminaux de l'épinette blanche ne parviennent pas à débourrer ou qu'ils débourrent mal au Minnesota (Harding, 1986) et dans le nord de l'Ontario (Sutton, 1992). Au Minnesota, l'échec du bourgeonnement s'est produit sur 16 à 51 % des arbres dominants âgés de 33 à 43 ans, qui ont connu une perte de croissance en hauteur de 9 cm par année d'incidence. Paradoxalement, l'échec du bourgeonnement chez les arbres dominants a fait naître des flèches de remplacement (à partir des latéraux) qui ont eu une croissance en hauteur moyenne de 8 cm supérieure à celle des terminaux non endommagés. En Ontario, les dommages se sont traduits par le développement d'aiguilles entourant les bourgeons avortés pour donner une apparence de goupillon (Sutton, 1992). On leur a attribué un gel intense peu avant la sortie des bourgeons, mais on n'a pas trouvé de rapports d'observation directe.

Tinus et coll. (1985) ont examiné la possibilité d'utiliser l'analyse thermique différentielle (ATD) sur des tissus d'épinette d'Engelmann pour estimer la résistance au froid de l'arbre entier. L'ATD permet de suivre la température d'un échantillon de tissu au cours d'un cycle de gel-dégel afin de détecter les points de congélation, indiqués par l'augmentation de la température associée à la chaleur de fusion. La température à laquelle l'eau des tissus surfondus gèle est indiquée par l'exothermie à basse température (EBT). Cette température fournit une mesure objective et précise, qui correspond étroitement au point de destruction des tissus. Chez les plantes ligneuses, l'EBT se produit à des températures qui baissent progressivement avec l'acclimatation (Burke et coll., 1976; Becwar et coll., 1981). Des tests réalisés sur des bourgeons d'épinette d'Engelmann ont démontré que l'EBT se produit à des températures très proches de la limite inférieure que les semis d'épinette peuvent tolérer sans subir de dommages. Après six semaines de conditionnement, les bourgeons de l'épinette d'Engelmann ont développé la capacité de survie à un refroidissement extrême, jusqu'à environ -28 °C (Tinus et coll., 1985).

Le gel hivernal combiné à une forte luminosité solaire directe et réfléchie peut entraîner des dommages persistants au système de réaction à la lumière (Sakai et Larcher, 1987). La récupération peut prendre plusieurs semaines, voire endommager suffisamment les tissus pour qu'ils ne puissent pas se régénérer. (Voir aussi : Zones de dessiccation hivernale)

Gel pendant la saison de croissance

Bien qu'elle soit extrêmement rustique, l'épinette blanche est susceptible de subir des dommages importants causés par le gel printanier. Les jeunes pousses de cette espèce sont très vulnérables à ce phénomène (Smith, 1949; Rowe, 1955; McLeod, 1964). Les jeunes plantations

qui ne sont pas protégées par un étage dominant sont particulièrement vulnérables au gel printanier dans les régions boréales (Sutton, 1992). En effet, les graines d'épinette blanche germent rapidement dès l'arrivée des premières chaleurs printanières, ce qui fait mourir les jeunes pousses lorsque la première masse d'air polaire survient. Ce type de dommage est régional (Cayford et coll., 1959) et ne se limite pas aux poches de gel. L'ampleur des dommages peut s'étendre à toutes les régions boréales, touchant les petits arbres entièrement exposés (Sutton, 1992). Les dommages sont souvent annuels. Installer des abris au-dessus des plants, même s'ils sont discontinus, améliore la situation. Les plants ainsi abrités sont aussi moins sujets au brunissement hivernal et au soulèvement par le gel. Les épinettes abritées ne risquent pas de perdre leur chlorophylle par photo-inhibition, contrairement à ce qui se produit chez les plants exposés (Draper et coll., 1985).

Les épinettes blanches, lorsqu'elles sont au stade de gaules ou de perches, sont très vulnérables aux gels printaniers. Pour y remédier, on peut procéder à une éclaircie précommerciale ou planter, avant, des arbres-abris. On peut aussi mélanger les plants d'épinette blanche avec ceux d'« arbres-abris » à croissance rapide d'une espèce moins susceptible de subir des dommages causés par le gel hivernal, ou encore planter les arbres-abris avant les épinettes blanches.

Les essences susceptibles de servir d'abri à l'épinette blanche sont l'épinette noire, le mélèze laricin (*Larix laricina* [Du Roi] K. Koch), le mélèze occidental (*Larix occidentalis* Nutt), le sapin baumier, le pin gris, le pin tordu latifolié (*Pinus contorta* Dougl. ex Loudon), le peuplier faux-tremble et le bouleau à papier. En alternant des rangées d'épinettes blanches avec des arbres-abris dont la croissance est initialement plus rapide, il faut tenir compte du taux de croissance relatif. Il faut aussi prévoir l'élimination des arbres-abris une fois que leur rôle sera rempli. Sinon, sans intervention, cette méthode de plantation peut rapidement soumettre l'épinette à une concurrence suffisamment forte pour qu'elle ne se développe pas comme on le souhaite. Dans le nord du Michigan, par exemple, une plantation d'épinettes blanches et de pins gris, mise en place selon un schéma de rangées alignées, a produit, après 34 ans, des épinettes blanches de 2,5 cm de diamètre à hauteur de poitrine (dhp) et des pins gris de 29 cm de dhp. De plus, près de Massey, dans le district d'Algoma en Ontario, de l'épinette blanche plantée selon le même procédé, mais avec du mélèze, s'est montrée en plein essor de croissance lors de son inspection (mais non mesurée) 5 ans plus tard (1996).

Dans les régions boréales, l'épinette blanche au stade de gaule non protégée par un étage dominant risquait chaque année d'être durement endommagée (Sutton, 1987, 1992); ce risque était encore plus grand dans le cas d'épinettes blanches à croissance précoce. En 1964 et 1965, on a observé dans une grande partie de l'Est canadien et du nord-est des États-Unis les effets de l'absence de protection dans des plantations d'épinette blanche. Il est possible de minimiser les dommages en mettant des plants en terre une fois que le risque de gel du sol a diminué, mais avant que les plants ne commencent à débourrer. Ce délai présente également l'avantage de permettre au sol de se réchauffer suffisamment pour que les racines des semis puissent assumer leur fonction et engendrer une nouvelle croissance. En l'absence de suffisamment de végétation protectrice, il vaut mieux s'abstenir de planter des épinettes blanches dans les

régions boréales. La présence d'un couvert forestier dominant ou codominant, de préférence continu, contribuera énormément à éviter les dommages causés par le gel printanier.

L'épinette blanche a tendance à débourrer tôt, ce qui la rend particulièrement vulnérable aux dommages causés par le gel qui survient à la fin du printemps. La durée du débourrement varie considérablement selon les clones : elle est plus longue chez les individus dont le débourrement est tardif que chez ceux dont il est précoce (Nienstaedt, 1964; Nienstaedt et King, 1970; Nienstaedt, 1981b) et elle peut aussi être plus longue dans les peuplements situés à 500 m d'altitude l'un de l'autre (Owens et coll., 1977). Autant de variations génétiques dans la durée du débourrement entre plants de clones différents peuvent jouer en défaveur de ceux dont la durée de débourrement ne s'adaptera pas au microclimat d'un site de plantation donné (Sutton, 1969a). Nienstaedt (1964) a bien montré l'impact du gel printanier sur le moment du débourrement. Il a observé une différence de deux semaines dans le temps de débourrement des bourgeons de neuf clones d'épinette blanche à débourrement précoce par rapport à 16 clones à débourrement tardif. Les premiers ont connu un taux de mortalité variant entre 69 et 100 %, tandis que les seconds ont subi un taux variant entre 0 et 44 %. Au moins en Ontario, et probablement dans une grande partie de son aire de répartition, l'épinette blanche débourre environ 7 à 10 jours plus tôt que l'épinette noire sur des sites comparables, ce qui lui donne une saison de croissance plus longue. Cependant, elle court le risque de subir plus de dommages causés par le gel que l'épinette noire. Cependant, à des stades de développement phénologiques similaires, l'épinette noire semble être tout aussi vulnérable au gel que l'épinette blanche (Fraser, 1965). Des dommages comme ceux signalés par Sutton (1992) sur des bourgeons tout juste débourrés d'épinettes blanches de champ sont courants dans les climats boréaux, en particulier en l'absence d'un étage dominant (Sutton, 1968, 1969a). Des dommages semblables ont été signalés par Cayford et coll. (1959), par Beaudry et McCulloch (1989), par Stathers (1989) et par Coates et coll. (1991) dans le sud et le centre de la Colombie-Britannique.

Au Manitoba et en Saskatchewan, on observe rarement du « redébourrement » sur les épinettes blanches l'année où elles ont subi des dommages causés par le gel printanier (Rowe, 1955). Le phénomène de redébourrement après des dommages devient plus courant à l'est, p. ex., il est fréquent dans la vallée de l'Outaouais, probablement en raison d'une teneur plus élevée en humidité dans les sols.

Les températures froides pendant la croissance peuvent affecter le développement de la cuticule des aiguilles en cours de maturation (Vanhinsberg et Colombo, 1990), ce qui réduit leur capacité à résister à la dessiccation et au brunissement hivernal. Une fois qu'elle a atteint le stade de gaule, l'épinette blanche devient moins vulnérable au gel printanier. Les extrémités en croissance dépassent les couches atmosphériques les plus froides, et la biomasse croissante des tissus aériens lui confère un certain degré de résistance.

Le gel estival qui survient dans les régions boréales cause des dommages épisodiques aux nouvelles pousses. Toutefois, il est moins problématique que le gel printanier. Après un gel d'été, l'épinette blanche naturelle de la Station d'expérimentation forestière de Valcartier, au Québec, avait perdu ses feuilles, principalement à la base de sa cime (Pomerleau et Ray, 1955).

Cependant, surtout si l'on tient compte des carences minérales connues du sol de Valcartier, il semble probable que le gel ait accéléré la sénescence des aiguilles plutôt que d'endommager les tissus, comme cela se produit avec un gel au printemps.

Le gel automnal endommage rarement l'épinette blanche, même si les pousses d'été ne sont pas plus résistantes au gel précoce de l'automne qu'au gel tardif du printemps. Les températures allant du gel à 8 °C au début de l'automne réduisent la conductance stomatique et donc, par le fait même, la photosynthèse nette. La photosynthèse nette des semis d'épinette intérieure a diminué de 73 % (Grossnickle et Major, 1994).

On a induit artificiellement chez l'épinette blanche les dommages causés par le gel sur ses aiguilles (Glerum et Farrar, 1965) et sur ses tiges (Glerum et Farrar, 1966). Les tissus des pousses et les aiguilles ont été affectés. Les cellules du mésophylle des aiguilles endommagées par le gel se sont effondrées immédiatement après leur dégivrage. Leur cytoplasme s'était coagulé (plasmolyse du gel) en raison de la déshydratation causée par la formation de glace extracellulaire (Glerum et Farrar, 1965). Les dommages causés par le gel interne étaient facilement visibles dans le tissu mésophile coupé en long, mais pas en travers.

On a maintenu dans l'obscurité pendant dix heures à une température de -2,5 °C des semis d'épinette Engelmann non endurcis. Le résultat est une réduction légère et réversible des paramètres d'échange gazeux liés à la photosynthèse nette, à la conductance stomatique et à la concentration interne en CO_2 (Delucia, 1987). Une inhibition substantielle et irréversible de la photosynthèse s'est produite chez les semis exposés à -4 °C ou à -5 °C. Bien que la conductance stomatique et la photosynthèse nette aient connu un déclin similaire, l'exposition à un gel intense a fait baisser l'efficacité de la carboxylation et le rendement quantique apparent, ce qui indique un échec des réactions d'obscurité et du transport des électrons causé par le gel. Il n'y a pas eu de différence significative dans la photosynthèse en fonction des températures de congélation dans les différentes populations d'épinettes en altitude, même si des adaptations acclimatatoires ont été observées. Les échanges gazeux des semis cultivés dans des conditions fraîches (14 °C jour/9 °C nuit) ont été moins affectés et se sont rétablis plus rapidement après avoir été exposés à un gel intense que ceux des semis qui ont été cultivés dans des conditions chaudes (24 °C jour/9 °C nuit).

Température non optimale

Tous les processus biologiques sont influencés par la température. L'activité protoplasmique ne se déroule librement que dans une plage de températures, généralement entre 0 °C et 40 °C (Thomas et coll., 1956). L'épinette blanche peut subir un stress causé par des températures trop basses ou trop élevées. La réaction d'un individu à une température donnée dépend de plusieurs facteurs, dont lasous-espèce, l'écotype, la provenance, la phénologie, le conditionnement antérieur et la durée d'exposition. Tous les processus physiologiques ne seront pas affectés au même degré.

On a constaté que la morphogenèse des bourgeons de l'épinette blanche est davantage influencée par la température que par l'intensité lumineuse, la photopériode ou le potentiel d'humidité du sol. Elle est aussi beaucoup plus rapide à 25 °C qu'à 20 °C ou 15 °C (Pollard et Logan, 1977).

Alors que la température optimale de photosynthèse des semis d'épinette blanche est d'environ 19 °C à 22 000 lux, celle favorisant la formation des aiguilles serait d'au moins 25 °C, ce qui pourrait expliquer le fait que la température optimale de croissance est généralement plus élevée que la température optimale de photosynthèse (Pollard et Logan, 1977). Selon ces mêmes chercheurs, la production de matière sèche des semis d'épinette blanche a atteint son maximum à 25 °C (Pollard et Logan, 1976).

Certains effets des températures élevées se superposent à ceux de la sécheresse en raison de la forte demande évaporative causée par ces mêmes températures. L'une des premières réactions des arbres à une hausse de température consiste en la production de protéines de choc thermique, que cette hausse soit soudaine ou graduelle (Reid et coll., 1991). Le rôle physiologique des protéines de choc thermique n'est pas clair, mais on pense qu'il est lié à une tentative de développement de la résistance au stress.

5.1.3 Précipitations

La quantité de précipitations que reçoit l'épinette blanche n'a pas d'importance si les réserves d'humidité du sol sont suffisantes et si la zone d'enracinement reste aérobie.

Précipitations acides

L'acidification des précipitations par les émissions anthropiques acidifiantes a été associée à des dommages causés à la végétation et à une réduction de la productivité des forêts. Toutefois, des épinettes blanches de deux ans qui ont été exposées à des pluies acides simulées (à des pH de 4,6, de 3,6 et de 2,6) appliquées chaque semaine pendant sept semaines n'ont pas subi, comparativement aux épinettes témoins (pH 5,6), de réduction statistiquement significative ($P = 0,05$) de leur croissance durant l'expérience (Abouguendia et Baschak, 1987). Cependant, on a observé des symptômes de blessures dans tous les traitements, le nombre de plants et le nombre d'aiguilles affectées augmentant avec l'acidité des pluies et avec le temps. Scherbatskoy et Klein (1983) n'ont pas trouvé d'effet significatif de la concentration de chlorophylle dans l'épinette blanche à des pH de 4,3 et 2,8. Par contre, Abouguendia et Baschak (1987) ont constaté une réduction significative dans l'épinette blanche à un pH de 2,6. La teneur en soufre foliaire était aussi significativement plus élevée à ce pH qu'à tous les autres.

5.1.4 Vent

Les arbres subissent l'impact mécanique du vent de plusieurs façons. Outre les impacts visibles, comme le déracinement ou les cassures, les dommages causés à la cime par le fouettement et l'exposition peuvent être considérables. En Saskatchewan, Kagis (1952) estime que plus d'un tiers du potentiel forestier d'épinettes blanches matures des peuplements mixtes a été perdu en raison du fouettement et de la suppression par le tremble. De plus, les plantations peuvent aussi être endommagées par le mouvement de rotation, soit le déplacement de la base d'une tige de plant suivi par le développement d'une dépression conique de la base vers le haut dans le sol autour et sous le collet de la racine (Sutton et Tinus, 1983). Bien qu'il soit plus répandu chez les pins que chez les épinettes, le mouvement de rotation est causé par l'effet cumulatif de l'action du vent, sans qu'il soit nécessairement violent, sur les parties aériennes d'un arbre dont l'ancrage est insuffisant. Cette situation peut être attribuable à une distorsion du système racinaire, à une culture du sol inappropriée, à une forte exposition, ou encore à une

combinaison de ces facteurs (Sutton et Tinus, 1983). Les jeunes arbres, jusqu'au stade de gaule, peuvent perdre leur stabilité et ne plus être en mesure de produire des racines adventives (Sutton, 1968). Cependant, un mouvement de rotation modéré qui produit des espaces annulaires étroits entre la base de la tige et le sol peut parfois protéger les jeunes arbres contre le soulèvement attribuable au gel (Schramm, 1958). Ce faisant, il inhibe toutefois le développement des racines adventives, qui auraient pu servir à stabiliser l'arbre et à améliorer sa nutrition.

Le degré d'exposition au vent détermine l'effet sur la croissance des arbres. L'exposition du vent peut réduire de moitié la productivité d'une forêt d'épinettes blanches (Loucks, 1966). En effet, elle peut rendre les terres stériles. Les composantes mécaniques et physiologiques de l'exposition au vent sont difficiles à séparer, mais des études de tenue au vent sur des plants de plusieurs espèces ont montré une diminution de la croissance de plants cultivés à des vitesses de vent variant de 2,2 à 27 m/sec comparativement aux plants cultivés dans un air relativement calme (Wadsworth, 1959).

Un arbre exposé au vent réagit physiologiquement en ralentissant sa croissance. Cette réaction entraîne des effets aussi néfastes que ceux causés par un plant qui aurait été manipulé brutalement (Tabbush, 1986a, b; McKay, 1994), ou même doucement (Simons, 1992). Les canaux ioniques mécanosensibles au toucher des stomates spécifiques au chlorure, au potassium ou au calcium peuvent être impliqués dans les mécanismes d'ouverture et de fermeture des stomates en réaction au toucher ou aux secousses (Simons, 1992).

En Alberta, on a relevé dans 14 stations actives de 15 à 34 ans des vitesses maximales du vent allant de 100 km/h à Fort Smith, juste au nord de la frontière nord, jusqu'à 171 km/h à Lethbridge, près de la frontière sud. Des vents de 70 km/h sont fréquents partout dans la province (Flesch et Wilson, 1993). La vitesse maximale annuelle du vent en Alberta se produit habituellement durant des tempêtes violentes ou lors de passages frontaux. Dans les deux cas, les rafales varient localement : par exemple, en 1974, à deux sites similaires distants de seulement 30 km, la rafale maximale était de 138 km/h à l'un d'eux et de 84 km/h à l'autre.

Le vent joue aussi un rôle important dans les rapports à la température. Le mouvement de l'air influence le taux de refroidissement nocturne. Dans des conditions venteuses, l'air refroidi « radiativement » près de la surface du sol ne s'accumule pas, mais il se mélange à l'air plus chaud situé au-dessus. Par conséquent, dans ces conditions, la température de la surface du sol et de la couche inférieure de l'air reste plus élevée qu'elle ne l'aurait été sans vent. Stathers (1989; figure 5.1) a clairement illustré les interactions entre la vitesse du vent, le rayonnement net et la température de surface d'un site près de Kamloops, en Colombie-Britannique.

Les caractéristiques de l'enracinement constituent un facteur déterminant de la stabilité et de la capacité générale d'un arbre à résister aux forces du vent. Plusieurs auteurs ont affirmé que l'épinette blanche avait un système racinaire peu profond, en forme de plaque (Cheyney, 1942; Westveld, 1949; Place, 1955; Forestry Branch, 1961; Mullin, 1963b). D'autres ont fait le même constat pour les épinettes en général (Toumey, 1929; Edlin, 1949). D'autres ont mis en évidence la grande variabilité de la forme du système racinaire des épinettes (Pulling, 1918; Büsgen et Münch, 1929; Laing, 1932; Bannan, 1940; Rowe, 1955; Köstler, 1956; Jeffrey, 1959;

MacLean, 1960; Wagg, 1964a, 1967; Sutton, 1968). Dans la région boréale de l'Ontario, on a observé des racines d'épinette blanche jusqu'à 1,2 m de profondeur dans les sols fertiles (Sutton, 1968). Au Labrador, l'épinette blanche a un système racinaire « assez profond » (Wilton, 1964). Au Manitoba, Stoeckeler (1938) a signalé que, à deux endroits très éloignés, l'épinette blanche s'était enracinée dans des sols calcaires à des profondeurs inférieures à 1,2 m. Dans un loam limoneux fertile bien structuré de New York, des racines vigoureuses d'épinette blanche ont atteint une profondeur de 92 cm seulement trois ans après avoir été plantées. Elles ont montré tous les signes qu'elles poursuivaient leur croissance en profondeur (Sutton, 1968).

La réputation d'enracinement superficiel de l'épinette blanche vient principalement de sa capacité à adapter ses racines aux exigences du site. Ces dernières sont incapables de pénétrer en profondeur en raison d'un ou de plusieurs obstacles édaphiques. Quand une épinette établie sur un tel site est déracinée par le vent, un grand système racinaire en forme de plaque est généralement projeté vers le haut. C'est un spectacle saisissant, caractéristique de ces conditions.

L'enracinement peu profond ne signifie pas que les arbres sont moins résistants au déracinement par le vent. Par exemple, les arbres qui poussent sur des tourbières de sphaignes, comme on en trouve dans les régions boréales, ne sont pratiquement jamais renversés par le vent. Cela s'explique sans doute par divers facteurs, dont la grande « empreinte » du système racinaire, l'interconnexion des systèmes racinaires par greffage et la stature généralement plus petite des arbres. De tels sites ne sont pas caractéristiques de l'épinette blanche, mais les principes s'appliquent plus largement et permettraient d'inclure l'épinette blanche sur de nombreux sites où le sol présente des zones d'enracinement restreintes. En effet, parmi les épinettes d'intérieur et les sapins alpins résiduels laissés après une coupe à diamètre limite en Colombie-Britannique, de graves chablis se sont produits durant les 28 années qui ont suivi (Stettler, 1958a). Toutefois, cela en dit plus sur la vulnérabilité au chablis des arbres résiduels exposés que sur la résistance au vent d'arbres d'une espèce particulière.

Quoi qu'il en soit, la résistance au vent de l'épinette blanche, que Bowman (1944) a observée au Michigan et Wilton (1964) au Labrador, a été largement utilisée dans la construction des brise-vent en Angleterre, au Danemark et en Allemagne (Nisbet, 1905; Forestry Commission, 1951; Van der Linde, 1962).

Selon Urban et coll. (1994), le taux de croissance des racines d'épinettes blanches âgées de 120 ans a augmenté de 3 à 9 ans après qu'elles aient été davantage exposées au vent. Cette observation laisse croire que ces arbres ont développé davantage de racines afin de se stabiliser. Le déracinement par le vent joue un rôle important dans le maintien de la représentation de l'épinette blanche dans les peuplements d'épinettes et de sapins de l'Est canadien. Il crée ainsi des lits de germination relativement plus favorables à l'épinette qu'au sapin (Ruel et Pineau, 2002). On observe également ce phénomène dans les forêts boréales d'épicéas du nord de la Suède, où Jonsson et Dynesius (1993) ont constaté la formation de substrats propices à la colonisation après le déracinement d'arbres. Les parcelles où le sol avait été perturbé par le déracinement présentaient une diversité et une richesse en espèces de

bryophytes significativement plus élevées que celles dont le sol était resté intact. Cette situation a duré depuis au moins 100 ans. Quatre facteurs pourraient expliquer cette grande diversité. Ce sont : (1) le déracinement permet l'ouverture d'un nouvel habitat sans concurrence, (2) les parcelles perturbées offrent une grande variété d'habitats, (3) la perturbation persiste longtemps après la création de la parcelle par érosion du monticule, et (4) la petite superficie de la parcelle favorise l'établissement de ces plantes grâce à sa proximité avec des sources potentielles de spores.

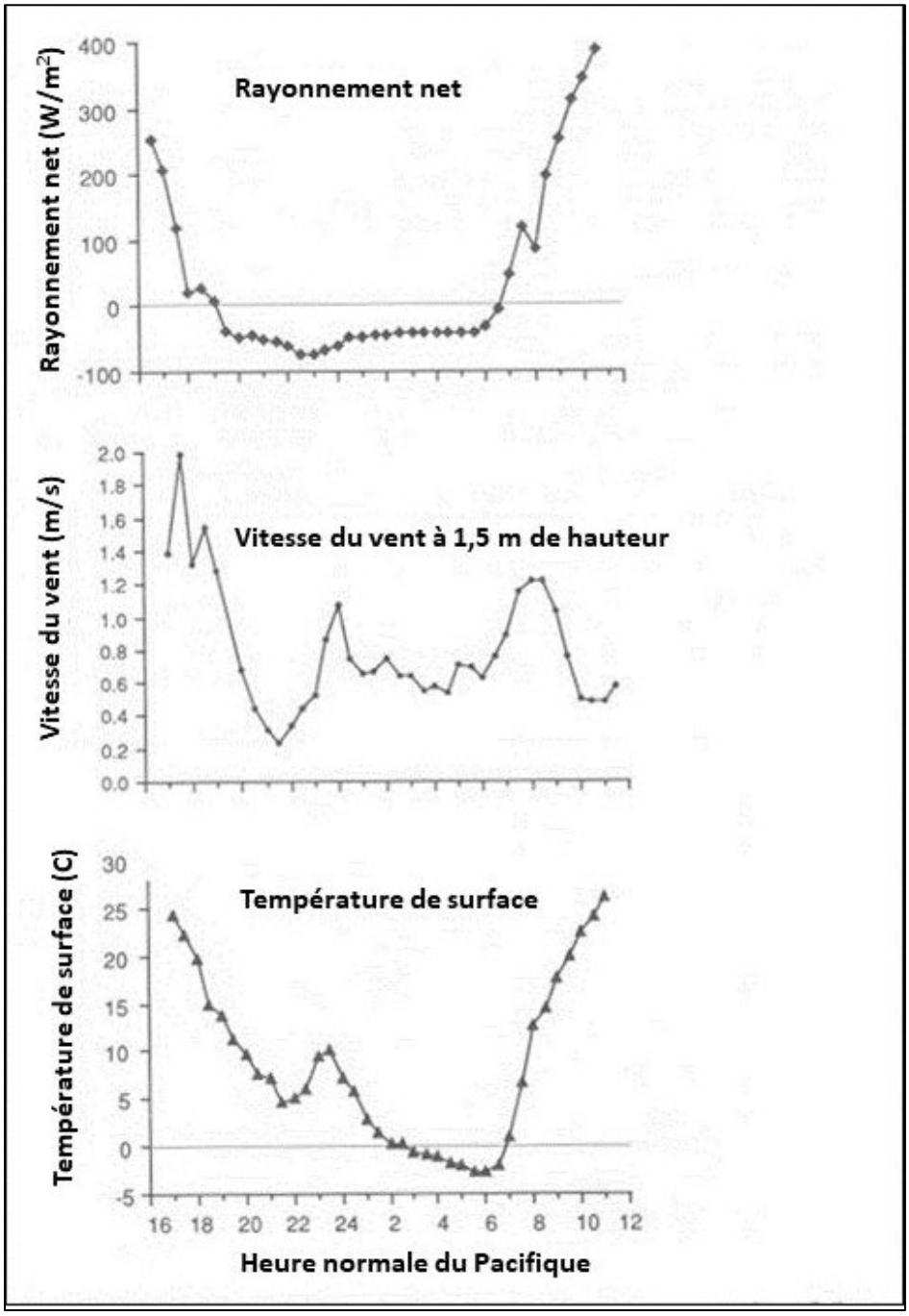


Figure 5.1. « La relation entre le rayonnement net, la vitesse du vent et la température de surface dans des conditions de gel radiatif dans une zone de coupe à blanc (sous-zone biogéoclimatique IDFb) près de Kamloops, en Colombie-Britannique. » (Stathers 1989).

5.2 INCENDIE

Le feu est l'un des facteurs les plus importants qui contribuent à façonner la composition et le développement des peuplements forestiers de la forêt boréale (Rowe, 1955). Il s'agit de la perturbation dominante du renouvellement des peuplements sur une grande partie du territoire de la forêt boréale canadienne (Amiro et coll., 2001). Dans la mesure où la foudre est une cause majeure d'incendies de forêt ou que la superficie brûlée par les feux de foudre est plus importante que celle brûlée par les incendies d'origine humaine, il est possible d'inclure l'effet du feu dans les contraintes météorologiques. L'historique des feux qui caractérisent un écosystème constitue son *régime de feu*, qui se compose de trois éléments : (1) le type et l'intensité du feu (p. ex., feu de cime, feu de surface grave et feu de surface léger), (2) la taille d'un feu typique et (3) la fréquence ou les intervalles de retour sur des unités terrestres précises (Heinselman, 1981). La durée moyenne d'un régime de feu capable de brûler une surface équivalente à la surface totale d'un écosystème correspond à sa *« rotation de feu »* (Heinselman, 1973) ou à son « cycle de feu » (Van Wagner, 1978). Cependant, comme l'a noté Heinselman (1981), chaque site physiographique tend à avoir son propre intervalle de retour. De ce fait, certaines zones ne brûlent pas pendant de longues périodes, tandis que d'autres peuvent brûler deux fois ou plus au cours d'un cycle de feu.

Les régimes dominants de feu dans les forêts boréales sont le feu de cime de haute intensité et le feu de surface grave sur une très grande superficie, souvent supérieure à 10 000 ha, et parfois même à 400 000 ha (Heinselman, 1981). Ces incendies anéantissent des peuplements entiers. Le cycle du feu dans les régions sèches de l'Ouest canadien et de l'Alaska est d'environ 50 à 100 ans, soit un intervalle plus court que dans les climats plus humides de l'Est canadien, où il peut atteindre 200 ans ou plus. Les cycles de feu sont aussi souvent longs près de la limite des arbres dans les forêts subarctiques d'épinettes et de lichens. Les plus longs, peut-être de 300 ans, se produisent probablement dans la forêt boréale occidentale, dans les plaines inondables où pousse l'épinette blanche (Heinselman, 1981).

Amiro et coll. (2001) ont estimé le cycle moyen de feu en forêt boréale canadienne (y compris la taïga) à 126 ans entre 1980 et 1999. On prévoit une hausse de l'activité des incendies dans l'Ouest canadien. Cependant, certaines régions de l'Est canadien pourraient connaître moins d'incendies, en raison de l'augmentation des précipitations attribuable à un climat plus chaud (Flannigan et coll., 1998).

La forêt boréale mature du sud du pays présente une configuration typique. Le sapin baumier domine les sites bien drainés de l'Est canadien. En revanche, l'épinette blanche, l'épinette noire et le mélèze laricin dominent les forêts des tourbières, tandis que le pin gris est généralement présent sur les sites secs, à l'exception de l'extrême est, où il est absent (Rowe et Scotter, 1973). Les effets des incendies sont inextricablement liés à la structure de la végétation dans le paysage qui, à l'est, favorise l'épinette noire, le bouleau à papier et le pin gris par rapport au sapin baumier et qui, à l'ouest, donne l'avantage au tremble, au pin gris, à l'épinette noire et au bouleau par rapport à l'épinette blanche. De nombreux chercheurs ont signalé l'omniprésence de charbon de bois sous la couverture morte et dans le profil supérieur du sol, La Roi (1967). La découverte de charbon de bois dans les sols a permis à Bryson et coll. (1965) d'en savoir plus

sur l'histoire des forêts d'une région située à 280 km au nord de la limite actuelle des arbres, à Ennadai Lake, dans le district de Keewatin, dans les Territoires du Nord-Ouest.

Deux sources de preuves appuient la thèse selon laquelle le feu a toujours été un élément intrinsèque de la forêt boréale : (1) les témoignages directs et les statistiques sur les incendies de forêt, et (2) les preuves indirectes et circonstancielles fondées sur les effets du feu, ainsi que sur des indicateurs constants (Rowe et Scotter, 1973). La mosaïque de peuplements forestiers de la forêt boréale, dont les limites marquées et irrégulières circonscrivent généralement des peuplements homogènes, constitue un témoignage indirect, mais convaincant, du rôle du feu dans le façonnement de la forêt. La plupart des peuplements forestiers boréaux ont moins de 100 ans. Ce n'est que dans les quelques zones qui ont été épargnées par les incendies qu'on trouve des peuplements d'épinettes blanches âgées de plus de 250 ans (Rowe et Scotter, 1973). La présence de caractéristiques morphologiques et reproductives adaptées au feu chez de nombreuses espèces végétales boréales constitue une autre preuve de leur association étroite et ancienne avec le feu. Sept des dix espèces d'arbres les plus courantes dans la forêt boréale, soit le pin gris, le pin tordu, le peuplier faux-tremble, le peuplier baumier (*Populus balsamifera* L.), le bouleau à papier, le mélèze laricin et l'épinette noire, peuvent être considérées comme des espèces pionnières. Elles s'adaptent bien aux zones ouvertes qui se développent rapidement. L'épinette blanche montre aussi des capacités pionnières, mais elle a moins de capacité de disperser ses graines en toute saison, comparativement à l'épinette noire et aux pins. Seuls le sapin baumier et le sapin subalpin ne semblent pas adaptés à la reproduction après un incendie, car leurs cônes se désagrègent à maturité, ne laissant aucune semence sur les cimes.

Une évaluation de certaines des caractéristiques autécologiques des principales espèces de conifères influençant la capacité de régénération après un incendie a été présentée par Rowe et Scotter (1973) (tableau 5.1). Des chiffres élevés indiquent des caractéristiques favorables à la régénération. Dans les types forestiers d'épinettes blanches, d'épinettes noires et de sapins baumiers, les incendies de surface sont moins fréquents que dans les types forestiers de pins gris et de pins tordus. Cependant, quand le temps est propice au développement d'un incendie de cime, le risque d'incendie pour les types forestiers d'épinettes et de sapins est probablement semblable à celui des types forestiers de pins (Rowe et Scotter, 1973).

Le feu peut être une bénédiction ou un fiasco pour l'épinette blanche, selon plusieurs facteurs. Le plus important d'entre eux est le moment auquel il se produit. Un incendie qui brûle la majeure partie ou toute la matière organique accumulée sur la couche morte, mais qui épargne les cônes des cimes, favorise la régénération. En août 1970, par exemple, l'incendie de Bear Creek, près de McGrath, en Alaska, a détruit la majeure partie du couvert forestier mort et tué tous les arbres debout, mais n'a pas atteint leur sommet. La dispersion naturelle des graines a quand même eu lieu, ce qui a permis la production, l'année suivante, de 30 000 plants d'épinette blanche par hectare avec une fréquence de 100 % (Hanson, 1979). Rowe (1952) a constaté que, sur certains lits de germination gravement brûlés, la germination des semences d'épinettes blanches a continué jusqu'à la fin de l'été.

Tableau 5.1. Classement des espèces boréales de conifères en fonction des caractéristiques favorisant la régénération après un incendie (d'après Rowe et Scotter, 1973).

	pin	épinette noire	mélèze	épinette blanche	sapin baumier
Rétention des semences sur l'arbre	10	6	2	3	1
Précocité de la production de semences	5	4	2	3	1
Mobilité des semences (taille relative)	2	5	5	3	1
Résistance au gel des semis	5	3	4	2	1
Appétence des animaux pour les semences	3	5	2	4	1
Taux de croissance des semis	5	2	4	3	1
Réaction des semis à une exposition totale au risque	4	3	5	2	1
Total	34	28	24	20	7

L'effet d'un incendie qui se produit avant la maturation des semences de l'année dépend de l'état des cimes après feu, en particulier de leur capacité à continuer à soutenir les semences en développement. L'incendie de Rosie Creek en Alaska s'est produit juste après la fin de la floraison de l'épinette blanche, mais avant la fécondation. Zasada (1985) avait observé que des épinettes blanches ayant subi la proximité des flammes étaient mortes en raison de la chaleur, mais n'avaient pas brûlé. Les petits cônes qui restaient sur les cimes dépérissantes n'avaient pas pu se développer davantage. Dans une partie adjacente du peuplement, où une grande partie de la couverture morte avait été consumée, les arbres sont morts en deux ans, même si leur cime avait été à peine touchée. Leurs cônes renfermaient des semences aussi viables que celles d'un peuplement adjacent non brûlé. La maturation des semences s'est poursuivie jusqu'à son terme, malgré les dommages mortels qu'avaient subis les arbres parents.

La fréquence, la gravité et la saison des incendies influent sur le développement végétal futur. Les peuplements brûlés au printemps ou en été peuvent ne pas se régénérer en épinette blanche, car leur source de graines aura été détruite. Les peuplements qui ont brûlé plus tard en saison, au moment de la maturation des cônes, ou après, peuvent se régénérer rapidement et complètement. Malheureusement, les incendies surviennent plus souvent avant la maturation des cônes. Par exemple, sur une période de deux décennies en Saskatchewan, 87 % de tous les incendies se sont produits entre avril et août, avant la dispersion des semences (Rowe, 1955).

Dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick, l'épinette blanche était, en 1950, une composante secondaire par rapport au sapin baumier dans l'étage dominant d'un peuplement qui avait pris naissance après un grave incendie en 1888 (Vincent, 1952). Dans l'abondante croissance préliminaire des gaules (tiges de moins de 0,5 pouce au dhp), le sapin baumier était plus nombreux que l'épinette blanche, soit 142 individus contre 1.

Une longue citation de Rowe et Scotter (1973) mérite d'être incluse :

> Les comparaisons de l'intensité d'un feu se font aisément par le recours au taux de production d'énergie par unité de longueur du front du feu (Byram, 1959). Si on considère un rendement thermique moyen de 6 000 BTU par livre de combustible forestier, on obtient des attentes minimales en matière de libération d'énergie dans un peuplement typique de forêt boréale à faible vitesse de vent. Ces attentes sont de 20 BTU/sec-pi pour les feux de surface et de 6 000 BTU/sec-pi pour les feux de cime[5].
>
> Kiil et Grigel (1969) mentionnent l'incendie au Petit lac des Esclaves, survenu au printemps 1968 en Alberta, un cas extrême, mais peut-être typique, d'incendies ayant entraîné de profonds changements dans le paysage boréal. En effet, les feux de cime se produisaient souvent l'après-midi dans les peuplements purs d'épinettes noires et de pins, alors que ce phénomène était plus rare dans les peuplements de feuillus et les peuplements mixtes d'épinettes et de peupliers. Cependant, le 23 mai, durant une période de 10 heures caractérisée par des vents forts et une faible humidité, le feu a progressé à une vitesse moyenne de 4 mph sur un front de 10 à 15 miles, couvrant tous les types de forêts et brûlant 150 000 acres. Les chiffres suivants montrent pourquoi les difficultés de maîtrise du feu augmentent avec l'augmentation de la composante conifère. Les intensités sont passées de 14 760 BTU/sec-pi dans la forêt de feuillus, à 22 680 BTU/sec-pi dans les peuplements mixtes d'épinettes et de trembles, jusqu'à 39 600 BTU/sec-pi dans les épinettes et les pins. Une libération d'énergie équivalente à celle d'une bombe mégatonne survient chaque 1,5 heure. La force du vent au front de l'incendie ou derrière celui-ci a déraciné des arbres et, par endroits, cassé de grandes épinettes blanches et des peupliers (de 15 à 20 pouces de diamètre) à 10 à 15 pieds au-dessus du sol. Dans plusieurs zones, les incendies ont fait des « courses » de plusieurs milliers de pieds, sans relation particulière avec la topographie. Ailleurs, des zones de tourbillon de feu ont été observées « où des milliers d'arbres ont été… dispersés dans un motif circulaire jusqu'à plusieurs centaines de pieds de diamètre » (Kiil et Grigel, 1969). Malgré le caractère destructeur de ce feu de surface, l'horizon organique n'a pas été consumé. Il était encore gelé et humide sous la surface, une condition commune qui améliore l'apparente destructivité des feux printaniers. De nombreuses plantes à hauteur de la couverture morte ont survécu et les auteurs ont indiqué qu'un mois après l'incendie, le sol était à nouveau vert. (Rowe et Scotter, 1973).

D'autres auteurs ont noté l'absence d'effet d'un feu « violent » sur les couches organiques sous-jacentes, notamment Tucker et Jarvis (1967). Même concentré dans des tas de rémanents, le brûlage dirigé dans un type de couvert d'épinette blanche et de peuplier faux-tremble a laissé les horizons F et H non consumés.

Alors que les grands incendies font l'objet d'une grande attention, la majorité des incendies n'atteignent pas une certaine envergure. Ils prennent naissance à un seul endroit et s'éteignent rapidement. Le réchauffement de la planète depuis la fin du Petit Âge glaciaire (~1850) pourrait avoir entraîné des conditions moins favorables aux grands feux de forêt dans la partie orientale

[5] D.E. Williams, Service canadien des forêts, correspondance personnelle. 1 BTU'sec-pi = 0,826 kcal/sec-m

de la forêt boréale nord-américaine (Bergeron et coll., 2001). Dans l'ensemble du Canada, pendant les sept années entre 1961 et 1967, 85 % de tous les incendies étaient inférieurs à 4 ha (Rowe et Scotter, 1973). Toutefois, sur une longue période, la plus grande superficie est généralement brûlée par un petit nombre d'incendies intenses et rapides, plutôt que par plusieurs incendies de petite taille. Néanmoins, il existe des îlots de forêts qui échappent généralement aux grandes conflagrations, soit en raison de turbulences capricieuses, de l'influence topographique ou de la disposition des zones humides et des plans d'eau.

En fonction du régime de feu, un territoire forestier peut présenter une mosaïque d'îlots de vieux peuplements sur pied entourés de peuplements qui ont brûlé, ou à l'opposé, présenter une mosaïque de petits îlots brûlés entourés d'une matrice de peuplements sur pied. En Alaska intérieur, Quirk et Sykes (1971) ont trouvé des « cordons » d'épinettes blanches qui n'avaient jamais brûlé en 200 ans, entourés d'un massif de peuplements qui avait brûlé tous les 40 à 60 ans. Quirk et Sykes (1971) ont conclu que ce sont les conditions du site qui ont influencé la composition de cette mosaïque. Les épinettes blanches se sont installées sur des sites humides, tandis que, sur les sites plus secs, des peuplements composés de bouleaux et d'épinettes, constamment rajeunis par le feu, se sont développés, privant ainsi le territoire de vieux peuplements.

Les peuplements purs d'épinettes blanches constituent les forêts les plus anciennes de la région boréale du nord-ouest, dont certaines ont plus de 300 ans; on les trouve dans les plaines inondables humides (Rowe, 1970). Là, la fréquence des incendies est bien moindre que sur les hautes terres adjacentes dominées par le pin, l'épinette noire et le tremble. En revanche, dans la région de la Cordillère, les incendies sont plus fréquents dans les profondeurs des vallées et diminuent avec l'élévation du versant. Une mosaïque de jeunes peuplements pionniers de pins et de feuillus est visible en bas du versant, alors qu'en hauteur, on trouve plutôt des épinettes blanches et des sapins plus âgés. Sans le feu, la forêt boréale deviendrait de plus en plus uniforme. L'épinette blanche, qui vit longtemps, remplacerait progressivement le pin, le tremble, le peuplier baumier, le bouleau et peut-être même l'épinette noire, à l'exception des tourbières (Raup et Denny, 1950).

5.3 CONTRAINTES ÉDAPHIQUES

Les contraintes édaphiques se produisent lorsque la croissance des racines, l'absorption des éléments nutritifs ou de l'humidité, ou encore la stabilité du système racinaire empêchent le fonctionnement physiologique optimal d'une plante sur le terrain. La texture du sol, son volume, son humidité et les éléments nutritifs qu'il contient contribuent tous à exercer une contrainte qui peut varier de létale à inoffensive.

5.3.1 Température du sol

Dans l'intention de clarifier les effets de la température du sol sur les espèces subalpines et boréales, tant en laboratoire qu'en milieu naturel, McKinnon et coll. (2002) ont publié une bibliographie sur le sujet. On considère généralement qu'une faible température du sol limite la croissance des arbres dans les forêts subalpines et boréales. Cependant, comme McKinnon et coll. (2002) l'ont souligné, même si certaines études montrent que la température du sol peut avoir des effets considérables sur l'accroissement, ce dernier n'est pas toujours lié à une

augmentation de la température du sol ou à la préparation du site. McKinnon et coll. ont avancé l'idée que la préparation du site n'élevait pas toujours suffisamment la température du sol ou pendant une durée suffisante pour que les arbres y réagissent positivement. En outre, les réactions des arbres à la température du sol, qui sont observées en laboratoire, ne se concrétisent pas toujours sur le terrain, même dans des environnements généralement favorables. Cela s'explique par les effets d'acclimatation, mais aussi par d'autres facteurs, comme des déficits élevés en pression de vapeur (qui limitent la photosynthèse).

5.3.2 Faible température du sol

Le bilan de rayonnement à la surface du sol, le flux thermique du sol et le flux hydrique du sol influencent la température du sol (Sutton, 1991). La réflectance à la surface du sol détermine la part du rayonnement incident qui se transforme en chaleur. Elle dépend de plusieurs facteurs, notamment l'humidité, la teneur en matière organique, la taille des particules, l'abondance d'oxydes de fer et de sels solubles, la composition minérale et d'autres facteurs, comme la capacité d'échange cationique (Baumgardner et coll., 1985).

Les températures du sol influencent les caractéristiques anatomiques et morphologiques des systèmes racinaires (Taylor, 1983). En effet, tous les processus physiques, chimiques et biologiques dans le sol et les racines sont affectés, entre autres parce que l'eau et le protoplasme deviennent plus visqueux à basse température. De plus, la solubilité de l'oxygène et du dioxyde de carbone dans l'eau augmente à basse température. Bien que la tendance conséquente à la diminution du pH puisse affecter la croissance des racines, cette dernière est minimale à basse température.

En général, les climats qui permettent à l'épinette blanche de survivre et de croître sont suffisamment doux pour générer les températures du sol adéquates aux besoins de ses racines. On a même trouvé de l'épinette blanche sur des sites de pergélisol (Gill, 1975). Hustich (1966) a remarqué qu'elle était « quelque peu tolérante » au pergélisol qui se forme à environ 1 mètre sous terre. Dans les régions nord-ouest de l'aire de distribution, les sols à texture fine de la toundra forestière sont souvent perturbés par le gel (cryoturbation); sur le sol bosselé produit par la formation de lentilles de glace, les arbres sont susceptibles de se renverser (Hausenbuiller, 1985; Timoney et coll., 1992).

Day et coll. (1989, 1990) ont étudié l'effet du sol froid sur le flux de sève circulant dans les vaisseaux d'épinettes d'Engelmann, les échanges gazeux de leurs pousses et leur potentiel hydrique pendant la période de fonte des neiges dans les Medicine Bow Mountains du Wyoming. Les pousses des jeunes arbres (1,5 à 1,8 m de hauteur) établis sur un sol froid (< 3,5 °C) avec une couche de neige ont montré un taux net de photosynthèse plus élevé que les pousses des arbres établis sur un sol chaud, et ce, jusqu'à environ 15 heures. Même après que la neige eut disparu, les pousses d'épinettes établies sur le sol froid ont maintenu un taux élevé de photosynthèse, ce qui ne pouvait être expliqué complètement par l'irradiation plus forte sur la neige très réfléchissante, bien que la lumière réfléchie ait entraîné une augmentation de 10 à 20 % de photosynthèse. Le taux de photosynthèse est resté élevé pendant cinq jours. La forte disponibilité des éléments nutritifs, combinée à la fonte des neiges, a pu améliorer le statut nutritif des pousses, ce qui aurait entraîné une hausse du taux

d'échange gazeux durant la fonte. De plus, la conductance des pousses à la vapeur d'eau était plus élevée dans les arbres dont le sol restait froid jusqu'à midi. Par la suite, la diminution de la conductance a entraîné une baisse des concentrations intercellulaires en CO_2. La diminution de la photosynthèse nette des arbres en sols froids à 15 h est restée parallèle à l'augmentation des concentrations intercellulaires de CO_2, ce qui indiquait que la photosynthèse n'était pas limitée par l'activité stomatique. Le fait que ce schéma se soit maintenu pendant l'après-midi, après une photosynthèse plus élevée le matin et en milieu de journée, a laissé croire à l'action inhibitrice des glucides sur la photosynthèse. Autant dans le cas des arbres établis en sol froid ou chaud, le flux de sève journalier total s'est révélé similaire, mais avec des caractéristiques différentes. La montée matinale et le ralentissement nocturne de la sève ont débuté 1 à 2 heures plus tôt chez les arbres plantés dans un sol froid. De plus, le débit de sève nocturne était moins important chez ces derniers, ce qui pourrait expliquer le potentiel hydrique plus faible des pousses avant l'aube. La résistance plus élevée des racines à l'absorption d'eau en sol froid semble avoir été éclipsée par le flux de transpiration, car il n'y a pas eu de déficit hydrique significatif chez les pousses. De jeunes épinettes de 4 m qui dépassaient une couche de neige de 2 mètres ont pu profiter de la température clémente du sol (Day et coll., 1989).

La relative insensibilité des épinettes aux basses températures du sol, qui contraste avec la forte sensibilité de la croissance du peuplier faux-tremble et du peuplier baumier en fonction de la température du sol (fortes relations positives allant de 5 °C à 25 °C), influence de manière différente la compétitivité relative entre ces feuillus et ces conifères le long des gradients environnementaux (Green, 2004).

Même en présence de pergélisol, l'épinette blanche peut pousser. Cependant, les relations entre l'arbre et le sol peuvent changer radicalement avec tout changement du tapis végétal découlant de la succession forestière. Plus la succession avance, la couverture morte augmente en épaisseur et en quantité de matière organique. À la fin de la succession, la mousse apporte une couche supplémentaire de matière organique à faible conductivité thermique. De mai à septembre, on observe une augmentation progressive de l'épaisseur de la couverture morte, qui est associée à une baisse de la température du sol. Van Cleve et coll. (1980) ont suivi l'évolution de la température du sol à 10 cm de profondeur selon une large gamme de types de végétation mature établis sur des sites de hautes et de basses terres. Ils ont additionné les températures supérieures à 0 °C et ils ont constaté qu'avec chaque centimètre d'épaisseur de couverture morte, la somme des températures diminuait approximativement de 17 °C.

Bien que les jeunes racines non lignifiées des conifères aient montré peu de résistance au froid (Mityga et Lanphear, 1971), moins de 50 % du système racinaire « secondaire mature » de l'épinette blanche ont été endommagés par un refroidissement à -23,3 °C (Havis, 1976). Par ailleurs, les études d'Orlov (1957, 1960) sur l'épinette de Norvège dans la forêt de taïga *Picea-Vaccinium* ont montré que les petites racines terminales peuvent survivre plusieurs années.

Chez les arbres en général, les températures optimales de croissance racinaire se situent entre 10 °C et 25 °C (Lyr et Hoffmann, 1967). Dans le cas de l'épinette blanche, elles se situent plutôt entre 19 °C et 21 °C (Chalupa et Fraser, 1968; Heninger et White, 1974; Ritchie et Dunlap, 1980; Binder et coll., 1987). Les semis d'épinette blanche de deux semaines, cultivés pendant

6 semaines dans des sols à des températures variant entre 15 °C, 19 °C, 23 °C, 27 °C et 31 °C, ont produit les meilleurs résultats (hauteur des pousses, diamètre de la tige, poids sec des pousses, pénétration des racines, volume des racines, poids sec des racines et poids sec total) à 19 °C.

Les racines des semis cultivés en récipient sont probablement plus vulnérables aux dommages causés par les basses températures que celles-ci ne le sont après leur plantation au champ. Les dommages causés aux racines par le gel sont fréquents dans la production de semis en récipient (Lindström et Mattsson, 1989). Au cours d'une expérience menée en pépinière à Québec, Coursolle et coll. (2000) ont exposé à différentes basses températures le système racinaire de semis d'épinette blanche, d'épinette noire et de pin gris âgés de deux ans, cultivés en récipient. Un test préliminaire a indiqué que les températures appliquées induiraient des dommages variant entre 0 % (témoin) et 100 %, en passant par 20, 40, 60, 80 %. Pour l'épinette blanche, les températures ont été les suivantes : 10 °C, 16 °C, 22 °C, 30 °C et 36 °C. Les chercheurs ont évalué les dommages au système racinaire à l'aide des mesures suivantes : (1) la fuite d'électrolytes (conductivité relative et fuite totale des tissus après autoclave); (2) la perte d'eau après sa mise sous pression; (3) la fluorescence chlorophyllienne (Fv/Fm, efficacité photochimique maximale du PSII) mesurée 4, 21 et 30 jours après le début de la repousse des semis; (4) la masse sèche des racines vivantes mesurée 21 jours après le gel induit et 60 jours après le début de la repousse. La survie et la croissance des semis après l'induction du gel ont été évaluées au moyen de quatre méthodes : 1) la masse sèche des racines vivantes, mesurée 60 jours après la reprise; 2) la longueur des nouvelles pousses; 3) le diamètre des tiges; 4) la masse sèche des racines et des pousses. Le nombre de corrélations significatives variait selon les espèces. Les mesures de fuite des tissus morts se sont révélées la méthode d'évaluation la plus prometteuse pour déterminer les dommages causés au système racinaire bien développé des semis de deux ans de ces espèces. Le gel n'a pas causé de dommages majeurs aux semis d'épinette blanche et d'épinette noire. Toutefois, on observe chez les trois espèces un gradient croissant de dommages aux racines. Les racines des arbres ont besoin d'une température minimale variant entre 0,1 °C et 7 °C pour se développer. La croissance des racines de l'épinette blanche a même été observée à des températures aussi basses que 1 °C (Day, 1985). Cependant, Coates et coll. (1994) ont supposé que, lorsque la température du sol est inférieure à 7 °C ou 8 °C, les racines de l'épinette d'intérieur ne peuvent pas se développer suffisamment pour assurer l'établissement des plants sur le terrain.

La photosynthèse est affectée par une température basse du sol. C'est le cas, entre autres, pour l'épinette de Sitka (*Picea sitchensis* [Bong.] Carrière), du moins, Turner et Jarvis (1975) ont constaté que la photosynthèse avait été affectée négativement après que les racines avaient été refroidies en dessous de 1 °C. Une étude menée sur le terrain à proximité de Prince George, en Colombie-Britannique, a révélé qu'il y avait une bonne corrélation entre le nombre de nouvelles racines produites par les arbres après leur plantation dans différents sites et le nombre cumulatif de degrés-jour au-dessus de 5 °C (Binder et coll., 1987).

Une température basse dans la zone racinaire semble affecter la production ou l'exportation d'une substance favorisant la croissance, du moins chez certaines plantes ligneuses (Reid et

coll., 1991). Le moment du débourrement des bourgeons végétatifs du douglas de Menzies (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco), dont les besoins en froid ont été satisfaits, a été retardé de deux semaines chez les plants dont la température de la zone racinaire était de 5 °C par rapport à ceux dont la température de la zone racinaire était de 20 °C. Les deux ensembles de plants avaient une température de l'air constante de 20 °C (Lavender et coll. 1973). L'application foliaire d'acide gibbérellique a fait disparaître la différence dans le temps de débourrement. Ces effets sont cohérents avec une réduction soit de la synthèse, soit de l'exportation des substances de type gibbérelline qui refroidissent les racines jusqu'aux pousses.

Des changements de circulation de l'eau dans des semis d'épinette blanche et d'épinette noire non inondés ont été observés dans les deux traitements de température du sol (10 °C ou 20 °C) au cours d'une expérience de 42 jours. Cependant, bien que les traitements de température du sol aient eu peu d'effet sur la résistance totale cumulée du flux hydrique du sol entre les semis d'épinette noire et l'atmosphère, les semis d'épinette blanche ont montré de grandes différences durant les 3 semaines, ce qui montre une plus grande sensibilité de l'épinette blanche à la température du sol (Grossnickle, 1987). Le flux d'eau qui circule dans le continuum sol-plante-air et le potentiel hydrique (ç) du sol et du xylème sont liés par une fonction analogue à la loi d'Ohm. On a

çx = çs - RSPAC (DFT),

où DFT est la densité du flux transpiratoire, çx est le potentiel de pression du xylème, çs est le potentiel hydrique du sol et RSPAC est la résistance totale cumulée du flux hydrique du sol circulant vers l'atmosphère (Hinckley et coll., 1978).

Chez de nombreuses espèces de conifères, la résistance des racines à l'absorption d'eau augmente avec la diminution de la température jusqu'à une valeur seuil de 2 °C à 10 °C, probablement de 7 °C à 8 °C chez l'épinette blanche (Coates et coll., 1994). Orlov (1957) a observé que les racines d'épinettes de Norvège dans la taïga russe reprenaient leur croissance au printemps et cessaient de croître à l'automne, lorsque les températures diurnes du milieu entourant les racines atteignaient 6 °C à 8 °C. Une température du sol basse entraîne une diminution de la croissance des racines et de la conductance de l'eau, une augmentation du stress hydrique, ainsi qu'une diminution de la conductance des feuilles et de la photosynthèse chez l'épinette blanche et l'épinette d'Engelmann.

5.3.3 Température élevée du sol

Pendant la saison de croissance, les températures élevées à la surface du sol sont courantes sur les sites de plantation boréaux. Depuis longtemps, elles sont directement impliquées dans la mortalité des semis de conifères et l'échec des plantations (USDA Forest Service, 1937). Les semis d'arbres cultivés en récipient dans des conditions de serre standard sont particulièrement susceptibles d'être endommagés par des températures élevées lorsqu'ils sont en pleine croissance (Koppenaal et Colombo, 1988).

5.3.4 Fertilité du sol

[consulter les sections 2.3 et 2.3.1 (GLC-X-32F)]

La couche superficielle du sol semble être d'une importance primordiale pour l'épinette et le sapin, tandis que le tremble est davantage soumis à l'influence de la profondeur du sol (MacLean, 1960). L'épinette blanche pousse dans des sols qui se sont formés à partir de dépôts glaciaires, fluviaux, lacustres, marins ou alluviaux, recouvrant des roches calcaires, granitiques ou gneissiques du Précambrien et du Dévonien, ainsi que des sédiments, des schistes et des ardoises du Silurien (Halliday, 1937). On y observe une très grande variété de textures, allant des argiles (Wilde et coll., 2012) 1949, 1954; Nienstaedt, 1957; Rowe, 1959) aux sables de hauts de plage aux sables à texture grossière (cf. section forestière L 4d de Rowe [1972]). L'épinette blanche se trouve aussi, mais de manière inhabituelle, sur certains sols organiques, p. ex., dans le centre du territoire du Yukon, où elle s'associe souvent à l'épinette noire sur des terrains plats dont la texture du sol minéral sous-jacent ou le pergélisol maintiennent une nappe phréatique élevée. Sur de tels terrains, la distinction écologique entre les deux espèces d'épinettes est quelque peu brouillée (Rowe, 1972).

Les sols typiques qui supportent l'épinette blanche dans son aire de répartition sont les suivants : les sols gris (gleysol), les sols bruns (brunisol), les podzols et les régosols (Nienstaedt, 1957). Dans la région des sols podzoliques du Wisconsin, Wilde et coll. (1949) ont observé l'épinette blanche sur des podzols sableux, loameux, gleyifiés, limoneux, sur des argiles fortement podzolisées, des podzols gleyifiés argileux, des sols mal drainés et des sols organiques. Les conditions du sol ont grandement influencé la croissance des semis d'épinette blanche âgés de 5 ans. La croissance dans un loam sableux était significativement (P = 0,05) supérieure à celle sur un sol argileux limoneux (Perala, 1987). L'épinette blanche est décrite comme étant « certainement une calcophyte »; sa répartition correspond en effet à la présence de calcaire (Anon., nov. 1951).

Le ministère des Ressources naturelles de l'Ontario a planté des arbres sur un terrain forestier productif situé à Limestone Lake, près de Nipigon, dans le nord-ouest de la province. L'objectif était de régénérer une forêt près de l'usine de pâtes et papiers Domtar à Red Rock. Entre 1960 et 1975, environ 16 millions de semis d'épinette blanche, d'épinette noire et de pin gris ont été plantés. Une chlorose grave s'est développée en 1977 chez les épinettes blanches qui avaient été plantées 10 ans plus tôt sur des loams sableux et des loams argileux. La présence d'affleurements rocheux calcaires a été notée. Le pH de l'horizon C du sol était évalué à 7,5 et 7,8 dans l'horizon Ck riche en carbonates (Whitney et Timmer, 1983). La chlorose, généralisée en 1977 et au début de 1978, avait diminué considérablement à la fin de 1978, mais elle avait légèrement augmenté à nouveau en 1979. Plusieurs facteurs ont affecté la santé des arbres. On note entre autres une attaque anormalement forte d'*Armillaria mellea*, une difformité des racines ainsi que des dommages causés par le gel en 1977 et 1978. Toutefois, le seul facteur systématiquement associé à la chlorose grave de 1977 est la forte mortalité des racines nourricières. En effet, 83 % d'entre elles étaient mortes ou en souffrance sur les arbres chlorotiques en 1978. En 1975 et 1976, le mois de mai avait été exceptionnellement sec. Les précipitations avaient alors atteint seulement 17 et 13 % de la normale. Cela a causé du stress et de la mortalité chez les racines nourricières, ce qui a entraîné une réduction de la capacité

d'absorption de l'azote, en particulier. Les arbres très chlorosés présentaient alors des concentrations d'azote foliaire inférieures à 1 %.

Cependant, dans les plantations de Grand-Mère au Québec, Paine (1960) n'a trouvé aucune corrélation entre le pH du sol et le volume d'épinette blanche ni avec son dépérissement. Les valeurs du pH des échantillons de sol des parcelles expérimentales variaient de 4,3 à 4,9, avec une moyenne de 4,6. Dans les endroits où l'épinette blanche poussait peu, la capacité d'échange cationique de l'horizon A était en moyenne inférieure à 2 me/100 g (voir la note sur la capacité d'échange de cations à 4,6 Nutrition). Paine (1960) avait cependant observé que des carences en éléments nutritifs et des conditions météorologiques défavorables avaient entraîné des pertes de croissance et de la mortalité chez des épinettes blanches immatures dans des plantations de Grand-Mère établies sur des sols sablonneux. Chez les arbres affectés, on pouvait observer les caractéristiques suivantes : mauvais développement des aiguilles, mauvaise rétention, chlorose, croissance anormalement faible en volume ou rabougrissement et mortalité.

La gamme de sites convenant à l'épinette blanche se rétrécit en raison de la rigueur du climat. Entre les rives sud-ouest de la baie d'Hudson et les régions nord-est de la Saskatchewan, l'épinette blanche est confinée à des sites très localisés, caractérisés par un bon drainage et un sol relativement fertile (Ritchie, 1956). Au Labrador, sa distribution semble être déterminée presque exclusivement par la nature du sol (Sargent, 1898). Au Minnesota, comme ailleurs, c'est le sol qui est déterminant (Kenety, 1917).

L'épinette blanche prospère particulièrement bien dans certains habitats, notamment les berges de cours d'eau, les rives de lacs et les bordures de marécages sur des alluvions humides (Sargent, 1898; Kenety, 1917; Rowe, 1972). Le meilleur développement se produit sur les sols alluviaux (Seeley, cité par Nienstaedt, 1957), sur les loams sableux humides (Harlow et Harrar, 1950) et sur les limons calcaires, comme dans le district de Thunder Bay, en Ontario. On a aussi observé une croissance exceptionnellement bonne de l'épinette blanche sur des loams et des argiles mélanisés (humifères) dans le district d'Algoma, en Ontario (Wilde et coll., 1954). Les sols humifères présentent une litière clairsemée et un horizon minéral foncé, riche en matière organique. En général, l'épinette blanche tolère les sites secs fertiles et aucun site fertile n'est trop humide, sauf si l'eau du sol stagne.

5.3.5 pH du sol

Le pouvoir tampon de l'acidité correspond aux microéquivalents de H+ nécessaires pour produire un changement de 5 microéquivalents dans la concentration de H+. Pylypec et Redmann (1984) ont mesuré ce pouvoir tampon de l'acidité en préparant un homogénat à partir de tissu foliaire provenant de feuilles de six espèces, dont l'épinette blanche, recueillies dans la forêt boréale du sud de la Saskatchewan. Les résultats montrent que le peuplier faux-tremble et le thé du Labrador avaient les capacités tampons les plus élevées (379 et 189 µequiv. H+/g), tandis que le pin gris avait la plus faible (33 µequiv.) H+/g) et le mélèze, l'épinette noire et l'épinette blanche présentaient des valeurs intermédiaires. La capacité de tamponnement et le pH des homogénats de toutes les espèces ont montré des fluctuations saisonnières, les valeurs les plus basses étant observées au milieu de la saison de croissance.

5.3.6 Fertilité et humidité

Bien qu'un stress hydrique, même modéré, ait manifestement pour effet de ralentir la croissance de l'épinette, il demeure difficile d'obtenir une réaction positive de sa part à l'irrigation. La raison la plus simple est que mesurer la fertilité est plus exigeant que de mesurer l'humidité.

Au Danemark, Oksbjerg (1954) a exprimé sa surprise de constater l'absence de réaction positive claire des épinettes norvégiennes de 0,5 m à 1,0 m de hauteur à l'irrigation dans le cadre d'expériences menées sur des plantations établies sur des terres agricoles abandonnées. On a irrigué l'équivalent de 35 mm de pluie la première année et de 85 mm la deuxième. Dans une autre étude sur des arbres similaires, on a irrigué l'équivalent de 130 mm pendant la saison de croissance, mais il n'y a pas eu de réaction en matière de croissance ni de coloration, que ce soit pour les arbres ou les mauvaises herbes. Au Danemark, des épinettes de Norvège en stagnation ont aussi été traitées de diverses façons avec de l'eau et des engrais (Olsen et coll., 1960). La fertilisation complète a entraîné une hausse significative de la croissance en hauteur ($P = 0,01$) durant la première année suivant le traitement, et une hausse très significative ($P = 0,001$) durant chacune des cinq années suivantes. L'irrigation n'a pas amélioré l'accroissement en hauteur.

Dans le but d'observer l'évolution d'épinettes blanches établies sur des terres agricoles abandonnées à l'est de l'Ontario, on a réalisé une expérience entièrement aléatoire comportant six répétitions de toutes les combinaisons possibles entre trois traitements d'azote, deux traitements de désherbage et deux traitements d'irrigation, appliqués sur trois types de sols différents (argileux, loameux et sableux) (Sutton, 1968). Cette étude a été répétée deux années consécutives en procédant à une randomisation distincte. Le traitement par irrigation a permis d'appliquer 4,5 litres d'eau par arbre individuel chaque semaine lors des deux premières saisons de croissance, où les précipitations étaient inférieures à 2,54 cm. Au cours des deux années, les applications ont été en moyenne de huit fois sur les trois types de sol dans le cadre de la première étude, et de 11 fois dans l'étude répétée. L'irrigation n'a pas eu d'effet significatif sur l'augmentation de la hauteur dans le cadre de la première étude, mais elle a été significative dans le cadre de l'étude répétée au niveau $P = 0,05$ au cours des premières, deuxièmes et quatrièmes saisons de croissance, ainsi qu'à $P = 0,01$ à la troisième saison. Le diamètre des bourgeons terminaux et la base des tiges n'ont pas réagi à l'irrigation. Cependant, ils ont réagi de manière significative ($P = 0,001$, presque) dans le cadre de l'étude répétée. Dans le cas de la première étude, le modèle de réaction des arbres à l'augmentation de la hauteur a été cohérent, à l'exception des arbres plantés dans les sols loameux et sableux. L'irrigation a généré une légère, mais nette, augmentation maximale au cours de la 2^{e} ou 3e année après la plantation. Dans les sols loameux et sableux, la réduction de l'augmentation en hauteur des arbres dans le cadre de la première étude s'explique probablement par le lessivage des éléments nutritifs causé par l'irrigation. Il est certain que l'irrigation a fait diminuer la concentration d'azote dans le feuillage de l'année courante sur les sols les plus perméables. Elle n'a toutefois pas affecté leur capacité de survie. Il faut noter que, après le temps plus humide et plus frais du début de la première saison de croissance, les précipitations mensuelles sont restées sous la moyenne durant les trois autres saisons de croissance. Au mois de juin de la

quatrième saison de croissance, Robertson (1965) écrivait : « La pire période de sécheresse de l'histoire des archives météorologiques d'Ottawa se poursuit sans interruption. » Au cours des cinq dernières semaines, les précipitations se sont élevées à 11,7 mm, soit le niveau le plus bas pour cette période depuis le début des relevés météorologiques à la Ferme expérimentale centrale en 1890. » Il ne pouvait y avoir de meilleur temps pour une expérience visant à évaluer l'effet de l'irrigation sur l'établissement de l'épinette blanche.

5.3.7 Réaction à l'ajout de boues

L'élimination des cendres de bois et des boues d'usine de pâtes et papiers devient de plus en plus difficile, car il devient de plus en plus difficile de trouver un site d'enfouissement, étant donné la diminution de disponibilité à cette fin, l'opposition du public et les coûts. La possibilité d'élimination de ces déchets la plus envisageable pour l'industrie forestière consiste à les épandre sur le sol. En Saskatchewan, Staples et van Rees (2001) ont cherché à évaluer les effets de l'application d'un mélange de cendres de bois et de boues d'usine de pâte à papier sur : (1) les diverses propriétés chimiques d'un luvisol gris orthique [Luvisols; Alfisols] et (2) la croissance et l'absorption des éléments nutritifs par les semis d'épinettes blanches. Le mélange de cendres de bois d'usine et de boues de pâte à papier provenant d'un brûleur à olivine a été épandu à des taux de 1 et de 5 t· ha-1 autour de semis d'épinettes blanches plantés sur des microsites creusés avec des disques. Les échantillons de sol et de solution de sol (provenant des lysimètres) ont servi à identifier les éléments échangeables grâce aux mesures du pH et de conductivité électrique. De même, de même que les échantillons de tissus d'épinette blanche ont servi à identifier divers éléments. Les applications de cendres de bois et de boues d'usines de pâte à papier ont fait augmenter significativement le pH du sol, passant de 4,8 à 6,9. Cette hausse a entraîné une augmentation de la teneur en P, Ca et Mg dans l'extrait du sol et dans la solution de sol. La conductivité électrique du sol a également augmenté avec l'ajout de cendres, passant d'environ 0,02 dS·m-1 à environ 0,10 dS·m-1. En outre, à des taux d'application de cendres plus élevés, la croissance des semis d'épinette blanche a diminué de manière significative. Ces résultats permettent de penser que, si on détermine correctement les doses et qu'on sait gérer les effets du sel, l'épandage de ce matériel ne devrait pas nuire à l'établissement des semis d'épinette blanche.

5.3.8 Carences en éléments nutritifs

[consulter la section 4.7 (GLC-X-33F]

On connaît au moins 17 éléments essentiels aux plantes (Buckman et Brady, 1969). Le sol fournit ces éléments en quantités importantes, soit de l'azote, du phosphore, du potassium, du calcium, du magnésium et du soufre. Le sol contient en petites quantités du fer, du manganèse, du bore, du molybdène, du cuivre, du zinc, du chlore et du cobalt.

La croissance des plantes sera limitée si certaines substances nutritives font défaut dans le sol ou si leur concentration est déséquilibrée (Sutton, 1968). Chez les conifères, on a observé des carences en azote, en phosphore, en potassium, en magnésium, en bore, en cuivre, en manganèse et en zinc (Keay, 1964). De plus, il existe une carence en calcium (Robak, 1950).

L'effet d'une carence en un ou l'autre élément nutritif sur une plante peut varier d'une baisse subtile de la croissance à une décoloration, une déformation, du dépérissement, voire la mort.

Les symptômes visuels sont parfois suffisamment distinctifs pour détecter une carence, mais ce n'est pas toujours le cas, notamment parce que peu de carences ne concernent qu'un seul élément nutritif. La plupart des carences, qui sont généralement modérées, ont plusieurs causes.

Les analyses du feuillage permettent rarement de détecter des carences contraignantes; elles ne servent qu'à vérifier quels éléments nutritifs ont été absorbés, et non à indiquer ceux dont l'arbre a besoin. En outre, comme la disponibilité n'est qu'un des nombreux facteurs qui influencent les concentrations ou les quantités d'éléments nutritifs dans les tissus végétaux (Leyton, 1954), les analyses de feuillage ne constituent pas un indicateur fiable de leur disponibilité.

Dunn (1991) a constaté que les concentrations d'éléments constitutifs des rameaux d'épinettes blanches et d'Engelmann différaient nettement de celles des épinettes noires et rouges. Toutefois, Chan et Struik (1995) ont noté que, pour la majorité des 27 éléments, les concentrations de la collection d'épinettes blanches de 1989 se rapprochaient davantage de celles des épinettes noires de 1989 que de celles de l'épinette noire en 1988. Bien qu'en 1989, seulement 11 épinettes blanches aient été échantillonnées, Chan et Struik (1995) ont pu constater que les concentrations de rubidium, de calcium, de strontium et de zinc y étaient plus élevées que dans l'épinette noire, mais que les concentrations de fer, de sodium, de chrome, de thorium et d'uranium étaient quant à elles plus faibles. La grande variation observée d'une année à l'autre, la petite taille de l'échantillon, les incertitudes liées à l'identification des espèces (151 échantillons d'épinette noire se sont avérés contenir 11 épinettes blanches et deux non-épinettes) ainsi que les valeurs de potassium > 10 % montrent qu'il ne faut pas trop se fier aux données. Ces dernières n'en restent pas moins utiles pour indiquer la concentration des éléments non essentiels, y compris l'or et l'uranium, présents dans l'épinette.

5.3.9 Azote

L'azote est généralement l'élément nutritif le plus limitatif dans les sols forestiers. La concentration en azote d'une plante varie considérablement selon le site, le sol, les conditions de peuplement, la saison et la nature de ses tissus. Chez les conifères, on détermine habituellement la concentration des éléments nutritifs à partir du feuillage. En général, une plante carencée en azote perdra la couleur verte de ses feuilles de manière uniforme (Jones, 1966); il s'agit de la cause la plus fréquente de chlorose liée à la nutrition (Kramer et Kozlowski, 1960). Le feuillage d'une épinette blanche en bonne santé et ne souffrant pas de déficience en azote est d'un vert très foncé (7,5 GY 5-4/4-2, notation de Munsell Color Co., Baltimore, Maryland). Au cours de la première saison de croissance après la plantation sur des sites peu fertiles, ou encore lorsque la concurrence des mauvaises herbes est forte, la couleur du feuillage de l'épinette blanche passe généralement au jaune pâle (2,5 GY 5-6/6). Cette couleur, associée à la petitesse des bourgeons et à la perte rapide du feuillage à partir de 2 ans, confère à ces arbres une apparence caractéristique. Le feuillage de l'année en cours contient habituellement un ou plusieurs macronutriments en faible concentration, soit moins de 1 % d'azote, moins de 0,10 % de phosphore et moins de 0,30 % de potassium (Sutton, 1975b). Weatherell (1953) et Leyton (1954) ont observé du feuillage jaune à vert pâle chez des

épinettes de Sitka et de Norvège carencées en azote. Les plants de pépinières d'épinette de Sitka carencés en azote ont présenté un feuillage vert pâle avec des pointes rosées sur les plus jeunes aiguilles lorsque la carence était aiguë (Benzian, 1965). Chez les épinettes blanches et noires cultivées sur du sable, la carence en azote a produit des semis petits et vert pâle, qui présentaient peu de brunissement dans le traitement sans azote (0 ppm) jusqu'à ce que leur mort survienne à la fin de la saison de croissance. On observait un peu de pourriture ou de brunissement au traitement avec 1,12 ppm à la fin de la saison de croissance (Swan, 1960a). Cependant, bien que les épinettes perdent leur couleur à cause d'un manque d'azote, une carence en plusieurs autres éléments nutritifs peut entraîner un symptôme semblable (Ingestad, 1960).

Dans le cas de nombreux conifères, on considère qu'un taux d'azote inférieur à 1 % est un indice fort de carence. Cela vaut même en présence d'autres carences. Swan (1962 c) a retenu ce chiffre comme indicateur d'une carence en azote dans le feuillage de l'épinette blanche. Selon Ballard et Carter (1986), des concentrations d'azote foliaire inférieures à 1,05 % ont indiqué une très grave carence en azote dans le feuillage de l'épinette blanche en Colombie-Britannique. Gessel et Walker (1958) ont constaté des symptômes de carence à des pourcentages d'azote inférieurs à 1,3 %, tandis que Ballard et Carter (1986) ont observé en Colombie-Britannique qu'une carence modérée en azote chez l'épinette blanche se produisait même lorsque les concentrations foliaires se situaient entre 1,3 et 1,55 %.

Coates et coll. (1994) ont compilé les concentrations en azote (%), mesurées par diverses équipes, dans différents tissus d'épinettes d'intérieur cultivées sur le terrain. On note des valeurs allant de 1,6 à 1,8 % pour les pousses de semis (Zasada et Grigal, 1978); 0,8 à 1,3 % dans un « nouveau tissu » (Walker et Chapin, 1986); 1,39 à 1,51 % dans les aiguilles actuelles d'un semis de 3 ans provenant d'une coupe à blanc (Gordon et Van Cleve, 1987); 0,94 à 0,95 % dans les rameaux actuels d'un semis de 3 ans provenant d'une coupe à blanc (Gordon et Van Cleve, 1987); 1,16 % dans les aiguilles actuelles de semis de 3 à 5 ans sous un couvert forestier (Gordon et Van Cleve, 1987); 0,96 % dans les rameaux actuels de semis de 3 à 5 ans sous un couvert forestier (Gordon et Van Cleve, 1987); 1,1 à 1,4 % dans le feuillage actuel d'arbres de 30 ans (Salonius, 1978) et 1,03 à 1,27 % dans le « feuillage actuel » (Kabzems et Lousier, 1989). Ingestad (1960) a écrit que, lorsque les besoins en autres éléments nutritifs sont comblés, la concentration optimale d'azote dans le feuillage de nombreux conifères dépasse 2 %.

Comme c'est souvent le cas avec d'autres éléments nutritifs, les engrais azotés ont parfois eu des effets positifs (Brantseg, 1948; Duchaufour, 1950; Oksbjerg, 1954) et parfois n'en ont pas eu (Robak, 1950; Heiberg et White, 1951) sur des épinettes en plantation. C'est seulement quand on comble une carence limitative qu'on observe un effet positif sur la croissance. Cependant, si la concentration des autres éléments nutritifs reste constante, la variation de l'apport en azote minéral affecte rapidement et de manière significative les paramètres de croissance primaires de l'épinette (Brown et Higginbotham, 1986).

Dans une étude menée dans la sous-zone biogéoclimatique humide et douce de l'épinette d'Engelmann et du sapin subalpin (ESSFmm1) dans le centre-nord de la Colombie-Britannique, à des altitudes variant entre 1 340 m et 1 585 m, Lajzerowicz et coll. (2006) ont analysé le

rendement de l'épinette d'Engelmann 2+0 (cultivée dans des blocs de polystyrène PSB 313B, puis transplantée en été) et du sapin à racines nues 2+1 (cultivé dans des blocs de polystyrène PSB 415B pendant deux ans, puis repiqué) plantés sur trois sites. Trois types de coupe y avaient été effectués : coupe progressive, coupe parcellaire et coupe à blanc. Après cinq, puis six ans après la plantation, 25 g de 20-6-12 N-P-K combinés à des micronutriments essentiels complets ont été appliqués dans un périmètre 50 % plus grand que celui de la cime des semis, soit l'équivalent d'environ 200 kg N ha-1/an pour un semis de taille moyenne. Deux ans après les premières applications, la fertilisation azotée a entraîné une légère augmentation de la concentration foliaire d'azote par rapport aux plantations non fertilisées (1,49 % contre 1,31 %), mais l'azote foliaire n'a pas été affecté par le type de coupe ou l'interaction avec la fertilisation. En outre, la fertilisation en N n'a pas affecté la taille des semis des deux espèces ni leurs caractéristiques de croissance.

Les épinettes blanches et noires ont mieux réagi à de l'azote ammoniacal à 56 ppm qu'à de l'azote ammoniacal à 84 ppm (Swan, 1960b). Cependant, la méthode de Swan a été critiquée par McFee (1966) pour avoir laissé s'épuiser les solutions nutritives sans surveillance, ce qui a duré jusqu'à deux semaines. Les résultats de McFee laissent croire que les 84 ppm d'azote nitrique de Swan auraient été supra-optimales si la concentration avait été maintenue. Cependant, McFee (1966) a aussi observé qu'en ce qui concerne l'apport d'azote à l'épinette blanche, l'ammonium était plus efficace que le nitrate, bien que les concentrations de phosphore, de potassium et de calcium dans les semis absorbant l'azote sous forme d'ammonium aient été inférieures à celles des semis absorbant l'azote sous forme de nitrate.

Il est important de noter que le feuillage chlorotique n'est pas toujours le résultat d'une carence en minéraux, puisque la solarisation peut produire des effets superficiellement similaires. Toutefois, les carences en minéraux ont tendance à provoquer une défoliation prématurée, ce qui n'est pas le cas avec la solarisation (Ronco, 1970a).

5.3.10 Phosphore

Une carence en phosphore peut entraîner des symptômes similaires à ceux d'une carence en azote (Black, 1957), mais, comme l'a noté Russell (1961) : « Une carence en phosphate diffère d'une carence en azote en ce sens qu'elle est extrêmement difficile à diagnostiquer et les cultures peuvent souffrir d'une famine extrême sans qu'il y ait de signes évidents que ce soit par manque de phosphate. » L'observation de Russell s'applique au moins à certains semis de conifères, puisque, selon Benzian (1965), le phosphore a produit un grand effet sur les semis cultivés dans une pépinière anglaise en milieu très acide. Cependant, aucune espèce, y compris l'épinette de Sitka, n'a présenté de symptômes visibles autres qu'un léger manque de brillance. Les concentrations de phosphore doivent être extrêmement basses pour que des symptômes visibles apparaissent chez ces semis. Dans la culture en substrat sans phosphore, les semis d'épinette blanche étaient très petits et teintés d'un violet profond. À 0,62 ppm, seuls les plus petits semis étaient d'un violet profond, et à 6,2 ppm, le traitement « faible en phosphore » donnait lieu à des semis de bonne taille et de bonne couleur (Swan, 1960b). Swan (1962 c) estime quant à lui à 0,11 % le seuil sous lequel il y a carence en phosphore dans le feuillage des semis d'épinette blanche.

Les engrais phosphatés et les phosphates minéraux se sont révélés indispensables à l'établissement de plantations d'épinettes et d'autres conifères sur des sols très pauvres en phosphore (Guillebaud, 1934; Leyton, 1954). Certains conifères tirent profit des mycorhizes pour absorber le phosphore. Stone (1950) a découvert des preuves du transfert mycorhizien de phosphore chez les semis de pin de Monterey (*Pinus radiata* D. Don) et en a conclu que « la conséquence remarquable de l'infection mycorhizienne est l'absorption par les semis de phosphore du sol auparavant largement impossible à obtenir. » Les semis d'épinette blanche que j'ai fait pousser en serre dans un matériau parental sableux infertile sont restés très petits et violets pendant de nombreux mois jusqu'à l'inoculation mycorhizienne spontanée, qui a été suivie par un verdissement et une forte croissance des pousses. »

Chapin et coll. (1983) ont appliqué trois traitements de phosphate (1 [faible], 10 [moyen], 100 [élevé] ppm) sur des semis d'épinette blanche d'Alaska cultivés en pot rempli de sable de rivière. Selon la suggestion de Ingestad (1976), ils ont optimisé l'équilibre entre la concentration des autres éléments essentiels en se basant sur la présence d'une variété d'espèces écologiquement diverses. Après neuf mois, l'épinette blanche a gagné du poids, se situant à mi-chemin entre ceux du mélèze et de l'épinette noire, qui sont plus productifs. La croissance la plus faible de l'épinette blanche s'est produite avec le traitement à forte teneur en phosphore, mais les différences entre les traitements n'ont pas été significatives (P = 0,05), qu'il s'agisse de la croissance ou du rapport racines : feuilles.

La fumigation des sols de pépinières forestières fait passer la mortalité des semis due à la fonte des semis de 90 à 5 % (Campagna et White, 1969). Elle détruit plusieurs graines de mauvaises herbes, mais elle entrave aussi le développement des racines mycorhiziennes des semis pendant leur première saison de croissance (Hill, 1965). Les fumigants qui ont été largement utilisés à cette fin sont entre autres le bromure de méthyle, le Vapam (dithiocarbamate de méthyle de sodium) et le Vorlex (mélange d'isothiocyanate de méthyle et d'hydrocarbures chlorés). Or, si les fumigants nuisent au développement des mycorhizes, la croissance de l'épinette blanche est limitée, puisqu'elle ne peut plus absorber le phosphore. Son feuillage prend alors une teinte violette caractéristique d'une carence en phosphore. Pour obtenir une bonne croissance, même en l'absence de mycorhizes, on peut ajouter suffisamment d'engrais P pour assurer une reconstitution continue des ions phosphate à l'interface racine-sol (Henderson et Stone, 1970).

Des carences en phosphore ont été observées chez des semis d'épinette blanche (et de pin rouge [*Pinus resinosa* [Ait.]]) cultivés à la pépinière de Berthierville, au Québec, après avoir fumigé le sol dans le cadre d'une lutte contre la fonte des semis (Campagna et White, 1969). Les semis exposés au bromure de méthyle ou au Vapam se sont montrés plus petits que les autres, avec une coloration violette caractéristique des carences en phosphore. Chez les semis d'épinette blanche issus de graines semées expérimentalement à la fin du mois de mai dans des lits de germination présentant différentes doses de fertilisants en azote et en phosphore, des symptômes de carence en phosphore sont apparus à la fin du mois de juillet dans les sous-parcelles fumigées. Il n'y avait pas eu d'apport additionnel de phosphore. La décoloration rouge violet s'est intensifiée jusqu'à la fin de la saison de croissance. Les semis des sous-parcelles

traitées avec du phosphate naturel ou de la farine d'os présentaient des symptômes similaires, mais à un degré moindre. La décoloration foliaire était accompagnée d'une diminution variable de la croissance. Dans les sous-parcelles de superphosphate, les semis avaient un feuillage vert foncé. Seul ou combiné à des traitements à l'azote, le superphosphate a induit une plus grande croissance en hauteur et un plus grand poids sec des cimes et des racines que tout autre traitement. Dans cette expérience, les meilleurs résultats ont été obtenus avec le traitement des épinettes blanches avec du sulfate d'ammonium et du superphosphate (tableau 5.2).

La concentration foliaire de phosphore chez l'épinette blanche après une fumigation du sol au bromure de méthyle a été de 0,158, et celle obtenue avec le Vapam, 0,145, alors que celle des semis témoins était de 0,273 (Campagna et White, 1969). En ce qui concerne la correction des carences en phosphore, le superphosphate s'est avéré plus efficace que le phosphate naturel ou la farine d'os. Les chercheurs ont observé que, lorsqu'on ajoutait à la fois de l'azote et du phosphore sous forme de superphosphate, la croissance des semis et la concentration foliaire de phosphore pouvaient atteindre des valeurs maximales de 0,310 après le bromure de méthyle, de 0,324 après le Vapam et, avec le superphosphate seul et de 0,356 chez les témoins. Les fumigants avaient entravé le développement des mycorhizes, en l'absence desquelles les jeunes plants ne pouvaient pas absorber le phosphore, même s'il était présent à forte concentration sous forme inorganique dans la solution du sol. Heureusement, les micro-organismes du sol ont pu réinvestir le sol fumigé, ce qui a permis aux semis de pousser. Cela s'est produit après des périodes variant entre quelques jours et plusieurs mois.

Dans une étude menée en chambre de croissance, Campagna et White (1973) ont constaté que les semis d'épinette blanche plantés dans un substrat composé de terreau de pépinière fumigé et inoculé avec du sol forestier avaient connu une croissance significativement plus importante que ceux qui avaient poussé dans un substrat fumigé, mais non inoculé, ou dans un substrat fumigé et inoculé avec des cultures de champignons purs. Les semis dans les pots inoculés avec du sol forestier étaient verts foncés et bien équilibrés, contrairement aux semis témoins, qui présentaient une décoloration pourpre rougeâtre des aiguilles, signe de carence en P. L'inoculation avec des champignons purs n'a pas donné de meilleurs résultats que ceux des semis témoins. Des mycorhizes abondantes se sont développées sur les radicelles des semis ayant bénéficié d'une inoculation avec du sol forestier. Les racines colonisées par des champignons mycorhiziens ont été plus courtes que celles qui ne l'étaient pas. Elles se sont également ramifiées de manière dichotomique. La concentration foliaire en phosphore était de 0,165 % (tableau 5.3). Le Vapam a donné les mêmes résultats que le bromure de méthyle, sans qu'aucun d'eux ne soit infirmé.

Les semis d'épinette blanche placés en serre pendant 19 semaines n'ont pas réagi à l'ajout d'inoculum de sol forestier seul, mais l'ajout de superphosphate a triplé leur croissance (tableau 5.4).

Tableau 5.2. Effet des traitements de fumigation et de fertilisation sur les caractéristiques morphologiques des semis d'épinette blanche (d'après Campagna et White, 1969).

	Témoin			Bromure de méthyle			Vapam		
Engrais Traitement	**Hauteur (cm)**	**Cime (mg)**	**Racine (mg)**	**Hauteur (cm)**	**Cime (mg)**	**Racine (mg)**	**Hauteur (cm)**	**Cime (mg)**	**Racine (mg)**
N_0 P_0	3,2	17,7	6,2	2,9	15,2	5,2	2,8	14,5	5,2
N_0 P_{rock}	3,2	17,0	5,5	3,2	19,0	7,5	3,2	19,0	6,5
N_0 P_{super}	3,6	25,0	7,5	4,8	41,2	11,5	4,5	35,2	9,0
N_0 P_B	3,5	25,5	6,7	3,4	23,7	7,0	3,1	20,0	6,0
$N_{NO\,3}$ P_0	2,9	15,0	5,5	3,1	15,0	4,7	2,6	13,5	4,0
N_{NO3} P_{rock}	2,9	15,0	4,7	3,0	17,0	6,2	3,0	16,5	5,7
N_{NO3} P_{super}	3,2	20,2	5,5	4,5	41,7	10,0	4,5	37,5	9,0
N_{NO3} P_B	3,0	19,5	5,5	3,0	18,5	6,5	2,8	14,0	4,0
$N_{SO\,4}$ P_0	2,8	16,5	5,5	2,9	15,2	5,5	2,8	14,5	5,0
N_{SO4} P_{rock}	3,1	20,0	6,2	3,7	28,7	9,7	3,9	26,5	8,2
N_{SO4} P_{super}	4,0	32,7	7,5	5,1	55,0	11,5	4,9	54,7	13,5
N_{SO4} P_B	3,4	29,2	7,2	3,3	24,5	8,0	3,1	16,2	5,2
hsd 0.05	0,05	6,1	1,8	0,7	9,6	2,1	0,7	9,9	3,5
hsd 0.01	0,6	7,2	2,1	0,9	11,3	2,5	0,8	11,6	4,2

Tableau 5.3. Effet de la fumigation du sol au bromure de méthyle et de l'inoculation de champignons mycorhiziens sur la croissance des semis d'épinette blanche et sur les concentrations de P des pousses après 16 semaines en chambre de croissance (d'après Campagna et White, 1973).

Inoculation fongique	**Hauteur (cm)**	**Poids sec de la pousse (mg)**	**Poids sec de la racine (mg)**	**Phosphore de la pousse* %**
Aucune (témoin)	3,2	53	31	0,052
Sol forestier	7,7	606	108	0,165
Cenococcum graniforme	3,4	68	32	
Suillus granulatus	3,5	69	31	
Telephora terrestris	3,5	63	26	
Tukey (P = 0,05)	2,5	496	98	

* Déterminé à partir du poids sec.

Tableau 5.4. Effet de l'ajout de phosphore dans le sol sur la concentration de P dans la pousse [1] et sur l'absorption par les semis d'épinette blanche après 19 semaines en serre (moyennes de 4 réplications [2]) (d'après Campagna et White, 1973).

Phosphore (kg/ha)	Concentration des pousses (%)	Absorption (mg/pousse)
0	0,069	0,02
224	0,210	0,64
448	0,246	1,29
672	0,266	1,30
896	0,305	1,67
Tukey w (P = 0,05)	0,650	0,53

[1] Déterminé à partir du poids sec.

[2] Moyennes des concentrations de P à 0 g d'inoculation du sol forestier.

5.3.11 Potassium

Les symptômes de la carence en potassium chez l'épinette blanche sont les suivants : diminution de la couleur verte (chlorose), réduction de la croissance en hauteur et en diamètre, diminution de la rétention des aiguilles et réduction de la longueur des aiguilles (Heiberg et White, 1951). Selon Sato et Muto (1951), il existe un lien entre l'apport en potassium et la résistance au froid chez plusieurs espèces d'arbres, dont deux espèces de *Picea*. Les semis d'épinette blanche cultivés dans une culture sur sable sans potassium ont grandi très peu et leurs aiguilles, vertes à l'extrémité brune, sont devenues violettes ou brunes au fur et à mesure que la nécrose progressait. Avec 0,78 ppm de potassium, la mortalité est passée à 40 %. Les survivants, bien qu'ils soient de petite taille, avaient l'air relativement sains, mais présentaient seulement des pointes jaunes sur les aiguilles primaires inférieures (Swan, 1960a). Heiberg et White (1951) ont cru qu'on observerait probablement des symptômes de carence dans le feuillage de l'épinette blanche lorsque la concentration en potassium des aiguilles serait inférieure à 0,15 %.

Heiberg et White (1951) ont observé des symptômes de carence en potassium chez des conifères, dont l'épinette blanche, poussant sur des terres agricoles abandonnées. Les concentrations en potassium échangeable dans la couche de labour se situaient entre 4,9 et 20,8 ppm, avec une valeur moyenne de 9 ppm. Cette concentration diminuait pour atteindre 2 ppm dans l'horizon B supérieur et traversait le B_3 jusqu'à une profondeur d'environ 1,3 m (Walker, 1955).

Tableau 5.5. Concentration (%) de potassium dans les tissus d'aiguilles d'épinette blanche et les échantillons de sol prélevés à l'automne 1949 dans les parcelles traitées au P de Pack Forest (d'après Heiberg et White, 1951).

Traitement	Aiguilles de la saison en cours (%)	Aiguilles d'un an (%)	Aiguilles de deux ans (%)	K disponible dans le sol (lb/ac)	K échangeable dans le sol (ppm)
KCl 200 lb/ac	0,59	0,41	0,42	80	42,3
Témoin	0,13	0,11	0,12	45	16,7
KCl 100 lb/ac	0,35	0,29	0,29	55	21,1
Témoin	0,14	0,14	0,15	50	11,8

5.3.12 Calcium

La carence en calcium semble produire deux effets principaux chez la plante : (1) un rabougrissement du système racinaire, et (2) un effet « assez caractéristique » sur l'aspect visuel des feuilles (Russell, 1961). Ces dernières sont généralement affectées avant les parties au-dessus du sol (Chapman, 1966). Au moins jusqu'au stade de gaulis, il existe généralement une corrélation négative entre la concentration de calcium dans le feuillage de l'épinette blanche et son accroissement en hauteur (Sutton, 1968).

5.3.13 Magnésium

L'information sur l'effet du magnésium sur l'épinette blanche est rare. Voigt et coll. (1958) ont rapporté que la chlorose avait été associée à une carence en magnésium chez l'épinette blanche (ainsi qu'avec des pins gris et rouges) dans une pépinière du Wisconsin lorsque les concentrations en éléments nutritifs dans le sol se situaient entre 0,000 6 ppm et 0,001 6 ppm pour le magnésium échangeable et entre 0,003 85 ppm et 0,006 1 ppm pour le calcium échangeable. Dans leur expérience, les semis cultivés dans un sol dont la concentration en magnésium échangeable variait entre 0,002 8 ppm et 0,004 0 ppm, et celle en calcium échangeable entre 0,010 ppm et 0,016 ppm, n'avaient montré aucun signe de carence. On a observé des symptômes visuels de carence en magnésium chez l'épinette noire de Norvège cultivée en pépinière lorsque la concentration foliaire de magnésium tombait sous 0,05 % (Ingestad, 1960) ou 0,072 % (Himmelfreundpointner, 1966).

5.3.14 Absorption biogéochimique

[consulter également la section 4.7.2 (GLC-X-33F)]

L'épinette blanche, tout comme d'autres végétaux, possède la capacité d'accumuler la plupart des oligo-éléments. Certaines plantes servent même d'indicateurs sensibles du milieu chimique où elles poussent (Dunn, 1991). En effet, une plante peut absorber la signature géochimique du substrat qui circule dans ses racines, incluant l'eau qu'il contient, si elle n'a pas mis en place un mécanisme de défense empêchant l'absorption d'un élément particulier. Par exemple, les rameaux d'aulne « accumulent souvent du Mo, mais pas de l'As, alors que l'inverse est vrai pour l'écorce d'épinette » (Dunn, 1991). De plus, la tendance de certains éléments chimiques à s'accumuler dans les tissus ligneux des extrémités des plantes, comme l'écorce extérieure, l'extrémité des rameaux ou la cime des arbres, simplifie les procédures d'échantillonnage.

La science de la biogéochimie est relativement jeune, mais des études à grande échelle ont déjà été menées, notamment sur l'uranium en Saskatchewan. Cette étude a démontré que les rameaux d'épinette noire avaient vu leur teneur en uranium augmenter entre 5 et 1000 fois dans une superficie de 10 000 km^2 (Dunn, 1983). De plus, des analyses d'échantillons d'écorce externe d'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.) ont révélé des profils d'or, d'arsenic, d'antimoine et de sélénium liés aux principaux gisements d'or de l'est de la Nouvelle-Écosse (Dunn, 1989).

Dunn (1991) a noté que « des observations empiriques fondées sur des données non publiées laissent croire qu'il y aurait peu de différences entre les compositions chimiques des épinettes noires et rouges » et que « l'épinette blanche et l'épinette d'Engelmann… sont semblables en composition [l'une à l'autre], bien qu'une comparaison directe sur le terrain de la capacité de chacune à accumuler des métaux soit impossible, parce qu'elles poussent dans des régimes climatiques différents. » Certains éléments se concentrent davantage dans les épinettes rouges et noires que dans les épinettes blanches, et l'inverse est vrai pour quelques autres éléments (tableau 5.6).

Tableau 5.6. Concentrations d'éléments dans les rameaux d'épinettes d'arbres adjacents, collectés sur trois sites en Nouvelle-Écosse. Les valeurs du groupe 1 sont plus élevées chez les épinettes rouges et noires que chez l'épinette blanche. Les valeurs du groupe 2 sont plus élevées chez l'épinette blanche. Les valeurs correspondent à la concentration en cendres. rS, wS, bS correspondent aux épinettes rouges, blanches et noires (d'après Dunn, 1991).

	Site 1 rS	Site 1 wS	Site 2 bS	Site 2 wS	Site 3 rS	Site 3 wS
Groupe 1						
Cendres %	3	2,8	1,5	1,9	2,7	2,8
Fe %	2,05	0,96	1,09	0,35	1,34	0,53
Na %	1,25	0,64	1,08	0,85	1,66	0,83
Mn %	1,93	0,74	3,05	1,98	1,78	0,56
Cr ppm	53	25	34	12	27	11
Pb ppm	376	138	272	157	141	57
Th ppm	3,4	1,3	2	0,8	5	1,8
U ppm	1,8	<0,2	<0,2	<0,2	1,9	0,4
V ppm	34	13	32	11	47	12
Groupe 2						
Ca %	12,9	14,6	15,9	17,0	14,0	18,1
Rb ppm	190	410	170	410	180	380
Sr ppm	650	1 200	1 400	1 500	920	1 200
Zn ppm	1 600	2 100	3 400	3 900	2 900	2 200

5.3.15 Humidité du sol

Une plante ne pourra pas survivre si son taux d'humidité tombe sous une certaine limite. Sinon, la déshydratation progressive conduira inévitablement à sa mort (Sutton, 1978b). Le stress hydrique des plantes augmente pendant la période de plantation, en particulier pour celles dont les racines sont nues, même si toutes les autres étapes ont été exécutées correctement. Même chez les arbres correctement plantés, une grande partie du système racinaire est

inefficace en raison du manque de contact avec le sol. Certaines racines peuvent être pliées, tordues ou cassées. La quantité d'eau que ces systèmes racinaires pourront absorber dépendra grandement de la tension d'eau du sol. Dans un sol proche de la capacité au champ, des racines coupées propres ainsi que des cassures nettes dans le cortex subérifié peuvent bien augmenter l'absorption d'eau (Addoms, 1946; Kramer et Bullock, 1966). Cependant, il est certain que les systèmes racinaires des plants plantés ont de la difficulté à absorber assez d'eau pour éviter tout stress hydrique dommageable. La croissance des racines dépend de la pression de turgescence, qui doit être inférieure à une valeur seuil. Il a été démontré que le stress hydrique défavorise la croissance des racines de l'épinette blanche (Day et MacGillivray, 1975; Day et coll., 1977).

Une fois un plant mis en terre, ce n'est pas les racines dont il est initialement doté qui pompent l'eau, mais plutôt les racines qui se sont développées et étendues dans le sol environnant par la suite. La quantité d'eau ainsi absorbée est très probablement déterminante sur la vie ou la mort de tout plant qui vient d'être mis en terre (Sutton, 1969 b, c), d'où la nécessité d'avoir des conditions de sol qui favorisent la croissance racinaire. Lorsque la croissance des racines est fortement réduite, le taux d'absorption de l'eau devient de plus en plus dépendant de la présence d'eau dans le sol que le système racinaire est capable de capter. Dans les sols non saturés, la conductivité de l'eau est faible, ce qui fait qu'un stress hydrique se développera rapidement chez les plantes qui ne développeront pas de racines, en particulier lorsque les racines existantes occupent un petit volume de sol (Salter et Goode, 1967). Toute augmentation du stress hydrique des plantes peut entraîner une diminution du diamètre des racines. De plus, avec l'augmentation de la tension d'humidité du sol, le volume du sol peut se rétrécir jusqu'à une certaine mesure, en particulier dans les sols à forte teneur colloïdale. Ces deux phénomènes contribuent à réduire la surface de contact entre le sol et les racines.

Le débourrement entraîne une hausse de la demande en eau. La croissance des racines diminue normalement à ce stade, même dans les sols de pépinière favorables (Mullin, 1963a), et en l'absence de recharge en humidité du sol par la pluie, le stress hydrique des plantes s'aggrave. Il convient d'éviter l'utilisation de plants fraîchement débourrés. Les relations d'humidité du sol sont aussi fortement influencées par le type, la densité et l'état de la végétation résiduelle sur le site au moment de la plantation. La préparation du site, souvent effectuée principalement pour traiter la concurrence, peut influencer les teneurs en humidité du sol, ce qui est essentiel à court terme après la plantation. Cependant, bien que la conservation de l'humidité du sol soit généralement considérée comme étant la cause positive de la croissance des arbres libérés de la concurrence (White, 1967), et que l'humidité du sol est effectivement conservée (Lambert et coll., 1971), des expériences menées en zone forestière tempérée ont démontré (Moore, 1926; Watt et Fraser, 1933; Oksbjerg, 1954; Olsen et coll., 1960; Sutton, 1968, 1975 b, 1995 b) qu'une irrigation seule ne produit généralement aucune réaction, positive ou négative.

Une étude menée dans l'est de l'Ontario sur une diversité de conditions de fertilité et d'humidité de sols a montré que les taux de survie de l'épinette blanche n'avaient été augmentés par une irrigation qui a atteint en moyenne 36 L par arbre en quatre applications de 4,5 L dans chacune des deux premières saisons de croissance après plantation à mi-chemin

d'une période de plusieurs années au cours de laquelle l'accumulation des déficits de précipitations a été d'une durée et d'une intensité record (Sutton, 1968, 1995 b). L'irrigation n'a pas eu d'effet significatif sur la hauteur totale ni le volume de la tige de l'épinette blanche à n'importe quel moment au cours des trois premières décennies (Sutton, 1995b). Une autre étude a démontré que l'irrigation « pour compléter les précipitations à une profondeur moyenne d'environ 2,5 cm par semaine, de juin à août, l'année de la plantation seulement », n'a eu aucun effet sur la survie des épinettes blanches 2+2 par rapport aux témoins (Mullin, 1970).

L'utilisation de l'eau par les semis peut être réduite grâce à l'ombrage du microsite (Vanderwaal, 1982; Livingston et Black, 1987). Même si le sol est très humide, cela ne signifie pas pour autant que la plante bénéficie d'une bonne quantité d'eau. Les plantes peuvent subir un fort stress hydrique, même si leurs racines sont entourées d'eau, et ceci est particulièrement vrai dans un sol mal aéré à basse température (Cooper, 1973). De telles conditions peuvent être désastreuses dans le cas de plants récemment plantés. Une mortalité importante chez l'épinette blanche peut survenir dans les plantations sur sol humide lorsqu'un temps chaud et ensoleillé s'installe peu après la plantation, alors que le sol est encore trop froid pour permettre aux racines de fonctionner (Sutton, 1968).

La capacité d'une plante à concurrencer l'humidité dépend grandement du nombre et de la position de ses racines par rapport aux autres racines et à l'humidité du sol. Le taux d'absorption peut varier considérablement d'une espèce à l'autre. La capacité de concurrence se hiérarchise en fonction des différentes températures de la zone racinaire (Kramer, 1942; Böhning et Lusanandana, 1952). La diminution de la température du sol a réduit la capacité d'absorption d'eau de toutes les espèces testées, mais le taux de réduction variait considérablement entre elles, à la fois en termes relatifs et absolus (Böhning et Lusanandana, 1952).

Mueller-Dombois et Sims (1965) ont supposé que l'indice de site de l'épinette blanche sur des sols très humides serait plus élevé que sur des sites frais, en raison de la concurrence plus forte sur ces derniers (qui pourraient autrement être plus productifs). On peut s'attendre à ce que le système étendu de racines pivotantes profite à l'épinette blanche, qui est en compétition avec des feuillus dont les racines sont plus profondes (Rowe, 1955).

La forte concurrence des graminées auxquelles font face de nombreuses espèces d'arbres découle de plusieurs facteurs, dont la capacité, démontrée par Salim et coll. (1965), certaines d'entre elles ont réussi à étendre leurs racines dans un sol dont la teneur en humidité est bien inférieure au point de flétrissement permanent. De plus, la production prolifique de radicelles typique de nombreuses graminées leur confère un avantage compétitif extrêmement efficace par rapport aux plantes qui n'en sont pas pourvues. Les racines de graminées sont situées dans la couche superficielle du sol, la première à être réchauffée au printemps, la première à recevoir les précipitations et la première à recevoir les éléments nutritifs des précipitations enrichies en lessivat.

En Alberta, les semis d'épinette blanche établis sur les stations humides à épinettes, couvertes de 10 à 15 cm de matière organique sur des sols à texture fine, font face à la concurrence de

l'aulne, des graminées, de la viorne trilobée et des mousses hypnacées. Pour qu'un semis puisse pousser, il a besoin d'un lit de germination exempt de toute compétition pendant une période allant jusqu'à 4 ans (Alberta Forest Service, 1977)[6]. On observe souvent, dans les stations humides dominées par l'épinette blanche, des sols organiques ou à texture fine avec une couche de matière organique supérieure à 20 cm, que les aulnes, les épinettes noires, les saules et les bouleaux y prospèrent. Après l'exploitation forestière, la calamagrostide (*Calamagrostis* Adanson spp) se développe généralement en grand nombre. Le type forestier épinette-tremble sur site humide présente généralement un humus de 10 à 15 cm) sur des sols à texture fine. Il est associé à l'aulne, au bouleau, au peuplier, à la viorne comestible (*Viburnum edule* (Michaux) Rafinesque) et à la viorne trilobée (*Viburnum opulus* var. *americanum* [Aiton]). Après l'exploitation forestière, les graminées et les herbes font une vive concurrence aux semis. Si les trembles résiduels sont abattus ou enlevés, les drageons sont généralement prolifiques et se font une vive concurrence. Les concentrations élevées de dioxyde de carbone dans le sol, qui sont généralement associées aux graminées (cf. Howard, 1925; McComb et Loomis, 1944), peuvent réduire l'absorption d'eau et d'éléments nutritifs par les arbres, mais moins que par les graminées. Ce mécanisme de compétition peut se produire à des concentrations de dioxyde de carbone non toxiques pour l'un ou l'autre des compétiteurs (Sutton, 1968).

On a observé si souvent que les arbres ne poussaient pas lorsqu'ils étaient envahis par des graminées et des éricacées qu'on a pensé que les toxines de ces plantes en étaient peut-être responsables. Braathe (1950) a par exemple avancé l'hypothèse selon laquelle la stagnation de la croissance de l'épinette serait due aux toxines produites par les éricacées associées. Toutefois, la mise en garde de Harper (1961) est pertinente : « Il est… peut-être trop facile d'extraire d'une plante une substance qui peut se révéler toxique… [mais] il y a un problème beaucoup plus délicat qui consiste à démontrer comment ces toxines sont libérées sur le terrain ». Après avoir examiné les preuves que le chiendent produisait des toxines (Elymus repens), Grümmer (1961) a conclu que, bien qu'il existe des preuves à l'appui de cette affirmation, « dans le travail avec des plantes vivantes [par opposition au travail avec des extraits de plantes], il est très difficile de séparer l'effet de la concurrence [des éléments nutritifs] de celui des substances toxiques ». Selon Leyton (1954), la callune (Calluna vulgaris [L.] Hull) n'a pas eu d'effet sur la croissance des arbres. Ce n'était rien d'autre que le résultat d'une compétition intense pour l'appropriation des éléments nutritifs.

Le système racinaire des plantes voisines se dispute les ressources du sol, même si la façon dont ils interagissent et se disputent n'est pas claire. Caldwell (1987) le dit. La propagation latérale d'un système racinaire isolé peut être faible dans les communautés herbacées denses (Neilson, 1964; Barley, 1970), mais un haut taux de recouvrement est normal parmi les systèmes racinaires dans les peuplements forestiers (Sutton, 1969 c). Les interactions entre les plantes d'une zone donnée dépendent de plusieurs facteurs, notamment les espèces et la vigueur des plantes, qui dépendent elles-mêmes des conditions du sol. Les influences allélopathiques, telles qu'elles sont décrites par Jobidon et Thibault (1982), Rice (1984) et

[6]Note de la rédaction (Phippen 2023), sauvegarde de documents en traitement, comme demandé par Shelley Hanninen, gestionnaire de la bibliothèque de RNCan.

Putnam et Tang (1986), par lesquelles les exsudats des racines d'une espèce de plante inhibent la croissance des racines d'autres plantes, dépendent évidemment de la composition des espèces poussant sur un sol donné. Certaines des difficultés que rencontrent les épinettes blanches et autres épinettes en compétition avec les éricacées pourraient être attribuées à l'allélopathie.

Un sol qui reçoit les exsudats ou les lessivats des racines d'une plante peut influencer la croissance d'une plante voisine, de manière positive ou négative (Curl et Truelove, 1986). Le terme « allélopathie », appliqué à l'origine à ces effets, qu'ils soient positifs ou négatifs (Molisch, 1937), a fini par ne plus désigner que les effets inhibiteurs (cf. Jobidon et Thibault, 1982; Rice, 1984; Putnam et Tang, 1986). Toutes les espèces végétales ne réagissent pas de la même manière à un exsudat allélopathique donné (Newman et Rovira, 1975). On a détecté des composés allélopathiques dans une grande variété de groupes chimiques, notamment les acides, les alcools, l'acétaldéhyde, les coumarines, les alcaloïdes, les sulfures et les glycosides de l'huile de moutarde (Curl et Truelove, 1986). Même sans allélopathie, la présence d'autres racines en compétition pour l'eau et les éléments nutritifs peut limiter considérablement la croissance des racines (Sutton, 1991).

Dans l'est de l'Ontario, on a planté en 1922 des semis d'épinette blanche sous un peuplement de 50 ans éclairci de bouleaux à papier, de trembles et d'érables rouges. On a obtenu un taux de survie de 11 %. Vingt-six ans plus tard, la hauteur moyenne des arbres était de 70 cm (Fraser, 1952). La concurrence intense entre les pousses, les drageons et 44 500 tiges/ha en 1924 (Robertson, 1935) s'est encore aggravée après l'éclaircie. Une plantation dans d'anciens champs du Maine, composée de rangées mélangées de 2+1 pins rouges et 3+1 épinettes blanches, a produit, après 41 ans, une surface terrière de 7,12 m^2/ha, comparativement à 42,70 m^2/ha pour le pin rouge (Klaiber, 1977). On a attribué les périodes de repos estivales de l'activité racinaire des arbres, qui ont été observées chez de nombreuses espèces, au stress hydrique.

L'éclaircie a un impact important sur l'écologie et la micrométéorologie du peuplement, en réduisant la compétition entre les arbres pour l'eau (Misson et coll., 2003). Il serait possible de réaliser une éclaircie à l'échelle de l'arbre pour accroître sa résistance au stress causé par la sécheresse, à condition que les conditions du site le permettent.

5.3.16 Déficit d'humidité du sol

Le manque d'humidité du sol entraîne aussi un stress chez les plantes. La disponibilité en eau est l'un des deux facteurs les plus importants (la température étant l'autre) qui déterminent la répartition des espèces. Des vents forts, une faible humidité relative atmosphérique, de faibles taux de dioxyde de carbone, des températures élevées et une forte irradiation sont autant de facteurs qui aggravent le manque d'humidité dans le sol. L'abaissement de la température dans le sol a aussi pour effet de réduire la quantité d'humidité disponible. La première réaction à un apport insuffisant d'humidité est la diminution de la pression de turgescence. L'expansion et la croissance des cellules sont alors immédiatement entravées, ce qui fait flétrir rapidement les pousses non subérisées.

Le concept de déficit hydrique, élaboré par Stocker (1928, 1929a, b), est un bon indicateur de l'équilibre entre l'eau absorbée et celle qui est perdue par une plante. Des déficits hydriques légers sont normaux et ne nuisent pas au fonctionnement de la plante (Henckel, 1964), tandis que des déficits plus importants perturbent ses processus normaux.

La relation entre le potentiel hydrique de la feuille de la plante et du substrat a été exprimée par Gardner (1960) de la manière suivante :

$$Q = A\ L\ (\psi_{feuille} - \psi_{substrat})/R_{plante} + R_{substrat},$$

où A est une constante de l'espèce, L la longueur effective des racines par unité de volume de sol, R la résistance au mouvement de l'eau ou de la vapeur d'eau, ψ le potentiel hydrique et Q le taux d'absorption d'eau par unité de volume de sol dans le cas des plantes en pot dont les racines sont uniformément réparties. Des relations semblables, mais plus complexes, existent dans d'autres conditions.

La longueur efficace des racines (L) dépendra des conditions environnementales récentes et à long terme, ainsi que des facteurs génétiques. Comme la résistance à l'absorption d'eau peut, en fonction des changements du potentiel hydrique du sol, varier différemment dans les diverses parties des racines (Brouwer, 1954; Bennett-Clark, 1959), L ne sera pas constant si toutes les autres conditions, y compris l'humidité du sol, sont variables. On peut considérer la résistance comme l'inverse de la conductivité, définie par Bennet-Clark (1959) dans le cas des plantes comme suit :

$$\text{Conductivité} = \text{volume entrant}/S_x - S_o,$$

où S_x et S_o représentent les déficits de pression de diffusion respectivement du xylème et du milieu extérieur.

Le stress hydrique du sol ne présente aucune relation linéaire avec celui des plantes (Kramer, 1959; Brix, 1962) ni avec leur rendement (Hallgren, 1947). L'effet d'un taux d'humidité du sol donné dépend de plusieurs facteurs, dont la provenance (Meuli et Shirley, 1937), les relations nutritives (Wehrmann, 1961), l'état physiologique (Oksbjerg, 1961), ainsi que des influences plus évidentes.

Établir des relations relatives à la foresterie est complexe, car les conditions de croissance d'une année peuvent ne pas affecter la production du xylème avant l'année suivante. Ce point, en relation avec l'accroissement en hauteur, a été bien exprimé par Leyton (1954) : « D'après les nombreuses études sur les relations de croissance de l'épinette (Wiedemann, 1923; Burger, 1927), il semblerait que la croissance de la pousse principale dépende principalement des réserves alimentaires constituées l'année précédente. Par conséquent, la croissance en hauteur serait davantage déterminée par le climat de l'année en cours que par les conditions actuelles. On peut aussi voir cela dans les études de Ciesler (1907) et de Nachtigall (1916). » Cela ne signifie pas pour autant que les conditions météorologiques actuelles sont sans importance, car des précipitations élevées au cours de la première partie de l'année, avant que la croissance de la flèche principale ne se produise, peuvent compenser certaines des limitations imposées à la croissance par des conditions défavorables au cours de l'année précédente. Inversement, une humidité insuffisante pendant la période de croissance aura tendance à limiter la croissance de

la flèche principale, même si les conditions de croissance précédentes étaient particulièrement favorables.

La corrélation entre la croissance des arbres et les précipitations a été remarquablement étroite dans certains cas. La dendrochronologie est une science qui repose entièrement sur une telle base. Les études dendrochronologiques se sont principalement concentrées sur les zones arides, où le manque d'humidité est presque toujours un facteur limitatif, mais elles ont aussi permis de découvrir des corrélations positives dans d'autres endroits. À Grand-Mère, au Québec, par exemple, Gagnon (1961) a mis en évidence une corrélation significative (P = 0,02) entre la croissance radiale de l'épinette blanche au cours d'une année donnée et les précipitations de l'année précédente, pour la période allant de la 13^{e} à la 31^{e} année après la plantation.

Une augmentation du stress hydrique dans le milieu d'enracinement aussi faible que 5 atmosphères affecte la croissance, la transpiration et le bilan hydrique interne des semis, beaucoup plus chez l'épinette de Norvège que chez les espèces de bouleau, de tremble et de pin sylvestre (Jarvis et Jarvis, 1963). La diminution du taux d'assimilation net a été plus importante chez l'épinette de Norvège que chez les autres espèces. De plus, cette dernière n'a pas montré d'augmentation de l'efficacité d'utilisation de l'eau lorsque le sol est devenu plus sec. Les deux conifères ont démontré davantage de variations de potentiel hydrique entre leurs feuilles et le substrat que les feuillus (Jarvis et Jarvis, 1963). La transpiration n'a pas diminué autant chez l'épinette de Norvège que chez les trois autres espèces quand le stress hydrique du sol a atteint cinq atmosphères dans des environnements contrôlés. Dans des conditions de terrain, les aiguilles d'épinette de Norvège ont perdu trois fois plus d'eau à l'état de turgescence complète que les feuilles de bouleau et de tremble, et deux fois plus que le pin sylvestre avant la fermeture apparente des stomates (apparente en raison de la difficulté à déterminer ce point) (Schneider et Childers, 1941). L'assimilation peut donc se prolonger chez l'épinette de Norvège chez le pin lorsque le stress hydrique de l'arbre est élevé, bien que l'épinette ait été probablement la première à « manquer d'eau ».

L'épinette blanche et l'épinette de Norvège peuvent survivre à un certain stress hydrique, mais une sécheresse prolongée peut s'avérer mortelle, même pour des arbres matures. C'est ce qui est arrivé à l'épinette de Norvège en France (Barbey, 1922) et à l'épinette blanche au Québec. Au cours de la sécheresse estivale de 1955, on a constaté que certaines épinettes blanches qui poussaient sur un sol sablo-limoneux passaient d'un feuillage vert normal à une chlorose extrême des aiguilles, jusqu'à la mort des individus (Paine, 1960). Les dommages causés par la sécheresse, mentionnés par Denyer et Riley (1964) dans les jeunes peuplements d'épinettes noires et blanches de la Saskatchewan, pourraient inclure ceux causés par l'hiver.

Les semis d'épinette blanche sont souvent plantés sur des sites vulnérables à la sécheresse dans la région de la forêt boréale d'Amérique du Nord. La faible disponibilité de l'eau dans le sol et la forte demande d'évaporation peuvent y créer des déficits hydriques durables chez les plantes en général (Koppenaal et coll., 1991b). La capacité de nombreuses plantes à tolérer le stress hydrique dépend largement de leur capacité d'adaptation osmotique. Ce mécanisme facilite un gradient osmotique favorable au maintien de la turgescence cellulaire en accumulant

des solutés (Morgan, 1984). L'élasticité des tissus affecte aussi la pression de turgescence en cas de déficits hydriques cellulaires, puisqu'elle détermine le taux de baisse de la pression de turgescence par unité d'eau osmotiquement active perdue. L'étude de Koppenaal et coll. (1991 b) compare les effets du stress hydrique obtenu par assèchement du sol sur les relations entre les tissus et l'eau, ainsi que sur l'accumulation des solutés organiques dans les pousses et les racines des semis d'épinette blanche et de pin gris. Le stress hydrique s'est développé à un rythme similaire chez les deux espèces durant la période de stress de sept jours. Le potentiel hydrique du xylème est resté inchangé avant l'aube jusqu'au troisième jour de stress. Il a ensuite diminué plus rapidement, passant à 1,59 MPa chez l'épinette blanche et 1,84 MPa chez le pin gris le dernier jour de stress. Le potentiel hydrique du xylème a diminué jusqu'à 0,45 MPa/jour durant les deux derniers jours de stress, ce qui était assez rapide pour entraîner une adaptation osmotique dans les pousses et les racines des deux espèces. Chez l'épinette blanche, le stress hydrique a entraîné une diminution du potentiel osmotique au point de perte de turgescence ($\psi\pi_{PPT}$) plus importante dans les racines que dans les pousses, malgré une $\psi\pi_{PPT}$ plus négative dans les pousses (tableau 5.7).

Tableau 5.7. Résumé des analyses pression-volume des pousses et des racines de semis d'épinette blanche avec et sans stress hydrique (d'après Koppenaal et coll., 1991b).

	Pousses			Racines		
	Stressées	**Sans stress**	**Valeur de P**	**Stressées**	**Sans stress**	**Valeur de P**
$\psi_{\pi 100}$ (MPa)	-1,45	-1,34	0,449	-0,62	-0,51	0,307
$\psi_{\pi PPT}$ (MPa)	-1,87	-1,68	0,034*	-1,27	-0,99	0,207*
RWC_{PPT} (%)	83,3	84,5	0,837	62,0	66,8	0,190
ε_{max} (MPa)	10,63	11,19	–	6,18	6,16	–
r^2	0,87	0,78	–	0,83	0,96	–

Remarque : La valeur ρ de la différence entre les valeurs de stress hydrique et de non-stress hydrique au sein de la composante végétale a été déterminée par analyse de covariance des relations réciproques entre le potentiel hydrique du xylème et la teneur en eau relative. La valeur r^2 est le coefficient de détermination de la régression linéaire entre la réciproque ψ_x et RWC sous le point de perte de turgescence (ψ_p). * dénote une signification à $P \leq 0,05$.

Par rapport aux semis non stressés, le gradient osmotique plus important du mouvement de l'eau circulant à travers les membranes cellulaires de l'épinette blanche stressée par l'eau a permis de maintenir une ψ_p plus élevée dans les pousses et les racines, et ce, pour toutes les valeurs de ψ_x (Koppenaal et coll., 1991b). Buxton et coll. (1985) ont également constaté une adaptation osmotique chez des semis d'épinette blanche de 22 semaines après six jours de séchage du sol, associée à une adaptation osmotique des pousses de 0,16 MPa à la pleine turgescence. Des pousses de semis à racines nues d'épinette blanche plantées ont montré une adaptation osmotique saisonnière de 0,57 MPa à saturation et de 0,65 MPa au point de perte de turgescence (Grossnickle et Blake, 1987 b). Les estimations des pousses $\psi\pi100$ et $\psi\pi_{PPT}$ par Koppenaal et coll. (1991 b) se sont révélées similaires à celles de Grossnickle et Blake (1987 b).

Au fur et à mesure que la teneur en eau relative diminuait, ψp diminuait plus graduellement dans les racines que dans les pousses, où la diminution a été exponentielle, reflétant une plus

grande élasticité de la paroi cellulaire des racines (Koppenaal et coll., 1991b). La teneur en eau relative au point de perte de turgescence des racines de l'épinette blanche a été beaucoup plus faible que celui des pousses (tableau 1).

Le stress hydrique a induit une accumulation de glucides dans les racines et les pousses de semis d'épinette blanche (Koppenaal et coll., 1991b). La concentration de fructose a doublé dans des racines des semis qui ont été soumis à un stress hydrique, entraînant une différence de 1,7 fois dans les hydrates de carbone hydrosolubles totaux entre les semis soumis à un stress et ceux qui ne l'ont pas été. Le stress hydrique a également entraîné une accumulation de fructose (1,7 par rapport aux semis non stressés), de glucose (2,1 ×) et d'un composé B non identifié (2,0 ×) dans les pousses des semis, ce qui a entraîné une augmentation de 1,4 fois des solutés organiques totaux. La majeure partie des solutés organiques dans les racines et les pousses contenaient des monosaccharides et une quantité négligeable de saccharose. Koppenaal et coll. (1991 b) ont noté que, étant donné que, chez les arbres, le saccharose est un photosynthétat majeur et un composé de transport important, la demande en saccharose était probablement élevée, le clivage du saccharose entraînant l'accumulation de fructose dans les tissus en réaction au stress hydrique.

5.3.17 Excès d'humidité du sol

Pour une bonne croissance, l'épinette blanche a besoin que ses racines aient accès à de l'eau bien aérée (Cheyney, 1942) et à une nutrition adéquate (Sutton, 1968). Une large gamme de conditions d'humidité peut être tolérée, mais la croissance des arbres est ralentie lorsque le volume d'enracinement dans un sol de faible fertilité est limité par de l'eau stagnante ou lorsque les sols sont très secs ou très infertiles. La croissance de l'épinette blanche peut être excellente sur des sols saturés si l'eau est eutrophique et non stagnante (Sutton, 1968). L'association de la bonne croissance de l'épinette de Norvège et du drainage oblique a été notée depuis longtemps en Europe. Hesselman (1910) en Suède, par exemple, avait remarqué la vigueur de peuplements d'épinettes à proximité des sources, même lorsque le niveau de l'eau était à la surface. L'une des caractéristiques de ces sites est que les conditions d'humidité du sol ne sont pas sujettes au syndrome du « trop ou pas assez » qui peut affliger d'autres sites.

L'humidité du sol, sa fertilité et ses propriétés physiques ont des effets interdépendants sur l'épinette blanche. Ce n'est que lorsque l'humidité du sol est le facteur limitatif qu'il y aura une réaction positive à l'humidité supplémentaire. Celle-ci doit aussi réduire le volume des racines et entraîner, ou aggraver, une carence en éléments nutritifs. Dans ce cas, la croissance sera entravée. Les épinettes blanches dominantes sur un site frais dans la région du Mont-Riding, au Manitoba, ont été significativement (P = 0,05) plus grandes et plus hautes que celles d'un peuplement issu de feu sur un site humide, en raison de « la texture, la structure et l'humidité du sol plus favorables » [souligné par l'auteur] (Jameson, 1963). Le fait que les sites humides limitent le volume d'enracinement, endommagent les racines au cours des cycles d'assèchement et soient porteurs d'une forte densité d'herbacées et de graminées pourrait contribuer à ce phénomène.

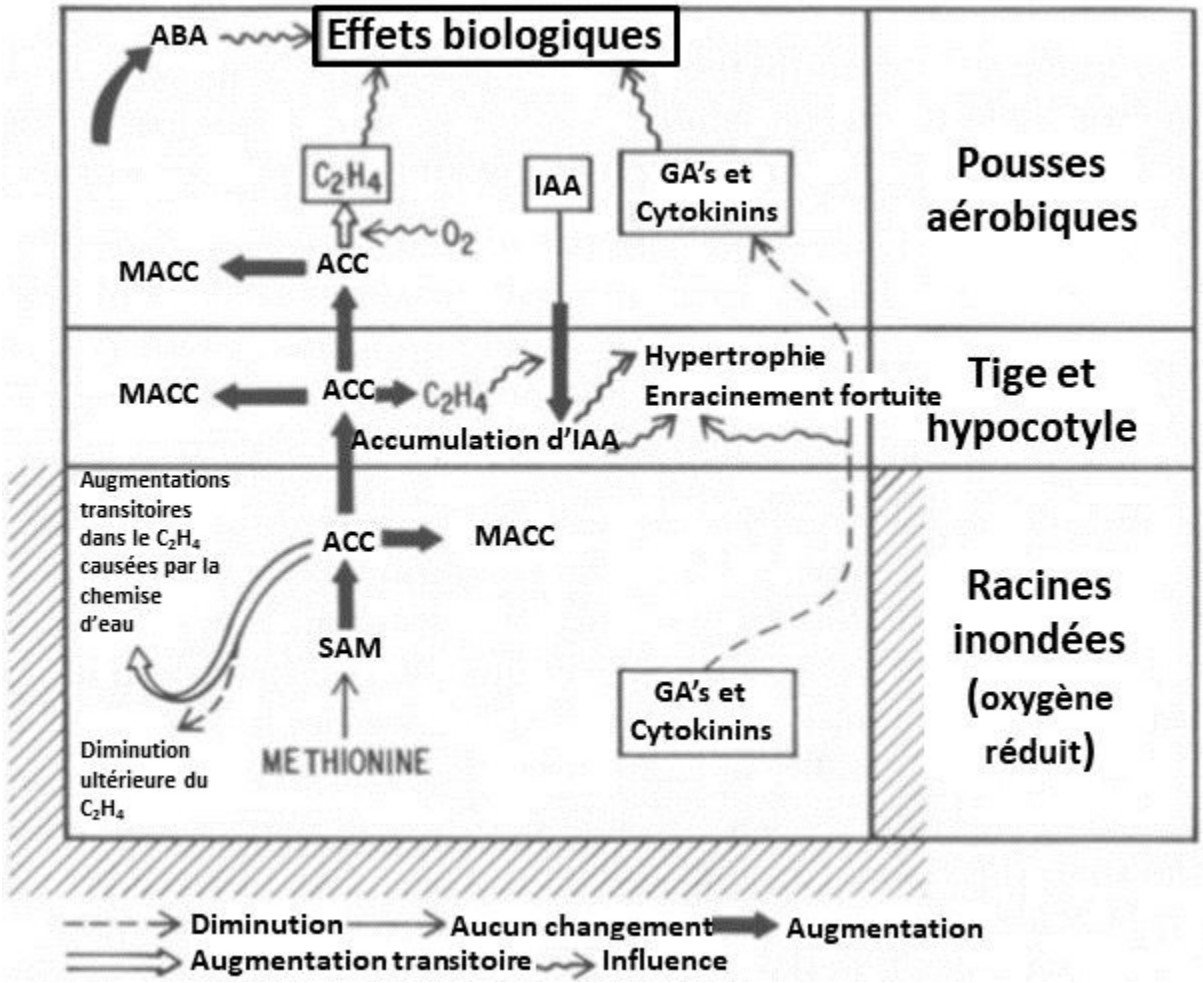
Les inondations de courte durée, notamment en période de dormance des arbres, sont bien tolérées dans le cas de l'épinette blanche. La croissance vigoureuse de l'épinette blanche dans

les plaines inondables de la rivière de la Paix et d'autres rivières du Nord est probablement liée au dépôt périodique d'alluvions par les eaux de crue, mais la longévité des peuplements dément toute hypothèse de dommages causés par les inondations. Cependant, l'inondation pendant de plus longues périodes, surtout pendant la saison non dormante, peut tuer l'épinette blanche (Ahlgren et Hansen, 1957; Lees, 1964; Grossnickle, 1987), une situation plus dommageable pour l'épinette blanche que pour l'épinette noire, le sapin baumier ou le pin gris (Ahlgren et Hansen, 1957). Dans le cas des arbres de moins de 3,7 m de hauteur de toutes les espèces, la survie relative observée à moins de 48 jours d'inondation, dans l'ordre décroissant des espèces a été : le sapin baumier, l'épinette noire, l'épinette blanche, le pin blanc (*Pinus strobus* [L.]) et le pin rouge. Des arbres de 30 à 60 cm de hauteur ont été endommagés par des inondations qui ont duré moins d'un mois. Plus l'arbre était petit, plus les dégâts ont été importants et (tout comme les pins blancs et rouges) l'épinette blanche a perdu tout son feuillage d'origine l'année même de l'inondation. Le développement du feuillage de remplacement a été plus important chez les grands arbres (classe de hauteur 1,5 à 3,7 m) que chez les petits. La reconstitution de la cime des arbres de moins de 1,5 m de hauteur a fortement diminué avec l'augmentation de la durée de l'inondation. Après 60 jours d'inondation, la totalité des épinettes blanches de 4,5 m de hauteur étaient mortes. Cependant, dans un peuplement inondé pendant plus de deux mois, de grandes épinettes blanches matures ont survécu sans dommage visible, alors que « les sapins baumiers de toute taille ont montré une mortalité de 90 à 100 % » (Ahlgren et Hansen, 1957).

Zinkan et coll. (1974) ont également classé l'épinette blanche d'une classe inférieure à celle de l'épinette noire ou du pin gris en matière de tolérance aux inondations. Ils ont étudié la réaction des semis dans des cultures hydroponiques diversement oxygénées et ont constaté qu'à des pourcentages d'oxygène inférieurs à 25 % (2 ppm) de saturation, la croissance de l'épinette blanche diminuait et que les aiguilles devenaient jaunes, brunes ou à pointe violette.

Un système racinaire inondé subit des modifications de ses concentrations de phytohormones (figure 5.2), lesquelles influencent le rôle d'une variété de processus, y compris le ralentissement de la croissance des pousses, le développement de la chlorose foliaire, l'enracinement adventice, la fuite de métabolites des racines et la fonction stomatique (Reid et coll., 1991). Cependant, le développement des pousses d'épinette blanche n'a pas été influencé par le traitement lors d'une étude en chambre de croissance (Grossnickle, 1987). Des semis d'épinette blanche (et d'épinette noire) repiqués à l'automne et ayant passé l'hiver en chambre froide y ont été soumis pendant 28 jours à des températures de sol de 10 °C ou de 20 °C et à des traitements de racines inondées et non inondées. En revanche, la croissance des pousses d'épinette noire a été affectée par l'inondation. La conductance stomatique des semis inondés d'épinette blanche et d'épinette noire s'est trouvée très réduite par rapport à celle des semis non inondés, accompagnée d'une réduction inévitable de la photosynthèse. Grossnickle (1987) a fait remarquer que le stress hydrique subi par l'une ou l'autre des espèces pendant l'inondation ne devait pas réduire la conductance stomatique de manière significative, car le degré de stress hydrique mesuré ne dépassait pas le point de perte de turgescence de l'une ou l'autre des espèces (-2,35 MPa dans le cas de l'épinette blanche, -1,89 MPa dans le cas de l'épinette noire), juste après avoir été retirées de la chambre froide. Il a interprété ce résultat

comme indiquant que le stress hydrique n'était pas le seul facteur régissant la fermeture des stomates. L'influence de la nutrition ou des hormones sur la fonction des stomates impliquant des teneurs en potassium, éthylène ou en acide abscissique avaient été précédemment avancées par Kozlowski et Pallardy (1984). Dans l'étude de Grossnickle (1987), l'épinette blanche n'a montré aucun développement racinaire à l'un ou l'autre des traitements de température du sol une fois soumise à l'inondation (figure 5.3). Les systèmes racinaires inondés se sont révélés moins efficaces en matière d'absorption chez les deux espèces que dans le cas des systèmes non inondés, comme Coutts (1981) l'avait également signalé dans le cas de l'épinette de Sitka.



Remarque*
ABA = acide abscissique; **ACC** = acide 1-aminocyclopropanecarboxylique-acide 1-carboxylique; **IAA** = acide indole 3-acétique-1; **GA** = Gibbérellines; **MACC** = N-Malonyl-ACC et **SAM** = S-Adenosylmethionine.

Figure 5.2 « Schéma montrant les effets possibles de l'inondation sur les phytohormones » (Reid et coll., 1991).

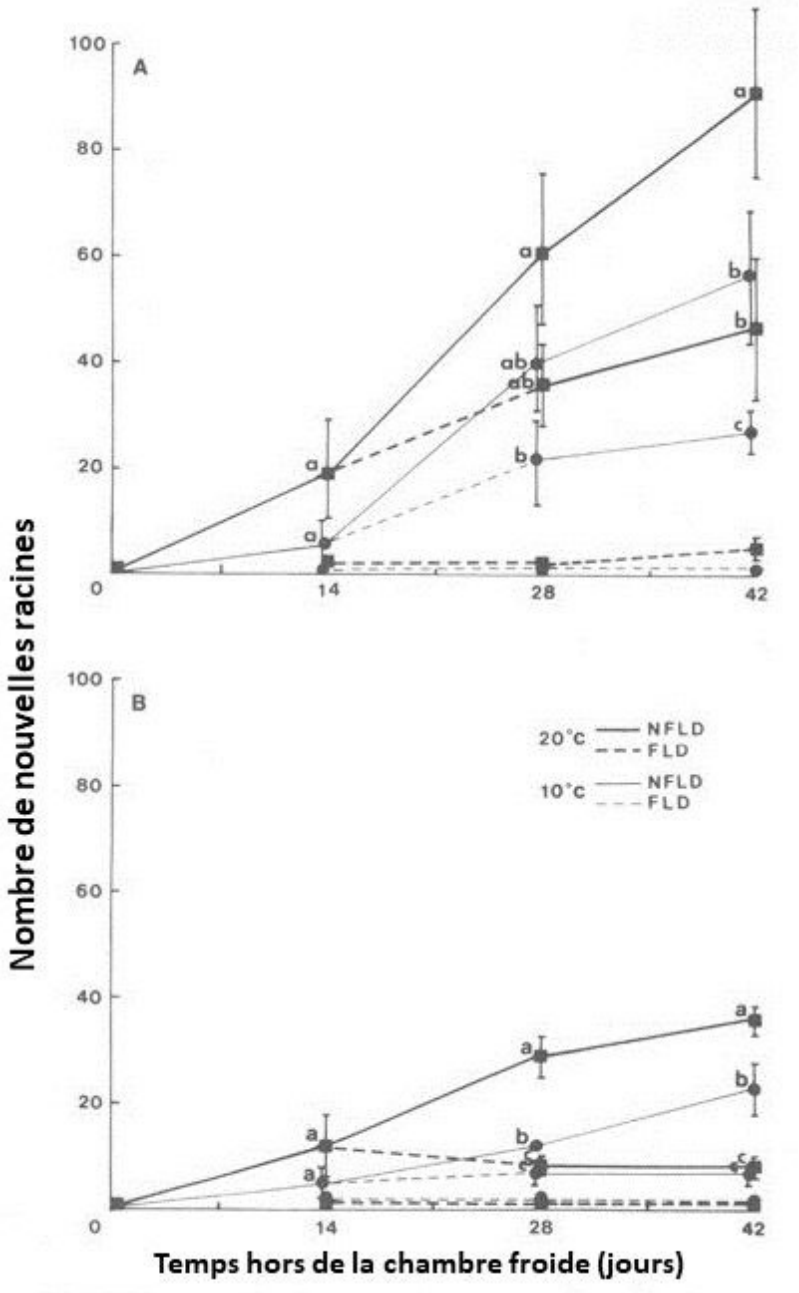


Figure 5.3 « Développement de nouvelles racines (A) de semis d'épinette noire et (B) d'épinette blanche au cours de l'expérience. Le nombre de nouvelles racines développées dans une espèce donnée ainsi que la température du sol entre les traitements non inondés, inondés-non inondés-non inondés, suivis d'une lettre commune ne sont pas significativement différents à p = 0,05, comme le confirme le test de comparaison de moyennes de Tukey. Une comparaison statistique n'a pas été effectuée avec les semis inondés en raison du peu de racines ou de l'absence de développement des racines. » (Grossnickle, 1987).

Lors d'une étude en laboratoire, les racines de jeunes plants d'épinette blanche n'ont pénétré que de deux centimètres sous une nappe phréatique artificielle. Les extrémités des racines existantes ont été tuées par une inondation prolongée, mais ont survécu à une inondation plus courte (Levan et Riha, 1986). Aucune croissance racinaire ne s'est produite chez les semis

d'épinette blanche ou d'épinette noire placés dans le traitement inondé immédiatement après avoir été retirés de la chambre froide (Grossnickle, 1987). L'épinette noire, et non l'épinette blanche, a montré une certaine croissance des racines après avoir été inondée temporairement.

5.3.18 Interaction entre l'eau et la fertilité

Les forestiers ont longtemps été conditionnés à penser que, selon D.P. White (1958), « la majorité des sites forestiers contiennent déjà assez d'éléments nutritifs pour assurer une bonne croissance sans devoir être améliorés par fertilisation, étant donné que c'est le manque d'humidité qui entrave la croissance optimale ». Ils ont également été influencés par les affirmations de Kramer (1959) selon lesquelles « le type de croissance des plantes et leur abondance sur la majeure partie du globe dépendent principalement de la disponibilité de l'eau, sauf peut-être de celle de la température ». Comme 30 % de la surface terrestre peut être classée comme aride (Thornbury, 1954), Kramer avait peut-être raison sur le plan technique. Cependant, sur les sites forestiers des zones humides et subhumides, les nombreux cas de forte réaction positive aux engrais et de très faible réaction à l'arrosage laissent croire que la fertilité peut souvent être plus limitative que l'eau. Oksbjerg (1954) a noté la facilité avec laquelle on a souvent attribué à tort l'eau — en manque ou en excès — à tout phénomène plante-sol. Même dans le cas d'un sol à texture grossière et sec, la fertilité peut être plus limitative que l'humidité. Klages et Ryerson (1965) ont appliqué des traitements à l'azote et ont arrosé des espèces indigènes pendant trois ans. Les deux traitements ont augmenté le rendement tous les ans, l'azote (beaucoup plus efficace que l'eau) jusqu'à 300 %. Une combinaison des deux traitements s'est avérée la plus efficace. Deux ans après l'arrêt des traitements, les espèces tiraient encore un peu profit de l'azote, mais non des traitements d'arrosage, qui ont eu un effet de réduction du rendement.

Par ailleurs, Björkman (1953) a mutilé le système racinaire d'épinettes de Norvège 2+1 et les a plantés dans deux sols, l'un très fertile l'autre peu fertile, sur lesquels ils avaient installé un système d'arrosage différentiel 20 : 1. Les plants sur sol très fertile se sont montrés beaucoup moins vulnérables à la réduction des racines que ceux sur sol peu fertile et les différences de régime d'arrosage n'ont eu aucun effet apparent. Dans le sol peu fertile cependant, le régime d'arrosage élevé s'est révélé très bénéfique (tableau 5.8). Wiersum (1958) a évoqué l'hypothèse selon laquelle l'humidité aurait eu pour effet d'augmenter l'absorption des éléments nutritifs à de faibles concentrations d'ions en solution, en raison de l'augmentation du taux de diffusion. La diffusion est le mécanisme de déplacement dominant de l'azote, du phosphore et du potassium à de faibles concentrations de la solution du sol, du moins dans le maïs lorsque le taux de transpiration est élevé (Barber, 1962).

Tableau 5.8. Effet de la fertilité et de l'arrosage sur la croissance et la survie de l'épinette de Norvège 2+1, moyenne des valeurs de traitement (d'après Björkman, 1953).

	Fertilité élevée		Fertilité faible	
	Eau basse	**Eau haute**	**Eau basse**	**Eau haute**
Hauteur moyenne (mm)	89	89	74	80
Mortalité (%)	2	7	60	36

Paradoxalement, D. P. White (1958) a noté que « l'application d'un engrais potassique sur des sols présentant une carence prononcée en potassium entraîne une forte réaction de croissance des plantes, même si l'humidité est également un facteur limitatif ». Il faisait référence à des études portant sur des plantations d'épinettes de Norvège, de pins sylvestres et de pins rouges sur des sables d'épandage fluvioglaciaires grossiers et profonds dans l'État de New York. Il n'y avait pratiquement pas de changement de couleur des aiguilles après l'application d'un engrais complet lors d'une année particulièrement humide. Toutefois, on a observé des changements importants concernant leur couleur et leur longueur au cours de la première saison de croissance suivant une fertilisation similaire lors d'une saison de croissance extrêmement sèche.

Francis Bacon (1561 – 1626) croyait que l'eau constituait le « principal aliment » des plantes. Van Helmont (1577 – 1644) avait observé que 200 livres de terre sur lesquelles il avait fait pousser un saule avaient perdu environ 2 onces en 5 ans, alors que celui-ci était passé de 5 à 169 livres 3 onces. Il en avait conclu que la croissance était due uniquement à l'eau (Russell, 1961). Depuis, le rôle des éléments minéraux dans la nutrition des plantes est mieux compris. Toutefois, dans le domaine de la sylviculture, on a toujours tendance à attribuer les différences de croissance et de rendement uniquement à l'humidité du sol, comme l'avait écrit D. P. White (1958) : « Que la nutrition minérale puisse être un facteur sur des sables profonds et grossiers, où l'humidité est si souvent limitante, serait mis en doute par de nombreux forestiers. »

5.3.19 Réaction équivoque à l'apport d'eau

Certaines réactions des plantes attribuées à l'eau seraient davantage le fruit de la fertilisation. On note chez les forestiers une tendance à attribuer la cause des phénomènes de croissance en grande partie à la relation hydrique sol-plante, notamment par Oksbjerg (1954) : « Dans les problèmes [concernant les relations hydriques entre le sol et la plante] de ce type, il est facile d'expliquer tous les phénomènes du sol par les conditions d'humidité. J'ai donc été surpris de constater qu'aucune réaction positive claire à l'arrosage n'avait été observée dans le cadre d'expériences réalisées au Danemark en 1949 et 1950 sur des plants d'épinette de Norvège 4+2, mesurant de 0,0 à 1,0 m, principalement sous un couvert de la même espèce dans une plantation de première rotation sur des terres abandonnées. Les arrosages correspondent respectivement à 35 mm de précipitations en 1949 et 85 mm en 1950. Dans un autre essai, une parcelle de 1,80 m^2 contenant quatre épinettes de Norvège a été arrosée chaque semaine, en plus des 10 mm de pluie naturelle, sauf durant une période de trois semaines. Entre le 1er mai et le 1er août, date à laquelle l'arrosage a pris fin, la parcelle a reçu

environ 130 mm d'eau additionnelle. Les mauvaises herbes et les épinettes ne se sont pas développées sous l'effet de ce traitement.

Heiberg et White (1956) ont signalé que, chez le mélèze d'Europe, dans l'État de New York, la croissance en hauteur s'était accrue de 12 fois après avoir stagné pendant sept à huit ans. L'hypothèse d'un recours à des réserves profondes d'humidité a été émise, le site étant sablonneux et « sec ». Heiberg et Loewenstein (1958) ont ensuite attribué la meilleure croissance aux racines du mélèze, qui se sont étendues vers des couches de texture plus fine, situées à 3,4 m sous la surface. Cela laisse croire que « ces couches ont probablement assuré le transport latéral de l'eau et des éléments nutritifs depuis une pente fertile située à environ 120 m », où « un petit ruisseau qui draine la pente traverse la plaine et disparaît dans le sable ». Mais Heiberg et Loewenstein ont aussi indiqué qu'ils avaient trouvé, dans les fosses pédologiques profondes, des sables graveleux stratifiés avec des loams sableux jusqu'à une profondeur minimale de 6 m. Il est peu probable que la couche de sol à 3,4 m de profondeur serve d'aquifère dans ces conditions.

Dans la même région, et sur un sol d'épandage semblable, White et Wood (1958) ont étudié le pin rouge dans une plantation âgée de 25 ans, où certaines parties présentaient une bonne croissance, tandis que d'autres étaient en mauvaise condition. Ils ont constaté que la présence d'une couche de sable fin limoneux était corrélée à une bonne croissance; ils ont attribué cette meilleure croissance à la « contribution significative » (estimée à 15 à 30 cm d'humidité en période de croissance dans les 3 premiers mètres de sol) apportée par cette couche à sa capacité de retenir l'eau et d'approvisionner les arbres. Il est toutefois impératif que l'influence de la couche de texture plus fine soit effective seulement lorsque les racines des arbres peuvent y accéder. Cette couche contenait également des quantités faibles, mais significatives de potassium échangeable dans un sol par ailleurs déficient en cet élément nutritif. Heiberg et Loewenstein (1958) ont émis des réserves quant à l'explication de White et Wood portant sur le facteur « eau ». Ils soulignent la stricte adhésion des modèles de croissance aux anciennes lignes de clôture, ainsi que la grande variation de la profondeur de la couche de particules fines dans toute la plaine, qui ne présente pas nécessairement de corrélation avec la croissance. De plus, ils notent une bonne croissance le long de la bordure nord de la plaine, qui est probablement moins cultivée et donc moins appauvrie en éléments nutritifs, ce qui rend peu probable que les relations plantes-eau soient meilleures.

5.3.20 Réévaluation des expériences classiques de creusement de tranchées

Les résultats d'une ou l'autre des études sur des parcelles en tranchées sous des couverts forestiers pourraient, à première vue, constituer une preuve irréfutable de la démonstration de fortes réactions de la végétation à l'humidité sur les parcelles en tranchées. L'ouvrage classique de Fricke (1904) a renversé le dogme selon lequel la quantité de végétation présente sous le couvert forestier dépend principalement de la quantité de lumière qui y pénètre. Il a montré qu'un peuplement âgé de 70 à 100 ans, dont la hauteur des groupes de pins sylvestres avait augmenté en 10 ans, voyait sa production doubler l'année suivant le creusement de tranchées fermées. Fabricius (1927) a creusé des tranchées autour de la régénération d'épinettes blanches dans des peuplements d'épinettes de Norvège matures. Il a observé que le feuillage

de la régénération passait du jaunissement au vert foncé. De plus, l'année suivant le creusement des tranchées, il a observé une augmentation de la hauteur des épinettes six fois supérieure à celle des épinettes des parcelles témoins non creusées. Toumey et Kienholz (1931) ont creusé des tranchées et répété l'opération quatre fois en deux ans dans des parcelles d'un peuplement de pins blancs de 41 ans. Ils ont conclu que « dans de nombreux cas, le manque d'humidité du sol semble davantage empêcher l'établissement de la végétation de surface que le manque de lumière ». Dans toutes ces études, les parcelles en tranchées présentaient des taux d'humidité du sol plus élevés que les témoins, malgré la stimulation de la végétation.

Ces cas sont-ils suffisants pour prouver que l'épuisement de l'humidité du sol a été plus important lorsque les racines des arbres du couvert forestier, mais peu la végétation de surface, étaient présentes que lorsque les racines des arbres du couvert forestier étaient absentes, mais que la végétation de surface était beaucoup plus dense? La réponse est oui. Cependant, cela ne constitue pas une preuve que la présence d'humidité dans le sol était la cause des réactions de la végétation des parcelles en tranchées. La fertilité du sol s'est aussi améliorée. En effet, chaque fois qu'on creuse une tranchée sur une parcelle, on tue nécessairement la végétation, ce qui équivaut à effectuer un traitement de fertilité. Les racines sectionnées commencent alors à se décomposer, ce qui libère des éléments nutritifs. L'amélioration des conditions d'humidité du sol contribue assurément à l'amélioration de la croissance de la végétation des parcelles en tranchées. Mais l'augmentation de la fertilité pourrait bien être le facteur principal. Premièrement, les racines des arbres en surplomb n'extraient plus les éléments nutritifs, mais la litière continue de se renouveler. Deuxièmement, les racines coupées libèrent des éléments nutritifs. Troisièmement, il n'y a pas d'apport artificiel de précipitations pour stimuler la végétation de sous-bois (Moore, 1926; Watt et Fraser, 1933). Watt et Fraser ont ajouté de l'eau distillée à des intervalles d'environ 10 jours pendant deux saisons de croissance à une parcelle dans la partie comprenant principalement de l'agrostide ondulée (*Avenella flexuosa* [L.] Drejer) et d'oxalide de montagne (*Oxalis montana* Rafinesque) dans un peuplement mature de pins sylvestres. Les ajouts totaux d'eau durant ces deux années représentent 1 190 mm, alors que les précipitations annuelles moyennes dans cette région sont de 810 mm. Une forte réaction négative a réduit la production de matière sèche à environ la moitié de celle du témoin.

5.3.21 Densité du sol, compaction, impédance mécanique

En 1988, Corns a voulu mesurer l'effet résiduel de l'exploitation forestière estivale sur la densité apparente de sols développés sur quatre matériaux parentaux (argile glaciolacustre, till de loam argileux, fluvioglaciaire grossier et éolien loameux), 24 ans après leur préparation mécanique. Tous les sols montraient les signes de compaction, à l'exception de ceux de la série de sols Summit, composée principalement de luvisols gris brunisoliques développés sur des dépôts fluviaux caillouteux du Tertiaire. Les luvisols gris brunisoliques, développés sur un till de loam argileux de la série de sol Marlboro, ont montré les signes les plus importants de la compaction. Il a fallu jusqu'à 21 ans pour que leur densité apparente revienne à celle des forêts non perturbées. Dans les études en laboratoire, des semis d'épinette blanche et de pin tordu latifolié ont été cultivés sur des sols compacts issus des quatre types de matériel parental à des densités de masse représentant les conditions de terrain immédiatement retrouvées après l'exploitation forestière et la préparation du site, 5 à 10 ans après la perturbation, ainsi que

celles observées dans la forêt non perturbée. Dans la plupart des cas, la croissance des semis a diminué en raison de l'augmentation de la densité apparente du sol.

L'impédance mécanique est la résistance mécanique externe d'un milieu de culture à la pénétration, p. ex., par une racine ou un pénétromètre (Sutton, 1969c; Sutton et Tinus, 1983). L'une des difficultés liées à son évaluation découle de la proximité des effets de la densité du sol, de l'excès d'humidité et d'une mauvaise nutrition sur les racines (Wiersum, 1957). Ces facteurs interagissent entre eux, en plus de prendre en compte la taille et la rigidité des pores du sol. Cela peut expliquer pourquoi l'impédance mécanique n'est souvent pas explicitement reconnue, voire même ignorée. Cependant, d'excellentes études, bien qu'elles concernent d'autres espèces que les épinettes, mettent en évidence des considérations qui seraient cruciales pour établir ces espèces.

Pfeffer (1893) a montré que des racines de différentes tailles pouvaient se développer malgré des contre-pressions axiales allant de 5 à 24 atmosphères, ainsi que malgré des contre-pressions radiales inférieures à 6,5 atmosphères. En travaillant sur le maïs, Gill et Miller (1956) ont inventé un appareil ingénieux. Celui-ci leur a permis de générer une impédance mécanique variable à la croissance des racines des semis, qui étaient immergées dans une fine couche de billes de verre entre un diaphragme et une plaque de base. Ils ont démontré que, si la croissance se poursuivait dans des concentrations d'oxygène aussi faibles que 1 % en l'absence de contrainte mécanique, des réductions relativement modestes sous la concentration normale d'oxygène diminuaient considérablement la capacité d'une racine à s'élargir lorsqu'elle était soumise à une contrainte mécanique. La croissance n'a pas été observée à des pourcentages d'impédance relativement faibles à de faibles concentrations d'oxygène. La pression dans la chambre où la croissance semble s'être arrêtée était environ la moitié de celle qu'avait obtenue Pfeffer (1893) au stade maximal du développement des racines des plants. Cependant, Gill et Miller ont souligné que la contrainte réelle subie par une racine en pleine croissance dans leur dispositif a probablement été beaucoup plus grande que celle appliquée sur la membrane.

Wiersum (1957) a démontré que les jeunes racines n'arrivent pas à percer un pore étroit et rigide en passant par une constriction localisée. De telles constrictions sur des racines plus âgées sont causées par des inhibitions localisées de la croissance secondaire. Wiersum en a aussi conclu que la croissance des racines dans un sol fin et dense peut être entravée par une résistance purement physique, et qu'une couche de sol compacte peut agir comme une barrière. La résistance mécanique d'un sous-sol de sable peut empêcher les racines de pénétrer plus profondément, sous la couche de terre arable. Le sable tassé, comme celui d'une poche, est notoirement très résistant. De plus, comme l'a souligné Earl Stone (communication personnelle), les différences entre les sables et les graviers en matière de forme, d'assortiment et d'emballage des particules, ainsi que de cimentation ou d'effet de voûte, ont été largement ignorées. Selon De Roo (1961), la résistance mécanique à la pénétration des racines est de première importance dans les sols compacts à texture grossière ou moyenne.

Une grande partie de l'expérimentation sur la croissance des racines dans un sol part de l'hypothèse implicite que celui-ci est homogène en matière de texture effective, une hypothèse qui est rarement, voire jamais, justifiée par les conditions du terrain. La pénétration des racines

dépend beaucoup, et parfois entièrement, des canaux biotiques et de la structure du sol. Un loam limoneux de Lucas (Cline, 1961) à Ithaca, dans l'État de New York, a été facilement pénétré par les racines d'épinette blanche, mais seulement entre les éléments structuraux. Des racines d'extension fortes et vigoureuses, d'une largeur de 3 mm et d'une section transversale très aplatie, zigzaguent dans le sol en se conformant à la structure (Sutton, 1968)**.**

5.3.22 Texture du sol

L'effet de la texture en soi sur la croissance des plantes est mineur par rapport aux effets sur l'aération, l'apport d'humidité et la disponibilité des éléments nutritifs (Dunn et Lyford, 1946). Néanmoins, il est important de mentionner les principales contraintes liées à l'argile et au sable.

Un sol argileux peut être froid et humide au printemps, sec et dur en été, fertile, mais chargé de végétation concurrente. Il est aussi très sujet aux soulèvements et aux fissures. Des taux élevés de mortalité ont été observés chez des épinettes blanches plantées sur un tel sol, lorsqu'il était froid et humide (cf. Sutton, 1968). La présence d'herbacées et de graminées vigoureuses semble souhaitable, à condition qu'elles n'aggravent pas le soulèvement par le gel. On devrait seulement envisager une lutte partielle, et il est peu probable que la fertilisation favorise l'établissement des plants. Il peut s'avérer utile de faire appel à des méthodes particulières de plantation, comme celles qu'ont utilisées Wilde et Voigt (1967) pour planter des pins blancs et rouges sur un loam argileux limoneux. En effet, la plantation en buttes, qui consiste en une succession de deux buttes orientées vers l'intérieur, a permis de résoudre les principaux problèmes posés par un sol qui « au moment de la fonte des neiges et pendant les périodes de pluie… se retrouve saturé d'eau puis dépourvu d'air ». Les gelées de printemps et d'automne causent un déchaussement important. Pendant les périodes de sécheresse, l'argile se rétracte, ce qui donne lieu à la formation d'un réseau de larges canaux. Cette altération structurelle, associée à la forte hygroscopicité du sol, a entraîné des pénuries périodiques de disponibilité en eau dans les horizons superficiels du sol. La sécheresse est souvent exacerbée par la faible perméabilité de la couche superficielle du sol compacté, ainsi que par la lenteur des racines des arbres pour pénétrer la couche inférieure. La vigueur de croissance des mauvaises herbes, surtout du chiendent, est aussi un facteur qui entraîne une diminution de l'approvisionnement en eau. L'argile, soit gorgée d'eau et collante, soit sèche et dure comme de la pierre, fait de la plantation d'arbres une tâche ardue.

Les sols sablonneux présentent également de sérieuses contraintes, dont la plus contraignante est probablement l'infertilité. L'entrave mécanique, le drainage excessif et les grandes populations de vers blancs constituent également des contraintes. Cependant, l'épinette blanche n'est généralement pas une candidate de choix pour la plantation sur les sables les plus difficiles, c.-à-d. ceux qui sont à la fois pauvres et secs.

5.3.23 Volume du sol

Le volume disponible pour l'exploitation des racines constitue un facteur important dans l'analyse d'un sol, mais il exerce plutôt une influence indirecte sur la croissance. Même si, selon Wiersum (1961), « une restriction considérable du volume du sol n'entrave guère la croissance », les quantités absolues d'éléments nutritifs, ainsi que leurs concentrations, deviennent de plus en plus importantes à mesure que le volume du sol diminue, à moins qu'un enrichissement tellurique ne se produise. Le volume du sol a aussi une influence importante sur les relations entre l'eau et le sol ainsi que sur la stabilité des arbres et des peuplements. Lors d'essais de plantation réalisés sur des sols peu profonds de la plaine calcaire de Smith's Falls, dans l'est de l'Ontario, le taux de survie de l'épinette blanche, du pin sylvestre, du pin gris et du cèdre blanc était plus élevé que celui des autres espèces, y compris les pins blancs et rouges (Campbell, 1966).

5.3.24 Mouvement du sol

L'élagage naturel des racines de l'épinette blanche, causé par le soulèvement par le gel et la fissuration du sol due au rétrécissement, est un phénomène courant dans les jeunes plantations de la Ceinture verte d'Ottawa, dans l'est de l'Ontario (Sutton, 1968). Un élagage naturel extrême des racines s'est produit sur le site du sol argileux P63. En effet, chaque été, le sol s'asséchait suffisamment pour se fissurer, coupant souvent, voire habituellement, les racines qui s'étaient étendues à travers la ligne de fissure. De nombreux morceaux de racines cassées ont été observés pendant l'excavation des racines. À l'occasion, on a pu retracer une racine vivante jusqu'à une fissure de rétrécissement, puis l'apparier avec son prolongement sectionné de l'autre côté de la fissure.

Dans les sols limoneux de la même étude, il était fréquent que le côté d'un système racinaire d'épinette blanche soit très développé, avec de nombreuses ramifications, tandis que l'autre côté était plus juvénile, présentant peu de racines d'ordre tertiaire et supérieur (figure 5.4; Sutton, 1968). Ces cas semblent toujours être liés au soulèvement par le gel. Les preuves montrent qu'il en résulte de la libération, durant le soulèvement, des forces latérales et verticales développées par le cisaillement ou l'arrachage des racines du côté le moins bien ancré du système racinaire. Une fois enclenché, le processus se poursuit jusqu'à ce que l'ancrage du système racinaire dans son ensemble devienne suffisant pour résister à un nouveau soulèvement par le gel (Sutton, 1968). Un cas extrême de ce que le soulèvement par le gel peut faire à l'épinette blanche est celui des plantations sur des sols argileux près de Cochrane, dans le nord de l'Ontario. 17 ans après leur plantation, des dizaines d'arbres, qui avaient atteint une hauteur d'un à deux mètres, se sont retrouvés couchés au sol sans avoir été déracinés. Ces arbres n'étaient ancrés dans le sol que par les extrémités de quelques racines latérales (souvent trois seulement), tandis que la majeure partie de leur système racinaire se trouvait au-dessus du sol (Sutton, 1992). Les tiges étaient suffisamment élevées du sol (voir figure 5.5; Sutton, 1992) pour permettre de passer sous elles sans endommager le système racinaire. C'est probablement le gel et la fissuration estivale qui ont entraîné ce phénomène.

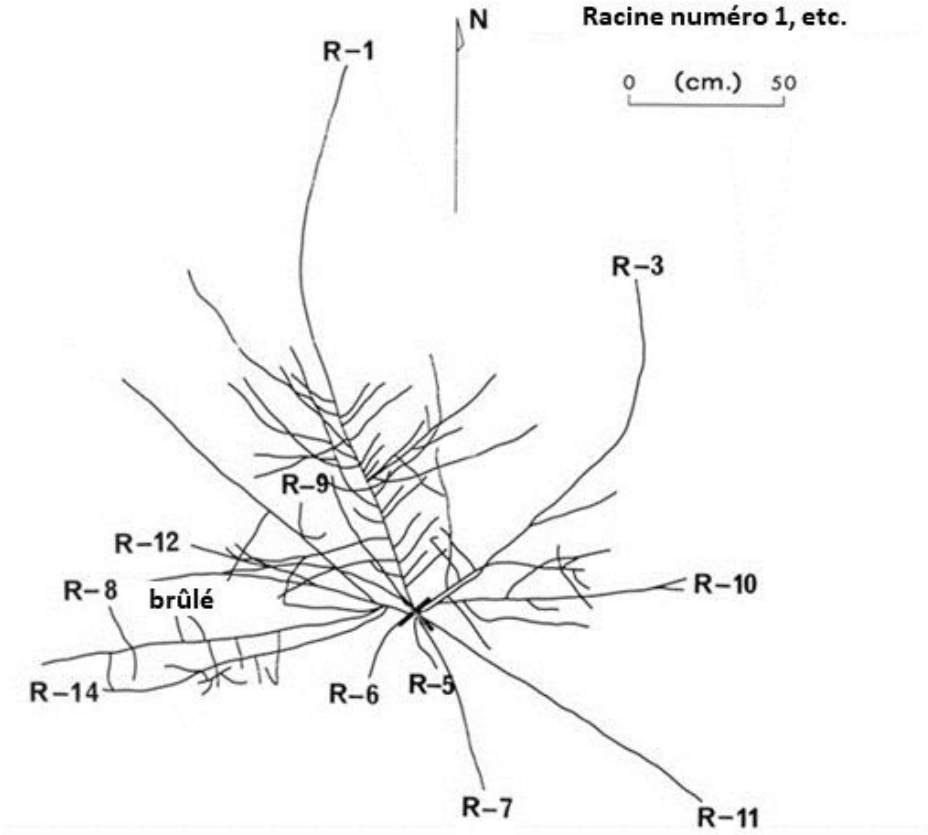


Figure 5.4. Système racinaire de l'épinette blanche (Sutton, 1968).

Le soulèvement par le gel peut nuire à la régénération des arbres forestiers dans les zones où les températures sont inférieures au point de congélation, ainsi que dans les sols devenus sensibles grâce à certaines combinaisons d'humidité et de texture. Goulet (1995) a examiné le problème en détail. Les soulèvements par le gel et la fissuration par dessiccation sont les deux principaux types de mouvements du sol qui influencent grandement la formation précoce du système racinaire dans certains sols (Sutton, 1969 c).

Le système racinaire des conifères, quelques années après leur plantation, présente parfois une asymétrie étonnante. L'hétérogénéité latérale des conditions du sol en est une cause fréquente (cf. Lyford et MacLean, 1966). Cependant, l'asymétrie peut également découler de dommages, parfois graves, causés par le déplacement du sol à la suite de modifications de la forme du sol ou du taux d'humidité du sol.

Figure 5.5 Soulèvement par le gel de l'épinette blanche.

Compris de manière générale depuis sa description par von Mohl (1860) et Sachs (1860), le soulèvement par le gel peut être expliqué correctement par Hesselman dès 1900. Il s'agit aussi d'un phénomène qui peut être produit artificiellement. Le soulèvement par le gel peut éjecter et exposer les racines, affecter la taille naturelle des racines et compromettre la stabilité des arbres. Les petits semis, qu'ils soient plantés dans un champ ou une pépinière, sont les plus susceptibles d'être éjectés, partiellement ou complètement. Des épinettes blanches apparemment bien établies ont pourtant été laissées prostrées par le soulèvement, quatre saisons de croissance après avoir été plantées comme plants 2+2 (Sutton, 1968). Dans les anciennes plantations en plein champ, sur des sols susceptibles de se soulever, la probabilité de rupture des racines augmente probablement avec la taille du système racinaire, atteignant peut-être un maximum juste avant la fermeture du couvert. Le système racinaire de plusieurs épinettes blanches de 4 et 5 ans sur des sols sujets au soulèvement par le gel sont devenues fortement asymétriques vues du dessus. Le cisaillement et l'arrachage des racines sur les parties les moins bien ancrées du système racinaire peuvent souvent constituer le mécanisme par lequel les contraintes générées pendant le soulèvement sont libérées. Le processus se poursuivrait jusqu'à ce que l'ancrage du système racinaire dans son ensemble devienne assez fort pour résister à un nouveau soulèvement. Peut-être qu'une certaine amélioration du climat

du sol grâce au développement progressif de la couverture végétale y contribuerait. Le phénomène de pliage en accordéon des racines principales descendantes de jeunes épinettes blanches a aussi été attribué au soulèvement par le gel, dans un loam limoneux bien structuré à Ithaca, à New York (Sutton, 1967b).

Le degré de soulèvement des plants par le gel dépend grandement de la nature de la préparation du site. Une étude menée dans le nord de la Suède visant à déterminer les effets du soulèvement par le gel sur l'établissement de semis d'épinette de Norvège d'un an en récipient en fonction de la méthode de plantation et de la préparation du site en billonnage. Elle montre que, deux ans après, le degré de soulèvement, mesuré sur deux ans, était le plus élevé dans le trou (Sutherland et Foreman, 1995) et pratiquement inexistant au sommet de la butte et dans la couche d'humus (Sahlén et Goulet, 2002). La profondeur de plantation n'a pas influencé le degré de soulèvement, peu importe que la plantation ait été effectuée au printemps ou en automne.

5.4 CONTRAINTES BIOTIQUES

Les contraintes biotiques comprennent celles que les semis ont déjà subies avant leur transport vers le site de plantation. En pépinière, le régime cultural (y compris l'application d'herbicides, les méthodes de manipulation et d'entreposage) peut avoir des effets considérables sur le succès de plantation. Une mauvaise manipulation ou un entreposage défectueux sur le terrain après que les plants ont quitté la pépinière peuvent facilement entraîner leur mort. Il faut prendre des mesures préventives.

Pour autant que les épinettes blanches soient bien plantées, la méthode de plantation utilisée semble sans importance (Stiell, 1958b; Brace, 1964; MacArthur, 1964d). Cependant, la qualité de la plantation affecte directement la survie et la croissance (Paterson et Hutchinson, 1989).

5.4.1 Mammifères

Petits mammifères

Les petits mammifères consomment les semences des conifères et se nourrissent également des semis. Des souris sylvestres (*Peromyscus maniculatus*) et des campagnols à dos roux de Gapper (*Myodes gapperi*) ont consommé quotidiennement un maximum de 2 000 semences d'épinette blanche et de 1 000 semences de pin tordu latifolié. Les deux espèces de souris consomment des quantités égales de semences, mais montrent une préférence pour le pin par rapport à l'épinette (Wagg, 1963). Wagg a observé que le campagnol des prés à queue courte (*Microtus pennsylvanicus*) avait mangé tous les semis d'épinette blanche et de pin tordu latifolié disponibles; ils les arrachaient du sol et, les tenant entre leurs pattes, les grignotaient complètement. Wagg (1963) a attribué ces dommages aux campagnols des prés, qui avaient causé pendant plusieurs années des dommages à de jeunes épinettes blanches, en s'attaquant à l'écorce et au cambium.

En 1960, le Service canadien de la faune a entrepris de déterminer l'influence des petits mammifères sur la régénération des forêts en Alberta (Radvanyi, 1974). Les populations de petits mammifères variaient selon la saison, le type d'habitat et le temps écoulé depuis la production de cônes. En général, on a constaté qu'une zone anciennement couverte d'épinettes blanches et coupée au début du printemps abritait de 7 à 10 petits mammifères par

hectare, principalement des souris à pattes blanches, des campagnols à dos roux de Gapper et des musaraignes. En septembre, l'augmentation de la végétation au sol avait amélioré l'habitat, ce qui a fait passer la population de petits mammifères par hectare à 20-25 individus. Un an plus tard, la population était passée à 30 ou 37 par hectare. Dès la cinquième année après la production de cônes, la densité de la végétation herbacée avait créé un habitat pour 37 à 44 petits mammifères par hectare. Deux mille semences d'épinette blanche marquées avec des radio-isotopes de Scandium 46 ont été déposées sur le parterre forestier au début du mois de juin, au moment des opérations d'ensemencement. Parmi les semences individuelles qui avaient été placées à 15 cm des piquets marqueurs, 28 % avaient été déplacées de 38 cm en moyenne par rapport au point de placement. Les semences ont été récupérées à la fin de septembre, principalement dans les 7 premiers centimètres du sol, mais aussi sur les pistes de petits mammifères, sous les troncs d'arbres, dans les fourmilières, les toiles d'araignée, les nids de frelons, dans les cônes de pin ouverts ou les feuilles de feuillus enroulées, jusqu'à une profondeur de 38 cm dans le sol et jusqu'à 124 cm du point de mise en place. Lors d'essais ultérieurs, des semences d'épinette blanche radiomarquées ont été retrouvées à 61 m du point de mise en place. Sur les 200 semences initiales, 90,9 % ont été récupérées en totalité ou en partie lors de l'étude initiale sur le devenir des semences. Parmi celles-ci, 20,6 % sont restées inchangées, 24,3 % ont séché et 49,3 % ont été détruites au cours des 17 semaines de séjour des semences sur le terrain. Seulement 5,8 % ont germé. Parmi les semences détruites, 71,4 % l'ont été par des souris et des campagnols (*Peromyscus*, *Myodes*, *Microtus*, *Zapus*), 19,2 % par des tamias (*Eutamias*), 5,9 % par des musaraignes (*Sorex*) et 3,5 % par des insectes non identifiés.

Pour déterminer si l'ensemencement d'épinettes blanches pouvait réussir s'il était effectué lorsque les populations de petits mammifères étaient faibles, on a marqué 2 000 semences supplémentaires que l'on a semées dans deux zones d'étude en juin 1966 (Radvanyi, 1974). Les populations de petits mammifères granivores se situaient entre 9,1 et 7,7 animaux/ha, soit 44 % de moins que dans la zone d'étude de 1962. Pourtant, 50,4 % des semences ont été détruites, soit un peu plus que les 49,3 % perdus en 1962.

Une partie des semences d'épinette d'Engelmann se trouve perdue à la suite de la coupe et à l'entreposage des cônes par les écureuils roux américains (*Tamiasciurus hudsonicus*) (Alexander et Shepperd, 1984); une perte similaire de semences d'épinette blanche se produit sans aucun doute dans toute son aire de répartition.

Une fois répandues, les semences contribuent au régime alimentaire des petits mammifères, p. ex., les souris sylvestres, les campagnols à dos roux de Gapper, les campagnols des montagnes (*Microtus montanus*) et les tamias mineurs (*Neotamias minimus*). L'ampleur de la perte est difficile à déterminer et les études avec et sans protection des semences ont donné des résultats contradictoires. Dans l'ouest du Montana, par exemple, le succès de survie de semis d'épinettes n'a guère été meilleur sur des parcelles protégées que sur des parcelles non protégées (Schopmeyer et Helmers, 1947), mais en Colombie-Britannique, la régénération des épinettes a bénéficié de la protection contre les rongeurs (Smith, 1955).

Les populations de petits rongeurs et la survie des semis de conifères ont été suivies par Kennedy et coll. (1989) sur une zone remise en état dans le centre-ouest de l'Alberta de septembre 1979 à septembre 1985. Bien que plusieurs espèces de rongeurs cricétidés et de musaraignes aient été capturées lors du programme de piégeage vivant, seuls les campagnols des prés et les souris sylvestres étaient présents en nombre suffisant pour suivre les variations annuelles d'abondance. Les campagnols des prés ont augmenté rapidement sur la zone régénérée de 1979 à 1981, sont restés en nombre élevé jusqu'en 1984, puis ont fortement diminué en 1985. Les souris sylvestres ont augmenté jusqu'à un nombre modéré de 1979 à 1981, puis ont diminué progressivement jusqu'en 1983. En 1984 et 1985, très peu de souris sylvestres étaient présentes. Deux espèces de semis de conifères, le pin tordu latifolié et l'épinette blanche, ont été plantés sur la zone régénérée en 1979 et 1980. Le nombre de semis tués ou endommagés par les petits rongeurs, principalement par annélation, a fortement augmenté en 1981 et est resté à des pourcentages élevés jusqu'en 1984. Des corrélations significatives entre le pourcentage de la mortalité annuelle des semis attribuée aux petits rongeurs ou le pourcentage de semis vivants endommagés par les petits rongeurs et l'abondance des campagnols des prés l'hiver précédent indiquent que la mortalité et les dommages causés aux semis sur ce terrain remis en état sont en partie déterminés par l'abondance des campagnols des prés pendant l'hiver. Ce résultat est en accord direct avec les conclusions d'études similaires menées dans d'autres régions d'Amérique du Nord et en Europe.

Une contrainte biotique importante, bien qu'indirecte, sur l'établissement de l'épinette est la déprédation des semences par les écureuils. Jusqu'à 90 % d'une production de cônes a été récoltée par des écureuils roux (Zasada et coll., 1978). Les souris sylvestres, les campagnols, les tamias et les musaraignes peuvent consommer de grandes quantités de semences; une souris peut manger 2 000 semences par nuit (Radvanyi, 1970b). Des applications répétées d'un demi-million de semences/ha n'ont pas permis de produire les 750 arbres/ha recherchés par Northwest Pulp and Power, Ltd. près de Hinton, en Alberta (Radvanyi, 1972). Elles ont cependant sans doute laissé beaucoup de petits mammifères bien nourris. La recherche des bourgeons d'hiver par les écureuils (Rowe, 1952) n'a pas été rapportée en relation avec les jeunes plantations, mais Wagg (1963) a noté qu'à Hinton, en Alberta, des écureuils roux ont été observés en train de couper les rameaux latéraux et terminaux et de se nourrir des bourgeons végétatifs et floraux de l'épinette blanche.

Grands mammifères, brouteurs (herbivores)

Les mammifères herbivores sont une cause majeure des dommages que les arbres subissent, en particulier, mais pas exclusivement, à la régénération dans le nord-ouest du Pacifique (Sullivan, n.d.a) et ailleurs. Tous les stades de la régénération forestière, de l'ensemencement direct à la plantation jusqu'aux peuplements dégagés de la concurrence, sont vulnérables aux dommages causés par l'alimentation d'une ou plusieurs espèces de mammifères. Même des dommages sublétaux peuvent accroître la sensibilité des arbres aux maladies et à l'envahissement par la végétation concurrente. En général, les dommages graves peuvent être liés à des pics de population. Par exemple, la population du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) fluctue de manière cyclique pendant 9 à 10 ans, tandis que les populations des

diverses espèces de campagnols (*Microtus* spp.) présentent des cycles de trois à quatre ans. Le guide de terrain de Sullivan (n.d.a) illustre les dommages en plus de faciliter l'identification.

L'épinette blanche est rarement broutée par l'orignal (*Alces alces*) ou le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), mais le lièvre d'Amérique peut être lui très nuisible (Aldous et Aldous, 1944; Rowe, 1955; Wagg, 1964a; Sullivan et Sullivan, 1981). Divers essais d'alimentation ont indiqué que l'épinette blanche, bien que n'étant pas l'aliment préféré des lièvres, la trouvait modérément appétissante. Lors d'un test des préférences de broutement, l'épinette blanche a été la moins broutée par rapport à l'épinette de Norvège et à trois espèces de pins (Bergeron et Tardif, 1988). Krefting (1975) a classé l'appétence des lièvres pour l'épinette blanche dans une classe inférieure à celle des pins gris, rouges et blancs, mais supérieure à celle de l'épinette noire. Toutefois, s'appuyant sur les résultats d'une série d'expériences d'alimentation au cours desquelles des matériaux ligneux provenant de 26 espèces végétales ont été proposés à des lièvres en cage, Bookhout (1965) a conclu que leur appétence pour l'épinette blanche et pour quatre autres espèces était « bonne », entre les catégories « très bonne » et « passable ». Klein (1977), également, dans une étude des préférences alimentaires des lièvres en liberté en Alaska intérieur, a placé l'épinette blanche dans la catégorie intermédiaire. Les lièvres ont montré une préférence de 3 à 1 pour les branches d'épinette blanche de la partie supérieure des arbres par rapport aux branches inférieures, plus ombragées, reflétant apparemment des valeurs nutritives différentielles. Les concentrations en protéines étaient plus élevées dans les branches de la partie supérieure des arbres que dans celles des branches inférieures. Les teneurs en fibres et en lignine n'ont pas montré de relation cohérente entre les branches supérieures et inférieures.

Des plants d'épinette blanche 2+2, plantés dans un peuplement de feuillus tolérants non coupés (érable à épis [*Acer spicatum* Lamarcksp.] 48 %, hêtre [Fagus (L.) spp.] 29 %, érable à sucre [*Acer saccharum* Marsh.] 20 %, bouleau jaune [*Betula alleghaniensis* Britt.] 1 %, sapin baumier 2 %) près de Nuttby, en Nouvelle-Écosse, ont été broutés à mort par des lièvres d'Amérique dès la quatrième année suivant leur plantation (Drinkwater, 1957b). En revanche, le taux de survie de l'épinette blanche dans des plantations parallèles sur des parcelles coupées à blanc a été de 80 %, malgré la concurrence des taillis de feuillus et de certains dégâts causés par les lièvres. En Ontario, du moins, le sapin baumier est généralement de qualité inférieure à l'épinette blanche et est plus vulnérable aux insectes et aux maladies. MacLean (1960) s'est demandé si la mauvaise qualité du sapin n'avait pas en partie été attribuable aux maladies introduites par les blessures résultant du broutement.

Dans la vallée de l'Outaouais, et peut-être ailleurs, on a constaté que les lapins à queue blanche (*Sylvilagus floridanus*) coupaient la flèche des jeunes épinettes blanches plantées à l'extérieur, en particulier celles qui étaient plus vigoureuses que la moyenne, mais la flèche nouvellement coupée était toujours laissée intacte sur le sol à côté du semis d'où elle provenait (Sutton, 1968). Les lièvres d'Amérique de la forêt boréale se livrent parfois à une activité similaire, qui peut être un moyen de fournir de la nourriture pour une consommation ultérieure, après qu'un certain degré d'altération ait ramolli les tissus et réduit la teneur en volatiles peu appétissants. Cette pratique pourrait affecter principalement les semis plantés par rapport aux semis

naturels, car la plus grande succulence et les teneurs en éléments nutritifs généralement plus élevés des premiers pourraient inviter au broutage de manière différente. Selon la « théorie actuelle de défense des plantes contre les herbivores », la résistance des plantes au broutement dépend en grande partie de la disponibilité des éléments nutritifs, de la lumière et de l'eau (Bryant et coll., 1987). Inversement, la vulnérabilité d'une plante au broutement est raisonnablement attribuable à la qualité d'aliments qu'elle offre au brouteur.

Aucun ensemble de facteurs ne détermine à lui seul les préférences en matière de fourrage chez les lièvres ou autres herbivores (Klein, 1977). Les besoins nutritionnels de l'herbivore peuvent être contrebalancés par la présence de toxines ou de substances réduisant la digestibilité des plantes et les substances « antiherbivores » d'une plante peuvent être « neutralisées » par les aliments d'autres plantes consommées avec elles.

Les changements dans la végétation et les populations de lièvres d'Amérique ont été évalués dans des zones de traitements herbicides de « dégagement des conifères » et de « conversion des arriérés » de 1987 à 1991 dans une forêt subboréale d'épinettes en Colombie-Britannique (Sullivan, n.d.a.). Les valeurs de volume et de couverture de la végétation ont montré que la strate herbacée et arborescente se rétablissait à l'image des témoins dans les 3 ans suivant le traitement herbicide. Les strates arbustive et arborescente sous couvert de conifères dominants ont été peu affectées dans le traitement de dégagement des conifères, mais dans le traitement de conversion des arriérés, les arbres et arbustes à feuilles caduques dominants ont été relativement lents à se rétablir. L'altération de l'habitat induite par les herbicides n'a pas semblé influencer l'abondance des lièvres, du moins dans les zones d'habitation optimale durant l'été et de l'automne. On a considéré que les lièvres étaient capables de demeurer abondants dans les habitats de début et de milieu de succession (< 25 ans) affectés par l'altération par les herbicides, mais Sullivan a averti qu'il pourrait en être autrement dans le cas d'autres types de forêts ou d'autres stades de succession, en raison de la variabilité de la nourriture et du couvert. De même, la nature de la forêt qui entoure une zone peut avoir une influence majeure sur la population de mammifères dans la zone entourée.

Le broutement qui a eu lieu de 1913 à 1915 et de 1923 à 1924, attribué par Bella (1968) aux lapins, mais probablement aux lièvres d'Amérique, a causé de sérieux dommages à l'épinette blanche, mais a tué la plupart des pins sylvestres dans les plantations établies en 1912, les deux espèces ayant été plantées en rangées alternées de 1,2 m x 1,2 m sur le massif Turtle, un cas isolé de la forêt boréale mixte du sud-ouest du Manitoba. En 1961, les épinettes blanches s'étaient reconstituées en peuplements, les dominantes mesurant en moyenne 17 mètres de hauteur.

En Alaska, les écureuils roux ont récolté jusqu'à 90 % d'une production de cônes (Zasada et coll., 1978). Leur *modus operandi* consistait à couper rapidement un grand nombre de cônes avec une grande rapidité au début de l'automne, puis à « passer le reste de l'automne à décortiquer les semences ». Au Manitoba, Rowe (1952) a attribué le sectionnement généralisé de l'extrémité des branches d'une longueur de 5 à 10 cm sur des épinettes blanches allant « de la taille d'un jeune arbre à celle d'un vétéran » aux écureuils qui cherchaient des bourgeons

d'hiver. L'échec des cônes avait exclu la source de nourriture plus habituelle. Les dommages n'ont pas été signalés en ce qui concerne les petits arbres, les plants sur le terrain ou autres.

Le porc-épic (*Erethizon dorsatum*) peut endommager l'épinette (Nienstaedt, 1957), mais préfère le pin rouge (McLeod, 1956). L'écorçage de l'épinette blanche par l'ours noir (*Ursus americanus americanus*) est localement important en Alaska (Lutz, 1951), mais l'écorce de l'épinette blanche n'est pas attaquée par les souris grises [campagnol des prés] (Littlefield et coll., 1946), même pendant les années de forte prolifération. Après avoir constaté que des semis épandus à répétition à 1,12 kg/ha (> 0,5 million de graines d'épinette blanche par semis) n'ont pas permis de produire les 750 à 1000 arbres/ha souhaités par Northwest Pulp and Power Ltd près de Hinton, en Alberta, Radvanyi (1972) a signalé que, dans certaines années, des petits mammifères, principalement des souris à pattes blanches (*Peromyscus leucopus*), les campagnols à dos roux de Gapper, les campagnols des prés, les tamias et les musaraignes, avaient détruit en trois mois jusqu'à 50 % des graines d'épinette blanche semées au printemps. Les pertes de semences semées en hiver n'ont constitué que le tiers de pertes des semences semées au printemps. Bien que le nombre de semences détruites ne semble pas avoir été directement lié à la taille de la population, il est évident que les petits mammifères créent un impact majeur sur la régénération par ensemencement, qu'il soit artificiel ou naturel.

Les populations de petits mammifères réagissent rapidement aux changements de conditions, notamment aux impacts cycliques des épidémies et des prédateurs. Les recensements de petits mammifères effectués au cours d'une expérience d'ensemencement direct d'épinettes blanches et de pins rouges sur une zone brûlée dans le Maine illustrent ce point (tableau 5.9).

Tableau 5.9. Résultats du recensement des petits mammifères dans une étude d'ensemencement direct dans le Maine. Nombre de mammifères piégés dans la parcelle de 125 × 175 pieds (38,10 × 53,34 m), pièges grillagés de 25 × 25 pieds (7,62 × 7,62 m) (d'après Griffin, 1977).

Date de recensement de la population	Souris sylvestre	Campagnol à dos roux de Gapper
Mai 1962	1	0
Oct. 1962	0	3
Juin 1963	0	0
Oct. 1963	16	4
Août 1964	13	0

Une évaluation quantitative détaillée des changements survenus dans la végétation et les populations de petits mammifères à la suite de traitements aux herbicides, menée de 1987 à 1992 dans une forêt subboréale d'épinettes en Colombie-Britannique, a déterminé que les principales espèces de petits mammifères avaient été le campagnol des prés et le campagnol à dos roux de Gapper (Sullivan, s.d.b.). Deux stades de succession végétale ont été étudiés dans des blocs avec replicats de « stade herbacé » et de « stade arbustif ». Dans tous les blocs de traitements, le stade arbustif a été considérablement réduit par rapport aux blocs témoins durant toutes les années suivant le traitement. Toutefois, le volume d'arbustes dans les

parcelles du « stade herbacé » s'est rétabli à 39,5 % du volume des parcelles témoins à la 5e année après-traitement. Le stade herbacé dans les blocs de traitements n'a mis que deux ans à revenir à la densité du stade herbacé du bloc témoin. Les populations d'espèces de petits mammifères ont atteint un pic en 1987, année du début de l'étude, mais ont diminué considérablement l'année suivante. Les populations de souris sylvestres et de campagnol à dos roux de Gapper ont augmenté en 1989, mais pas celle du campagnol des prés. En 1991 et 1992, les populations de souris sylvestres dans les blocs du « stade herbacé » ont montré peu de différences entre les blocs témoins et de traitements. Dans les blocs témoins et de traitements du « stade arbustif », le taux de population de campagnols à dos roux de Gapper a été similaire. Les campagnols des prés de Gapper ont été plus nombreux dans les blocs traités que dans les blocs témoins en 1991; le nombre de souris sylvestres a généralement été plus élevé dans les blocs traités que dans les blocs témoins tout au long de l'étude. La diversité des populations de petits mammifères s'est révélée similaire dans les blocs témoins et de traitements.

Les pertes de semences semées directement par la prédation des mammifères peuvent être considérablement réduites par des pellicules répulsives, telles que celles utilisées par Radvanyi (1970a) : le mélange R-55/graphite 4 : 1 avec Arasan 1 : 10 et latex acidifié. Le R-55, tertiaire-butyle et sulfonyle diméthyldithiocarbamate, repousse les rongeurs et possède également des propriétés fongicides.

Les pertes de semences par les oiseaux sont mineures par rapport aux pertes par les rongeurs (Radvanyi, 1974).

5.4.2 Oiseaux

Pics

Le pic maculé (*Sphyrapicus varius*), un oiseau migrateur de la famille des pics, se nourrit largement d'insectes, ainsi que de la sève et des tissus de l'écorce des arbres vivants. D'autres membres de la famille des pics creusent souvent de grands trous dans les arbres morts ou mourants à la recherche de larves d'insectes xylophages.

Corneilles et corbeaux

Lors d'expériences menées dans les années 1970 pour établir des plantations de pins gris près de Chapleau, en Ontario, l'auteur a souvent remarqué des dommages causés aux pousses principales nouvellement allongées des jeunes plants par la tentative des corneilles d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*) et des grands corbeaux (*Corvus corax*) de s'y poser.

5.4.3 Insectes

Bien que parfois décrite, p. ex., par Switzer (1960), comme étant relativement résistante aux attaques d'insectes et de maladies, l'épinette blanche est loin d'être à l'abri des déprédations. Les insectes ravageurs importants de l'épinette blanche comprennent la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* [Clemens]), la tenthrède à tête jaune de l'épinette (*Pikonema alaskensis* Rohwer), le diprion européen de l'épinette (*Gilpinia hercyniae* [Hartig]) et le dendroctone de l'épinette (*Dendroctonus rufipennis* [Kirby]) (Fowells, 1965; Rose et Lindquist, 1985; Ives et Wong, 1988). De même, d'autres tordeuses des bourgeons, mouches à scie et scolytes, acarocécidies, cécidomyies, mineuses des feuilles, aphidiens, défoliateurs, arpenteuses, fausses arpenteuses, acariens, cochenilles, charançons, foreurs, mineuses

résineuses et cercopes causent des dommages plus ou moins importants à l'épinette blanche (Ives et Wong, 1988).

Insectes endommageant les aiguilles

Tordeuses des bourgeons

Taxonomie

Lorsque la tordeuse des bourgeons de l'épinette, *Choristoneura fumiferana* (Clemens) (ci-après TBE), a été reconnue comme un représentant néarctique du genre *Choristoneura* Lederer (Freeman, 1947), l'appellation s'est appliquée aux populations dans une variété de régions géographiques et de biotopes. Plus tard, *C. pinus* Free., une forme distincte qui se nourrit de pins a été établie comme une espèce séparée, mais un grand groupe dans la partie occidentale de l'Amérique du Nord est resté taxonomiquement non défini comme étant le « complexe occidental » (Freeman, 1958), jusqu'à ce que Freeman (1967) établisse plusieurs nouvelles espèces. Les collectes sur le terrain de larves de stade tardif de populations de *Choristoneura* dans un large éventail de localités situées dans un large arc, depuis la Côte atlantique le long du bord du Bouclier laurentien jusqu'à la région du fleuve Mackenzie près de l'océan Arctique, n'ont donné *Choristoneura fumiferana* (Clem.) *sensu stricto* que dans des points situés à l'est des contreforts des Rocheuses (Stehr, 1967). La tordeuse à cycle de deux ans, *C. biennis* Free. ne se rencontre que dans la région forestière subalpine (Halliday, 1937; Rowe, 1959), avec comme hôtes le sapin alpin et l'épinette d'intérieur. Les populations de tordeuses des bourgeons des régions des Rocheuses situées au sud de la zone d'hybridation introgressive de l'épinette diffèrent de *C. biennis* (Stehr, 1967). Les autres tordeuses ne sont guère menaçantes pour les épinettes.

Préférences alimentaires

Habituellement, la TBE se nourrit presque exclusivement des aiguilles de l'année en cours du sapin baumier et de l'épinette blanche (Blais, 1958a), mais, lors d'épidémies massives, les populations de l'insecte peuvent devenir si élevées que les larves se nourrissent dans une certaine mesure du vieux feuillage (Swaine et coll., 1924; Becwar et coll., 1954). Le sapin baumier est l'hôte le plus vulnérable. La défoliation annuelle de la croissance de l'année en cours pendant 5 à 8 ans tue l'arbre hôte (Belyea, 1952).

Les principaux hôtes de la TBE dans l'est de l'Amérique du Nord sont le sapin baumier, l'épinette blanche et l'épinette noire (Blais, 1964, 1980). L'épinette blanche est utile en ce sens qu'elle fournit des preuves, grâce à des données sur sa croissance radiale, des épidémies passées de TBE (Blais, 1962). L'épinette rouge, dans sa distribution limitée, est également attaquée, tout comme le mélèze (Sippell, 1983). Des dommages importants sont également causés au sapin subalpin (Harvey, 1985).

Néanmoins, le sapin baumier est l'hôte le plus sensible et la défoliation par la TBE se reflète le plus clairement dans la croissance radiale du sapin, sa courte durée de vie par rapport à celle des épinettes, ainsi que sa grande vulnérabilité à l'attaque mortelle de la TBE (Blais, 1958 b, 1981 b; Blais et Archambault, 1982), réduit considérablement le nombre de sapins baumiers matures dans la forêt. Une mortalité de sapins baumiers supérieure à 75 % s'est produite lors d'une épidémie de TBE au Québec, dans des peuplements où aucune mortalité n'avait été

signalée parmi la petite composante d'épinettes blanches (Blais et Martineau, 1960). Par conséquent, on ne peut utiliser le sapin baumier comme « fournisseur » d'informations sur les épidémies survenues plus de 75 ans auparavant. Les épinettes blanches, cependant, peuvent fournir d'excellentes données sur des périodes aussi longues que 200 ans et parfois même 300 ans (Blais, 1962). Bien que l'épinette blanche soit moins sensible que le sapin baumier à l'attaque de la TBE, l'importante défoliation qui fait diminuer sa croissance radiale se produit lors d'épidémies graves (Blais, 1985). Dans les foyers de moindre importance, la réduction modérée de la croissance qui en résulte est souvent difficile à distinguer des fluctuations aléatoires ou celles liées aux conditions météorologiques, mais on utilise les comparaisons entre la croissance radiale des arbres hôtes et celle des arbres non hôtes (en particulier les pins blancs et rouges) pour détecter l'effet de la tordeuse des bourgeons. Blais (1962, 1965) a pu établir le moment d'apparition, l'étendue géographique, l'intensité et la durée des épidémies passées de la TBE dans la région du lac Seul, dans le nord-ouest de l'Ontario, dans les régions de la Gaspésie et du fleuve Saint-Laurent, ainsi qu'à la région du parc des Laurentides, au Québec. L'information couvre les 100 dernières années pour les deux premières régions et les 300 dernières années pour la dernière, où on a trouvé des preuves de cinq épidémies consécutives, entre 1670 et 1960.

La préférence alimentaire de la TBE pour le sapin baumier par rapport à l'épinette blanche peut modifier la structure et la composition de la forêt d'épinettes et de sapins (Bichon, 1995). De même, les larves de dernier stade qui se dispersent dans le sous-étage et se nourrissent de la régénération influenceront le peuplement suivant. Bichon a échantillonné les populations de TBE en prélevant des branches de 45 cm dans la partie supérieure de la cime médiane des sapins baumiers et des épinettes blanches dominantes ou codominantes les plus proches, à 20 points choisis au hasard dans chacune des quatre parcelles d'étude de 10 hectares de la région du lac Black Sturgeon, près de Thunder Bay, en Ontario. On a relevé le nombre de larves du dernier stade capturées dans des pièges à eau situés sur le sol autour de chaque arbre échantillonné tout au long de la période de dispersion. Les données combinées de toutes les parcelles ont indiqué de façon surprenante que les couverts d'épinettes blanches contenaient plus de tordeuses que les couverts de sapins baumiers. Le nombre moyen de tordeuses par branche sur l'épinette blanche était de deux à trois fois supérieur à celui du sapin baumier à toutes les dates d'échantillonnage; une tendance similaire a été observée dans le nombre de larves du dernier stade qui se sont dispersées dans le sous-étage. Les pièges à eau sous les épinettes blanches ont capturé plus de trois fois plus de larves que ceux que l'on avait placés sous les sapins baumiers pendant la majeure partie de la période de dispersion. Un piège à eau (avec une surface de seulement 1 250 cm^2) sous une épinette blanche a recueilli 73 larves en deux jours.

Bien que le sapin baumier soit sans aucun doute l'hôte de prédilection, de graves épidémies se sont produites dans les provinces des Prairies et les Territoires du Nord-Ouest dans des peuplements d'épinettes blanches contenant peu ou pas de sapin baumier (Ives et Wong, 1988). Lors de graves épidémies dans le centre-nord de l'Ontario, de jeunes plants d'épinette blanche et d'épinette noire poussant dans des territoires coupés ont été infestés par des dizaines de larves à des stades avancés (Sutton, 1982). La mortalité de l'épinette blanche a

également été observée dans le nord-ouest de l'Ontario et dans le district d'Algoma de l'Ontario, ainsi que dans certaines régions du Nouveau-Brunswick (Blais, 1976). Une étude ambitieuse visant à déterminer (1) le degré de vulnérabilité de l'épinette blanche à l'attaque de la TBE, (2) le taux de mortalité en fonction de la défoliation, de l'âge et de la composition du peuplement, de l'emplacement géographique et par rapport à la mortalité chez le sapin baumier, (3) la séquence d'attaque par les insectes secondaires et (4) le taux de détérioration des arbres tués, a été entrepris en 1975 (Blais, 1976) à partir de dix parcelles linéaires d'une largeur de 60 m et d'une longueur de 0,5 km en moyenne établies dans des peuplements matures d'épinettes blanches à environ 14 km d'intervalle le long de chemins forestiers dans les bassins versants des rivières Dumoine et Coulonge, dans l'ouest du Québec. Il y avait de 25 à 60 arbres vivants par parcelle et tous ces arbres, ainsi que les épinettes blanches mortes, ont été marqués (tableau 5.10).

Tableau 5.10. Données sur l'étude de détérioration de l'épinette blanche, Ouest du Québec (d'après Blais, 1976).

					Nombre et % d'arbres vivants par classe de défoliation		
Parcelle	**Nombre d'arbres**	**Nombre d'arbres vivants**	**Nombre d'arbres morts**	**DHP moyen**	**Perte considérable de 50 à 99 %**	**Modérée**	**Légère**
1	25	25	0	28,1	25 (100 %)	0	0
2	27	25	2	37,1	6 (24 %)	8 (32 %)	11 (44 %)
3	38	25	13	41,2	0	4 (16 %)	21 (84 %)
4	27	25	2	34,4	9 (36 %)	5 (20 %)	11 (44 %)
5	31	25	6	36,8	2 (8 %)	6 (24 %)	17 (68 %)
6	25	25	0	33,6	8 (32 %)	9 (36 %)	8 (32 %)
7	60	28	32	29,0	2 (8 %)	5 (20 %)	18 (72 %)
8	38	26	12	28,7	5 (20 %)	7 (28 %)	13 (52 %)
9	37	35	2	30,4	6 (24 %)	13 (52 %)	6 (24 %)
10	33	33	0	34,0	18 (72 %)	6 (27 %)	1 (1 %)

Épidémies

Des épidémies massives de TBE se produisent irrégulièrement dans toute l'aire de répartition, mais les populations de cet insecte peuvent rester endémiques pendant de longues périodes (Blais, 1985). En 1943, une épidémie continue en Ontario et dans l'ouest du Québec a provoqué une forte mortalité, en particulier dans les peuplements de sapins baumiers (Atwood, 1945). On a estimé que la totalité des sapins baumiers sur pied en 1931 morts ou irrécupérables correspondait à la moitié du volume total de bois, soit à 90 615 000 m^3 (25 millions de cordes de bois), sans oublier les épinettes blanches, dont la mortalité se comptait en millions de cordes également. Atwood a également noté que les peuplements affectés par la tordeuse étaient plus difficiles à exploiter que les peuplements sains et que les risques d'incendie y étaient aussi plus élevés. Les épidémies passées, au lieu de toucher l'ensemble de la zone soumise à l'infestation de TBE, se sont produites dans des régions distinctes (Blais, 1968). Dans les régions touchées, les épidémies ne se sont pas reproduites régulièrement. Dans le Bas-Saint-Laurent et en

Gaspésie, par exemple, des études sur la croissance radiale du sapin baumier et de l'épinette blanche ont confirmé qu'il y avait eu des épidémies dans le Bas-Saint-Laurent en 1878 et en 1912 (Blais, 1961a). On pensait que la Gaspésie avait échappé à ces épidémies, mais Blais a trouvé des preuves claires que l'épidémie de 1912 avait couvert plus de deux millions d'hectares dans cette région.

D'autres preuves obtenues par Blais (1965) à partir de déterminations de la croissance radiale sur les galettes basales de sapin baumier, d'épinette blanche et d'épinette noire (espèces sensibles), ainsi que de pin blanc non sensible dans le parc des Laurentides, au Québec, l'ont amené à conclure que des foyers avaient eu lieu vers 1704, 1748, 1808, 1834, 1910 et 1947. Les épidémies les plus récentes semblent peut-être avoir été plus graves que les précédentes, selon lui, en raison du nombre de sapins baumiers très sensibles qui a augmenté et du nombre d'épinettes blanches moins sensibles qui a diminué à la suite des opérations de récolte (Blais, 1976).

Turner (1952) a fourni des preuves selon lesquelles il y aurait eu une attaque de TBE dans la région du lac Nipigon, en Ontario, en même temps que l'épidémie de 1704 dans le parc Laurentides, au Québec, en se basant sur le schéma de croissance radiale d'une seule épinette blanche de 300 ans qui présentait un schéma caractéristique de suppressions de TBE à partir de 1702 et pendant dix ans (Blais, 1962). Des recherches intensives n'ont pas permis de trouver d'autres épinettes blanches d'âge similaire.

Généralement, les épidémies de TBE apparaissent d'abord dans des zones localisées avant de s'étendre à d'immenses territoires (Blais, 1961b). Les explosions démographiques peuvent être étonnamment rapides. Dans la région du lac Kedgwick au Québec, par exemple, l'échantillonnage des œufs au cours de l'été 1959 avait indiqué que les populations de TBE seraient faibles en 1960, mais une population beaucoup plus élevée que prévu s'est développée à la suite de conditions météorologiques et alimentaires favorables. Il est peu probable que de telles situations se reproduisent fréquemment, mais la propagation des populations par la dispersion éolienne de petites larves est relativement courante. Un temps défavorable au printemps peut fortement influencer le développement de la TBE et de l'hôte (Blais, 1981a; Luciuk, 1984).

Dommages

La tordeuse des bourgeons de l'épinette (Lepidoptera: Torticidae), « l'insecte forestier le plus destructeur d'Amérique du Nord » (Rose et Lindquist, 1985), éclate périodiquement en épidémies massives dans les forêts d'épinettes et de sapins du Nord et de l'Est canadien. La densité des populations de TBE varie de plusieurs ordres de grandeur. Les densités relevées dans la forêt boréale vont de moins de 0,01 (Miller et Renault, 1976) à plus de 100 larves par extrémité de branches de 45 cm (Henry, 1996).

Les dégâts peuvent commencer avant même que les bourgeons n'aient débourré. Les larves de premier stade minent puis tuent les bourgeons. Les larves de dernier stade sont des mangeurs voraces et gaspilleurs, qui dévorent les aiguilles à leur base. En cas de fortes infestations, le

vieux feuillage est également mangé. La perte d'accroissement, la déformation des arbres et la mortalité suivent après plusieurs années d'une forte infestation (Brown, 1971; Blais, 1980).

La défoliation des arbres réduit leur capacité photosynthétique et freine donc leur croissance. Chez les conifères, la réduction de la croissance radiale ne coïncide normalement pas avec la première année de défoliation. Par exemple, la largeur des cernes de l'épinette blanche défoliée par le diprion européen de l'épinette a montré une réduction de la croissance à partir de l'année suivant la défoliation. La réduction s'est produite sur toute la tige, mais était plus importante dans la partie inférieure (Reeks et Barter, 1951). Dans une étude préliminaire, la défoliation grave et répétée de l'épinette blanche par la TBE ne s'est pas traduite par une réduction de l'accroissement radial à hauteur de poitrine au cours des 3 ou 4 premières années (Blais, 1954). Mais lors de l'infestation du lac Seul, dans le nord-ouest de l'Ontario, une suppression apparente de la croissance radiale à hauteur de poitrine de l'épinette blanche est apparue pour la première fois la deuxième année de défoliation grave dans deux parcelles et la troisième année dans une parcelle (Blais, 1958a).

La production forestière dans le centre du Nouveau-Brunswick aurait été réduite à 20 % de la normale, accompagnée d'une perte de quelque 2 400 années-personnes d'emploi par année, si le programme de pulvérisation contre la TBE n'avait pas été mis en œuvre (MacDonald, 1968). Le coût du programme, 11 600 000 dollars octroyés pour les années 1952 à 1958 et 10 200 000 dollars pour les années 1960 à 1967, n'a représenté qu'une petite fraction de la valeur de la ressource économisée.

Étendue

L'aire de répartition de l'insecte coïncide avec celle de ses hôtes. En Ontario, la TBE dépose ses œufs sur les aiguilles des arbres hôtes à la fin juin ou au début juillet. Un grand nombre de masse d'œufs sont déposés sur les pousses périphériques de la cime. Le nombre d'œufs par masse d'œufs varie de 1 à environ 60, mais il est généralement de 20 en moyenne (Sanders, 1991). Environ 90 parasitoïdes ont été collectés sur la TBE dans l'est de l'Amérique du Nord. Henry (1996) a constaté que les parasitoïdes prélevés sur la TBE dans des plantations isolées d'épinettes blanches dans le sud de l'Ontario différaient des parasitoïdes habituels que l'on trouve dans la forêt boréale.

Lutte

La lutte contre les organismes nuisibles implique une certaine manipulation de l'environnement en vue d'affecter négativement un organisme qui en fait un usage d'une manière incompatible avec notre propre usage (MacDonald, 1968). La manipulation s'effectue par des pratiques culturales ou par l'introduction d'un agent régulateur, tel qu'un prédateur ou un insecticide. En ce qui concerne les épidémies massives, le recours aux insecticides est la seule méthode pratique de protection des cultures.

Au Nouveau-Brunswick, plus de 3 600 000 ha ont été pulvérisés au moins une fois entre 1952 et 1967 (MacDonald, 1968). La plupart des forêts pulvérisées étaient encore « en bon état » en 1968 et, bien qu'il y ait eu de la mortalité dans toute la région, en aucun cas elle n'a détruit une unité d'exploitation importante ou n'a perturbé un plan d'aménagement à long terme. En

revanche, la mortalité dans deux zones témoins non pulvérisées, de 155 km^2 chacune, a dépassé 65 %.

L'efficacité des lâchers inondatifs de *Trichogramma minutum* Ril. pour la lutte biologique contre la TBE a été étudiée par Smith et coll. (1986) dans la forêt boréale canadienne en 1982 et1983. Le moment du lâcher, la densité des parasites et la météo locale ont été les facteurs les plus importants affectant l'intensité de parasitisme des œufs. L'approvisionnement en nourriture des parasites femelles adultes, la position verticale de la masse d'œufs de l'hôte dans le peuplement, l'intensité du rayonnement solaire et la densité de l'hôte se sont révélés moins importants. Le parasitisme des œufs a été similaire sur l'épinette blanche et le sapin baumier. Les parasites élevés à différentes températures et sur différents œufs hôtes ont affiché des caractéristiques biologiques différentes, de même qu'ils n'ont pas eu d'effets sur le succès des lâchers sur le terrain. Les souches géographiques de *Trichogramma minutum* n'ont pas été considérées comme aussi importantes que les conditions d'élevage dans les lâchers ultérieurs, en raison du haut degré de variation individuelle au sein de chaque souche.

Mouches à scie

Diprion européen de l'épinette

Cette espèce, le diprion européen de l'épinette (anciennement *Diprion hercyniae* Htg.), a été découverte pour la première fois en Amérique du Nord près de Hull, au Québec, en 1922 (Rose et Lindquist, 1985). En 1930, les peuplements d'épinettes de la région du Bas-Saint-Laurent–Gaspé, au Québec, subissaient de graves dommages. Les populations ont explosé et d'autres dommages ont été causés par la suite au Nouveau-Brunswick et dans le nord-est des États-Unis (Balch, 1936a, b, 1937; Blais, 1961a). Les pertes de bois attribuables à la mortalité des épinettes ont été estimées à 10 millions de mètres cubes (Rose et Lindquist, 1985), mais au milieu des années 1980, le nombre de parasites sur toutes les espèces d'épinettes au Canada, du Manitoba à l'océan Atlantique, et dans les régions adjacentes des États-Unis était devenu relativement faible après l'apparition spontanée de virus et de l'introduction de parasites. À Terre-Neuve, la lutte a été facilitée par l'introduction de la musaraigne masquée, un rongeur chasseur de cocons.

Cette mouche à scie compte une ou deux générations par an. En Ontario, les larves hivernent dans des cocons dans la litière et se transforment en chrysalides au printemps. Les adultes émergent peu après. Les mâles sont très rares et la reproduction a généralement lieu sans fécondation. Les femelles pondent leurs œufs dans des fentes pratiquées dans les aiguilles. Après l'éclosion, les larves se nourrissent des vieilles aiguilles en juin et juillet. Les larves adultes (environ 20 mm de longueur) tombent sur le sol et tissent des cocons. Les adultes émergent dans le mois qui suit et pondent leurs œufs, dont les larves (de deuxième génération) se nourrissent de la mi-août à septembre.

Tenthrède à tête jaune de l'épinette

La tenthrède à tête jaune de l'épinette est largement connue dans le nord des États-Unis et du Canada comme un ravageur de l'épinette (Shenefelt et Benjamin, 1955). Elle s'attaque aux épinettes blanches, noires, de Norvège et bleues du Colorado. Au début, les larves préfèrent le nouveau feuillage, mais, après avoir atteint la moitié de leur croissance, les vieilles aiguilles font également partie de leur régime. Les jeunes plantations deviennent sensibles à quelques saisons de croissance après leur établissement.

L'insecte passe l'hiver sous terre, sous forme de larve dans un cocon papillaire brun foncé recouvert de terre (Rose et Lindquist, 1985). Au printemps, le cocon se transforme en chrysalide d'où l'adulte émerge principalement en mai ou juin, à peu près au moment où les écailles des bourgeons d'épinette se détachent. Les femelles qui émergent au printemps pondent leurs œufs dans des fentes peu profondes à la base des aiguilles en expansion, généralement un œuf par aiguille. L'éclosion a lieu 6 à 14 jours plus tard; les larves se nourrissent en groupes sur les nouvelles aiguilles jusqu'à ce qu'il ne reste plus que de courts moignons bruns. Après, elles retournent sur le rameau pour se nourrir des aiguilles plus anciennes, et ce, jusqu'à ce qu'elles soient entièrement développées, vers la fin juillet ou le début août. Les larves tombent au sol et filent des cocons d'hivernage. Une seule génération se produit par saison.

Les larves mesurent environ 20 mm de longueur lorsqu'elles sont complètement développées et elles ont une tête marron à brun rougeâtre. Le corps est d'un vert jaunâtre sur le dessus, plus clair sur le dessous. Il présente une double rangée de larges rayures brunes à vert olive le long du dos, ainsi qu'une autre rayure verte de chaque côté. Une petite tache est présente près des pattes sur toutes les parties du corps, sauf la partie la plus arrière.

Malgré le grand nombre de parasites qui s'attaquent à cette tenthrède, les plantations d'épinettes peuvent être fortement endommagées. Tout insecticide maximise la mortalité des larves lorsqu'il est appliqué environ dix jours après la chute des bourgeons, mais lorsque seulement quelques arbres sont infestés, les larves peuvent être ramassées à la main. En dehors des jeunes plantations, la présence de cette tenthrède ne cause généralement que peu ou pas de mortalité.

Tenthrède à tête verte de l'épinette

La tenthrède à tête verte de l'épinette (*Pikonema dimmockii* Cresson) est étroitement liée à la tenthrède à tête jaune de l'épinette, avec laquelle elle a une distribution similaire, mais qui se manifeste le plus souvent de la Saskatchewan en allant vers l'est (Rose et Lindquist, 1985). Les dommages causés par cet insecte sont rarement observés et le cycle de vie ressemble à celui de la tenthrède à tête jaune de l'épinette.

Petite tenthrède de l'épinette

Les larves de la petite tenthrède de l'épinette (*Pristiphora lena* Kincaid) se nourrissent d'aiguilles d'épinettes en juin et en juillet. L'insecte a été signalé en Ontario et à Terre-Neuve, mais les dégâts n'ont pas été importants (Rose et Lindquist, 1985). Les larves ont la tête noire jusqu'à ce qu'elles soient presque complètement développées (environ 10 mm de longueur),

lorsque la couleur de la tête change pour devenir brun-rougeâtre. Le cycle biologique s'apparente à celui des autres mouches à scie de l'épinette.

Pamphile à lignes orangées

Un certain nombre de pamphiles à lignes orangées se nourrissent d'épinettes, mais la plupart d'entre eux sont des mangeurs rares et solitaires, *Cephalcia fascipennis* (Cresson) étant le plus commun (Rose et Lindquist, 1985). Il cause occasionnellement des dommages aux épinettes ornementales ou aux haies partout au Canada et dans le nord-est des États-Unis. Les larves hivernent dans des cellules dans le sol et se nymphosent au printemps. Les adultes émergent rapidement et la femelle pond des œufs cylindriques verts sur l'aiguille, isolés ou en rangées de deux à quatre. À l'éclosion, les larves construisent des abris de soie et d'excréments à l'intersection d'un rameau et d'une branche. Les larves s'alimentent dans ces abris en coupant les aiguilles les plus anciennes et en les mangeant de la base vers l'extérieur, laissant généralement les extrémités des aiguilles qui peuvent être incorporées dans les abris. Les larves de cette famille ont généralement des antennes allongées, portent une paire d'appendices articulés à l'extrémité postérieure et sont dépourvues de pattes abdominales. La couleur varie, mais la tête est généralement foncée et le corps brunâtre, avec une ligne rougeâtre le long du dos. Les larves adultes, d'environ 25 mm de longueur, tombent au sol pour y passer l'hiver.

Autres insectes à aiguilles

Mineuses de l'épinette

Les mineuses de l'épinette sont communément trouvées en petit nombre sur les épinettes et les arbres d'autres genres de conifères dans la majeure partie du Canada et du nord-est des États-Unis (Rose et Lindquist, 1985). La plus connue est la tordeuse verte de l'épinette (*Archips packardiana* Fernald), qui passe l'hiver sous forme d'une minuscule larve dans une aiguille minée. L'activité dans les aiguilles reprend au printemps, les larves se déplaçant ensuite pour se nourrir sur le nouveau feuillage où elles tissent de nombreuses toiles. Les larves adultes mesurent environ 20 mm et ont une tête vert pâle, parfois ornée de motifs bruns, un corps pâle, ainsi que des pattes thoraciques pâles. La larve se nymphose généralement dans les aiguilles recouvertes de toile, puis l'adulte émerge à l'été ou au début de l'automne. La tordeuse striée (*Archips strianus* Fernald), étroitement apparentée, est beaucoup moins commune, mais son habitat est probablement similaire à celui de la tordeuse verte de l'épinette. Les larves ont des pattes thoraciques sombres et de petites zones sombres autour de la base de ses poils thoraciques.

La mineuse à lignes rosées (*Epinotia radicana* [Heinr.]) est communément présente dans les forêts d'épinettes et de sapins d'Amérique du Nord, mais il n'y a pas de signalement d'épidémies graves. L'épinette blanche est l'arbre hôte préféré. Les œufs passent l'hiver sur les aiguilles et les larves se nourrissent du nouveau feuillage de la fin mai à la fin juillet. Les larves adultes, d'environ 9 mm de longueur, tombent au sol, se transforment en cocons soyeux dans la litière. Les adultes émergent à la fin de l'été ainsi qu'à l'automne et les femelles pondent leurs œufs individuellement à la base des aiguilles.

Une autre mineuse, le tortrix à triangle blanc (*Clepsis persicana* Fitch), qui se nourrit d'une grande variété d'arbres, tant de conifères que de feuillus, se trouve occasionnellement sur les

épinettes. La larve mince très active a une tête jaune et de larges rayures grisâtres indistinctes couvrent son corps. En Ontario, des larves ont été recueillies à la fin mai et en juin. Les mesures de lutte contre le ver des mineuses de l'épinette n'ont pas été nécessaires.

Arpenteuses

Dans l'Est canadien, plus d'une douzaine de types d'arpenteuses se nourrissent d'épinettes, de sapins et de pruches. La longueur des larves à l'état adulte varie de 15 mm à 35 mm. Certaines se nourrissent brièvement à l'automne et terminent leur alimentation au printemps alors que d'autres se nourrissent principalement en été. D'autres encore se nourrissent surtout à la fin de l'été et à l'automne.

Le groupe qui se nourrit en automne et au printemps comprend l'arpenteuse dodue (*Protoboarmia porcelaria indicataria* Walker), l'arpenteuse du pin (*Hypagyrtis piniata* [Pack.]), l'arpenteuse perlée (*Campaea perlata* Guenée) et les autographes (*Syngrapha* spp.). Le groupe qui se nourrit l'été comprend la fausse arpenteuse de la pruche (*Nepytia canosaria* Walker), présente occasionnellement en grand nombre et habituellement en conjonction avec l'arpenteuse de la pruche (*Lambdina fiscellaria fiscellaria* Guenée), les petites arpenteuses de l'épinette (*Eupithecia* spp.), l'arpenteuse verte du sapin (*Cladara limitaria* Walker) et l'arpenteuse bossue de la pruche (*Ectropis crepuscularia* Denis et Schiffermüller).

Le groupe de la fin de fin d'été et d'automne comprend l'arpenteuse verte des conifères (*Semiothisa signaria dispuncta* Walker) et l'arpenteuse de la pruche (*Macaria fissinotata* Walker) qui lui ressemble, les petites arpenteuses de l'épinette (*Eupithecia* species), l'arpenteuse grise de l'épinette (*Carpeta divisata* Walker), occasionnellement abondante, l'arpenteuse à bandes transversales (*Hydriomena divisaria* Walker) et l'*Eufidonia notataria* (Walker).

Mineuses

La mineuse de l'épinette (*Taniva albolineana* Kearfott) largement répandue au Canada et aux États-Unis s'en prend principalement aux épinettes de plantation. Cependant, le ravageur n'a pas posé de problèmes sérieux à la forêt (Rose et Lindquist, 1985). Les larves, presque adultes, passent l'hiver dans des nids d'aiguilles mortes minées et d'excréments, lâchement liés par de la soie. Certains peuvent passer l'hiver dans des aiguilles minées. Les larves reprennent leur alimentation au printemps en creusant des tunnels à l'intérieur des aiguilles. Les larves adultes mesurent environ 8 mm de longueur. Dans le nid d'aiguilles mortes, elles se transforment de mai à juillet en chrysalides vertes enroulées dans leur cocon gris; elles deviennent adultes en deux semaines environ. Les femelles pondent leurs œufs sur les aiguilles par groupes de trois à dix et après l'éclosion, la nouvelle génération de larves mine les aiguilles plus anciennes de l'été jusqu'en octobre, où elles entrent en hibernation parmi les aiguilles minées mortes.

La mineuse européenne de l'épinette (*Epinotia nanana* Treitschke) a été trouvée au Canada, en Colombie-Britannique, en Ontario, au Québec, du Maine au Michigan et en Ohio aux États-Unis. Les larves se nourrissent de la plupart des espèces d'épinettes, mais préfèrent l'épinette de Norvège. Les larves, presque adultes, passent l'hiver dans les aiguilles minées et recommencent à se nourrir au début du printemps des aiguilles adjacentes. Chaque larve mine ensuite de six à

dix aiguilles qu'elle fixe au rameau avec de la soie. En mai ou en juin, les larves adultes d'environ 9 mm de longueur s'enfouissent dans la litière du sol ou demeurent sur l'arbre pour se transformer en chrysalide dans leur cocon soyeux. Les nymphes se transforment en papillons de nuit en 4 semaines et les femelles pondent des œufs, généralement isolés, parfois en grappes, sur les aiguilles de l'année précédente. Les œufs éclosent rapidement et les larves se nourrissent des aiguilles pendant l'été et l'automne, puis hibernent dans les aiguilles minées.

La mineuse rosée de l'épinette (*Coleotechnites piceaella* [Kearfott]) se trouve sur l'épinette et le sapin baumier de l'Alberta à la Nouvelle-Écosse, ainsi que dans le nord-est des États-Unis, mais les dommages qu'elle cause sont sans conséquence (Rose et Lindquist, 1985). Les larves hivernent dans des abris soyeux localisés à la base des aiguilles minées ou dans le feuillage mort. Elles se remettent à manger au printemps l'intérieur des aiguilles de l'année précédente ou bourgeons gonflés. À la fin juin ou au début juillet, lorsqu'elles ont atteint leur taille maximale, soit environ 8 mm de longueur, les larves se transforment en chrysalides enveloppées dans des cellules soyeuses sur le feuillage ou sur le sol. Les nymphes deviennent adultes en 12 jours environ et les femelles pondent leurs œufs dans le feuillage. Les œufs éclosent et les jeunes larves s'alimentent d'août à fin septembre avant d'hiberner près des sites d'alimentation. En automne, les larves minent les aiguilles vivantes, mais certaines larves se trouvent sur des aiguilles mortes, se nourrissant apparemment de champignons.

Tétranyque de l'épinette

Le tétranyque de l'épinette (*Oligonychus ununguis* [Jacobi]) est présent dans une grande partie du Canada et des États-Unis (Rose et Lindquist, 1985). Bien qu'il ne soit pas particulièrement important en forêt, il a perturbé des plantations d'épinettes des Prairies; de plus, il est considéré comme l'un des plus importants ravageur des plantations d'épinettes en Ontario. De même, les spécimens ornementaux d'épinettes et de la plupart des autres conifères de l'aire de répartition subissent souvent des dommages. Le parasite à peine visible sans loupe ne se remarque que lorsqu'on découvre de la décoloration sur le feuillage d'un arbre touché. Pour vérifier la présence de mites, mettez le feuillage suspect en bocal au-dessus d'une feuille de papier blanc et observez le mouvement des objets minuscules que vous y aurez déposés. S'il y a une tache rouge, il est fort probable que des tétranyques soient présents.

Les tétranyques de l'épinette sucent la sève des aiguilles et des pousses, ce qui provoque la formation de taches sur le feuillage. La fine toile de soie qu'ils filent en se déplaçant autour des aiguilles emprisonne la poussière, détériorant encore plus l'apparence de l'arbre hôte. La tendance des acariens à proliférer pendant les saisons chaudes et sèches les rend particulièrement destructeurs. Le vent et la distribution de matériel de pépinière infecté sont deux importants facteurs de dispersion.

Le ravageur passe l'hiver au stade d'œuf, principalement sur les rameaux. Dans les Prairies, les œufs éclosent en mai. Les jeunes, qui, pour le non-initié, ressemblent à un acarien adulte, atteignent le stade adulte de première génération au début du mois de juin. À la mi-juin, la femelle, qui ne mesure que 0,5 mm de longueur, pond de 40 à 50 œufs sur le feuillage. Ces œufs donnent naissance à une deuxième génération d'acariens qui devient adulte à la fin juin;

de trois à six autres générations suivront tout au long de l'été et au début de l'automne. Les œufs d'hiver sont pondus de septembre jusqu'à l'apparition de fortes gelées.

Cochenilles

La cochenille des aiguilles du pin (*Chionaspis pinifoliae* [Fitch]) n'est pas spécifique au pin. C'est aussi un ravageur commun de l'épinette et d'autres conifères au Canada et aux États-Unis (Rose et Lindquist, 1985). Le ravageur a été particulièrement persistant sur les épinettes en plantation dans les Prairies, tant en milieu rural qu'en milieu urbain. En cas de fortes infestations, les aiguilles semblent être mouchetées de blanc. L'insecte passe l'hiver au stade d'œuf sous la couverture blanche de l'écaille. En Saskatchewan, les dates d'éclosion varient de la fin mai à la fin juin. Les « chenilles » nouvellement écloses se dispersent, s'installent sur des aiguilles anciennes ou nouvelles et commencent à développer des écailles.

Paroudablis piceae (Löw) (Hemiptera : Pseudococcidae) la cochenille de l'épinette (*Phenacoccus picea* (Lw.)), un ravageur des conifères dans de nombreux pays européens, a été signalée pour la première fois sur l'épinette rouge par Olmi et coll. (1984) à Colle della Maddelene, près de Turin et à Valsavaranche dans la Vallée d'Aoste. Cette cochenille semblait exclusive à l'épinette rouge dans ces deux localités, alors qu'ailleurs elle affectait également l'épinette blanche et peut-être l'épinette d'Engelmann. Selon le climat, la cochenille compte une ou deux générations par an et passe l'hiver au stade de nymphe dans les galles que fabrique *Sacchiphantes viridis* Ratz.

La cochenille de la pruche (*Hemiberlesia ithacae* Ferris) est une cochenille peu commune qui se trouve sur la face inférieure des aiguilles de l'épinette, du sapin et de la pruche.

Larves de chenilles à houppes

Larves velues de trois espèces de chenilles à houppes, la chenille à houppes rousse (*Orgyia antiqua* L.), la chenille à houppes du pin (Dasychira grisefacta Dyar) et la chenille à houppes blanches (*Orgyia leucostigma* J.E. Smith), peuvent se trouver sur l'épinette, mais aucun n'est un ravageur conséquent de l'épinette blanche (Rose et Lindquist, 1985).

Larves nues

Un petit nombre de larves nues de la féralie joyeuse (*Feralia jocosa* Gn.), de la pyrrhie bistrée (*Xestia elimata* Gn.), de l'arlequin de l'épinette (*Palthis angulalis* Hübner) et de l'arlequin du sapin (*Elaphria versicolor* Grote) sont présents sur les épinettes, mais on n'a pas eu à lutter contre eux (Rose et Lindquist, 1985).

Insectes affectant les pousses, les rameaux

Pucerons (aphidiens)

En Amérique du Nord, un certain nombre d'espèces de pucerons du genre *Cinara* se nourrissent d'épinettes et de sapins, mais ne causent pas de dommages notables (Rose et Lindquist, 1985). Leur long tube alimentaire perce l'écorce pour prélever la sève des pousses, des brindilles, des branches, des tiges et des racines. La plupart des espèces se nourrissent en groupes et sont généralement accompagnées de fourmis, qui se nourrissent des gouttelettes de liquide excrété. Les pucerons sont de couleur grise, brune ou noire et mesurent moins de 5 mm de longueur. Tous les pucerons passent l'hiver au stade d'œuf. Les œufs sont noirâtres et sont pondus sur les

aiguilles, soit un à la fois, soit en rangées. Au Canada, il n'est pas rare de compter six générations en une année, les générations successives se déplaçant souvent vers de nouveaux sites sur l'arbre, y compris les racines, à mesure que la saison avance. Le cycle de vie est complexe. Par exemple, les adultes des générations intermédiaires d'été ne comptent que des femelles, certaines ailées et d'autres sans ailes, qui produisent de minuscules nymphes plutôt que des œufs. Les mâles ne sont présents que dans la génération de la fin de l'automne, qui produit les œufs hivernants.

Charançon du pin blanc (pousse)

Les dégâts importants que le charançon du pin blanc (*Pissodes strobi* Peck) a causés sur des épinettes blanches en plantations de 15 ans ont permis d'étudier l'héritabilité de leur résistance à l'insecte (Kiss, 1989). La résistance aux charançons semble être hautement héréditaire (h2i = 0,18; h2f = 0,77) et les familles sélectionnées pour la création de vergers à graines et pour la sélection à venir semblent avoir une plus grande résistance aux attaques des charançons que celles des familles moins vigoureuses.

Après avoir simulé les dommages causés par le charançon du pin blanc, on a analysé la résine induite (traumatique) dans des flèches d'épinettes blanches résistantes et d'épinettes vulnérables pour connaître la composition en terpènes volatils et en acides résiniques diterpéniques (Tomlin et coll., 2000). Pour simuler une blessure causée par l'insecte, on a « percé » avec un foret de 1 mm de diamètre les flèches de 331 arbres juste sous le bourgeon apical, ce qui coïncide avec la période naturelle de ponte du charançon au printemps. On a ensuite extrait l'écorce et le xylème des régions supérieures et inférieures de la flèche, puis on les a analysés par chromatographie en phase gazeuse. Dans le cas des arbres non perforés (non blessés), on a noté de faibles quantités de résine dans le xylème par rapport à l'écorce. Dans le cas des arbres perforés (blessés), les terpènes volatils et les acides résiniques diterpéniques ont augmenté dans le xylème supérieur (zone de la blessure); chez les arbres résistants, l'augmentation a toutefois été supérieure à celle des vulnérables. La blessure a entraîné une diminution des monoterpènes, en particulier dans la région inférieure de la flèche (loin de la zone percée), d'une plus grande quantité chez les arbres vulnérables que chez les arbres résistants. Toujours dans le cas des arbres perforés, la proportion de monoterpène par rapport à l'acide résinique a augmenté dans le xylème supérieur et inférieur des arbres résistants, mais n'a légèrement augmenté dans le xylème supérieur des arbres vulnérables. La résine enrichie en monoterpène plus fluide que la résine constitutive s'écoule probablement plus facilement dans les cavités de ponte et les mines larvaires, de sorte qu'elle peut tuer les charançons immatures. La perte de composants résineux dans le xylème inférieur permet de penser qu'il y a eu catabolisme et transport de ces matériaux vers le site de la blessure. Cependant, des données sur les fonctions énergétiques et de régulation sont nécessaires pour confirmer cette hypothèse. Cette étude apporte des informations de base qui permettront de mesurer la capacité d'un arbre à subir une résinose traumatique, une mesure utile pour le dépistage de la résistance au charançon du pin blanc.

Mineuses de bourgeons et de rameaux

La teigne de l'épinette (*Argyresthia picea* Freeman) a été trouvée sur l'épinette blanche dans le territoire du Yukon, en Ontario et dans le sud du Québec, mais n'a pas causé de dommages sérieux (Rose et Lindquist, 1985). La larve passe l'hiver dans le bourgeon. Au printemps, une fois adulte, la larve de couleur crème mesure environ 5 mm de longueur, mais sa tête et ses pattes sont noirâtres. Elle se transforme en nymphe dans les pointes minées de la mi-mai à la fin juin. Peu après, un minuscule adulte émerge d'un trou recouvert de soie du bourgeon mort ou de sa base. Une génération est achevée chaque année.

Pucerons gallicoles de l'épinette

À l'exception des galles formées par le puceron (ou cécidomyie) gallicole de l'épinette (*Mayetiola piceae* Felt), les galles sont causées par des insectes de type puceron de la famille des phylloxeridae (Adelgidae), communément appelés pucerons gallicoles de l'épinette. Ils ont des cycles de vie complexes, certaines espèces se nourrissant exclusivement d'épinettes, d'autres se nourrissant d'épinettes et d'un conifèreautre. Cependant, les galles caractéristiques de chaque espèce ne se forment que surl'épinette. Le cycle de vie se complète généralement en 2 ans et nécessite six générations et, dans le cas des espèces ayant un hôte alternatif, les adultes ailés d'environ deux millimètres de longueur ne sont formés que dans les générations qui passent d'un hôte à l'autre.

Le puceron à galle conique de l'épinette (*Adelges abietis* Linnaeus) est une espèce introduite qui se nourrit uniquement d'épinettes. Déjà en 1985, l'espèce était présente au Canada depuis l'Ontario vers l'est et dans les régions adjacentes des États-Unis. Le puceron gallicole de l'épinette (*Adelges lariciatus* Patch) se trouve une année sur deux sur les épinettes et les mélèzes, de l'Alberta aux Maritimes, ainsi que dans les régions adjacentes des États-Unis. Le puceron de l'épinette de sitka (*Adelges cooleyi* Gillette) est principalement une espèce occidentale dont la présence alterne habituellement entre l'épinette blanche et le douglas vert. Il est rare dans l'Est canadien. En Ontario, les galles se trouvent surtout sur l'épinette du Colorado. Les espèces du genre d'insectes *Pineus* produisent également des galles sur les épinettes. Le puceron des aiguilles du pin (*Pineus pinifoliae* Fitch) est présent en Alberta, jusqu'aux Maritimes, et même dans l'est des États-Unis. Il a causé de graves dommages à son hôte alternatif, le pin blanc. Le puceron à galle allongée de l'épinette (*Pineus patchae* Börner) est présent sur tout le continent. Il n'a pas d'hôte alternatif. Les attaques répétées causent la mort des rameaux, le feuillage présentant un aspect déchiqueté.

Cécidomyie (puceron) gallicole de l'épinette

En 1992, il y a eu une épidémie de cécidomyie gallicole de l'épinette (*Mayetiola piceae* Felt) dans le nord de l'Alberta et dans les régions adjacentes des Territoires du Nord-Ouest (Brandt, 2000). L'infestation s'était répandue dans les peuplements d'épinettes blanches; parmi les sites étudiés, 84 % d'entre eux étaient infestés et on a observé de la mortalité de rameaux à plus de 81 % parmi les pousses de l'année en cours. Plus tôt, Rose et Lindquist (1985) avaient noté qu'il était inhabituel d'observer des dommages graves chez l'épinette; les mentions portent sur un certain nombre d'endroits dans le territoire du Yukon. Les dégâts de l'épidémie de 1992 ont progressivement diminué sur la plupart des sites en 1994 et au printemps 1995, l'épidémie

s'était effondrée. Environ 15 millions d'hectares ont été touchés au plus fort de la crise. D'autres foyers sont apparus dans le territoire du Yukon en 1968 et en 1969 (Tripp et coll., 1970), au Connecticut au début des années 1970 (Stephens, 1985), ainsi qu'au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse en 1981 et en 1982 (Magasi, 1983). En général, les épidémies ont été localisées et de courte durée.

Les cécidomyies gallicoles de l'épinette hivernent sous forme de larves orange dans les pousses galées de l'année (Felt, 1926). Les larves mesurent environ 1,5 mm de longueur à l'état adulte. La nymphe se forme dans la cellule larvaire au début du printemps et dépasse souvent de la cellule avant que l'adulte n'émerge. La nymphose a lieu généralement de la mi-mai au début juin et la cécidomyie adulte brun-rougeâtre à deux ailes émerge par un trou bien visible dans la galle formée dans la pousse de l'année précédente. L'accouplement a lieu peu après et les œufs sont pondus sur les pousses qui commencent à se développer à la base des aiguilles (Smith, 1952). On a signalé jusqu'à 100 larves par pousse. Les larves s'enfoncent immédiatement dans le rameau et forment des cellules, les galles se formant par le gonflement des tissus entourant les cellules larvaires. La formation de galles devient visible dans les 10 jours sous la forme d'une série de petits gonflements semi-globuleux, qui doublent de sa taille normale le diamètre du rameau infecté. Les rameaux galés restent généralement sur les branches pendant plusieurs années.

On a collecté des données sur les pousses annuelles d'épinettes blanches en 1993 et en 1994, alors que l'épidémie de cécidomyie gallicole de l'épinette sévissait en Alberta et dans les Territoires du Nord-Ouest. Par rapport aux pousses totales (non galées et galées), celles qui étaient galées ont montré une distribution binomiale négative décrite par la moyenne kp = 5,333 3, la variance kpq = 83,082 8 et le paramètre de dispersion k = 0,300 7. Ces données ont servi aux forestiers et aux gestionnaires des ravageurs pour l'élaboration d'un plan d'échantillonnage séquentiel en vue de classifier les dommages causés par la cécidomyie gallicole de l'épinette (Brandt, 2000). De minuscules guêpes parasites maintiennent généralement les populations de moucherons suffisamment basses pour rendre les mesures de lutte inutiles.

Tordeuses des bourgeons de l'épinette

Les tordeuses de l'épinette du genre *Zeiraphera*, dont l'aire de répartition est transcontinentale, se retrouvent fréquemment sur l'épinette blanche, mais seulement occasionnellement sur d'autres espèces d'épinettes ou de sapins (Rose et Lindquist, 1985). La tordeuse de l'épinette (*Zeiraphera canadensis* Mutuura et Freeman) (Lepidoptera : Tortricidae) a causé une forte incidence de flèches multiples et anormales chez l'épinette blanche dans les Maritimes, au Québec et dans le Maine (Quiring et coll., 1991). Cependant, bien que l'alimentation des insectes n'ait causé des dommages graves que sur une petite superficie de forêt, il n'empêche que les nouvelles pousses d'épinettes blanches de champ se soient souvent retrouvées déparées (Rose et Lindquist, 1985). L'insecte passe l'hiver sur l'arbre au stade d'œuf. La larve émerge en mai, tisse une soie caractéristique sous la coiffe du bourgeon en croissance et s'alimente. La coiffe reste en place longtemps comparativement aux autres coiffes de bourgeons, ce qui constitue un obstacle évident à l'efficacité des insecticides de contact.

Lorsque les populations sont élevées, il n'est pas rare de trouver sur les aiguilles d'une seule pousse plusieurs larves en train de se nourrir. La tête et les pattes thoraciques des jeunes larves sont brun foncé, mais les larves adultes sont de couleur crème à jaune et mesurent environ 10 mm de longueur. L'alimentation se termine en juin ou début juillet, après quoi la larve tombe au sol, s'enfouit dans la litière avant de se transformer en chrysalide. De la mi-juillet à la mi-août, les papillons sortent de la chrysalide pour pondre des œufs isolés ou par groupes de deux à sept à la base des pousses de l'année en cours. Dans un verger à graines du Nouveau-Brunswick, ce sont les épinettes blanches de hauteur intermédiaire (1,5 m à 3,73 m) qui ont subi le plus de dommages; les plus endommagées et les dommages subis une année étaient positivement corrélés avec ceux de l'année suivante. Sur quatre sites d'essai, on a estimé que la réduction moyenne de la croissance des arbres des deux familles les plus vulnérables était supérieure d'environ 30 % à celle des arbres des deux familles qui l'étaient moins. Certains arbres moins endommagés (plus résistants) que d'autres ont soulevé l'hypothèse selon laquelle il y existerait un gène de résistance au ravageur.

Les larves des deux espèces apparentées, la tordeuse jaune de l'épinette (*Zeiraphera fortunana* Kearfott) et la tordeuse des pousses à rayures violettes (*Zeiraphera unfortunana* Ferris et Kruse) se nourrissent à la même période de l'année et de la même manière que la tordeuse de l'épinette.

De nombreux parasites et prédateurs se nourrissent des larves de la tordeuse de l'épinette, mais il peut s'avérer nécessaire de mener une lutte chimique pour préserver la valeur esthétique de certains arbres. Un insecticide de contact exerçant une certaine action fumigène à appliquer lorsque les bourgeons commencent à s'allonger minimisera les dommages (Rose et Lindquist, 1985).

Cochenille des bourgeons de l'épinette

Cette cochenille des bourgeons de l'épinette (*Physokermes piceae* Schr.) que l'on prend souvent pour un bourgeon est présente des Territoires du Nord-Ouest aux Maritimes jusque dans le centre-nord et le nord-est des États-Unis. Bien qu'elle se nourrisse des épinettes indigènes et parfois du sapin baumier, elle est souvent plus abondante sur l'épinette de Norvège; il y a eu des infestations graves au Nouveau-Brunswick. Les arbres fortement infestés s'affaiblissent puis perdent leurs aiguilles. La moisissure noire disgracieuse qui se développe dans l'excrétion liquide des cochenilles attire les abeilles et les fourmis, dont la présence attire souvent l'attention sur la cochenille. La cochenille produit une génération par année; elle passe l'hiver sous forme d'individus immatures qui se regroupent autour des bourgeons terminaux, s'alimentant de sève grâce à leur tube d'alimentation. Ils reprennent leur alimentation au printemps; au début de l'été, ils sont arrivés à maturité. À ce moment-là, les femelles mesurent environ 3 mm de diamètre. Les œufs se développent sous la femelle et, à l'éclosion, les nymphes mobiles rampent jusqu'à l'extrémité des rameaux où elles s'installent, insèrent dans le bourgeon leur fin tube alimentaire et se nourrissent jusqu'à la fin de l'automne.

Cécidomyie de l'épinette

La cécidomyie de l'épinette (*Dasineura swainei* Felt) se nourrit de toutes les espèces d'épinettes dans toute son aire de répartition transcontinentale, mais l'épinette blanche n'est

pas son hôte préféré. Dans son aire de répartition, l'épinette rouge a la préférence, et ailleurs, la cécidomyie se trouve le plus souvent sur l'épinette noire. Le bourgeon central à l'extrémité des rameaux des arbres de champ est le plus souvent tué par la cécidomyie. Cela donne un aspect taillé à l'arbre touché et entraîne parfois la formation de plusieurs flèches chez les jeunes arbres.

La cécidomyie femelle, de couleur rouge orangé, pond ses œufs en mai ou en juin dans les pousses en développement. À l'éclosion, la larve perce l'extrémité d'une nouvelle pousse et pénètre ensuite dans le bourgeon nouvellement formé où elle se nourrit jusqu'en hiver. Au printemps, la larve rose, sans pattes, d'environ 3 mm de longueur, occupe une petite cellule au centre d'un bourgeon en rosette entre deux pousses en développement. La chrysalide rouge et brun formée dans la cellule larvaire se fraie un chemin vers l'extrémité du bourgeon jusqu'à ce qu'elle fasse saillie, permettant à l'adulte de s'échapper de la coque de nymphose. Les larves de cécidomyies sont soumises à une attaque mortelle d'un minuscule parasite ressemblant à une guêpe, qui joue un rôle important dans la lutte contre l'insecte. Une minuscule larve blanchâtre ou une chrysalide noire du parasite remplace généralement la larve hôte dans le bourgeon endommagé.

Insectes de cônes et de semences

Une grande variété d'insectes se nourrissant de cônes et de semences vit sur l'épinette blanche (Ives et Wong, 1988). Le chalcis granivore de l'épinette (*Megastigmus atedius* Walker) est une espèce de mouche minuscule qui se nourrit de semences et de cônes d'épinette blanche, du moins dans les Prairies. Les dommages qu'il cause passent en grande partie inaperçus parce que les larves terminent leur développement cachées à l'intérieur des semences, qui ne présentent aucun signe extérieur (Ives et Wong, 1988). Bien que les espèces de *Megastigmus* soient réputées être spécifiques à un hôte (Ives et Wong, 1988), le chalcis granivore de l'épinette trouvé près de Fairbanks, en Alaska, a été identifié par Holsten et coll. (1980) comme *Megastigmus. piceae* Felt, alors que Rose et Lindquist (1985) ont attribué le nom *Megastigmus piceae*, mais ont donné l'autorité à Rohwer. Dans les Prairies, la mouche granivore de l'épinette (*Delia anthracina* Czerny), que Rose et Lindquist ont nommé mineuse spiralée des cônes (Strobilomyia anthracina Czerny), s'attaque aux cônes des épinettes blanches, d'Engelmann et noires. Certaines années, elle peut détruire toute la production de semences (Ives et Wong, 1988). La cécidomyie de l'axe des cônes de l'épinette (*Dasineura rachiphaga* Tripp) et les mouches granivores (*Pegohylemia* spp.) ont également été trouvées en train d'endommager des cônes et des semences d'épinettes blanches près de Fairbanks (Holsten et coll., 1980).

Un « ravageur important de l'épinette » [Hedlin et coll., 1980], la tordeuse des graines de l'épinette [*Laspeyresia youngana* Kearfott], ou [*Cydia strobilella* L.] [Ives et Wong, 1988; Syme et Nystrom, 1988], est répandue partout au Canada et dans le nord des États-Unis. De graves dommages aux cônes d'épinette blanche ont été observés dans le Centre et l'Ouest canadien [Rose et Lindquist, 1985], mais la tordeuse des graines n'a qu'une importance modérée en Ontario [Syme et Nystrom, 1988]. La tordeuse des cônes [*Barbara mappana* Freeman] a été signalée sur des cônes d'épinette blanche, mais elle est considérée comme étant d'importance mineure [Hedlin et coll., 1980; Syme et Nystrom, 1988]. L'impact le plus important de la

tordeuse des bourgeons de l'épinette sur la production de cônes et de semences, du moins en Ontario, concerne le sapin baumier, « suivi dans l'ordre décroissant de dommages, de l'épinette blanche, l'épinette rouge et, enfin, de l'épinette noire, qui est rarement très affectée » [Fowle, 1983]. L'épinette blanche peut survivre pendant plusieurs années à une défoliation grave [Belyea et Prebble, 1951; Baskerville et MacLean, 1979], mais son accroissement en volume se trouve fortement réduit [Nicks, 1983] et, vraisemblablement, ne produit aucun cône et semence. En outre, les épinettes blanches qui ont survécu à la défoliation deviennent très vulnérables aux attaques mortelles des scolytes, p. ex., *Dendroctonus piceaperda* Hopk. dendroctone de l'épinette [[*Dendroctonus rufipennis* Kirby] et le scolyte de l'épinette [*Ips perturbatus* Eichh.], même après la fin de l'épidémie de tordeuses [Thomas, 1958].

Occasionnellement abondante, souvent conjointement avec des épidémies de TBE, la pyrale des cônes de l'épinette [*Dioryctria reniculelloides* Mutuura & Munroe] est présente dans la plupart ou la totalité de l'aire de répartition de l'épinette en Amérique du Nord, se nourrissant du nouveau feuillage, des cônes de l'épinette et souvent du sapin baumier [Ives et Wong, 1988]. Lorsqu'elle est abondante, elle peut constituer un ravageur sérieux « notamment sur l'épinette blanche » [Hedlin et coll., 1980]. Les larves de TBE causent parfois des dommages superficiels sur les cônes, mais leur effet sur la production de semences est minime [Ives et Wong, 1988], du moins dans le centre du Canada. Les larves du cochylis du cône [*Henricus fuscodorsana* Kearfott] se nourrissent dans les cônes, endommageant les écailles et les semences; elles sont capables de causer < 10 % de perte d'une production de semences Hedlin et coll., 1980).

Une partie de chaque production de semences est perdue à cause des insectes des cônes et des semences (Alexander, 1974). Au Colorado, une étude a révélé que les pertes de semences d'épinette d'Engelmann attribuables aux insectes représentaient en moyenne 28 % de la production totale de quatre années, soit de 1974 à 1977 (Schmid et coll., 1981). Le pourcentage le plus élevé de cônes infestés couvre les années de faible production de cônes; les principaux insectes mangeurs de semences comptaient une tordeuse des graines de l'épinette et une espèce non identifiée de mouche, peut-être *Hylemya* sp., trouvée seulement au stade larvaire.

La tordeuse des graines de l'épinette, présente partout au Canada et dans le nord des États-Unis, se nourrit des cônes de diverses espèces d'épinettes. Des dommages graves à l'épinette blanche ont été signalés dans le centre et l'ouest du Canada (Rose et Lindquist, 1985). En Ontario, les papillons de nuit volent en mai, à peu près au moment où l'épinette émet son pollen. Les femelles pondent un seul œuf par cône s'il y en a en abondance. À l'éclosion, la larve creuse d'abord des tunnels dans les écailles du cône avant d'y pénétrer plus profondément pour se nourrir des semences en développement. À la fin juin, la larve creuse un tunnel étroit dans l'axe du cône dont elle se nourrit. À l'automne, à l'âge adulte, elle mesure environ 10 mm de longueur. Elle hiberne dans le tunnel central du cône et se transforme en chrysalide au printemps, les papillons adultes émergeant de leur coque de nymphoses environ 18 jours plus tard. Certaines larves ne se transforment pas en chrysalides au premier printemps, mais restent dormantes pendant une ou plusieurs années. Il semble que le nombre d'adultes présents une année donnée soit lié au nombre de cônes arrivés à maturité.

Insectes des racines et du collet des racines

Vers blancs

On évitera de planter des épinettes sur des sites favorables à la pullulation de vers blancs; mais si de jeunes épinettes blanches et des vers blancs de deuxième année coïncident, la contrainte de croissance pourrait être grave (Sutton, 1968).

Les vers blancs sont en fait des larves de *Phyllophaga* Harris spp. et des genres apparentés de *Coleoptera*, *Scarabaeidae*, y compris *Serica* (Sutton et Stone, 1974). Il en existe plus de 100 espèces indigènes en Amérique du Nord. Parmi ces espèces, certaines ont besoin de deux à cinq ans pour compléter leur cycle de vie (Rose et Lindquist, 1985). Les larves, communément appelées hanneton, se nourrissent normalement des racines de graminées et autres plantes. Elles sont des ravageurs fréquents des pelouses, des pâturages et des cultures non labourées (Rose et Lindquist, 1985). Mais elles se nourrissent volontiers des racines non tubérisées de semis et de greffons de conifères, causant parfois de graves dommages dans les pépinières forestières (Sutton, 1968). Dans les zones sauvages, les effets des dommages causés par les vers blancs passent souvent inaperçus, à moins qu'une mortalité massive parmi les semis nouvellement plantés d'espèces particulièrement vulnérables ne conduise à un projet de recherche scientifique.

Le peu d'appétence que les vers blancs ont pour l'épinette blanche par rapport au pin blanc et au mélèze du Japon (*Larix kaempferi* [Lambert] Carrière) a été observé au cours d'une étude en juillet 1963 effectuée dans une plantation expérimentale de deux ans de ce mélange d'espèces disposées en rangée établie dans l'est de l'Ontario (Sutton et Stone, 1975). Le sol de loam sableux, dont la profondeur variait de 13 à 23 cm sur du calcaire dolomitique fissuré, était très sec après quatre semaines au cours desquelles l'évapotranspiration potentielle avait dépassé les précipitations de 8,9 cm. La plupart des pins et des mélèzes ont été très flétris; certains venaient tout juste de mourir, quelques racines restantes sur ces arbres ayant été annelées. Des vers blancs ont été révélés dans chaque pelletée de terre, mais n'ont pas été quantifiés de manière systématique en raison des objectifs de recherche rattachés à la plantation; on n'a également pas examiné les racines des épinettes blanches. Les épinettes n'ont pas flétri; à ce moment-là ou à la fin de l'automne, aucun dommage attribuable à la sécheresse n'avait été observé, moment où plus de 50 % des pins étaient morts, alors que pratiquement toutes les épinettes étaient vivantes.

Des observations similaires ont été faites à la fin de l'été 1964, également dans l'est de l'Ontario, sur une zone de plaine d'épandage de sable moyen loameux où la nappe phréatique se trouvait à une profondeur de 120 cm. On y avait planté en 1961 des épinettes en rangées suffisamment espacées pour y intercaler en 1963 des rangées de pins blancs. Au moment de l'examen, la majorité des pins étaient morts, mais les épinettes étaient encore vivantes. La mort des pins avait l'air récente; les racines restantes présentaient les dommages massifs caractéristiques de l'attaque du ver blanc. Les racines principales des épinettes vivantes qui ont été excavées ne montraient aucun signe d'annélation ou d'alimentation, mais de nombreuses racines longues de petit diamètre avaient poussé là où les racines étaient censées avoir été brisées. On a attribué aux vers blancs l'élagage qui s'est produit sur les arbres. L'accroissement

en hauteur de l'épinette a été moins élevé en 1964 qu'en 1963, notamment dans les secteurs de la plantation où la mortalité des pins était la plus évidente. La survie des pins et l'accroissement en hauteur des épinettes ont été mesurés sur quatre bandes-échantillons aléatoires couvrant 20 rangées, chaque bande comprenant 100 pins et 100 épinettes. Ces résultats ont été expliqués par la régression linéaire Y = 159,3 - 4,5 X (r^2 = 0,92 P = 0,05), où Y est l'accroissement de la hauteur de l'épinette blanche de quatre ans en 1964, exprimé en pourcentage de l'accroissement de la hauteur de 1963 et X est le pourcentage de mortalité du pin blanc de deux ans.

L'accroissement moyen de la hauteur de toutes les épinettes mesurées est passé de 8 cm en 1963 à 7 cm en 1964. Cependant, un tiers des arbres étaient situés dans des secteurs de la plantation où la survie du pin blanc a été élevée et vraisemblablement peu affectée par les vers blancs. Dans ces secteurs, l'accroissement en hauteur des épinettes est passé de 8 cm en 1963 (c.-à-d. la même valeur que la moyenne générale) à 13 cm en 1964. Le hanneton commun (*Phyllophaga anxia* Lec.) est la seule espèce de ver blanc identifiée dans la zone. Par conséquent, les vers blancs peuvent réduire l'accroissement en hauteur des jeunes épinettes blanches et prolonger la durée de la période d'établissement.

Pour tester l'influence de la densité des vers blancs, on a complété une faible population naturelle de vers blancs, estimée à 3,0/m^2, pour donner des populations moyennes de 3,0, 6,6 et 10,3 vers/m^2, comme un ensemble de traitements dans une expérience factorielle impliquant deux densités de végétation au sol, chacune avec et sans traitement de désherbage chimique (Sutton et Stone, 1975). Les vers étaient des larves de deuxième stade, principalement des *Phyllophaga* sp. collectées à proximité. Le supplément de vers blancs représentait 0, 1 ou 2 vers blancs par épinette. Ces dernières étaient nouvellement plantées à un espacement de 38 cm × 38 cm dans des parcelles de 16 arbres (4 × 4). Des barrières ont été installées dans le sol aux limites des parcelles pour empêcher la migration vers l'extérieur des vers blancs, dont la survie à la procédure de transplantation a été confirmée par un examen direct des parcelles sacrifiées répétées. À ces densités, les vers blancs n'ont pas eu d'effet significatif sur la survie de l'épinette blanche. L'augmentation de la hauteur n'a pas été affectée par les concentrations de nutriments foliaires de N, P, K, Ca ou Mg au cours des trois premières saisons de croissance.

On a trouvé à maintes reprises dans la documentation l'information selon laquelle les vers blancs passaient l'hiver dans le sol à une profondeur où il n'y a pas de gel. Cependant, Sutton et Stone (1974, 1975) ont constaté que ni le substrat rocheux peu profond, ni les nappes phréatiques périodiquement élevées n'avaient entravé la croissance de nombreuses larves jusqu'à leur deuxième année. Pour étudier ce point, on a collecté de gros vers blancs de troisième stade à la fin de l'été et on les a enfermés dans des cages en aluminium à mailles fines, puis on les a enfouis pour l'hiver dans un sol sablonneux à différentes profondeurs près d'Ottawa, en Ontario. Un nombre appréciable de vers blancs ont survécu même dans les cages à 30 cm de profondeur (tableau 5.11).

Tableau 5.11. Survie hivernale des vers blancs de troisième stade en cage (1966-1967).

Profondeur de la cage (cm)	Larves vivantes (%)	Espèces représentées			
		Phyllophaga anxia	***Phyllophaga fusca***	***Phyllophaga futilis***	***Serica espèces***
30	56		√	√	
60	75	√	√	√	√
120	75	√	√	√	√

On ne sait pas si le sol a gelé ou non à une profondeur de 30 cm pendant l'hiver, mais la température en milieu d'après-midi à 30 cm était de 3,3 °C dès le 20 novembre, alors que le sol était gelé dur à une profondeur de 10 cm. À la ferme expérimentale centrale voisine du ministère de l'Agriculture du Canada, pendant tout l'hiver, la température du sol à une profondeur de 10 cm sous une couverture de neige naturelle n'est pas descendue en dessous de 0 °C. Dans un autre essai réalisé dans la même région, les larves du hanneton du Nord (*Phyllophaga fusca* Froel.) ont réussi à passer l'hiver sans descendre plus bas que 10 cm dans le sol. La profondeur du gel du sol pendant l'hiver n'est pas connue, mais les températures du sol à 10 cm sous la couverture de neige à la Ferme expérimentale centrale ont atteint un minimum de 5,0 °C en janvier. Si ces recherches n'ont pas permis de trancher la question de savoir si les vers blancs ne peuvent pas survivre à la congélation hivernale, il est clair que les populations de vers blancs peuvent passer l'hiver dans des sols peu profonds sans descendre dans les fissures.

Charançon de la racine du fraisier

Le charançon de la racine du fraisier (*Otiorhynchus ovatus* Linnaeus) est présent partout au Canada et dans le nord des États-Unis. Il s'agit principalement d'un ravageur des fraisiers, mais, occasionnellement, les larves causent de sérieux dommages aux semis et aux jeunes plants repiqués dans les plantations et les pépinières (Rose et Lindquest, 1985). Le charançon passe l'hiver au stade de larve dans le sol ou au stade adulte sous des pierres ou à l'abri dans d'autres endroits. Les larves se nourrissent des racines et affaiblissent ou tuent les petits arbres. Elles sont blanchâtres, en forme de C, et mesurent environ 8 mm de longueur à l'âge adulte, ce qui est beaucoup plus petit que le ver blanc. Le charançon se nymphose dans les couches supérieures du sol au printemps et se transforme en adulte plus tard au printemps ou en été, rejoint par les adultes de l'été précédent. Ils se nourrissent alors des feuilles et des fruits. Les adultes n'ont pas d'ailes fonctionnelles et ne volent pas. Il n'y a pas de mâles; la reproduction est asexuée. Les œufs sont pondus au hasard dans le sol en été autour des plantes alimentaires et, à l'éclosion, les larves se nourrissent des racines jusqu'à la fin de l'automne, où elles hibernent.

Charançon du collet du pin

Le charançon du collet du pin (*Hylobius warreni* Wood) est un ravageur commun de l'épinette et du pin partout au Canada. Il cause des dommages considérables aux espèces indigènes d'épinettes tant dans les peuplements naturels que dans les plantations (Rose et Lindquist, 1985). Les arbres qui poussent dans des sols humides ou dans des couches profondes d'humus sont les plus vulnérables aux attaques. De manière générale les tunnels dans la région du collet

des racines sont remplis de résine, les larves se nourrissant de la région cambiale ou de l'écorce interne. Les petits arbres sont souvent annelés et tués. Les dommages causés par leur alimentation sur les arbres plus grands permettent aux décomposeurs du bois de pénétrer dans les blessures, les arbres devenant susceptibles d'être brisés par le vent.

Les adultes vivent deux ans ou plus, mais pondent des œufs chaque année. Comme deux années sont nécessaires pour compléter le cycle de vie, les larves et les adultes peuvent être trouvés pendant l'hiver. Le stade nymphal est court et se produit en juin. Les adultes incapables de voler ont une période d'émergence prolongée.

Insectes nuisibles au bois de fût

Dendroctone de l'épinette

Les scolytes de la famille des scolytidés se nourrissent et se reproduisent entre l'écorce et le bois de diverses espèces d'arbres, dont les épinettes. Plus de 20 espèces se nourrissent d'épinettes, de sapins et de pruches affaiblis, mourants ou morts (Rose et Lindquist, 1985). La plupart des scolytes limitent leur zone de reproduction à une partie de l'arbre, qu'il s'agisse d'un rameau, d'une branche, d'une tige ou d'un collet de racine. Certains se reproduisent dans des arbres d'une seule espèce, d'autres dans des arbres de plusieurs espèces. En tant que ravageurs secondaires dans les forêts non perturbées, ces coléoptères servent à accélérer le recyclage du bois mort et mourant, mais avec de grandes quantités de matériel de reproduction, des populations extrêmement élevées peuvent se développer et attaquer et tuer les arbres sains voisins, aggravant ainsi l'épidémie en raison du matériel de reproduction supplémentaire.

Le typographe de l'épinette (*Dendroctonus rufipennis* Kirby) (anciennement *D. obesus* Mannerheim (= *D. engelmanni* Hopk.), d'environ 6 mm de longueur, est l'un des plus grands scolytes que l'on trouve chez les épinettes (Rose et Lindquist, 1985). L'épinette blanche et l'épinette d'Engelmann sont les hôtes principaux (Wygant et Lejeune, 1967). Les scolytes sont fortement attirés par les chablis, les grumes de rebut et les grumes fraîchement coupées. Les épidémies du dendroctone de l'épinette, une espèce transcontinentale nord-américaine, ont dévasté les épinettes blanches et d'Engelmann dans tout l'ouest de l'Amérique du Nord, de l'Arizona à l'Alaska, tandis que des épidémies plus petites ont eu lieu en Alberta et en Saskatchewan (Ives et Wong, 1988). Le typographe de l'épinette est le ravageur le plus grave des épinettes d'intérieur matures et surmatures en Colombie-Britannique (Cottrell, 1978). Les arbres de petit diamètre et à croissance rapide ont été les moins susceptibles d'être attaqués ou tués par le typographe de l'épinette. La plus grande susceptibilité des arbres de grand diamètre et à croissance lente était plus étroitement liée à la croissance radiale récente qu'au diamètre (Hard et coll., 1983). Les mesures qui maintiennent le taux de croissance radiale offrent la défense la plus probable (Hard, 1985; Hard et Holsten, 1985; Safranyik, 1985).

L'attaque initiale dans la partie inférieure de la tige est indiquée par la poussière rouge de forage dans les crevasses de l'écorce et par les bouchons de résine, en particulier lorsque des arbres affaiblis ou récemment morts sont attaqués. Les adultes hivernants construisent des tunnels d'œufs pour déposer le premier couvain en juin et une deuxième série de tunnels à la fin juillet pour le deuxième. Certains membres du premier couvain devenus adultes émergent à

la fin juillet et construisent des tunnels supplémentaires, tandis que d'autres hivernent sous forme de larves matures et émergent, adultes, en juillet, en même temps qu'un autre segment de la population qui a hiverné sous forme de larves précoces. Un petit scolyte que l'on trouve souvent dans les épinettes est le polygraphe de l'épinette (*Polygraphus rufipennis* Kirby).

Cet insecte a un cycle de vie d'un, deux ou trois ans, le cycle de deux ans étant le plus courant. La période de vol et d'attaque commence en juin ou peu après la fonte de la neige autour des arbres. Environ six galeries par 929 cm^2, chacune d'environ 12,5 cm de longueur et parallèle au grain du bois, sont creusées dans l'écorce interne et trois à quatre groupes d'œufs sont pondus le long des côtés des galeries, soit environ 100 œufs par galerie. Les œufs éclosent en 3 à 4 semaines. La taille des larves varie d'environ un quart à une croissance complète au début de la saison de dormance. Ils reprennent leur développement au mois de juin suivant, se nymphosent pendant l'été et se transforment en adultes à la fin de l'été ou au début de l'automne. Les adultes sortent généralement des arbres, tombent ou rampent sur le sol, et retournent dans le même arbre pour hiberner, souvent regroupés sous l'écorce. Ils émergent au printemps suivant et volent vers des arbres verts, des chablis, des tiges ou des souches pour commencer une nouvelle génération. Le coléoptère peut avoir un cycle d'un an à des altitudes plus basses, sur des sites plus chauds ou pendant une année anormalement chaude, atteignant le stade adulte avant le début de l'hiver. Le cycle de trois ans se produit à haute altitude, sur des sites froids ou au cours d'années anormalement froides.

Des champignons tels que le *Leptographium abietinum* peuvent aider les coléoptères à surmonter les défenses des arbres affaiblis lors d'une attaque massive. Ohsawa et coll. (2000) ont isolé des champignons de *Dendroctonus rufipennis* et de *Polygraphus rufipennis*, ainsi que du bois décoloré autour de leurs galeries dans des épinettes blanches au Canada. Le *Leptographium abietinum* a été le champignon de bleuissement le plus fréquemment isolé chez les deux espèces de coléoptère. L'inoculation de cinq espèces de champignons communément prélevés chez les deux coléoptères sur des semis d'épinette blanche a entraîné la mort rapide de 71 % des semis colonisés par *L. abietinum*, mais aucune mortalité des semis inoculés avec d'autres champignons.

Longicornes

Au moins 20 espèces de longicornes de la famille des Cerambycidae se nourrissent du bois de l'épinette, du sapin et de la pruche (Rose et Lindquist, 1985). Les insectes foreurs ne creusent qu'exceptionnellement des tunnels dans les arbres vivants, bien que, lorsque les populations sont élevées, les coléoptères adultes se nourrissent de l'écorce tendre des rameaux et peuvent endommager les jeunes arbres vivants. L'une des espèces d'insecte foreur les plus communes et les plus répandues en Amérique du Nord est le longicorne noir (*Monochamus scutellatus* Say). Les adultes se trouvent en été sur des arbres nouvellement tombés ou récemment abattus, mâchant de minuscules fentes dans l'écorce dans lesquelles ils pondent leurs œufs. Les œufs éclosent au bout de deux semaines environ et les minuscules larves creusent des tunnels jusqu'au bois et marquent sa surface de leurs canaux d'alimentation. Avec l'arrivée du temps plus frais, ils percent le bois en faisant des trous d'entrée ovales et creusent des tunnels profonds. L'alimentation se poursuit l'été suivant, lorsque les larves reviennent

occasionnellement à la surface du bois et étendent les canaux d'alimentation généralement en forme de « U ». Pendant ce temps, de petits tas de déjections évacuées par les larves s'accumulent sous la tige. Au début du printemps de la deuxième année suivant la ponte, les larves, d'environ 30 mm de longueur, se transforment en chrysalides dans l'élargissement du tunnel juste sous la surface du bois. Les adultes qui en résultent rongent leur chemin au début de l'été, laissant des trous de sortie ronds, complétant ainsi le cycle de vie habituel de deux ans.

Longicornes à front plat

Dix espèces de longicornes à front plat de la famille des Buprestidae se nourrissent d'épinettes et de sapins, mais la pruche est leur source d'alimentation préférée (Rose et Lindquist, 1985). Comme dans le cas des autres longicornes, la majorité de l'alimentation se fait dans les arbres morts ou mourants ou près des blessures sur les arbres vivants. Les dégâts ne deviennent abondants que là où un approvisionnement continu en matériel de reproduction est disponible. Le cycle de vie de ces insectes foreurs est similaire à celui des autres longicornes, mais certains cycles de vie extrêmement longs ont été signalés dans des conditions défavorables. Les larves adultes, qui peuvent atteindre 25 mm de longueur, sont typiquement aplaties, la partie antérieure du corps étant beaucoup plus large que le reste. Les adultes bronzés ne sont généralement observés que dans les endroits ensoleillés où l'on trouve du matériel adéquat.

Scolyte sirex

Les membres de trois genres de Siricidae attaquent les sapins baumiers et les épinettes mourants ou récemment tués (Rose et Lindquist, 1985). Le nom commun provient de la structure robuste, semblable à une épine, située à l'extrémité du corps de l'adulte, qui sert à percer l'écorce de l'hôte pour permettre aux œufs de s'insérer dans le bois. Les populations n'augmentent rapidement que là où le matériel de couvaison est abondant. Le cycle de vie nécessite généralement deux ans et les adultes sont généralement en vol de fin juillet à début septembre. Les larves adultes peuvent mesurer jusqu'à 215 mm de longueur. Les champignons de pourriture du bois que l'on trouve dans les tunnels des sirex entraînent une détérioration très rapide du bois et réduisent rapidement les possibilités de récupération. Un parasite ressemblant à la guêpe peut détecter la présence d'une larve de sirex qui creuse un tunnel dans le bois, puis insère son ovipositeur, une structure gainée ressemblant à un poil pouvant atteindre 10 cm de longueur à travers l'écorce et le bois dans le tunnel pour y déposer un œuf, dont la larve résultante se nourrit de la larve de sirex.

Nodulier du pin

Le nodulier du pin (*Synanthedon pini* Kellicott) est présent sur les épinettes et les pins dans l'est de l'Amérique du Nord. Il ne tue pas les arbres, mais les tunnels larvaires remplis de résine dans le bois sont à l'origine de formation de défauts (Rose et Lindquist, 1985). Les adultes ont des ailes en grande partie transparentes, contrairement aux ailes de la plupart des papillons de nuit. Les œufs sont pondus sur l'écorce au début de l'été, généralement près d'une blessure ou dans des cicatrices ou des crevasses. Les larves se nourrissent dans des tunnels sur l'écorce interne et l'aubier, provoquant un écoulement abondant de résine, qui durcit sur l'écorce. Ils se nourrissent pendant deux ou trois ans pour atteindre une longueur d'environ 25 mm avant de se nymphoser dans la masse de poix. Les adultes émergent au début de l'été.

Fourmis

Dans le nord-est des États-Unis, la fourmi des Allegheny (*Formica exsectoides* Forel) est reconnue pour causer des lésions ayant typiquement la forme d'une profonde constriction d'environ 10 cm de longueur sur la tige principale de petits individus d'une variété d'espèces, tant de feuillus que de conifères, y compris le pin blanc et le pin sylvestre (Peirson, 1922). Les épinettes ne sont pas mentionnées, mais Peirson n'a pas précisé si elles avaient été examinées. La taille des monticules varie avec l'âge, plusieurs d'entre eux atteignant 1 m de hauteur et 2 m de diamètre. Aucun arbre ou arbuste vivant, quelle que soit sa hauteur, ne se trouve à proximité des monticules.

Les fourmis charpentières sont noires ou brunes. Elles se trouvent généralement dans les souches, les arbres ou les rondins, mais endommagent parfois le bois de charpente. Les fourmis utilisent le bois pour s'abriter, pas pour se nourrir. Dans certains sols, les fourmis sont des agents importants de la genèse du sol (Lyford, 1963).

Scolytes ou coléoptères du bois

Cette classe d'insectes s'attaque aux arbres vivants, morts et abattus, ainsi qu'aux grumes, au bois vert et aux douves, causant souvent de graves pertes économiques, en raison des trous d'épingle et des défauts du bois taché causés par les galeries de couvain. Les galeries sont creusées par les coléoptères parents dans l'aubier sain, s'étendant parfois jusqu'au bois de cœur. Il y a un champignon qui se développe sur les parois des galeries. Les jeunes dépendent de ce champignon semblable à l'herbe à poux pour se nourrir, une tâche dont s'occupent les insectes parents.

Au cœur de la Colombie-Britannique, seules les épinettes blanches abattues bien avant l'arrivée de l'hiver attirent le scolyte birayé (*Trypodendron lineatum* [Oliv.]) pendant le vol d'essaimage du printemps (Dyer, 1967). Cependant, des tiges de moins de 3 m de longueur abattues en septembre et en mai ont été attaquées au cours du premier printemps. Des études antérieures ont montré que les sections de billons courts deviennent plus rapidement attrayantes que le bois long correspondant.

5.4.4 Champignons

Armillaires

La mise en relation des caractères morphologiques, génétiques et moléculaires des armillaires au cours des dernières décennies a conduit à la reconnaissance de groupes interstitiels désignés comme « espèces biologiques ». Les données issues de ces études, notamment celles qui utilisent des outils de diagnostic moléculaire, ont permis aux mycologues et aux pathologistes forestiers de lever une grande partie des incertitudes. Cependant, de nouvelles questions demeurent sur la phylogénie des espèces d'armillaires d'Amérique du Nord et leurs relations avec leurs homologues européens, notamment au sein du « complexe *Armillaria mellea* ». Certaines données laissent croire que les isolats nord-américains et européens d'*A. gallica* ne sont pas monophylétiques. Bien que les isolats nord-américains et européens d'*A. gallica* puissent être interféconds, certains isolats nord-américains d'*A. gallica* sont plus étroitement apparentés au taxon nord-américain *A. calvescens* qu'aux isolats européens d'*A. gallica*. L'augmentation de la divergence génétique n'a pas nécessairement été parallèle au

développement de barrières d'intersterilité entre les populations isolées d'*A. gallica*. Bien que les relations entre certains groupes du genre semblent plus claires, l'étude d'isolats géographiquement divers a révélé que l'interrelation de certaines espèces nord-américaines n'est toujours pas claire (Hughes et coll., 2003).

Les espèces d'armillaria présentes en Amérique du Nord (North American Biological Species = NABS) ont été listées par Mallett (1992) :

- I *Armillaria ostoyae* (Romagn.) Herink
- II *Armillaria gemina* Bérubé & Dessureault
- III *Armillaria calvescens* Bérubé & Dessureault
- V *Armillaria sinapina* Bérubé & Dessureault
- VI *Armillaria mellea* (Vahl.:Fries) Kummer
- VII *Armillaria gallica* (Marxmüller & Romagn.)
- IX, X et XI taxonomiquement non décrits

Les NABS I, V, VII, IX, X et XI ont été trouvés en Colombie-Britannique; I, III, V ont été trouvés dans les Prairies, I et V étant présents à la fois dans les régions boréale et subalpine; I, III, V et VII ont été trouvés en Ontario et I, II, III, V et VI ont été trouvés au Québec. *Armillaria ostoyae* est l'espèce la plus communément trouvée dans toutes les provinces canadiennes étudiées (Mallett, 1990). La pourriture des racines causée par l'armillaria est présente dans les Territoires du Nord-Ouest, de même qu'elle a été identifiée sur des épinettes blanches à Pine Point sur le Grand lac des Esclaves avant les dénominations du NABS.

Les hôtes sensibles comprennent une grande variété de plantes supérieures, notamment des conifères et divers arbres monocotylédones et dicotylédones, des arbustes et des espèces herbacées, allant de l'asperge et du fraisier aux plus grands arbres forestiers (Patton et Vasquez Bravo, 1967). Le pourridié armillaria pénètre dans les espèces sensibles, dont l'épinette blanche, par les racines. En Alberta, 75 % des billons d'appât (Mallett et Hiratsuka, 1985) insérés dans le sol entre les épinettes plantées ont été infectées en un an par le mycélium blanc caractéristique de l'armillaria. Parmi les infestations, 12 % étaient des *A. ostoyae* et 88 % des *A. sinapina* (Blenis et coll., 1995). Les revues scientifiques de biologie, de diversité, de pathologie et de lutte contre les armillaires dans Fox (2000) sont particulièrement utiles.

Tomentosa

La plupart des conifères d'une importance commerciale au Canada, y compris l'épinette blanche, sont attaqués par l'*Inonotus tomentosus* (Fr.) Teng (Whitney, 1978). Ce champignon produit une poche de pourriture blanche communément appelée carie rouge alvéolaire du pied, à la fois dans les racines et dans les cimes des conifères en plantation ou en peuplement naturel. L'épinette blanche et l'épinette noire se sont avérées être les deux espèces les plus vulnérables selon un test d'inoculation effectué en Saskatchewan (Whitney, 1964). À Grand-Mère au Québec, on a relevé dans des plantations d'épinettes blanches des pertes élevées causées par la pourriture des racines, en grande partie attribuables à l'*I. tomentosus* (Lachance, 1978). Dans les plantations d'épinettes blanches, Whitney (1977) a noté de la mortalité par groupes de deux ou trois arbres de 30 à 35 ans, mais il a plus tard constaté que des arbres plus jeunes avaient également succombé à l'infection (Whitney, 1993). Whitney et Timmer (1983)

ont observé de l'infection chez des arbres d'à peine dix ans. Sur une période d'étude de six ans en Ontario dans dix-sept plantations d'épinettes blanches de 43 à 58 ans, on a évalué une mortalité annuelle moyenne de 0,7 % (Whitney, 1993). Dans toutes ces plantations, la mortalité moyenne cumulée des arbres dominants et codominants a été de 10,3 %. La carie rouge alvéolaire du pied a été trouvée dans plus de la moitié des souches après une coupe à blanc dans une plantation à Searchmont, en Ontario, mais la pourriture et la tache n'avaient pas encore atteint la hauteur de la souche (Whitney, 1962).

Rouilles

Les rouilles du genre *Chrysomyxa* Unger sont présentes dans les forêts boréales de l'hémisphère Nord, surtout sur des pinacées, principalement *Picea* A. Dietr., et la plupart des espèces alternent avec des hôtes angiospermes de la famille des éricacées (Crane, 2001).

Le *Chrysomyxa cassandrae* Tranzschel est présent dans toute la zone tempérée nord partout où le *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench est présent, indépendamment de l'alternance des hôtes. Les hôtes du stade écidiospore comprennent l'épinette blanche (Crane, 2001).

Le *Chrysomyxa ledi* de Bary est présent en Eurasie dans toute l'aire de répartition de ses hôtes feuillus. Le stade écidiospore se trouve sur les épinettes indigènes et exotiques en Europe, y compris les épinettes blanches et d'Engelmann (Crane, 2001).

Le *Chrysomyxa nagodhi* P.E. Crane, sp.nov. est probablement présent dans toute l'aire de répartition du *Ledum decumbens* (Ait.) Lodd. ex Steud. et du *L. groenlandicum* Oeder. Sur les *Picea*, les spermogonies et les écidies se trouvent sur des bandes distinctes jaune rouille sur les aiguilles de l'année.

Le *Chrysomyxa neoglandulosi* P.E., Crane, sp.nov. est probablement présent partout où son hôte porteur du stade téleutospore, le *Ledum glandulosum* Nutt., est trouvé. Le seul hôte porteur du stade écidiospore signalé, l'épinette d'Engelmann, est présent dans les zones montagnardes à subalpines de l'Ouest canadien et des États-Unis (Crane, 2001).

Le *Chrysomyxa reticulata* P.E. Crane, sp.nov. a été trouvé sur le *Ledum decumbens* (Ait.) Lodd. ex Steud. et sur le *L. groenlandicum* Oeder dans l'Est (Nouvelle-Écosse) et l'Ouest (Alberta, Colombie-Britannique) du Canada, ainsi que dans le Wisconsin, Washington et la Californie, aux États-Unis, mais les écidies (porteuses des écidiospores) ne sont connues jusqu'à présent que par inoculation artificielle de l'épinette blanche (Crane, 2001).

La rouille des cônes de l'épinette, causée par le champignon de la rouille *Chrysomyxa pirolata* Wint. affecte les épinettes de trois continents, y compris l'épinette blanche au Canada (Hiratsuka, 1987). Les hôtes alternatifs du champignon comptent plusieurs espèces parmi trois genres de gaulthérie : *Pyrola* spp., *Orthilia* spp. et *Moneses* spp. (Ziller, 1974; Sutherland et coll., 1984). Les cônes malades s'ouvrent prématurément et des écidiospores jaune orangé sont parfois produits en quantité telle qu'ils colorent le sol des forêts et les surfaces des lacs. Jusqu'à la moitié d'une production de cônes peut être affectée et la plupart des cônes affectés ne produisent pas de semences viables. Dans certaines localités, de 20 à 30 % de la production de cônes sont endommagés (Hiratsuka, 1987), un facteur à prendre en compte dans un projet d'implantation de vergers à graines.

Cytospora

Le chancre cytosporéen a été observé par Ouellette et coll. (1965) dans toutes les plantations d'épinettes blanches et d'épinettes de Norvège examinées au Québec, ainsi que dans certains peuplements naturels d'épinettes indigènes. L'incidence de la maladie était particulièrement élevée dans les plantations à Grand-Mère et à Saint-Lazare où elle était présente du moins depuis 1943 et en 1955. Les périodes favorables à l'infection se sont produites à intervalles assez réguliers et l'agressivité de développement du chancre a varié d'une année à l'autre. Les précipitations, la température et l'intensité de la maladie n'ont pas été clairement corrélées.

Brûlure des pousses à *Sirococcus conigenus* (Deuteromycotina, Coelomtcetes)

La *Sirococcus conigenus* provoque la brûlure des pousses et la mortalité des semis de conifères en Amérique du Nord, en Europe et en Afrique du Nord. Sous son ancien nom, *Ascochyta piniperda*, Graves en 1914 avait signalé la présence de dégâts de brûlure des rameaux sur des semis d'épinettes blanches et rouges dans une pépinière près d'Asheville, en Caroline du Nord. Les hôtes comprennent les épinettes blanches, noires, d'Engelmann, de Norvège et rouges, bien que ces espèces ne soient pas les plus souvent endommagées. La brûlure à *Sirococcus conigenus* des épinettes en pépinière se manifeste de façon aléatoire dans les plants auxquels le champignon a été transmis par des semences infestées. Les semis de première année succombent souvent et les plants plus grands peuvent devenir trop déformés pour être plantés. Des foyers impliquant < 30 % des plants d'épinette dans les lits de germination ont été retracés à partir de lots de semences dans lesquels seulement de 0,1 % à 3 % des semences avaient infectées. L'infection des semences a été à son tour attribuée à la colonisation des cônes d'épinette par *S. conigenus* dans les forêts à l'intérieur des terres occidentales. L'infection se développe facilement si les conidies se déposent sur des parties de plantes succulentes qui restent humides pendant au moins 24 heures entre 10 °C et 25 °C. Des périodes d'humidité plus longues favorisent l'aggravation de la maladie. Les extrémités des rameaux tués pendant la croissance l'année précédente présentent la forme en crosse caractéristique.

Rhizosphaera kalkhoffii rouge à rhizosphaera

Le rouge à rhizosphaera infecte l'épinette blanche, l'épinette du Colorado (*Picea pungens* Engelm.) et les épinettes de Norvège dans tout l'Ontario, provoquant une défoliation importante et tuant parfois les petits arbres stressés. L'épinette blanche est moyennement vulnérable. Les aiguilles mortes présentent des rangées de fructifications noires. L'infection commence généralement sur les branches inférieures. Sur l'épinette blanche, les aiguilles infectées restent généralement sur l'arbre jusqu'à l'été suivant. Le fongicide *Chlorthalonil* est homologué pour lutter contre ce rouge (Davis, 1997).

Chancre des branches et des tiges de Valsa kunzei

Un chancre des branches et des tiges associées au champignon *Valsa kunzei* Fr. var. *picea* a été signalé sur des épinettes blanches et des épinettes de Norvège en Ontario (Jorgensen et Cafley, 1961) et au Québec (Ouellette et Bard, 1962). En Ontario, seuls les arbres peu vigoureux ont été touchés, mais au Québec, des arbres vigoureux ont également été infectés.

Moisissures

En utilisant des tests standard de buvard humide et de gélose dextrosée à la pomme de terre, Mittal et Wang (1987) ont isolé 17 espèces fongiques à partir de semences et d'écailles de cônes d'épinette blanche : *Alternaria alternata, Aureobsidium pullulans, Cladosporium cladosporoides, C. herbarum, Epicoccum purpurascens, Fusarium sporotrichioides, Monochaetia* spp, *Mucor hiemalis, Paecilomyces* spp, *Papulaspora* sp., *Penicillium aurantiogriseum, P. thomii, Rhizopus nigricans, Trichoderma koningii, T. viride, Trichothecium roseum* et *Ulocladium atrum*. La faible incidence des champignons sur les semences d'épinette blanche immédiatement après la production des cônes indique que les semences étaient exemptes de la plupart des champignons lorsqu'elles étaient encore sur l'arbre. La contamination s'est produite et s'est propagée lors de l'exposition à l'air pendant le séchage et l'extraction et la contamination des semences a augmenté de façon marquée lorsque les cônes ont été conservés sur le sol pendant 15 jours, ce qui indique que la contamination provenait du parterre forestier.

La maladie de Roy

En 1998, l'auteur a observé des épinettes blanches en plantations qui étaient dans un mystérieux état pathologique; elles avaient été plantées en 1988 dans le contexte d'un essai de préparation de site au lac Inga, en Colombie-Britannique intérieure. Les épinettes affectées étaient inégalement réparties dans les plantations, mais une parcelle de 48 arbres où environ une demi-douzaine d'arbres au stade de gaule était dans cet état. À première vue, ces arbres donnaient l'impression d'avoir été morts de froid. La partie supérieure de leur cime était morte et avait perdu ses aiguilles. Les branches inférieures étaient pour la plupart vivantes, mais certains arbres étaient morts. Mais alors que la destruction hivernale typique affecte des pousses et un feuillage normaux, l'état mystérieux s'était développé après la production d'aiguilles anormalement courtes (environ la moitié de la longueur normale) sur des proportions variables de leur cime. Certains des arbres touchés avaient commencé à produire un feuillage normal de bonne couleur et semblaient se rétablir. Deux arbres touchés ont été excavés en 1997 et examinés par la Dr Brenda Callan de Ressources naturelles Canada, à Victoria, en Colombie-Britannique. Sa conclusion est la suivante :

> Les deux épinettes ont un faible système racinaire. Un arbre provient du lac Inga (A8 Arbre 43, parcelle Madge). Cet arbre a de longs éventails mycéliales diffus d'armillaria sur la tige inférieure sous l'écorce, mais je suis sûre qu'il s'agit du champignon secondaire *Armillaria sinapina*, d'après les symptômes de l'hôte et la latitude (région de Mackenzie) et que quelque chose d'autre a vraiment stressé les arbres, peut-être un sol peu profond, d'après l'aspect rabougri et tordu des racines. Le deuxième arbre (parcelle C1, Madge) ne présentait pas de champignons de décomposition des racines, secondaires ou autres, mais présentait un dépérissement de la cime et un faible développement des racines. Aucun agent pathogène sur la cime morte de cet arbre, juste quelques taches de développement du champignon secondaire *Botryosphaeria piceae*, qui a pu se développer pendant l'entreposage dans la chambre froide.

Au stade initial « à aiguilles courtes », les aiguilles peuvent être vertes ou jaunes et la mortalité se limite généralement à la partie supérieure de la cime, mais l'arbre meurt parfois. Une poche d'arbres ou parfois un seul serait touché, bien qu'il soit entouré d'arbres sains. Il y avait plus

d'arbres affectés dans le traitement de préparation du site Madge que dans les autres traitements, mais des arbres affectés ont également été trouvés dans les traitements de préparation de type charnière delta, tranchée delta et brûlage.

5.4.5 Concurrence végétale

La concurrence entre espèces survient lorsque des espèces individuelles sont suffisamment proches les unes des autres pour subir une contrainte de croissance du fait de la modification mutuelle de leur environnement immédiat (Milthorpe, 1961). Les plantes peuvent se disputer la lumière, l'humidité et les éléments nutritifs, mais rarement l'espace en soi. La gestion de la végétation permet d'orienter une plus grande partie des ressources du site vers des produits forestiers utilisables, plutôt que de se contenter d'éliminer toutes les plantes concurrentes (Buse et Baker, 1991). Dans l'idéal, la préparation du site améliore la capacité des plants à concurrencer suffisamment longtemps les autres végétaux pour que les premiers puissent se développer.

La diversité des peuplements mélangés boréaux et subboréaux composés de feuillus et de conifères, communément appelés « forêts mixtes », exclut largement l'utilité des généralisations et appelle au développement de pratiques d'aménagement intégrant la plus grande complexité inhérente aux mélanges de feuillus et de conifères, par rapport aux forêts de conifères à une ou plusieurs essences (Simard, 1996). Après une récolte ou une autre perturbation, les peuplements mixtes entrent généralement dans une période prolongée au cours de laquelle les feuillus dominent les conifères, les soumettant à une concurrence intense dans le sous-étage. Il est bien établi que la régénération et le potentiel de croissance des conifères de sous-étage dans les peuplements mixtes sont corrélés à la densité des feuillus concurrents (Green, 2004). Pour faciliter l'application de la réglementation sur la « sylviculture d'établissement » en Colombie-Britannique et en Alberta, on a établi des lignes directrices d'aménagement fondées sur les relations de croissance entre des arbres d'avenir et leur espacement. Cependant, Lieffers et coll. (2002) ont remarqué que, dans les peuplements mixtes de la forêt boréale, les normes de densité relative des arbres d'avenir ne constituent pas de bons indicateurs de la compétition entre les essences feuillues et résineuses pour la lumière. Ils ont également noté que le recours aux méthodes d'échantillonnage actuelles coûterait trop cher sur le plan opérationnel.

De nombreuses plantations prometteuses ont échoué par manque d'entretien. Les jeunes arbres d'avenir ont du mal à résister à la concurrence qui resurgit après la préparation initiale du site et après avoir été plantés.

La méthode d'évaluation la plus directe de l'effet de la concurrence sur l'établissement d'une plantation consiste à procéder à un traitement herbicide efficace. Le fait que le traitement aux herbicides ne donne pas toujours des résultats positifs ne doit pas faire oublier que les herbicides aident à l'établissement des plantations, tel qu'il a été démontré de manière significative. Les facteurs susceptibles d'affecter négativement l'efficacité d'un traitement herbicide sont multiples. On compte parmi ceux-ci : les conditions météorologiques, en particulier la température, avant et pendant l'application; les conditions météorologiques, en particulier le vent, pendant l'application; les conditions météorologiques, en particulier les

précipitations, dans les 12 à 24 heures suivant l'application; les caractéristiques de la végétation, notamment l'espèce, la taille, la forme, le stade phénologique, la vigueur et la répartition des mauvaises herbes; les caractéristiques de la plantation, notamment l'espèce, la phénologie et l'état; les effets d'autres traitements, comme la tonte préliminaire, le brûlage ou toute autre préparation du site prescrite ou accidentelle; et l'herbicide utilisé, notamment son dosage, sa formulation, ses excipients, son épandeur ainsi que son mode d'application. Beaucoup de choses peuvent mal tourner, mais un traitement à base d'herbicides peut être aussi efficace, voire plus efficace, que n'importe quelle autre méthode de préparation du site.

À Wonowon, en Colombie-Britannique intérieure, l'herbicide Vision® a été appliqué en septembre de l'année de la plantation par un pulvérisateur à dos à raison de 5 kg m.a./ha sur des parcelles de 1 m de rayon autour de chaque épinette blanche. Après 13 saisons de croissance, la croissance des épinettes blanches au traitement à l'herbicide était la meilleure des neuf traitements de préparation du site. La mort de plus de la moitié des arbres plantés traités à l'herbicide au cours de la première saison de croissance ne semble pas pouvoir être attribuée à l'herbicide, mais, en tout état de cause, le bon rendement des survivants témoigne de l'atténuation de la force de la concurrence apportée par le traitement (Sutton et coll., 2001).

Il n'est peut-être pas nécessaire de procéder à d'autres traitements d'atténuation de la concurrence si les mesures d'établissement d'une plantation d'épinettes blanches lui permettent de bénéficier d'un bon départ. Sur les trois sites, le désherbage aux herbicides exerçait encore des effets positifs significatifs (P = 0,01) sur le rendement de l'épinette blanche après trois décennies (Sutton, 1995b). Ceci met en évidence l'interrelation entre la préparation du site et l'application de soins. Le besoin de soin pourrait souvent être réduit ou évité par une préparation adéquate du site, généralement une opération moins coûteuse et plus simple que de chercher à lutter contre la végétation concurrente qui pousse parmi les arbres d'avenir (Haig et Curtis, 1974; Stiell, 1976).

Toute la végétation naturelle en croissance n'est pas nécessairement nuisible. Une couverture végétale modérée de verge d'or, par exemple, peut jouer un rôle positif sur le facteur « exposition » (Stiell, 1976). Cependant, sur les sites infertiles, la compétition pour les éléments nutritifs, même exercée par une couverture végétale légère, peut limiter considérablement la croissance de l'épinette blanche (Sutton, 1975b).

L'application de traitements de dégagement des conifères peut jouer sur le degré de concurrence, la disponibilité de la lumière, le taux d'assimilation net et la croissance des semis d'épinette blanche (Reynolds et coll., 2000b). La conductance stomatique, le taux de transpiration et d'assimilation nette, ainsi que la croissance ont été mesurés dans la partie supérieure de semis d'épinette blanche 3 ans après avoir été dégagés du peuplier faux-tremble. L'étude, qui faisait partie du projet d'écosystème de Fallingsnow, près de Thunder Bay, en Ontario, a été lancée en 1993 dans des plantations en blocs mises en place quatre à sept ans auparavant. Les traitements de dégagement comprenaient deux herbicides (glyphosate sous forme de Vision® et triclopyr sous forme de Release™), deux traitements de dégagement (dégagement manuel motorisé avec des scies à brosse et dégagement mécanique avec une tête de coupe Silvana Selective montée sur tracteur) et un témoin non traité. L'indice foliaire (LAI)

de la végétation concurrente a été mesuré d'août 1994 à 1996. Le microclimat (rayonnement photosynthétiquement actif, température de l'air et déficit de pression de vapeur) a été mesuré en même temps que les réactions physiologiques des arbres en juillet 1996. Tous les traitements de lutte contre la concurrence ont réduit le LAI et la hauteur maximale de la végétation concurrente, en plus d'augmenter la disponibilité de la lumière, la photosynthèse et la croissance de l'épinette blanche. Les différences liées au traitement en matière de disponibilité de lumière et de photosynthèse, évidentes au cours de la première année suivant le traitement, ont persisté et sont apparues comme de bons indicateurs précoces des différences de croissance induites par le traitement.

Les effets de la concurrence du framboisier (*Rubus idaeus* L.) et des espèces de feuillus nordiques sur les semis d'épinette blanche ont été examinés par Jobidon (2000) sur un site coupé à blanc dans la forêt boréale mixte de la région du Bas-Saint-Laurent au Québec. On a mené un essai contrôlé impliquant cinq densités de couverture végétale qui ont été calculées à partir de l'indice foliaire (LAI). On a évalué chacune des cinq densités de couverture végétale (y compris les parcelles sans végétation) pour connaître la façon dont la densité affectait les facteurs environnementaux (quantité et qualité de la lumière atteignant les semis d'épinettes, température du sol), leur croissance (hauteur, diamètre basal, indice de volume et biomasse aérienne), la mortalité, les dommages causés par le broutement, la nutrition minérale foliaire, ainsi que le développement structurel du peuplement au cours des cinq premières années après la plantation des semis. Chaque variable de croissance de l'épinette analysée (selon une procédure RMANOVA) a suivi une forme hyperbolique négative révélant l'influence de la densité de couverture végétale qui entre en concurrence avec les semis. La perte de croissance des jeunes plantations d'épinette blanche en concurrence avec les feuillus nordiques est susceptible de se produire avec les premiers concurrents. Dans les cas où des densités élevées de végétation concurrente ont été maintenues, la perte de croissance des épinettes a été extrême, à tel point que la capacité de croissance exponentielle des jeunes arbres a été perdue. À la fin de la cinquième année, la biomasse aérienne totale moyenne des épinettes poussant sans aucune interférence a été supérieure d'un facteur 9,7 à celle des épinettes poussant avec la couverture végétale la plus élevée. Les épinettes n'ont pas développé de stratégie d'évitement de l'ombre en augmentant leur hauteur. La mortalité des épinettes n'a différé entre les traitements qu'au cours de la cinquième année, ce qui indique que l'évaluation précoce de la survie des épinettes n'est pas un bon indicateur des effets de la concurrence. Les teneurs foliaires en N et Ca de l'épinette ont été significativement réduites en raison de la concurrence de la couverture végétale du premier étage, le K a augmenté avec la densité de la couverture végétale et P et Mg n'ont pas été affectés. Kronzucker et coll. (1997) a observé une réaction entre la nutrition azotée de jeunes épinettes blanches plantées sur des sites récemment perturbés et la discrimination potentielle de leurs racines envers le nitrate du sol. L'épinette blanche et les feuillus se concurrencent davantage la lumière que les éléments nutritifs, comme le révèle l'augmentation substantielle du rapport hauteur-diamètre de l'épinette blanche. Deux indicateurs, le rapport hauteur-diamètre et la quantité de lumière que reçoivent les semis, ont été proposés comme information essentielle pour la gestion de la concurrence des feuillus dans une plantation d'épinette blanche. L'analyse du développement

structurel du peuplement a indiqué que la distribution de la hauteur de l'épinette n'avait été affectée que par une couverture végétale modérée ou dense, tandis que la distribution du diamètre, comparée à celle des parcelles concurrentes sans végétation, avait été affectée par le plus bas étage de végétation. Cette étude montre que la concurrence a influencé le développement structurel des peuplements de la même manière que les facteurs génétiques et de microsite, en aggravant l'amplitude des inégalités de taille.

Indices de concurrence

L'étude de la dynamique de la concurrence nécessite à la fois une mesure de la concurrence et une mesure des effets sur les cultures. Divers indices de concurrence ont été mis au point, p. ex., par Bella (1971) et Hegyi (1974) en fonction du diamètre des tiges, par Arney (1972), Ek et Monserud (1974) et Howard et Newton (1984) en fonction du développement du couvert forestier et Daniels (1976), Wagner (1982) et Weiner (1984) à partir de de modèles fondés sur la proximité. On a mis l'accent sur les effets de la concurrence sur la hauteur ou sur la surface terrière des arbres, mais Zedaker (1982) et Brand (1986) ont cherché à quantifier la taille des arbres et les influences environnementales en recourant à des mesures de croissance relative.

Lumière

L'épinette blanche, et les conifères en général, réagit de diverses manières à l'ombrage, notamment par la formation de cuticules foliaires fines, une surface foliaire spécifique élevée et des pigments spécialisés, tandis que le système racinaire d'un arbre ombragé peut être petit en proportion de la surface foliaire par rapport à celui d'un arbre qui pousse en plein soleil (Lieffers et coll., 1993b). Dans le cas des peuplements mixtes, la séparation spatiale des strates de feuillus et de conifères entraîne des relations inverses entre la densité des feuillus et l'interception de la lumière (qui est proportionnellement liée au volume et à la production de biomasse) (Green, 2004). La survie et la croissance des conifères de sous-étage sont généralement négativement corrélées à la densité des tiges de feuillus ou à la surface terrière. Dans les peuplements comportant des espèces feuillues, des pourcentages de lumière aussi bas que 2 % de pleine lumière (Lieffers et coll., 2002) ne suffisent pas à maintenir en vie les conifères.

Bien que l'épinette blanche soit tolérante à l'ombre et puisse, au stade juvénile, avoir une croissance optimale en hauteur dans un peu moins de 50 % de la pleine lumière, sa production de feuillage et sa croissance en diamètre ne sont maximales qu'en pleine lumière (Stiell, 1976). Après le stade juvénile, l'ombre gagne de plus en plus en efficacité en matière de réduction de la croissance en hauteur (Logan, 1969; Eis, 1970).

On a cultivé des épinettes blanches en pépinière à différents degrés d'ombrage artificiel (donnant des pourcentages d'intensité lumineuse de 98, 46, 43, 20 et de 11 % de pleine lumière) : la production moyenne de poids sec par plant a été maximale à 98 % de lumière (Shirley, 1945). Avec la diminution de l'intensité lumineuse, le poids sec total et la croissance des racines ont diminué. Shirley (1936 b) a également constaté qu'augmenter l'intensité lumineuse favorisait le développement des racines. Malgré le fait que de graves sécheresses soient survenues au cours de l'expérimentation, la survie de l'épinette blanche (et des conifères de trois autres espèces) en sous-étage de trembles, de pins rouges et de pins gris avait

davantage été fonction d'une intensité lumineuse adéquate que du degré de concurrence des racines. La faible survie des semis à de faibles intensités lumineuses est en partie probablement due à la limitation de la croissance des racines. Les semis d'épinette noire (et de conifères de trois autres espèces) ont survécu à la première saison dans le cas où ils ont été cultivés dans une chambre de croissance à de faibles intensités lumineuses (125, 250 et 500 pied-bougie [1 345 lx, 2 691 lx, 5 381 lx]), mais « leurs racines étaient si faibles » qu'il était peu probable qu'ils aient pu survivre à la moindre sécheresse ou compétition (Forestry Branch, 1960). Cependant, comme le potentiel photosynthétique avait diminué à la fin de l'été chez les jeunes épinettes blanches cultivées à faible densité, Doran et coll. (2001) ont avancé l'idée que la proche présence d'une grande densité d'aulnes et d'épinettes avait contribué à améliorer le microhabitat.

Lorsque la végétation concurrente couvre de son ombre les semis d'arbres forestiers, leur croissance est généralement compromise. Les différentes stratégies de dégagement des conifères peuvent affecter différemment le degré de concurrence résiduelle, ce qui devrait influencer l'ombrage, la photosynthèse et, deux ou trois ans après le dégagement (Michael, 1985), la croissance des conifères plantés. Les traitements par coupe et par herbicide ont tous deux entraîné une hausse significative du rayonnement photosynthétiquement actif, de la photosynthèse et de la croissance des semis d'épinette blanche par rapport aux semis non traités (Reynolds et coll., 2000a). Un couvert de trembles, cependant, permet de faire entrer suffisamment de lumière pour soutenir la photosynthèse des semis d'épinettes blanches. Pendant toutes les saisons, à l'exception du printemps, l'irradiation solaire sous le couvert des trembles du peuplement étudié par Man et Lieffers (1997) a été généralement inférieure au point de saturation de l'épinette blanche, mais bien supérieure au point de compensation. En outre, les semis du sous-étage ont des taux de photosynthèse relativement élevés et peuvent profiter des périodes de forte irradiation au printemps et à l'automne, lorsque les trembles de l'étage dominant n'ont pas de feuilles.

Dans le centre-nord de la Colombie-Britannique, on a planté des semis d'épinette d'Engelmann et de sapin subalpin sur un terrain sur lequel il y avait eu trois types de récolte. Les semis ont réagi fortement aux conditions différentielles résultantes (tableaux 5.12 et 5.13).

Tableau 5.12. Épinette d'Engelmann huit ans après la plantation précédée par trois types de récolte : S (coupe progressive), P (coupe partielle) et C (coupe à blanc), d'après Lajzerowicz et coll. (2004).

Récolte	Diamètre basal interne (mm)	Accroissement en diamètre 8 ans (mm)	Hauteur totale (cm)	Masse aérienne (g)
S	7,5 c	6,2 c	46,8 c	22,4 b
P	10,5 b	9,1 b	67,6 b	53,7 ab
C	16,0 a	14,1 a	87,1 a	147,9 a

Tableau 5.13. Température du sol dans le microsite et disponibilité de lumière (%) mesurées dans la plantation selon les trois types de récolte antérieure, d'après Lajzerowicz et coll. (2004).

Caractéristique	Coupe progressive	Coupe par trouées	Coupe à blanc
Disponibilité de la lumière (%)	46,8 c	67,4 b	97 a
Température du sol (°C) (à 7,5 cm de profondeur)	7,4 c	8,1 b	9 a

La quantité de lumière que reçoit une plante varie dans le temps. Elle constitue la somme du rayonnement direct et indirect (diffus) dans des proportions qui dépendent de nombreux facteurs, notamment l'heure de la journée, la saison, l'humidité atmosphérique, la nébulosité, le vent, la poussière atmosphérique, ainsi que la nature, la quantité, la distribution et le stade phénologique des autres végétaux. Un microsite localisé dans une coupe à blanc par une journée claire et ensoleillée reçoit généralement de 10 à 20 fois plus de rayonnement à ondes courtes que ce qu'il aurait reçu au même endroit avant l'intervention (Keenan et Kimmins, 1993). Les températures maximales à la surface du sol ou de la litière peuvent être jusqu'à 30 °C plus élevées dans la coupe à blanc, atteignant > 60 °C pendant de longues périodes. L'exposition du sol minéral dans un microsite aura tendance à réduire la température de surface en dessous de celle que connaît la litière, dont les propriétés isolantes empêchent le mouvement de la chaleur vers le bas. Inversement, la température de la zone racinaire se réchauffera plus rapidement dans le sol minéral exposé que lorsqu'il est recouvert d'une couche organique isolante (Sutton, 1991). Bien que la croissance des pousses d'épinette blanche ait été affectée négativement par une telle isolation thermique (Brand et Janas, 1988), l'effet de paillage d'une couche de litière, qui conserve l'humidité du sol, peut être plus bénéfique (Williams et coll., 1990).

Les trouées dans le couvert forestier permettent à la lumière directe d'atteindre le sol de la forêt, et les semis qui s'y trouvent, en quantités qui dépendent de plusieurs facteurs, dont les dimensions et l'orientation de l'ouverture, la hauteur du peuplement entourant l'ouverture, la pente et l'aspect du sol, la latitude, la période de l'année et la nébulosité. Il est possible de créer artificiellement des ouvertures de façon à obtenir le régime de lumière souhaité. Brown et Merritt (1970) ont élaboré un premier modèle mathématique permettant aux écologistes et aux sylviculteurs de simuler le mouvement de la lumière et de l'ombre à travers les ouvertures de la forêt.

À haute altitude, les semis d'épinette d'Engelmann peuvent mourir du froid hivernal en raison de la photoinhibition qu'il induit (Ronco, 1961). De plus, l'exposition influence de manière significative le rayonnement reçu par un microsite (Spittlehouse et Stathers, 1990). Dans l'hémisphère Nord, les pentes orientées nord reçoivent moins de rayonnement solaire direct à ondes courtes que les pentes orientées sud. L'irradiation solaire des pentes orientées est et ouest est déterminée par l'angle d'élévation solaire, ainsi que par le bilan radiatif net diurne de l'atmosphère et du sol (Grossnickle, 2000). Les expositions orientales reçoivent un rayonnement solaire direct plus important en début de journée, lorsque le sol agit comme un puits d'énergie thermique. Sur les expositions ouest, le rayonnement direct est reçu plus tard dans la journée, lorsque le sol agit sur l'air comme une source de rayonnement thermique à ondes longues. Ainsi, les surfaces exposées au sud et à l'ouest se réchauffent généralement plus rapidement de même qu'elles présentent des températures maximales quotidiennes du sol et de l'air plus élevées que les surfaces exposées au nord et à l'est.

Dégagement

Sur des sites de forêt boréale du nord de l'Alberta et de la Saskatchewan, Lieffers et coll. (1993 b) ont étudié les aiguilles d'ombre de semis d'épinette blanche poussant à l'ombre suivant trois pourcentages de végétation concurrente : 15, 45 et 90 %. Au printemps 1990, on a enlevé tous les feuillus situés à moins de 2 m de chaque jeune arbre. Les jeunes arbres non dégagés ont servi de témoins. L'assimilation nette saturée de lumière (NA), la conductance stomatique et mésophylle ainsi que l'efficacité d'utilisation de l'eau des aiguilles d'un an ont été surveillées. Une tendance à l'augmentation de la capacité photosynthétique a été détectée dans les deux semaines suivant le dégagement et s'est traduite par une NA plus élevée chez les arbres dégagés que chez les témoins en août et au printemps suivant. Indépendamment du degré d'ombrage antérieur, le feuillage des arbres dégagés s'est rapidement acclimaté à plus de lumière.

Les périodes où les feuillus n'ont pas de feuilles dans les forêts mixtes sont importantes pour favoriser la survie, la croissance et le bilan carbone annuel des conifères du sous-étage. Les conifères du sous-étage peuvent grandement bénéficier des fenêtres à forte luminosité lorsque la densité de feuillus est modérée ou élevée (Green, 2004).

Éléments nutritifs

[consulter la section 4.7 (GLC-X-33F)]

Le matériel de reproduction arrive habituellement sur le site de plantation bien approvisionné en éléments nutritifs, malgré le fait qu'ils en aient perdu par lixivation ou exsudation de leurs tissus mécaniquement brisés, cassés ou déchirés par les opérations de manutention en pépinière. La croissance dilue les concentrations d'éléments nutritifs. Le semis peut arriver sur le site de plantation avec un système racinaire plus ou moins intact, comme dans le cas des petits plants en récipient, ou gravement endommagés, comme dans le cas typique de plants à racines nues, mais, dans tous les cas, le plant doit faire face à la tâche redoutable de s'adapter à des stress nutritifs qu'il n'a pas connus en pépinière.

La croissance sera limitée si les éléments nutritifs sont déficients ou présents en quantités déséquilibrées. Chez les conifères, des carences en azote, phosphore, potassium, magnésium,

bore, cuivre, manganèse et zinc ont été démontrées (Keay, 1964); on a aussi observé des carences en calcium (Robak, 1950).

L'effet d'une carence en éléments nutritifs peut aller de la diminution du taux de croissance à l'affaiblissement extrême de la santé de l'arbre, voire à la mort. Les symptômes visuels peuvent être suffisamment distinctifs pour permettre d'identifier une carence, mais, en général, d'autres méthodes sont nécessaires pour le diagnostic.

La concurrence d'une plante pour un élément nutritif donné crée ou aggrave une carence de cet élément. Certaines espèces poussent mal ou ne poussent pas du tout dans la situation où elles entrent en concurrence d'autres espèces, bien que toutes puissent pousser modérément bien dans le même sol s'il n'y a pas de concurrence. La composition chimique très différente d'espèces que l'on cultive en association (Drake et coll., 1951) crée une variation considérable dans leur capacité à se concurrencer les éléments nutritifs et à les absorber.

Sur les sites forestiers, la plupart des éléments nutritifs sont concentrés dans les couches supérieures du sol, notamment les couches organiques. Dans le cas où la préparation du site a retiré une grande partie de la matière fertile du sol hors de la portée des racines d'un arbre nouvellement planté, ce dernier subit un stress nutritif qui s'exprime généralement par le développement d'une chlorose foliaire. Dans le nord de l'Ontario, des épinettes blanches plantées au centre de bandes scarifiées par décapage ont développé un feuillage vert-jaunâtre, alors que les semis plantés de part et d'autre de la bande avaient un feuillage vert-glauque (Sutton, 1979). Toujours dans le nord de l'Ontario, le feuillage d'épinettes blanches plantées sur de grands monticules de matériau d'horizon C est devenu chlorotique au cours de la première saison de croissance et n'a retrouvé sa couleur normale qu'au cours de la troisième saison de croissance, alors que ses racines avaient atteint les parties plus fertiles du sol (Sutton et Edmonds, 1996).

L'azote est probablement l'élément le plus associé au feuillage chlorotique des épinettes carencées plantées, mais n'importe laquelle de plusieurs autres carences peut produire un effet similaire (Ingestad, 1960). Dans le cas de l'azote, le seuil de carence dans les aiguilles de l'année en cours de l'épinette blanche est d'environ 1,3 % (Gessel et Walker, 1958) ou 1,0 % (Swan, 1962a). Le feuillage de l'épinette blanche sain et suffisant en azote est vert foncé (7,5 GY 5-4/4-2, Munsell Color Co., Baltimore, Maryland). Au cours de la première saison de croissance, après plantation sur des sites peu fertiles, ou encore lorsque la concurrence des mauvaises herbes est forte, la couleur du feuillage passe généralement au jaune pâle (2,5 GY 5-6/6). Cette couleur, combinée à la petitesse des bourgeons et à la perte précoce du feuillage de deux ans ou plus, donne l'apparence caractéristique d'arbres dont le feuillage de l'année courante manque d'un ou de plusieurs macronutriments, comme l'azote, le phosphore ou le potassium (Sutton, 1975b).

Les symptômes apparents et les analyses chimiques foliaires sont parmi les meilleurs outils de diagnostic des carences minérales chez les arbres forestiers. Swan (1960a) a cultivé des semis de quatre espèces destinées au bois à pâte, y compris des épinettes blanches et noires, en culture sur sable et a étudié l'influence de carences en azote, en phosphore, en potassium et en magnésium sur leur apparence visuelle, leur croissance et leur développement. Des

photographies en couleurs ont été incluses dans le rapport technique. Les données ont montré que les concentrations d'éléments nutritifs présentes dans les parties des semis cultivés sur du sable et leur poids sec avaient été fortement liées aux concentrations d'éléments nutritifs dans les solutions nutritives. La couleur du feuillage a été déterminée sur des semis de trois mois : dans le traitement sans azote, les semis étaient vert pâle et très petits, avec très peu de brunissement « jusqu'à la mort imminente à la fin de la saison de croissance ». Dans le traitement à très faible teneur en azote (1,12 ppm), les semis étaient très petits et vert pâle, caractérisés par une certaine décoloration pourpre/brune à la fin de la saison de croissance et dans le traitement à faible teneur en azote (11,2 ppm), les semis étaient seulement légèrement plus verts, mais plus petits que les témoins bien fertilisés (tableau 5.15). La forme NH4+ de l'azote à 56 ppm a produit un poids sec significativement plus élevé chez les semis des quatre espèces étudiées par Swan (1960a), y compris les épinettes blanches et noires (tableau 5.16).

En ce qui concerne le phosphore, Swan (1960a) a obtenu quelque chose d'anormal sur la croissance des 4 espèces de semis étudiés : la croissance avait diminué au traitement le plus élevé (62 ppm) de phosphore (tableau 5.17). Dans le traitement sans phosphore, les semis étaient très petits et teintés d'un violet profond; dans le traitement à très faible teneur en phosphore (0,62 ppm), les semis étaient petits et certains des plus petits étaient d'un violet profond. Dans le traitement à faible teneur en phosphore (6,2 ppm), les semis étaient de bonne couleur, de bonne taille et plutôt plus grands que les témoins, qui ont reçu 62 ppm de phosphore.

En ce qui concerne le potassium, Swan (1960a) a observé les symptômes visuels présentés par l'épinette blanche dans le traitement sans potassium : semis très petits, aiguilles vert pâle à pointe brune, devenant violettes/brunes avec le développement de la nécrose et la mort de plusieurs plants. Dans le traitement à très faible teneur en potassium (0,78 ppm), environ 40 % des semis sont morts, mais les survivants, de taille inférieure, paraissaient « sains en comparaison », mais avec quelques pointes jaunes sur les aiguilles primaires inférieures. Enfin, dans le traitement à faible teneur en potassium (7,8 ppm), la mortalité s'est révélée rare, la couleur normale, mais la hauteur avait quelque peu diminué (tableau 5.18).

Avec les traitements au magnésium de Swan (1960a), les semis d'épinette blanche cultivés à 0 ppm n'ont été que légèrement plus petits que les témoins à 48 ppm, mais avaient des aiguilles jaune/vert pâle, dont l'extrémité montrait une nette transition vers le brun. Dans le traitement à très faible teneur en magnésium (0,48 ppm), les semis présentaient des symptômes similaires, mais moins prononcés et les semis dans le traitement à faible magnésium (4,8 ppm) avaient une bonne croissance et une bonne couleur, sans indication visuelle de carence (tableau 5.19). L'épinette noire a donné des résultats similaires.

On ne comprend pas encore très bien les mécanismes qui déterminent la capacité d'une plante à concurrencer une autre pour répondre à ses besoins en éléments nutritifs. Les facteurs les plus importants sont probablement la taille relative de la surface d'absorption des systèmes racinaires concurrents et la disposition des extrémités des racines par rapport aux éléments nutritifs du sol. Le succès de concurrence entre les plantes peut dépendre de l'exploitation préalable qu'elles font du volume du sol (Pavlychenko, 1940). La capacité d'une racine à

« arriver la première » est importante dans les relations avec l'eau et les éléments nutritifs en général, mais surtout dans les relations avec le phosphate. D'autres mécanismes sont sans doute impliqués.

Les aulnes et autres plantes fixatrices d'azote peuvent augmenter l'azote du sol, mais une augmentation de la biomasse accroît probablement la concurrence souterraine pour l'azote. Doran et coll. (2001) ont constaté que, même si l'azote du sol augmentait avec la densité de l'aulne vert (*Alnus alnobetula* [Ehrhart] K. Koch), l'azote des aiguilles est demeuré négativement lié à la densité des plantes voisines.

La lutte contre les mauvaises herbes ne garantit pas à elle seule la croissance des semis d'épinette dans toutes les conditions (Thevathasan et coll., 2000), mais les divers changements microclimatiques effectués par le désherbage ont produit des conditions favorables à l'augmentation de la minéralisation de l'azote du sol. Toutefois, le désherbage a permis aux semis d'épinette blanche, par rapport aux semis non désherbés, de présenter des taux de photosynthèse et de croissance plus élevés (Reynolds et coll., 2000a, b).

Limites édaphiques

Les ressources du sol peuvent être l'objet d'une importante concurrence entre les feuillus et les conifères (Comeau et coll., 1999; Man et Lieffers, 1999). Les deux groupes d'espèces peuvent occuper différentes niches édaphiques dans les peuplements mixtes, comme le laisse croire Green (2004), qui cite Laitakari (1934), Strong et La Roi (1983 b), Man et Lieffers (1999) ainsi que d'autres à l'appui. Pourtant, la réalité de la séparation spatiale n'a pas été documentée sans équivoque. En fait, Strong et La Roi (1983), par exemple, ont déclaré que « les racines latérales à propagation horizontale dominaient le système racinaire de toutes les espèces [six arbres boréaux] étudiées et se trouvaient à moins de 3 à 15 cm de la surface du sol ». Leur étude, menée dans l'écorégion de la forêt mixte boréale de l'Alberta, portait sur le pin gris, le peuplier faux-tremble, l'épinette blanche, l'épinette noire, le sapin baumier et le mélèze.

Ajout d'éléments nutritifs supplémentaires au matériel de reproduction

Il est possible d'enrichir le matériel de reproduction en éléments nutritifs pour faciliter la transition des plants de la pépinière au terrain. Les applications d'engrais en fin de saison dans les pépinières ont augmenté le rendement des plants après plantation sans qu'ils s'en trouvent affectés (Benzian et Freeman, 1967).

La fertilisation des jeunes plants sur le terrain leur permet de surmonter de graves carences d'un seul élément nutritif, p. ex., de potassium dans les sables deltaïques des Adirondacks (Heiberg et White, 1951). En général, cependant, la fertilisation des jeunes conifères, surtout en présence de mauvaises herbes bien implantées, a rarement amélioré de façon significative leur croissance, même s'il est possible de modifier la concentration d'un élément nutritif d'une jeune épinette par ajout d'engrais. On a réalisé peu de progrès pour résoudre le problème de l'amélioration de l'équilibre nutritif d'un jeune plant sur le terrain en présence de végétation concurrente, ainsi que la maintenir suffisamment longtemps pour améliorer sa croissance de façon significative.

Dans tous les cas, une réaction positive de la croissance à la fertilisation ne peut être obtenue que si une contrainte limitative est levée. L'application d'un peu trop d'engrais, même du bon type, peut facilement tuer ou blesser gravement l'arbre cible. S'il y a manque de plus d'un élément nutritif, l'application d'un seul d'entre eux peut même diminuer la croissance. Une tentative de fertilisation réduira la fertilité si, par une action de masse, d'autres éléments nutritifs déjà peu abondants sont évacués de la zone d'enracinement.

Sur la plupart des sites forestiers, un plant satisfait le maximum de ses besoins nutritionnels si son système racinaire demeure en contact avec un sol humide, mais aéré, et suffisamment chaud pour stimuler la croissance de ses racines. Le système racinaire exploitera au mieux les possibilités d'obtenir des éléments nutritifs. Les racines vont proliférer dans des zones ou des lentilles de sol fertile (Sutton, 1969b).

Éricacées

« La stagnation particulière de la croissance de l'épinette dans les tourbières à éricacées pendant quelques années après la plantation » (Helms, 1911) a été remarquée depuis longtemps par les forestiers. La fertilisation, la culture, l'application de sol inoculant et le paillage ont fait l'objet d'expériences. Dans un premier essai avec des épinettes de Norvège sur une lande du Jutland, au Danemark, Helms a aménagé trois parcelles de 140 m^2 dans des épinettes stagnantes. La parcelle 1 n'a pas été traitée; les éricacées ont été arrachées des parcelles 2 et 3 et une couche de 10 cm d'aiguilles de pin de montagne a été répandue sur le sol de la parcelle 3 jusqu'à une profondeur d'environ 10,4 cm. Quatre ans plus tard, les épinettes de la parcelle 1 étaient jaunes, quelques-unes avaient des branches et beaucoup n'étaient pas plus hautes que les éricacées. Dans la parcelle 2, les épinettes étaient d'un vert clair, la plupart avaient des flèches, et des éricacées basses couvraient le sol. Dans la parcelle 3, les épinettes étaient vertes avec de bonnes flèches, dont quelques-unes atteignaient 42 cm de long (tableau 5.20).

Cette expérience, ainsi que quelques autres sans répétition, a été menée par Helms (1911) sur des landes de la région forestière de Feldborg, au Danemark, selon ce qu'avait recommandé Kammerherre P.E. Müller. Ce dernier souhaitait effectuer des essais expérimentaux pour explorer la possibilité de traitements correctifs contre la stagnation de croissance générale des plantations d'épinettes de Norvège sur les terres de landes situées au centre et à l'ouest du Jutland. Les traitements comprenaient l'enlèvement des éricacées (à la fois par coupe et par arrachage), la fertilisation avec du nitrate, de la chaux, de la kaïnite et des scories de déphosphoration, l'application de sol inoculé, l'application d'aiguilles collectées sous un vieux pin de montagne et le travail du sol entre les rangées. L'enlèvement des éricacées, que ce soit par coupe ou par arrachage, a été « étonnamment bénéfique pour l'épinette en déclin » et l'application d'aiguilles a également eu un effet « extrêmement bénéfique » sur l'épinette. La fertilisation avec de la potasse ou du phosphate n'a pas empêché l'épinette de jaunir et de stagner. La fertilisation au nitrate du Chili a entraîné une réaction rapide, mais transitoire chez les épinettes également traitées par le travail du sol ou par l'enlèvement des éricacées. L'effet a été complètement perdu au bout de quelques années. L'application de nitrate sur des épinettes poussant sur un sol non traité recouvert d'éricacées n'a eu aucun effet apparent sur les

épinettes, mais a profité aux éricacées. Malgré leur manque de théorie statistique, les résultats de ces essais indiquent de manière concluante que la carence en azote est le principal agent causal de la stagnation de la croissance de l'épinette sur ces sites de landes sableuses.

Herbes

En général, la composante herbacée de la concurrence végétative est moins problématique dans le cas des jeunes semis d'arbres ou des plants sur le terrain que dans le cas des graminées et des arbustes. Les herbes n'offrent que rarement, voire jamais, une concurrence redoutable aux arbres au stade de gaule ou aux stades ultérieurs. Une bonne représentation d'herbacées dans la couche du sol reflète généralement des conditions de sol raisonnablement fertile, mais des herbacées vigoureuses diminuent bien sûr les réserves d'humidité du sol et peuvent étouffer les semis après l'accumulation de neige.

Fougère-aigle

Les fougères-aigles (*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum* (Desvaux) Hultén ex R.T. Clausen) peuvent dominer certains sites au grand détriment des plants de plantation. Les aménagistes forestiers confrontés à ce problème trouveront dans la note technique de Buse (1992) un guide à l'élaboration de stratégies de gestion de la végétation en fonction du site. Il décrit la fougère et son habitat, sa reproduction, sa croissance et son développement, sa phénologie, sa réaction aux perturbations, ses effets sur les conifères et son utilisation par la faune. L'asulame, formulée sous forme de sel hydrosoluble, permet de lutter contre la fougère dans les jeunes plantations lorsqu'elle est appliquée à raison de 2 à 4 kg m.a./ha dans 90 à 700 L/ha d'eau sur des frondes pleinement développées ne présentant aucun signe de sénescence (Brown, 1975; Stiell, 1976).

Graminées

Les graminées offrent une concurrence particulièrement féroce aux jeunes arbres, car leur tapis racinaire dense leur permet de capter l'eau et les ions nutritifs dès qu'ils sont disponibles. Si on utilise des engrais pour corriger les carences en éléments nutritifs, les graminées réagissent beaucoup plus rapidement que les arbres, ce qui favorise davantage la position concurrentielle des graminées, à moins que des mesures de lutte contre les mauvaises herbes ne soient appliquées (Sutton, 1968, 1970).

Le paraquat, le dalapon et l'aminotriazole ont tous présenté un excellent moyen de lutte phytosanitaire contre les graminées, bien que les espèces vivaces nécessitent des traitements répétés. L'aminotriazole et la simazine sont couramment utilisés ensemble. L'herbe et la plupart des plantes herbacées peuvent être pratiquement éliminées pendant 2, 3 ans ou plus par une seule application de 12 lb de matière active de simazine par acre (13,42 kg/ha) (Sutton, 1970).

L'un des concurrents les plus redoutables auxquels sont confrontés les semis forestiers dans la forêt boréale est la calamagrostide du Canada (*Calamagrostis canadensis* [Michaux] Palisot de Beauvois). Lieffers et coll. (1993a) ont étudié cette graminée rhizomateuse largement répandue, autant son écologie que des moyens de lutter contre elle, en relation avec quatre stades de succession forestière : (1) colonisation de sites perturbés, (2) domination des sites par

la graminée quelques années après la perturbation, (3) perte progressive de la domination avec le développement de l'étage dominant et (4) maintien de la graminée à de faibles densités dans la strate inférieure de la forêt mature. Lieffers et coll. (1993a) ont également décrit le recrutement à partir de la croissance clonale et des semences, les conditions environnementales de croissance, les effets de l'accumulation de la litière de graminées sur le microclimat des semis de conifères et la capacité concurrentielle globale de la graminée. Les stratégies de lutte comprenaient : l'application d'herbicides (glyphosate, hexazinone, imazapyr, atrazine, terbuthylazine et mycoherbicides), la défoliation (coupe au ras du sol plusieurs fois par an), la valorisation d'autres espèces non cultivées, la préparation mécanique du site, le feu et le paillage. Si la graminée est commune dans le sous-étage avant l'exploitation forestière, des herbicides ou un brûlage profond peuvent être nécessaires. La plantation de grands semis d'épinettes sur de grands dénudés ou sur des monticules de terre, combinée à l'application d'herbicides ou au pâturage des moutons, peut s'avérer nécessaire pour contrer l'empiètement de la graminée. L'ombre projetée par un couvert partiel pourrait suffisamment inhiber l'herbe pour que les semis d'épinettes s'établissent. Il est recommandé de minimiser les perturbations du sol forestier afin de réduire les sites de colonisation des semis de graminées ou de brûler les rémanents et de favoriser la colonisation des herbacées lorsque les graminées ne sont pas abondantes dans le sous-étage.

La calamagrostide du Canada est en forte concurrence avec les autres végétaux dont l'étendue couvre pratiquement celle de l'épinette blanche. Les communautés denses de graminées qui se développent après une perturbation peuvent inhiber de manière significative la régénération des espèces d'arbres, y compris l'épinette blanche (Macey et Winder, 2001). Cette graminée pérenne rhizomateuse est fortement invasive et profite des perturbations, telles que les incendies, les inondations, les épidémies d'insectes, le chablis ou les récoltes, pour augmenter de façon spectaculaire son abondance grâce à la croissance rapide des rhizomes, à la dispersion de ses semences et à la germination des semences dormantes dans le sol. La dispersion par le vent transporte des semences qui colonisent facilement les sites. La graminée est en concurrence avec les autres végétaux pour la lumière, les éléments nutritifs et l'espace. Les fortes accumulations de litière ont tendance à étouffer la régénération des semis et à inhiber la germination des semences. La diminution de la température du sol, résultant de l'effet isolant de la litière, désavantage encore l'établissement d'autres semis en freinant la croissance des racines.

La forte concurrence qu'exercent les graminées sur les arbres de nombreuses espèces, dont l'épinette blanche, découle de plusieurs facteurs. Certaines graminées peuvent étendre leurs racines dans un sol qui est bien en dessous du point de flétrissement permanent (Salim et coll., 1965). De même, la production prolifique de racines fines par de nombreuses graminées leur confère l'avantage concurrentiel d'une énorme surface racinaire. Les racines des graminées sont situées dans la couche du sol qui est la première à être réchauffée au printemps, la première à recevoir les précipitations et la première à recevoir les éléments nutritifs présents dans les précipitations enrichies en lixiviat. Néanmoins, avec une source de semences adéquate et un climat moins extrême que le vrai climat boréal, l'épinette blanche colonise facilement les vieux champs (Sutton, 1968).

Des concentrations élevées de dioxyde de carbone dans l'atmosphère du sol, généralement associées aux graminées (Howard, 1925 ; McComb et Loomis, 1944), peuvent contribuer à l'absorption d'eau et d'éléments minéraux davantage pour les arbres que pour les graminées, sans pour autant être toxiques pour l'un ou l'autre des concurrents (Sutton, 1968).

Malgré l'invasion facile de vieux champs herbeux dans l'Est canadien par l'épinette blanche, les graminées demeurent très compétitives, de sorte qu'elles peuvent fortement limiter la croissance de l'épinette. On peut combattre les graminées et les mauvaises herbes en les pulvérisant avec de la simazine à raison de 2,2 à 4,5 kg m.a. diluée dans de 3,4 à 11,2 hL/ha d'eau, sans qu'il soit nécessaire de protéger le feuillage de l'épinette de la pulvérisation (Sutton, 1970). Si le feuillage est protégé, la lutte peut être effectuée par un mélange de 0,28 L de Gramoxone® et 0,23 kg de simazine 50W dilués dans 31,8 L d'eau pour 1 000 arbres, appliqué au printemps sur des parcelles de 60 x 60 cm autour de chaque arbre (Stiell, 1976). L'amizine à 0,34 kg diluée dans 3,4 L d'eau peut être utilisée de la même manière (Stiell, 1976).

On peut lutter contre la calamagrostide du Canada en recourant aux herbicides chimiques, au brûlage à une température capable de tuer les rhizomes et en préparant le site en procédant suffisamment profondément pour enlever les rhizomes. Le billonnage permet de réduire la concurrence et de limiter les risques d'étouffement. Les responsables de la gestion forestière ont d'autres options pour régler le problème de la calamagrostide, soit le paillis, la coupe, le pâturage des moutons, l'utilisation d'une végétation de remplacement ou toute autre stratégie de biocontrôle. Cependant, l'efficacité de ces dernières n'est pas toujours démontrée.

Le pâturage intensif par des bovins et des chevaux de la calamagrostide du Canada dans les peuplements humides de disclimax, au cours des années 5 et 8 après l'abattage, n'a pas favorisé la régénération de l'épinette blanche, du saule de Scouler (*Salix scouleriana* Barratt ex Hook.) et du bouleau à papier dans le centre-sud de l'Alaska (Collins, 2001) par rapport aux peuplements non pâturés. Même si le pâturage a réduit la couverture herbacée et la litière, la concurrence est restée redoutable, le pâturage ayant vraisemblablement eu peu d'effet sur le système racinaire bien établi des graminées.

Arbustes

Les mauvaises herbes ligneuses à feuilles caduques sont facilement maîtrisées et les conifères ne seront pas endommagés si l'on fait un usage approprié d'herbicides sélectifs.

Dans le cadre d'une recherche sur la concurrence entre espèces à Fairbanks, en Alaska, Doran et coll. (2001) ont étudié l'impact des interactions compétitives et facilitatrices entre l'épinette blanche et l'aulne crispé cultivés ensemble dans des parcelles Nelder, en évaluant leurs réactions physiologiques. Les évaluations de 1990 comprenaient des mesures du potentiel photosynthétique des pousses d'épinette in situ, de la conductance stomatique et de la chimie des aiguilles. Ni la proximité de l'aulne, ni la densité globale de végétaux dans les parcelles n'ont affecté le taux net maximum de photosynthèse de l'épinette au milieu de l'été. Cependant, à la fin de l'été, le potentiel photosynthétique a diminué chez les jeunes épinettes cultivées à de faibles densités, ce qui laisse supposer que les jeunes épinettes, plutôt que d'être désavantagées par les densités plus élevées d'aulnes et d'épinettes voisines, ont en fait bénéficié de la modification du microhabitat fournie par les densités plus élevées. Bien que les

températures et les précipitations aient été normales en Alaska intérieur, la faible teneur en eau volumétrique du sol et la faible teneur en eau des aiguilles ont laissé croire que les gaules dans tous les traitements avaient été stressées par la sécheresse. Pour relier les conditions non biotiques au-dessus et en dessous du sol au taux de photosynthèse et à la conductance stomatique, on a procédé à une analyse des pistes causales, car il s'agissait d'estimer l'importance relative des conditions environnementales « modifiées par la plante » pour expliquer les taux de photosynthèse. Bien que l'aulne et l'épinette aient tous deux fait diminuer l'eau du sol, il n'y a pas eu de relations fortes entre la teneur en eau du sol « modifiée par la plante » et la teneur en eau des aiguilles ou les conductances stomatiques. Les données provenant du couvert forestier proche et de parcelles ouvertes laissent croire que des températures maximales inférieures et une humidité minimale supérieure sous le couvert auraient pu améliorer le statut hydrique des épinettes poussant sous couvert. L'augmentation de la densité des épinettes et des aulnes a légèrement fait augmenter l'azote du sol, mais l'azote des aiguilles s'est trouvé négativement lié à la densité des voisins, ce qui laisse croire que l'augmentation de la biomasse a entraîné une compétition souterraine pour l'azote. Il y a eu un effet négatif direct de la lumière sur la photosynthèse nette maximale à la fin de l'été, ce qui laisse suggérer que les voisins pourraient empêcher la photoinhibition après les nuits fraîches de l'automne.

Dans une plantation, il est impossible de venir à bout des broussailles de feuillus ou des jeunes arbres aussi grands, voire plus grands, que les arbres de la plantation, en ayant recours à des machines ou à des outils manuels (pour des raisons économiques). La pulvérisation terrestre ou aérienne de Vision®, effectuée conformément aux recommandations du fabricant, permet de lutter efficacement contre les broussailles dans la majorité des situations forestières. Si l'on peut utiliser certains herbicides « non sélectifs » pour lutter contre les broussailles dans les plantations de conifères, c'est parce que le Vision®, par exemple, est beaucoup moins dommageable envers de nombreux conifères, une fois qu'il y a eu débourrement et endurcissement, qu'envers les broussailles et les feuillus. L'intérêt de ne pas pulvériser lorsque la pluie est imminente est bien connu et il peut également être nécessaire de réduire les doses utilisées lorsque l'on s'attend à ce que de l'air froid arrive quelques jours après le traitement et réduise les températures de 5 °C ou plus pendant une semaine ou plus (Bärring, 1986).

Les opérations au sol ne sont possibles que si les broussailles ne dépassent pas 2,5 m de hauteur.

Possibilités de dégagement

On peut utiliser diverses méthodes pour libérer de la concurrence les arbres en plantations. Par exemple, cinq traitements de dégagement visant à dégager des épinettes blanches plantées sur trois sites de forêt boréale mixte en Ontario ont été évalués 7 ans après leur application (Pitt et Bell, 2005). En l'absence de dégagement, les arbres plantés ont été dominés par le tremble, totalisant une densité relative de 89 %. C'est aussi la plus grande surface terrière (5,1 m^2/ha) qui a été observée. Le dégagement par coupe manuelle ou mécanique a fait augmenter la surface terrière des épinettes de 67 %, mais ces traitements ont également provoqué le drageonnement important des racines et des souches de trembles, faisant plus que doubler

leur densité et la faisant augmenter de 12 % par rapport aux zones non dégagées. La coupe a réduit à 2 ou 3 m la hauteur des trembles de 6 m dans les zones non dégagées, ce qui correspondait à peu près à la même hauteur que celle des épinettes. Cependant, Pitt et Bell pensaient qu'éventuellement les arbres plantés se retrouveraient dominés par les feuillus. L'application foliaire généralisée de l'herbicide Release™ a temporairement réduit la hauteur des trembles, sans provoquer d'augmentation de régénération de ce feuillu après la coupe. La plus grande variété de structures du peuplement produite par le traitement herbicide a favorisé la stature des épinettes plantées, doublant leur densité relative et leur surface terrière, ce qui fait penser à une forêt mixte « plus équilibrée ». L'application à la volée de l'herbicide Vision® a donné naissance à des peuplements ouverts dominés par les conifères d'une faible surface terrière (conséquence de la faible densité de plantation), ce qui a menacé la productivité. Avant le traitement, les épinettes plantées mesuraient en moyenne 90 cm de hauteur et, avec le sapin baumier et le pin gris régénérés naturellement, n'ont plus que fournir moins de 3 % de couverture; le peuplier planté avant le traitement mesurait en moyenne 2 m de hauteur et formait une couverture de 50 %. Les plantes herbacées et les graminées ont fourni une couverture supplémentaire de 43 %. On a jugé nécessaire de dégager les conifères pour rentabiliser l'investissement de la plantation. Les 5 traitements évalués par Pitt et Bell ont donné lieu à un large éventail de conditions de peuplement dans un paysage de forêt boréale mixte en bonne santé, illustrant ainsi les stratégies potentielles de régénération des forêts boréales mixtes, allant des forêts dominées par des feuillus aux forêts dominées par des conifères, en passant par les mélanges tremble-épinette. À un extrême, la récolte hivernale qui perturbe minimalement le système racinaire du tremble est généralement suffisante pour maximiser le drageonnement qui permet d'atteindre la dominance des trembles. À l'autre extrême, la régénération artificielle de l'épinette blanche, suivie d'un entretien rigoureux, peut produire des peuplements dominés par les conifères. Parmi les options d'entretien testées par Pitt et Bell, une seule application de glyphosate (Vision®) s'est révélée le traitement le plus satisfaisant. En l'absence de traitement visant à les dégager, la plantation d'épinettes blanches a subi 12 % de perte en sept ans, les survivants portant les signes de suppression de croissance.

Greifenhagen et coll. (2005) ont étudié les effets de deux types de dégagement des conifères des trembles dans des forêts mixtes boréales du nord-ouest de l'Ontario : par coupe ou par application d'herbicides. On a comparé les trembles des zones témoins avec les trembles des zones où l'on avait pratiqué en automne deux types de dégagement : coupe à la débroussailleuse (à scie et à tête Silvana Selective) et application d'herbicides (glyphosate et triclopyr). Le glyphosate a eu pour effet d'éliminer pratiquement tous les trembles, tandis que la tendance du triclopyr à tuer la cime des trembles a entraîné un effet de développement de dominance latéral. Dans le cas des deux types de dégagement (coupe, herbicides), il y a eu chez le tremble prolifération de drageons et de rejets de souche. Les trembles dont la tige a été endommagée par la coupe de dégagement ont montré une incidence de pourriture plus élevée (33 % des tiges coupées et 10 % des tiges « herbicidées ») que les trembles, dont la tige n'a pas été coupée et qui n'ont pas eu d'application d'herbicides (8 %). L'emplacement de la pourriture sur une tige de tremble est un critère déterminant de sa qualité. Or, l'emplacement a fortement été influencé par le type de traitements de dégagement auquel les trembles ont été

soumis, par exemple, une coupe de dégagement effectuée près du sol, par rapport à l'application d'herbicides – ce qui a entraîné l'entrecroisement des tiges de trembles. La maladie pourridié agaric à *Armillaria mellea* était plus répandue dans les racines de tous les trembles, qu'ils soient dégagés ou non, que par les tiges de trembles résultant du drageonnement post-dégagement. Le dégagement en tant que tel n'a pas eu d'effet direct sur l'augmentation de la maladie dans les racines.

Comeau et coll. (2005) ont décrit trois approches d'aménagement des peuplements boréaux mixtes de peupliers faux-trembles et d'épinettes blanches de la Colombie-Britannique et de l'Alberta : (1) création et aménagement de mélanges intimes à deux étages, (2) création d'un mélange à un étage de trembles et d'épinettes blanches et (3) création d'une mosaïque de blocs distincts de chaque espèce. Les options de régénération visant à créer des mélanges à deux étages varient entre l'inaction, lorsque l'épinette blanche est suffisamment régénérée, et la plantation immédiate après le passage de la perturbation, en passant par la plantation d'épinettes blanches sous le couvert de trembles de 10 à 20 ans avant la récolte prévue du tremble. On peut également compter sur l'ensemencement, mais ce procédé est plus aléatoire (Comeau et coll., 2005). Les différentes options, dont certaines n'ont pas été testées dans le cas des forêts mixtes de la forêt boréale occidentale, pourraient aboutir à des rendements totaux similaires, avec des proportions différentes de trembles et d'épinettes.

6. SYLVICULTURE

De manière générale, la sylviculture est la science et l'art de cultiver et d'entretenir les cultures forestières, à partir des connaissances sylvicoles, c.-à-d. l'étude du cycle de vie et des caractéristiques générales des arbres et des peuplements forestiers, particulièrement en fonction de facteurs locaux (Ford-Robertson, 1971). Plus particulièrement, la sylviculture est la théorie et la pratique de gestion de l'établissement, de la composition, de la constitution et de la croissance des forêts. Quelle que soit la définition scientifique de la sylviculture, celle-ci constitue le noyau de l'activité forestière. En effet, elle inclut l'action directe en forêt, et c'est dans ce domaine que se rejoignent finalement tous les objectifs économiques et les considérations techniques (Köstler, 1956). La tâche principale de la sylviculture consiste à assurer la régénération des forêts.

Des suggestions sur la manière optimale de procéder, proposées par Jeglum et coll. (2003), bien qu'elles soient principalement destinées à la forêt boréale de l'Ontario, devraient être considérées dans un contexte plus large. Ce document de 110 pages présente les meilleures pratiques d'aménagement, d'abord par des principes généraux, puis par des sites particulièrement sensibles. Les illustrations nombreuses et bien choisies complètent cet excellent texte.

SYSTÈMES SYLVICOLES

Tant que les forêts couvraient les paysages en abondance, les entreprises forestières n'étaient guère incitées à faire autre chose que de récolter cette abondance. Il n'y avait pas de besoin évident de s'engager dans la recherche en sylviculture, ni même dans la sylviculture comme telle. Toutefois, à mesure que l'état de la régénération est devenu un sujet de préoccupation, on a commencé à s'engager dans la voie de la recherche, quoique de manière sporadique. Lyon

(1953) énumère, par exemple, les projets de recherche sylvicole menés par des organismes industriels et gouvernementaux dans le nord-ouest de l'Ontario.

La liste est divisée en deux sections :

- I Études sur la régénération naturelle (placettes d'échantillonnage permanentes et inventaires de régénération)
- II Méthodes et traitements de coupe (coupe partielle pour favoriser la régénération naturelle et améliorer le développement du peuplement résiduel; coupes partielles et traitements pour améliorer le peuplement résiduel)
- III Études de régénération artificielle (plantation, semis)
- IV Études sur la préparation du lit de germination (pour favoriser la régénération artificielle après la coupe; pour favoriser la régénération naturelle avant et après la coupe)
- V Études de croissance et de rendement
- VI Études entomologiques
- VII Études pathologiques
- VIII Études statistiques
- IX. Études diverses
- X Zones expérimentales

La régénération a souvent été considérée comme le point de départ de la sylviculture, mais « la séquence de travail en sylviculture ne commence pas par la plantation ou l'ensemencement des peuplements actuels, mais par la récolte des peuplements précédents, suivie de l'établissement et de l'entretien des peuplements suivants » (Köstler, 1956). Néanmoins, c'est surtout l'absence de régénération qui a suscité un intérêt pour la sylviculture (cf. Long, 1946; Candy, 1951; Hosie, 1953; Bonner, 1960; Hughes, 1967). En 1946, on a lancé un projet à la station d'expérimentation forestière de Kananaskis, à Seebe, en Alberta, afin d'étudier le problème de la régénération des conifères dans un peuplement mixte d'épinettes blanches, de douglas de Menzies (*Pseudotsgua menziesii* [Mirb.] Franco) et de trembles (Crossley, 1949). Le fait d'avoir rasé le sol d'une partie de la forêt a assuré une telle abondance de régénération d'épinettes blanches qu'après la deuxième saison de croissance, Crossley s'est inquiété de la possibilité d'une surpopulation et d'une stagnation. Toutefois, bien que les semis soient beaucoup moins nombreux dans la partie de la forêt dont le sol n'avait pas été rasé, ils ont eu une faible vigueur. « La possibilité de leur survie ultime en nombre suffisant pour créer un peuplement adéquat ne pouvait être ignorée », même si cela aurait pu entraîner une surpopulation. Une forme de préparation de site en billonnage (« mélange de sol minéral et de débris d'humus empilés en monticules laissés derrière le passage d'un tracteur ») a permis de capturer le moins de semis, mais leur croissance et leur survie étaient bien supérieures à celles des semis témoins (pas de préparation de site). La mortalité attribuable au déchaussement a été élevée chez les semis déposés dans le creux du monticule, alors qu'elle était absente sur les monticules et sur les sites non préparés. Cinq ans après leur germination, les semis sur sites non préparés (témoins) semblaient avoir peu de chances de survivre davantage (Crossley, 1952a).

La façon dont on récolte les arbres dans la forêt boréale canadienne a considérablement évolué depuis le début des années 1990, passant des opérations d'abattage manuel, de débardage par

câble et de conversion manuelle à des opérations mécaniques utilisant des abatteuses-groupeuses, des débardeurs à pinces et des opérations de conversion mécanique. Parfois, ces opérations sont combinées avec l'utilisation d'abatteuses-façonneuses et de porteurs de type scandinave fonctionnant en parallèle. Dans certaines régions, elles remplacent même les systèmes mécaniques conventionnels (Sauder, 1995).

On a développé différents « systèmes sylvicoles » pour favoriser la régénération. En Colombie-Britannique, par exemple, il existe quatre systèmes sylvicoles : (1) coupe à blanc, (2) coupe avec réserve de semencier, (3) coupe progressive, et (4) coupe de jardinage. Bien que la coupe à blanc soit le mode de récolte le plus efficace et le moins coûteux, elle peut entraver la régénération. L'obtention d'une régénération naturelle d'épinettes blanches en Alaska et dans le nord du Canada après une coupe à blanc s'est avérée difficile (Lees, 1970a; Stiell, 1976; Greene et coll., 1999). De plus, les épinettes blanches plantées en pleine nature dans les régions boréales rigoureuses peuvent rester en état de stagnation pendant plusieurs décennies si elles ne reçoivent pas un minimum de protection (Sutton, 1992).

Diverses interventions sylvicoles à l'échelle du peuplement, allant de la coupe à blanc à l'absence totale d'intervention, avec et sans scarification, ont été appliquées en 1951 à un peuplement d'épinettes blanches et de trembles âgés de 95 ans, près de Smith, en Alberta. L'objectif était d'évaluer l'effet des interventions sur la régénération de l'épinette blanche (Quaite, 1956). Le type de coupe n'a pas fait de différence quant au nombre de semis ou à leur distribution subséquente. Toutefois, les parcelles scarifiées ont porté 118 500 semis/ha avec un taux de couverture de 86 % (quadrats d'un quart de millilitre) après la première saison de croissance, ce qui s'est réduit à 83 000 semis/ha et 76 % de taux de couverture après la deuxième saison. Les parcelles non scarifiées n'ont porté que 10 400 semis/ha avec un taux de couverture de 27 % après une saison. Le scarifiage, qui consiste à exposer le sol minéral en repoussant l'humus à l'aide d'une pelle ou d'une houe, a été très efficace, mais tous les résultats de cette opération n'ont pas été égaux. Dans une expérience similaire menée en forêt mixte du Manitoba, on a utilisé une charrue à disques Athens pour exposer le sol minéral d'un peuplement d'épinettes blanches et de trembles centenaires non perturbé. Or, la mortalité des semis fut très élevée, tant dans les parcelles scarifiées que non scarifiées (Phelps, 1951). La charrue à disques Athens expose un sol minéral peu compacté, ayant une faible capacité de rétention d'eau et une tendance prononcée au dessèchement.

Langvall et Ottosson Löfvenius (2002) recommandent d'utiliser des systèmes de régénération par coupes progressives sur les sites vulnérables en cas de gelées estivales précoces. Ces systèmes peuvent retarder le lessivage et réduire les dommages causés par le gel aux plants sur le terrain, en particulier sur les sols secs. Deux clones d'épinettes de Norvège ont été plantés dans une forêt vierge de pins sylvestres du sud de la Suède. Pendant les nuits claires et calmes, la température minimale était supérieure de 3,2 °C dans la partie la plus dense de la forêt vierge par rapport à la zone de coupe à blanc, lorsque le sol était sec. Elle n'était toutefois que de 1,7 °C à d'autres moments. Le gel se produisait quatre fois plus souvent dans la coupe à blanc que dans le plus dense de la forêt vierge.

CARACTÉRISTIQUES SYLVICOLES, COMPARAISONS D'ESPÈCES

Farnden (1994) (tableau 6.1) et Bell (1991) ont comparé les caractéristiques sylvicoles et les tolérances environnementales de l'épinette d'Engelmann et de deux autres espèces d'arbres subalpins. À cette fin, ils ont compilé des données pratiques sur les caractéristiques sylvicoles de quelques espèces de conifères du nord-ouest de l'Ontario, notamment l'épinette blanche, dans un guide de terrain destiné aux aménagistes forestiers pour qu'ils puissent élaborer des stratégies de gestion de la végétation. Le projet ne comportait aucune recherche originale. Les informations ont été compilées principalement à partir d'une revue de la documentation sur le sujet, et elles ont été complétées par des données sélectionnées sur les sols ou sites provenant de la base de données de la Classification des écosystèmes forestiers du nord-ouest de l'Ontario (NWO FEC). Le guide contient des informations sylvicoles et écologiques sur cinq espèces de conifères (sapin baumier, épinette noire, épinette blanche, pin gris et pin rouge) et 23 espèces concurrentes potentielles ligneuses et herbacées (dont le peuplier faux-tremble, le peuplier baumier, le bouleau à papier, le noisetier à long bec [*Corylus cornuta* Marshal] et l'érable à épis). Le guide de terrain résume, pour chaque espèce, les informations suivantes : identification et taxonomie; autécologie dans le contexte de la NWO FEC; phénologie; reproduction; croissance. De plus, on a évalué et discuté les effets potentiels des concurrents en fonction de l'intérêt porté aux espèces, du mécanisme de compétition, de l'utilité pour la faune, ainsi que de leurs réactions aux perturbations et aux traitements sylvicoles, y compris leur adaptation à ces derniers. On a aussi évalué les réactions des cinq conifères à la concurrence et au dégagement des concurrentes. Le guide ne contient pas de prescription spécifique pour lutter contre la végétation concurrente. Il permet toutefois aux aménagistes forestiers de développer des stratégies de gestion de la végétation adaptées au site en se basant sur des critères écologiques et phénologiques. La connaissance des caractéristiques autécologiques des principales espèces concurrentes permettra de modifier l'orientation de la gestion de la végétation, qui passera de mesures correctives à des mesures préventives.

Tableau 6.1. Les caractéristiques sylvicoles et les tolérances environnementales de l'épinette d'Engelmann et de deux autres espèces d'arbres subalpins (d'après Farnden, 1994).

	Espèces		
Paramètre	**Épinette d'Engelmann (Se)**	**Sapin subalpin (BI)**	**Pin tordu latifolié (PI)**
Tolérance à l'ombre	modérée	modérée à élevée	faible
Point de saturation de la lumière	= 1 000 $\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$	= 800 $\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$	= 1 500 $\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$
Point de compensation de la lumière	= 60 à 80 $\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$	= 60 à 80 $\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$	> Bl, Se
Tolérance au gel			
• Feuillage en période de croissance	faible à modéré	élevé	élevé
• Feuillage d'hiver	modéré à élevé	modérée à élevée	modéré à élevé
• Racines d'hiver	modérée à élevée	élevée	modérée à élevée
Résistance aux inondations	élevée	élevé	modérée
Amplitude hygrotopique	large, submésique à subhydrique	large (> Se), submésique à subhydrique	très large, très xérique à subhydrique
Taux de transpiration	Se> Bl > Pl		
Convient aux sites secs	Pl >> Bl > Se		
Intervalle entre les récoltes de cônes	7 à 15 ans augmente avec l'altitude	5 à 10 ans augmente avec l'altitude	1 à 2 ans
Conditions du lit de germination			
• coupe à blanc exposée	sol minéral chaud	sol minéral chaud ou duvet	sol minéral chaud
• forêt mature protégée	sol minéral ou bois décomposé	la plupart des substrats de la couverture morte	s. o.
Taux de germination/survie la première année	Pl > Bl >> Se (varie selon le lit de germination et les conditions d'exposition		
Survie des arbres juvéniles	Pl = Se >> Bl		
Vitesse de croissance des arbres juvéniles	lente	très lent[a]	rapide
Durée de vie	250 à 450 ans	150 à 250 ans	100 à 200 ans

Tableau compilé à partir de : Alexander et coll. 1984, Alexander et Shepperd 1984, Alexander 1987, Bassman 1989, Carter et coll. 1988, Coates et coll. 1991, Cui et Smith 1991, Fowells 1965, Harding 1986, Harrington et Murray 1982, Kaufman 1984a, b, 1985, Knapp et Smith 1982, Krajina et coll. 1982, Nienstaedt 1985, Ronco 1970c, Smith et coll. 1987, J. Revel, communication personnelle, 1993.

[a.] Le taux de régénération du sapin subalpin a varié. Dans certaines plantations, la croissance de la cime rivalise avec celle de l'épinette d'Engelmann.

6.0 RÉGÉNÉRATION

La régénération est essentielle au maintien de la forêt et au boisement des terrains non boisés. Elle peut découler de la germination de trois sources : 1) les graines présentes naturellement sur place (« régénération naturelle »), 2) des semences artificiellement semées, ou 3) des plants mis en terre. Dans tous les cas, la réussite de la régénération dépend du potentiel de croissance de l'arbre et du degré où cet environnement lui permet d'atteindre ce potentiel (Grossnickle, 2000). Bien entendu, dans tous les cas, il faut des semences tant pour la régénération naturelle et artificielle que pour la production de plants en pépinière.

RÉGÉNÉRATION NATURELLE PAR RAPPORT À LA RÉGÉNÉRATION ARTIFICIELLE

Coates et coll. (1994) ont comparé sous forme de tableau les avantages et les inconvénients de la régénération naturelle par rapport à la régénération artificielle (tableau 6.2).

Les plaines inondables émergentes en Alaska sont colonisées par une végétation capable de produire des graines qui germent dans un lit favorable. Le processus de succession commence par le dépôt de limon dans les méandres de la rivière (Walker et coll., 1986). En moins de cinq ans, les semis de saule de l'Alaska intérieur (*Salix interior* Rowl.), de saule d'Alaska (*Salix alaxensis* [Andersson] Coville) et de peuplier baumier sont abondants; l'aulne blanc (*Alnus incana* ssp. rugosa) est également présent. *tenuifolia* (Nutt.) Breitung) et les semis d'épinette blanche sont souvent présents, mais moins abondants. Après 20 ans et jusqu'à 50, ils peuvent être parfois abondants dans les broussailles d'aulnes. Les peuplements de peupliers avec un sous-étage d'épinettes blanches et d'aulnes prédominent généralement entre 50 et 100 ans après la colonisation initiale. Par la suite, l'épinette blanche devient graduellement dominante (Viereck, 1970; Walker et coll., 1986). La dispersion des semences d'aulne et d'épinette se produit principalement pendant la saison de dormance, lorsque les semences sont recouvertes de quantités variables de neige. Elles ne germent pas avant le printemps suivant. La germination et l'établissement des stades ultérieurs de la succession ont été de 5 à 10 fois plus importants après l'élimination de la litière et du parterre forestier; l'épinette a été la seule espèce à coloniser le parterre forestier. Deux ans complets après la germination, le taux de survie de l'épinette était inférieur à 0,2 %. L'établissement de l'épinette semble être épisodique. Les semis sur les barres de limon au début de la succession n'arrivent pas à survivre à l'enfouissement par le limon lors des grandes inondations. Le lièvre d'Amérique a fortement brouté toutes les espèces. Ce dernier a davantage brouté les aulnes matures. L'épinette est unique en ce sens qu'elle a continué à s'établir tout au long de la succession et qu'elle a atteint l'âge de 400 ans sur ces sites. Les graines se libèrent chaque année tant du point de vue quantitatif que qualitatif. Au cours d'une période de 13 ans sur un site voisin, quatre productions de semences d'épinette blanche ont dépassé les 41 à 178 semences viables/m^2 trouvées dans la zone d'étude, et une production a même atteint 950 semences viables/m^2 (Zasada et coll., 1978). Ailleurs en Alaska, on a signalé la présence de 2 600 semences viables d'épinette blanche par m^2 (Zasada et Viereck, 1970).

Tableau 6.2. Régénération naturelle de l'épinette d'intérieur : avantages et inconvénients (d'après Coates et coll., 1994).

Facteur	Avantages	Inconvénients
Retard ou risque de régénération	L'ensemencement sur plusieurs années diminue les chances qu'une régénération soit anéantie par des conditions météorologiques inhabituelles, des épidémies de ravageurs ou d'autres catastrophes (Butt et coll., 1989; Weetman et Vyse, 1990).	Haut niveau d'incertitude causé par : • des cultures de semences sporadiques (Zasada et Gregory, 1969; Alexander, 1987); • aucune maîtrise sur les facteurs du site régissant la germination et l'établissement des semis (Zasada et Gregory, 1969; Stiell, 1976; Braathe, 1980); • des taux de mortalité élevés pendant les 5 premières années (Zasada et Gregory, 1969; Fiedler et coll., 1985). Les taux lents de pénétration retardent les décisions de reboisement et permettent à la végétation non cultivée de bien s'établir, ce qui prolonge la période de rotation (Butt, 1988a; Butt et coll., 1989)
Densité relative et distribution des tiges	La répartition en bouquet et la densité relative élevée permettent de sélectionner des arbres de culture supérieurs lors des éclaircies. Les semis se développent généralement sur des microsites adéquats (Weetman et Vyse, 1990).	La densité relative inégale et groupée peut nécessiter l'éclaircie précommerciale (Zasada et Gregory, 1969; Gardner, 1980; Butt et coll., 1989; Weetman et Vyse, 1990). La plupart des grandes coupes à blanc ne se régénéreront pas adéquatement. D'autres espèces de conifères sont souvent préférées à l'épinette (Beaudry et McCulloch, 1989; Butt et coll., 1989).
Rythme de croissance et forme de l'arbre		Les semis naturels ont un rythme de croissance initiale plus lent que celui des plants vigoureux issus de la pépinière (McMinn, 1986; Butt, 1988 b, non publié).
Dommages aux arbres	Les racines des jeunes arbres sont moins sensibles à la déformation que celles des semis (Horvat-Marolt, 1979; Weetman et Vyse, 1990). Les semis s'acclimatent mieux que les jeunes arbres récemment, et ils sont plus résistants au froid (Herring, 1987). La distribution en bouquets protège contre les dommages causés par le pâturage, la machinerie, le vent ou la neige (Horvat-Marolt, 1979). Les dégâts causés par les petits mammifères sont généralement moins importants sur les plants de pépinière.	Les petits semis ont plus de difficulté à rivaliser avec d'autres végétaux que les plants en bonne santé (Zasada et Gregory, 1969). Les rideaux d'arbres et les arbres semenciers sont vulnérables au chablis (Glew, 1963; Zasada, 1978 non publié). La récolte des rideaux d'arbres et des arbres semenciers peut nuire à la régénération naturelle (Zasada, 1972).
Génétique	Maintient la diversité génétique dans les forêts en régénération (Butt et coll., 1989; Butt, 1990a, mais voir Zasada, 1986) et garantit que la régénération est adaptée localement.	Limite les possibilités d'amélioration des arbres par la sélection de provenances supérieures ou de plants génétiquement améliorés (Zasada et Gregory, 1969; Braathe, 1980).

Tableau 6.2. Régénération naturelle de l'épinette d'intérieur : avantages et inconvénients (d'après Coates et coll., 1994) [suite].

Facteur	Avantages	Inconvénients
Préparation du site		La nécessité d'une préparation de site coûteuse et potentiellement dommageable pour l'environnement pourrait favoriser l'établissement de feuillus indésirables (Zasada, 1972; Wurtz et Zasada, 1987).
Économie et priorités de gestion	Si elle réussit, elle évite les coûts et les contraintes administratives, logistiques et environnementales associés à la plantation (Weetman et Vyse, 1990). Convient aux régions éloignées où la sylviculture intensive n'est pas pratique ou abordable, ou encore aux régions bloquées par l'hiver où l'accès estival pour la plantation est difficile (Gardner, 1980; Coopersmith, 1990). Convient aux zones où les provenances locales de semis ne sont pas disponibles ou lorsque la petite industrie forestière ne justifie pas un programme de création de pépinières (Gardner, 1980; Coopersmith, 1990). Il convient aussi aux régions dans lesquelles des solutions de rechange aux grands déboisements sont requises pour préserver les valeurs non ligneuses (p. ex. habitat faunique, paysage).	Nécessite des solutions de rechange aux grandes coupes à blanc (p. ex., coupe progressive, coupe par trouées ou par bandes) pour assurer un approvisionnement en semences (Zasada, 1972; Gardner, 1980). Ces techniques ont tendance à coûter plus cher que l'exploitation forestière classique. Exige que les sylviculteurs mènent les opérations de récolte de manière à assurer un approvisionnement en semences ainsi que des conditions de lit de germination adéquates (Zasada, 1980).

6.1 RÉGÉNÉRATION NATURELLE

La régénération naturelle est le processus par lequel un peuplement se régénère grâce à des semis développés sur place, à partir de graines dispersées naturellement par les arbres poussant sur le site ou à proximité. On peut faciliter ce processus en effectuant des opérations de préparation du site ou en traitant le peuplement de manière à influencer sa production de semences. Cette stratégie ne prévoit ni l'ensemencement artificiel ni la plantation. La régénération naturelle de l'épinette blanche est un processus complexe, mais on peut en avoir en abondance si l'on dispose d'une bonne source de semences et d'un lit de germination sur sol minéral (Zasada, 1980). Pour qu'une régénération naturelle soit couronnée de succès sur un site donné, plusieurs facteurs doivent être réunis. Il s'agit entre autres de l'approvisionnement en semences, de la germination des semences, de la survie des premiers semis et de la croissance des semis (Grubb, 1977).

Les premiers ouvrages traitant de la reproduction et de la sylviculture des forêts d'épinettes de l'est et de l'ouest de l'Amérique du Nord ont été examinés par Barr (1930). On y reconnaît clairement l'importance d'assurer la germination des semences et la survie des semis par un apport d'humidité soutenu. Cependant, Barr a conclu, à partir de ses expériences, qu'il n'y avait pas de relation définie entre l'humidité du sol et la survie des semis après leur germination. Parmi les morts survenues durant la période étudiée, 85 % sont attribuables aux oiseaux et aux insectes, tandis que 15 % le sont à d'autres facteurs, notamment des maladies. Les sols minéraux et le bois décomposé se sont avérés être les meilleurs substrats pour la germination.

minéraux et le bois décomposé se sont avérés être les meilleurs substrats pour la germination. La concurrence pour l'humidité exercée par les racines de la végétation existante a une influence importante et souvent déterminante sur la germination des semences et la croissance de la régénération (Fabricius, 1927).

Une évaluation subjective de la portée, de l'applicabilité et de la fiabilité globales des références scientifiques relatives à la régénération naturelle des épinettes blanches, d'Engelmann et noires en Amérique du Nord a été publiée par Peterson et Peterson (1994). L'épinette blanche est mise de l'avant dans les forêts mixtes boréales (avec 491 références). Environ 25 % des 563 références datent des années 1990, ce qui est remarquable, compte tenu de la date de publication de l'évaluation.

Des recherches ont montré que la réussite de la régénération dépendait de la présence de bonnes sources de semences et de bonnes conditions de lit de germination. Cependant, l'épinette blanche a tendance à se régénérer difficilement après la coupe, même en présence d'une source de semences, les conditions du lit de germination étant alors en cause (Holt, 1955). L'épinette blanche se régénère plus facilement dans les Maritimes, plus humides que plus à l'ouest. Plusieurs facteurs influencent la régénération de l'épinette : la composition du peuplement, son âge, sa densité, le nombre d'années depuis la coupe, la quantité et le type de végétation des strates inférieures, les conditions du sol, la sécheresse, les insectes, les champignons, les rongeurs, l'ombre et la nutrition minérale (Holt, 1955).

Sur certains sites, la régénération naturelle peut donner d'excellents résultats. Il faut toutefois ajouter que la régénération adéquate des épinettes s'accompagne souvent d'une bonne régénération des feuillus (Zasada et Grigal, 1978), ce qui nécessite de lutter contre les mauvaises herbes si l'on veut assurer une présence importante des épinettes (Navratil et coll., 1991).

On trouve fréquemment l'épinette blanche en association avec le sapin baumier dans les peuplements vierges de l'Est canadien. Dans les peuplements non coupés de la région de Montmorency, à environ 80 kilomètres au nord de la ville de Québec, l'épinette blanche constitue environ 20 % du volume des peuplements d'épinettes-sapins (Leblanc et Bélanger, 2000). Cependant, la régénération de l'épinette blanche dans les sous-étages non perturbés est beaucoup moins abondante que celle du sapin baumier (Ruel et Pineau, 2002). L'épinette blanche a des exigences plus strictes en matière de lit de germination, et elle est moins tolérante que le sapin baumier. Les chablis modifient considérablement cet effet. Ils profitent de manière disproportionnée à l'épinette par rapport au sapin. Le déracinement expose le sol minéral et mélange les fractions organiques et minérales du sol, créant ainsi des lits de germination favorables. À long terme, les arbres abattus deviennent des lits de germination favorables une fois que la décomposition a suffisamment progressé. La densité des épinettes blanches variait significativement entre les microsites de l'étude de Ruel et Pineau (2002) (tableau 6.3).

Tableau 6.3. Proportion (%) de semis d'épinette blanche trouvés sur chaque type de lit de germination par microsite dans une trouée déracinée par le vent (d'après Ruel et Pineau, 2002).

Type de lit de germination	Monticule à plaque racinaire (n = 119)	Parterre forestier perturbé (n = 90)	Parterre forestier non perturbé (n = 26)
Sol minéral exposé	91	90	0
Mélange organique et minéral	3	0	0
Bois pourri	0	7	81
Mousses	7	3	8
Litière mixte	0	0	12

6.1.1 Conditions favorables à la germination

Toute semence, qu'elle ait germé d'elle-même ou qu'elle ait été semée, doit bénéficier de conditions favorables.

Microsite

Pour germer, une semence a besoin de certaines conditions, soit de la bonne température, de l'humidité et de l'aération. Certaines espèces ont également besoin de la présence de lumière pour germer. Cette dernière favorise aussi la germination d'autres espèces. Les épinettes ne sont pas très exigeantes quant à leurs besoins en lumière et peuvent germer même dans l'obscurité. Les semences d'épinette blanche ont germé à 35 °F (1,7 °C) et 40 °F (4,4 °C) après avoir été stratifiée sur une période d'un an ou plus sans interruption; elles ont développé des radicules d'une longueur de moins de 6 cm en chambre froide (MacArthur et Fraser, 1963). Exposées à la lumière, les graines qui avaient déjà germé ont produit de la chlorophylle, elles étaient normalement phototropes et elles se sont allongées continuellement.

Pour survivre, une graine en train de germer doit avoir accès en continu à de l'humidité, être protégée d'une température mortelle, recevoir assez de lumière pour produire suffisamment de photosynthèse pour assurer sa respiration et sa croissance, mais pas assez pour qu'elle subisse un stress fatal, éviter les brouteurs, les piétons, les pathogènes et développer un système racinaire stable. L'ombre est très importante pour la survie des jeunes semis (Arnott, 1974; Alexander, 1984). À plus long terme, les plants doivent recevoir des quantités suffisantes de nutriments essentiels sans être étouffés.

Dans les forêts non perturbées, les tiges tombées au vent et décomposées constituent le meilleur milieu pour la germination et la survie des semences. L'approvisionnement en humidité est fiable, et l'élévation des jeunes plants est légèrement supérieure au niveau général du parterre forestier, ce qui diminue le risque d'étouffement par les feuilles ou par la végétation minuscule comprimée par la neige. Un tel microsite n'est pas non plus susceptible d'être inondé. Les avantages conférés par ces microsites sont multiples : plus de lumière, des températures plus élevées dans la zone d'enracinement et un meilleur développement mycorhizien (Baldwin, 1927 ; Mork, 1933; Rowe, 1955). Une étude menée dans les Porcupine Hills, au Manitoba, a révélé que 90 % de tous les semis d'épinette étaient enracinés dans du bois pourri (Phelps, 1940a, b).

Les lits de germination en sol minéral sont plus favorables à la germination des semences qu'un parterre forestier non perturbé (Alexander, 1958). Ils sont généralement plus humides et plus facilement réhumidifiés que l'humus d'un parterre forestier. Cependant, les sols minéraux exposés, bien plus que ceux qui contiennent un humus forestier, sont sujets au soulèvement par le gel et au rétrécissement en cas de sécheresse. Les forces générées par le gel ou la sécheresse suffisent pour faire éclater les racines (Sutton, 1991).

Microclimat

Il est possible d'élargir l'éventail des microsites d'un parterre forestier grâce à des travaux de préparation. Ceux-ci permettent d'augmenter leur nombre et leur distribution. Chaque microsite possède un microclimat particulier. Les microclimats près du sol se distinguent davantage selon le déficit de pression de vapeur et le rayonnement incident net, plutôt qu'à partir des mesures standards de la température de l'air, des précipitations ou de la configuration des vents (Alexander, 1984).

Le microclimat du microsite est influencé par l'exposition de celui-ci, notamment par le régime de température et d'humidité. À la forêt expérimentale de Fraser, dans le Colorado, on a observé un taux de succès de germination et d'établissement des semis d'épinette d'Engelmann plus élevé sur les lits de germination orientés vers le nord que sur ceux orientés vers le sud. Les rapports entre les semences et les semis de cinq ans ont été déterminés comme étant respectivement de 32 : 1, 76 : 1 et 72 : 1 sur des lits de germination orientés nord, sans ombrage et avec ombrage non perturbé (Alexander, 1983). Les ouvertures de coupe à blanc de 1,2 ha à 2,0 ha, adjacentes à une source de semences adéquate, et dont la largeur n'excède pas six hauteurs d'arbres, pourraient permettre une régénération acceptable (4 900 arbres de cinq ans/ha). Par contre, sur les faces nord non perturbées ni ombragées, et sur toutes les variantes de lit de germination testées sur les faces sud, les rapports semences : semis étaient si élevés que le reboisement de toute ouverture de coupe à blanc serait remis en question.

La germination des semences dépend au moins de sept facteurs : (1) les caractéristiques des semences, (2) la lumière, (3) l'oxygène, (4) la réaction du sol (pH), (5) la température, (6) l'humidité, et (7) les ennemis des semences (Baldwin, 1942). L'humidité et la température sont les plus influentes, et toutes deux sont affectées par l'exposition. La difficulté d'assurer la régénération naturelle de l'épinette de Norvège et du pin sylvestre dans le nord de l'Europe a conduit à l'adoption de diverses formes de boutures de reproduction. Celles-ci offrent une ombre partielle ou une protection aux semis contre le soleil chaud et le vent (Baldwin, 1933). L'objectif principal de la création de lisières ou de coupes de bordure orientées au nord-est était de protéger la régénération de la surchauffe; la méthode a été expérimentée en Allemagne et généralisée avec succès en Suède par Alarik (1925) et d'autres. L'insolation directe et la chaleur réfléchie par les troncs d'arbres, aux expositions sud et ouest, entraînent souvent des températures mortelles pour les jeunes semis (Hartley, 1918). La dessiccation de la couche superficielle du sol qui inhibe la germination en résulte aussi. Le soleil est moins nuisible sur les expositions orientales en raison de la température plus basse au début de la journée, qui est due à l'humidité plus élevée et à la présence de rosée.

Baldwin (1933) note que, bien qu'en Amérique du Nord, les températures estivales soient généralement plus élevées que celles observées dans les endroits où des coupes de bordure ont été effectuées, il rapporte les résultats d'une étude portant sur la régénération d'un peuplement d'épinettes rouges et d'épinettes blanches éparses. Ce peuplement avait été isolé par une coupe à blanc sur tous les côtés, ce qui lui a permis d'observer la régénération sur diverses expositions dans l'ancien champ de Dummer, au New Hampshire. La régénération comptait un nombre étonnamment élevé de semis de sapin baumier issus du peuplement composé de 5 % de cette espèce. La densité maximale de régénération d'épinettes, déterminée à 4 perches (20 m) à l'intérieur de la lisière du peuplement sur une exposition Nord 20° E, était de 600 000/ha, comprenant près de 100 000 plants de sapin baumier (tableau 6.4).

Manipulation du lit de germination

La germination d'une graine et son développement nécessitent un lit de germination adéquat. Une autre manière de créer un milieu favorable à la régénération naturelle des épinettes consiste à exposer le sol minéral par une technique de préparation du site nommée « scarifiage » (Coates et coll., 1994). Toutefois, elle est moins nécessaire dans l'est de l'Amérique du Nord, où les précipitations sont plus uniformes. En Nouvelle-Écosse, par exemple, l'épinette blanche s'établit facilement dans les anciens champs (Drinkwater, 1957a; Jablanczy, 1969) et la régénération naturelle de l'épinette est abondante dans plusieurs peuplements. De plus, le scarifiage peut être inutile sur les sites secs, exposés, infertiles, dont la couche d'humus est très mince (Day, 1964), ou dans les écosystèmes humides, où il peut dégrader les conditions du sol et favoriser la compétition (Waldron, 1966; Arlidge, 1967; Lees, 1972).

En manipulant le type et la répartition du lit de germination, le sylviculteur peut influencer la quantité et la répartition des semis. On peut créer ces dernières par scarifiage, en passant des petites plaques distinctes ameublies aux bandes cisaillées continues, jusqu'aux grandes étendues de sol minéral exposé. Les surfaces obtenues peuvent être lisses, striées ou plus ou moins rugueuses selon l'outil utilisé, la force d'application et l'état du site au moment de scarifier. De nombreux facteurs influencent le sort des semences dans un lit de germination, notamment les conditions météorologiques, en particulier le régime des pluies pendant la saison de croissance, le soulèvement par le gel, l'exposition, la concurrence, la quantité et les types de litière de feuilles, la texture du sol, la structure du sol et les schémas de déplacement des grands mammifères.

On a recommandé de mettre en place de larges bandes pour retarder la repousse des mauvaises herbes, et ainsi empêcher le piétinement concentré des grands mammifères qui se déplacent volontiers dans ces bandes. Par exemple, sur le mont Riding, au Manitoba, les wapitis (*Cervus elaphus manitobensis*) étaient responsables d'un tiers de la mortalité des semis de deux à trois ans sur les bandes défrichées (Waldron, 1966; Arlidge, 1967).

Il n'est pas nécessaire d'appliquer la même intensité de scarifiage sur tout un secteur donné. La suggestion selon laquelle il est possible de maîtriser la densité relative en variant l'intensité du scarifiage dans différentes parties d'un secteur donné (McCaughey et Schmidt, 1987) semble raisonnable, mais elle se heurte à la grande imprévisibilité qui découle des interactions complexes entre les facteurs d'influence.

Tableau 6.4. Densité de régénération d'épinettes et de sapins autour d'un peuplement pur d'épinettes rouges à Dummer, au New Hampshire, en 1926 (d'après Baldwin, 1933).

	Distance de la lisière de la forêt	Nombre per hectare		
Exposition	**m**	**Sapin baumier**	**Épinette**	**Total**
Nord 20 °E	30	18 210	36 287	54 497
Forêt	20	16 052	98 203	114 255
	10	22 797	30 082	52 878
	moyenne	19 005	54 857	83 567[7]
Lisière de la forêt	-	5 935	4 182	10 117
Ouverture	20	674	809	1 482
	40	404	135	539
	moyenne	539	471	1 011
Sud 20 °O	30	25 360	58 949	84 309
Forêt	20	35 747	15 288	51 035
	10	19 964	13 489	33 453
	moyenne	27 024	29 242	56 266
Lisière de la forêt	-	3 912	1 484	5 395
Ouverture	20	1 348	270	1 618
	40	809	944	1 753
	60	1 079	405	1 484
	80	809	135	944
	100	270	539	809
	moyenne	877	458	1 321
Sud 70 °E	30	5 935	1 484	7 419
Forêt	20	39 254	15 108	54 362
	10	85 388	22 123	107 511
	moyenne	43 526	12 905	56 430
Lisière de la forêt	-	16 592	13 354	29 946
Ouverture	20	6 744	2 967	9 711
	40	2 833	1 484	4 316
	moyenne	4 788	2 225	7 014
Nord 70 °O	30	4 856	1 079	5 935
Forêt	20	9 443	-	9 443
	10	21 448	5 666	27 114
	moyenne	11 915	2 248	14 163
Lisière de la forêt	-	7 014	3 237	10 252
Ouverture	20	809	1 214	2 023
	40	6 069	2 427	8 497
	moyenne	3 439	2 023	5 260

Un lit de germination reste favorable pendant une période relativement courte, rarement aussi longue que cinq ans, parfois même seulement trois ans. Le caractère favorable d'un lit de germination dans les milieux humides et fertiles diminue particulièrement rapidement. On doit donc planifier sa préparation si l'on veut bénéficier des bonnes années semencières. Lors

[7] « Note de la rédaction (Phippen, 2022) : la moyenne indiquée est de 83 567, mais devrait être de 73 877. Cela tient au fait que l'auteur de la version originale (Baldwin, 1933) n'a pas inclus la parcelle de 30 mètres dans la moyenne, comme il l'a fait dans le cas des parcelles individuelles de sapin baumier et d'épinette. Les données originales étaient présentées en perches et en acres et ont été converties en mètres et en hectares. ».

d'années semencières pauvres, il vaut mieux concentrer les efforts de préparation du site sur les sites mésiques et secs. Les conditions favorables à la germination y sont plus longues que sur les sites plus humides (Eis et Inkster, 1972). Bien qu'une année semencière moyenne puisse suffire, tant que la distribution des semences est bonne et que les conditions environnementales sont favorables à la germination et à la survie des semis (Noble et Ronco, 1978), les petites quantités de semences restent toutefois particulièrement vulnérables à la déprédation par les petits mammifères (Radvanyi, 1970b). Il est possible d'adapter le calendrier de préparation du site pour qu'il corresponde à la période de production de cônes. Le traitement peut être appliqué avant toute exploitation forestière, entre les coupes partielles, ou après l'exploitation. On peut préparer le lit de germination dans les bandes coupées et les rideaux d'arbres en une seule opération, soit en préscarifiant les rideaux d'arbres et en post-scarifiant les bandes de coupe (Gilmour et Konishi, 1965).

Il y a aujourd'hui une grande variété d'équipements très polyvalents pour la préparation du terrain (Coates et Haeussler, 1987; Hunt et McMinn, 1988; MacKinnon et McMinn, 1988; Bedford et McMinn, 1990; Örlander et coll., 1990; Jacobs et Hollstedt, 1994). On peut produire une large gamme d'effets de préparation du site, non seulement pour la plantation, mais aussi pour la régénération naturelle. Pour ce faire, on peut utiliser des lames de différentes configurations, avec ou sans dentures ou éperons, des charrues, des disques, des appareils pour la formation de monticules, des excavateurs, des scarificateurs, des pailleuses et des cultivateurs rotatifs.

On ne recommande pas le brûlage extensif comme méthode de préparation d'un site destiné à se régénérer naturellement, car le sol minéral n'est pas suffisamment exposé pour constituer un lit de germination favorable. De plus, la matière organique carbonisée offre un très mauvais lit de germination dans le cas des semences d'épinette (Ackerman, 1957; Zasada, 1985, 1986; Zasada et Norum, 1986). La couche superficielle du sol carbonisé risque d'être trop chaude pour permettre aux graines de germer. Par conséquent, la germination pourrait être retardée jusqu'à l'automne, ce qui entraînerait une mortalité hivernale subséquente en raison des semis non endurcis (Bell, 1991). Cependant, l'empilement et le brûlage des résidus d'exploitation forestière créent suffisamment de sols minéraux exposés (Coates et coll., 1994).

Environnement de germination et d'établissement des semis

Trois phases dans l'établissement d'un semis ont été décrites par Baker (1950) : (1) le stade de germination, qui se termine par l'émergence de la gemmule au-dessus du sol; (2) le stade succulent, qui se termine par le durcissement de l'hypocotyle; et (3) le stade juvénile, qui dure jusqu'à ce que le semis soit bien établi.

Année semencière et régénération

L'interaction entre les perturbations causées par le feu et la fructification massive est essentielle à la régénération de l'épinette blanche et à la dynamique ultérieure du peuplement forestier mixte boréal. Selon Peters et coll. (2005), la densité d'épinette blanche est significativement plus élevée dans les peuplements issus d'incendies coïncidant avec des années à forte production de cônes que dans ceux issus d'incendies coïncidant avec des années à faible production de cônes. Tout en notant que des résultats ont montré de la régénération

d'épinette blanche sur une période de 3 à 5 ans après le feu (après quoi le lit de germination se détériore), Peters et coll. (2005) ont présenté trois sources de données pour étayer leur affirmation selon laquelle l'importance de l'interaction entre le feu et l'année semencière dépendait de la détérioration rapide du lit de germination, même un an après le feu. La détérioration rapide du lit de germination peut favoriser une bonne année semencière d'épinette blanche par rapport aux espèces qui sont moins dépendantes des microsites de régénération à courte durée de vie créés par les perturbations. Les limitations de semences et la détérioration du lit de germination influencent la structure d'âge de l'épinette blanche. Les effets des feux de fin d'année sur la densité de l'épinette blanche persistent longtemps : 40 ans après, les feux d'année semencière avaient encore 2,5 fois plus de régénération d'épinette que les feux d'année non semencière (Peters et coll., 2005).

Exemples

Harvey et Bergeron (1989) ont examiné les taux de régénération avant et après la récolte dans une forêt de sapin baumier, de bouleau blanc et d'épinette (*P. glauca* et *P. mariana*) dans le sud de la ceinture d'argile du nord-ouest du Québec, entre 1979-1980 et 1986-1987. Ils ont observé une importante repousse de conifères, soit une moyenne de 65 000 plants par hectare, presque exclusivement constituée de sapins baumiers, avant la récolte. Après la coupe mécanique et manuelle de l'arbre entier, la végétation préexistante de conifères avait diminué de 92 %. Le *Salix* spp. a dominé la régénération principalement composée de plantes latifoliées. La plupart (90 %) des conifères en place avant la récolte se retrouvaient encore dans le paysage après. Les espèces de *Salix* et d'aulne blanc (*Alnus incana* ssp. *rugosa* [Du Roi] R.T. Clausen) étaient les principales concurrentes dans les zones mal drainées. Les espèces de *bouleau*, l'érable à épis et le cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica* L.) dominaient quant à elles sur les dépôts organiques minces et les sols grossiers. Enfin, le peuplier faux-tremble et l'érable à épis dominaient sur les dépôts à texture fine.

La régénération naturelle de l'épinette blanche est facile dans les plaines inondables en Alaska et au Yukon, mais seulement après que le développement de la plaine inondable a atteint un certain stade. Les semis d'épinette blanche semblent incapables de survivre aux sédiments qui se déposent sur son feuillage chaque année. Sinon, d'une année à l'autre, leur taux d'accroissement en hauteur est insuffisant pour élever le feuillage de manière à ce que l'envasement n'affecte pas l'entièreté de la cime (Van Cleve et coll., 1980). Une fois que la fréquence des inondations et de la sédimentation aura diminué, ou que le cours d'eau sera modifié pour que la sédimentation soit moins fréquente, les conditions seront favorables à l'établissement de l'épinette blanche. Quand un peuplement de peupliers aura atteint sa maturité, l'épinette blanche aura eu suffisamment de temps pour s'établir en sous-étage. Au cours des stades de succession intermédiaire tardif et mature précoce, l'épinette blanche devient une espèce dominante. Durant ces stades, la croissance des arbres et le cycle des éléments nutritifs nécessitent beaucoup d'énergie et d'éléments nutritifs. Par exemple, le peuplier baumier a besoin de 1 g d'azote pour produire 50 g de nouveau feuillage, tandis que l'épinette blanche produit 100 g de feuillage à partir de 1 g d'azote; 1 g de feuillage de peuplier baumier permet de produire 1 g de bois de branche et de tige, tandis qu'un gramme de feuillage d'épinette blanche permet de produire 2 g de bois de branche et de tige.

En ce qui a trait à l'épinette d'Engelmann, Alexander et Shepperd (1984) ont énuméré des conditions favorables à son établissement par régénération naturelle. Il s'agit notamment de disposer d'un apport suffisant en graines, soit environ 100 000 graines/ha, de préférence dans une orientation nord ou est; de températures nocturnes supérieures à 0 °C, mais inférieures à 25,5 °C; de températures diurnes ne dépassant pas 32,2 °C; de précipitations hebdomadaires supérieures à 1,27 cm; d'un sol limoneux sableux; d'une exposition du sol minéral de plus de 40 %; d'un ombrage de 50 à 70 %; d'une couche d'humus et de litière ne dépassant pas 5,1 cm; et d'une végétation peu dense. Les facteurs favorisant la survie sont, entre autres, un âge des semis d'au moins 12 semaines à la mi-septembre, de faibles populations d'oiseaux et de petits mammifères dont le régime alimentaire comprend des semences et des semis d'arbres, de la protection contre le piétinement, une couverture de neige à l'automne qui protège contre le soulèvement par le gel, et l'absence d'une couverture de neige prolongée au printemps, ce qui évite le développement de la moisissure des neiges.

Eastham et Jull (1999) ont étudié les facteurs influençant le taux de régénération naturelle de l'épinette d'Engelmann et du sapin subalpin dans une expérience avec trois types de coupe (coupe à blanc de 32 ha, coupe par microtrouées de 0,2 ha et coupe de jardinage par pied d'arbre) dans le nord de la Colombie-Britannique. La période de production des cônes était indépendante du type de coupe. Pendant les cinq années qui ont suivi l'application des coupes, on a constaté que la chute naturelle des graines avait été beaucoup plus importante dans le cas de la coupe de jardinage par pied d'arbre et de la coupe par microtrouées que dans le cas de la coupe à blanc. Après ces cinq ans, il y avait sept fois plus de semis d'épinette dans les parcelles soumises au procédé de microtrouées et au jardinage par pied d'arbre, et dix fois plus de semis de sapin subalpin que dans les parcelles coupées à blanc. Le principal facteur limitatif à la présence de régénération naturelle des deux espèces dans la parcelle de coupe à blanc semblait être la disponibilité des semences. Dans les parcelles de coupe par microtrouées et de coupe de jardinage par pied d'arbres, les épinettes ont eu du mal à se régénérer, en raison du manque de semences et du sol minéral exposé.

Lors d'essais en laboratoire, la germination des semences d'épinette blanche a été presque annihilée par des températures inférieures à 7,2 °C et supérieures à 35 °C (Fraser, 1971). Toutefois, si on accepte que l'émergence de la radicule constitue un signe de germination, les semences d'épinette blanche peuvent germer à 1,7 °C lors d'une stratification à long terme (MacArthur et Fraser, 1963). De plus, le processus de germination ne démarre que lorsque les graines sont imbibées d'eau, il faut donc qu'il y en ait. Le moment où la germination s'achève et le début de la croissance survient est extrêmement difficile à déterminer (Mayer et Poljakoff-Mayber, 1963). Il peut même être impossible. La germination passe par une série d'étapes, transformant une graine dormante, à faible teneur en eau, en une graine active, prête à donner naissance à un embryon.

6.1.2 Pratiques d'aménagement

Les guides de classification des sites, comme ceux proposés par Corns et Annas (1986), Jones et coll. (1983) ou DeLong (1988), permettent d'extrapoler l'expérience locale à des sites similaires. Cependant, les influences propres au site sur la régénération peuvent l'emporter sur les

principales unités du site, telles qu'elles ont été définies par les systèmes de classification des sites (Navratil et coll., 1991).

Option 1 – Coupe à blanc et attente

La récolte conventionnelle par coupe à blanc est relativement simple. Tous les arbres d'un bloc de coupe sont abattus et rassemblés en grappes alignées dans le sens du débardage. Un débardeur traîne ensuite ces grappes jusqu'à l'aire d'empilement la plus proche. Le conducteur d'abatteuse-empileuse se concentre sur la largeur de l'andain, le nombre d'arbres dans un empilement et l'alignement de ce dernier. Si l'équivalent d'un périmètre d'arbres est abattu pendant la journée, l'exploitation de nuit peut se poursuivre sans risque d'intrusion au-delà du bloc. La productivité de l'équipement est ainsi maximisée, puisque chaque unité peut fonctionner de manière autonome.

La longévité de l'épinette blanche et sa capacité à survivre à des conditions défavorables pendant de longues périodes produiront, dans certains cas, une certaine régénération naturelle. Toutefois, ce n'est pas inévitable; de vastes étendues de forêts mixtes dont on avait exploité l'épinette blanche au début du siècle sont maintenant principalement composées de trembles (Cullen, 1993). Dans l'ensemble de son aire de répartition, jusqu'à ces dernières décennies, la récolte de l'épinette blanche était une opération de « calibrage » qui consistait à abattre les plus gros arbres marchands, ceux dont le diamètre à hauteur de poitrine était compris entre 25 et 30 centimètres. Cette méthode éliminait presque tous les arbres en mesure de produire des graines. La justification de cette pratique, si elle avait été offerte, aurait été l'hypothèse selon laquelle l'épinette blanche résiduelle réagirait au dégagement, puis, avec la régénération naturelle des arbres dégagés, fournirait en temps voulu une autre récolte. En Colombie-Britannique intérieure, on ne s'attendait pas à la seconde récolte avant au moins 100 à 120 ans après la première (Pogue, 1949; Glew, 1963). Dans le centre et l'est du Canada, l'écrémage et la « coupe à blanc commerciale » des conifères ont laissé de vastes zones mal régénérées ou principalement peuplées de mauvaises herbes. Le développement vigoureux de la strate arbustive dans les forêts mixtes a entravé la régénération naturelle de l'épinette blanche (Candy, 1951; MacLean, 1960).

La régénération naturelle n'a pas suffisamment bien fonctionné sur les parterres de coupe de Colombie-Britannique pour qu'on envisage d'utiliser cette méthode pour gérer la régénération des épinettes. Cette méthode a donc été abandonnée. On ne s'attend pas à ce que plus de 20 % des peuplements dominés par des épinettes coupés à blanc deviennent suffisamment boisés par régénération naturelle (Kuhnke, 1989). Des conclusions similaires ont été tirées dans toute l'aire de répartition.

L'épinette d'Engelmann, au moins, a réussi à se régénérer naturellement sur un sol minéral ombragé, dans de petites ouvertures de 1 à 2 ha, exposées au nord (Alexander, 1974). Sur de tels lits de germination, l'ouverture maximale de la coupe à blanc susceptible de se repeupler naturellement n'a pas dépassé 150 m de diamètre (Alexander et Edminster, 1980). Un objectif de densité relative de 1 976 semis/ha devait être atteint en cinq ans. Il aurait pourtant peut-être fallu plus qu'une bonne année semencière (Alexander, 1974). Les lits de germination non scarifiés et non ombragés dans les petites ouvertures de coupe à blanc exposées au nord

risquent de rester insuffisamment régénérés, même 20 ans après. La régénération naturelle des petites ouvertures exposées au sud sera probablement sporadique, quel que soit le traitement cultural, puisqu'elles n'auront pas d'ombre. Les faces orientées vers le sud doivent être coupées en bandes afin d'éviter que la largeur d'une coupe à blanc ne dépasse 60 mètres, sinon elle ne se régénérera pas adéquatement (Alexander et Edminster, 1980).

Option 2 – Coupe par bandes

La récolte de blocs de coupe, où seulement une partie des arbres est enlevée, diffère de la coupe à blanc (Sauder, 1995). Premièrement, il faut prévoir des sentiers permettant l'accès de la machinerie d'abattage, de débardage ou de transport. Ils doivent aussi être soigneusement localisés pour assurer la qualité et la densité relative des arbres restants. Deuxièmement, la machinerie doit éviter d'endommager les arbres qui restent. Les autres désirs sont décrits par Sauder (1995).

La pénurie de semences et le manque de lits de germination ont été identifiés comme étant les principales causes du manque de succès de l'option 1. En Colombie-Britannique et en Alberta, on a essayé une méthode alternative : la coupe par bandes alternées (Butt, 1988a). Il était attendu que la plus grande source de semences provenant d'arbres non coupés entre les bandes coupées et la perturbation du parterre forestier associée augmenterait la quantité de régénération naturelle. Mais on a coupé les arbres jusqu'à un diamètre minimal dans les bandes. De plus, comme les gros arbres de la partie non coupée de la coupe par bandes se sont souvent révélés trop tentants, on les a aussi coupés (Coates et coll., 1994), éliminant ainsi les arbres qui auraient autrement constitué la principale source de semences.

Une conséquence malheureuse de l'éclaircie par bandes est que les populations de dendroctones du pin ont augmenté. Les rémanents ombragés de la coupe initiale, ainsi qu'une augmentation du nombre d'arbres renversés par le vent dans les rideaux d'arbres, ont créé des conditions idéales pour le coléoptère (Dyer et Taylor, 1971).

Option 3 – Scarifiage

On a souvent remarqué que la régénération naturelle était concentrée sur les sols minéraux exposés. Le recours au scarifiage (exposition du sol minéral) permet généralement d'obtenir des taux de survie acceptables, p. ex., dans le district forestier de Prince George, en Colombie-Britannique. C'est encore plus vrai lorsqu'on profite d'une bonne année semencière (McMinn et Dobbs, 1972). En théorie, le scarifiage devrait être fait sur les deux côtés de la coupe par bandes, soit sur la partie coupée et non coupée (rideaux d'arbres). L'abattage hivernal des rideaux d'arbres compléterait la coupe lorsque la régénération sera en place. Dans ce district, seulement une faible proportion des peuplements coupés en bandes ont été abattus; on n'a que rarement procédé au deuxième abattage visant à récolter les rideaux d'arbres (Coates et coll., 1994), surtout, sans doute, là où de gros arbres avaient été prélevés dans le rideau d'arbres lors du premier abattage.

Malheureusement, le scarifiage crée souvent autant de problèmes qu'il n'en résout. En effet, la diminution inévitable de l'épaisseur de la zone d'enracinement sur de nombreux sites compromet les relations entre les éléments nutritifs et l'humidité, ainsi que la stabilité, en particulier lorsque la profondeur d'enracinement est déjà limitée par la compaction ou par une

nappe phréatique élevée. De plus, la régénération sur les bandes sacrifiées est souvent affectée par des problèmes d'ombrage, d'étouffement et de pression de la neige en raison de la croissance accrue des mauvaises herbes, qui se penchent vers l'intérieur des bords de bandes. La chlorose foliaire, communément développée par la régénération des conifères sur les bandes scarifiées, reflète généralement un stress nutritif causé par l'appauvrissement de la fertilité dans la zone d'enracinement. Ce stress est souvent renforcé par la rupture des racines causée par le soulèvement du gel. De plus, l'eau accumulée dans les creux des sillons formés par le scarifiage est préjudiciable à la régénération.

On a étudié l'efficacité du feu et d'une variété d'équipements de scarifiage mécanique pour créer des lits de germination favorables à l'établissement de l'épinette blanche dans les sites coupés insuffisamment reboisés. L'étude a été réalisée à la station expérimentale forestière de Kananaskis, en Alberta (Crossley, 1955a). On a brisé et réduit la concurrence de la strate herbacée qui s'était développée sur les parterres forestiers à forte teneur en calcaire dans cette région forestière subalpine. Cette opération a été rendue possible grâce à la préparation du site destiné à l'ensemencement, que ce soit naturel ou artificiel. Selon les pièges à semences, l'ensemencement naturel dans la zone d'étude s'est fait avec 138 000 semences par hectare. On a semé des semences présentant une viabilité de 55 %, mais à 25 fois ce pourcentage. Quatre carrés de chaque bloc ont ensuite été protégés du passage des oiseaux et des rongeurs par un grillage. Ce dernier a été retiré au printemps suivant. Les résultats, après 5 ans, montrent l'ampleur de la mortalité subie (tableau 6.5).

Le tableau 6.3 montre que le « compacteur à poinçons » conçu localement est semblable au compacteur à pieds de mouton utilisé dans la construction des routes. Il a percé l'humus jusqu'au sol minéral, créant ainsi de nombreuses petites dépressions, tout en raffermissant le sol de surface par son poids. Ces dépressions servent de lits de germination individuels. Dans le compacteur à poinçons verrouillé, un levier placé en travers du cadre a bloqué une série de poinçons, empêchant ainsi l'action de roulement. La série inférieure de poinçons a donc déchiré la surface du sol plutôt que d'y creuser des dépressions. L'expression « chenilles pivotantes » désigne l'utilisation d'un tracteur à chenilles qui avance avec une chenille bloquée, ce qui fait qu'il tourne sur lui-même. Les plaques de nivellement déchirent alors le parterre forestier, exposant le sol minéral nu. Les chenilles étaient verrouillées en alternance.

Tableau 6.5. Taux de germination, de mortalité et de survie de l'épinette blanche après diverses techniques de scarifiage et d'ensemencement, à la fois artificiel et naturel, sur des sites insuffisamment boisés en Alberta subalpine (d'après Crossley, 1952b).

	Germination (nombre/ha)		Mortalité (%)		Survie (nombre/ha)	
Traitement	**artificiel**	**naturel**	**artificiel**	**naturel**	**artificiel**	**naturel**
Disque Athens	670 000	0	91,3	–	59 000	–
Brûlé + disque Athens	692 800	0	87,7	–	85 200	–
Compacteur à poinçons verrouillés	407 500	7 410	83,6	100	66 700	0
Disque Athens + compacteur à poinçons	1 160 000	25 900	81,5	57,1	215 000	11 000
Brûlé	733 500	3 700	94,9	100	37 000	0
Bulldozer	2 375 000	11 000	79,6	100	485 500	0
Chicot	459 500	3 700	97,6	0	11 000	3 700
Brûlé, chenilles pivotantes	1 578 500	44 500	71,1	100	455 500	0
Témoin 1	52 000	0	71,4	–	15 000	–
Compacteur à poinçons	22 000	0	100	–	0	–
Brûlé, Compacteur à poinçons	1 178 000	7 500	78,6	100	252 000	0
Chenilles pivotantes	267 000	7 500	56,9	50	115 000	3 700
Témoin 2	7 500	3 700	100	100	0	0

Après cinq ans, la densité relative résultant de l'ensemencement naturel est passée de 36 % à 0 %, tandis que celle résultant de l'ensemencement artificiel a varié entre 90 % et 28 %. Le nombre de semis issus de l'ensemencement artificiel a fluctué entre 5 557 et 865 semences par hectare (Crossley, 1955b). Le scarifiage a favorisé l'installation de la régénération de l'épinette; plus le sol minéral était dénudé et compacté, mieux étaient les résultats au départ de la germination. Cependant, la mortalité ultérieure (57 à 100 %) après les cinq premières années était difficile à attribuer à la nature du lit de germination. Le gel a causé des dommages importants aux semis pendant les trois premières années, dans tous les quadrats où le sol minéral avait été exposé. Les pertes causées par ce phénomène ont atteint leur maximum au printemps suivant la germination, mais elles ne se sont pas arrêtées avant le quatrième printemps, époque où la litière avait suffisamment protégé les semis, ce qui leur a permis de développer un système racinaire plus résistant au soulèvement.

Procéder au scarifiage autrement que par décapage (McMinn et Hedin, 1990; Örlander et coll., 1990) pourrait éviter une grande partie des désavantages de cette méthode.

Option 4 — Coupes partielles (a) — Systèmes de coupes avec réserve de semenciers

La coupe partielle exige la conservation de suffisamment d'épinettes blanches stables et matures pour produire la quantité de semences nécessaire à la réalisation des objectifs d'aménagement, compte tenu de la taille et de la disponibilité des lits de germination.

Les résultats souhaités dépendent du nombre d'arbres semenciers par unité de surface. Ce nombre varie en fonction de la taille des cimes, de la production de semences, de la nature du

lit de germination et du moment où il offre les meilleures conditions. Dans certains cas, 15 tiges/ha peuvent suffire (Quaite, 1956, cité par Lees, 1970a), alors que 25 ou plus sont nécessaires dans d'autres (Zasada, 1972). Le déclin rapide des conditions favorables à la germination justifie l'importance de préparer les lits de germination en fonction des bonnes années semencières. Exposer le sol minéral par scarifiage produit des conditions beaucoup plus favorables à la germination des semences d'épinettes blanches que si le sol n'est pas scarifié. En climat boréal, étant donné la vulnérabilité de l'épinette blanche au gel printanier (Sutton, 1992), tous les arguments sont bons pour conserver un couvert supérieur et moyen suffisant qui aidera à atténuer les dommages.

Au Manitoba, sur le mont Duck, on a observé en 1947, dans les zones exploitées en hiver entre 1935 et 1940, que la régénération de l'épinette blanche était moins présente là où on avait laissé des arbres semenciers (coupes avec réserve de semenciers) (Bedell, 1948). La période et la méthode d'exploitation forestière ont fait en sorte que le sol minéral a été exposé au minimum. Presque tous les semis se sont donc retrouvés sur des souches ou des troncs pourris. De plus, la plus grande exposition au vent desséchant dans les zones de semenciers, comparativement aux zones de coupes progressives, peut expliquer la moins bonne performance de l'épinette blanche dans ces zones. Le déracinement récurrent par le vent dans les coupes avec réserve de semenciers du centre-nord de la Colombie-Britannique a été un facteur important dans la décision de procéder à de la coupe à blanc dans les forêts d'épinettes de cette région (Benskin, 1975).

Option 5 — Coupe partielle, (b) — Systèmes de coupes progressives

Les systèmes de coupes progressives comportent généralement moins de trois coupes partielles. La coupe finale est exécutée lorsque la régénération naturelle est suffisante. Le système de coupe progressive est généralement mis en place sous la forme d'une coupe progressive en deux étapes. La première est une coupe de régénération initiale (semence), la seconde une coupe de récolte finale. Pour les peuplements âgés de moins de 100 ans, une légère coupe préparatoire peut s'avérer utile (Zasada, 1972). Une série de coupes intermédiaires espacées de 10 à 20 ans a été recommandée pour un aménagement intensif des peuplements (Alexander, 1987).

Au Manitoba, sur le mont Riding, Waldron (1966) a réussi à créer des « conditions idéales » pour la régénération de l'épinette blanche sur des sites frais et humides où on avait effectué une coupe progressive. Il a ainsi procédé au scarifiage du sol par décapage afin de créer des lits de germination en sol minéral. Même sans scarifiage, une coupe progressive pratiquée sur le mont Duck, au Manitoba, a permis d'obtenir une régénération naturelle de l'épinette blanche plus efficacement qu'avec des coupes avec réserve de semenciers (Bedell, 1948).

D'un point de vue écologique, le système de coupes progressives offre des conditions optimales à la régénération naturelle de l'épinette blanche (Day, 1970; Coates et coll., 1994). La coupe de régénération permet de bien répartir les semences des diverses sources, qui sont toujours « capables de fournir des semences adéquates » même lors d'années semencières pauvres (Day, 1970). Le système de coupes progressives élimine les arbres indésirables tout en créant des micro-environnements favorables à la germination et à la survie des semis d'épinette

blanche. En effet, le lit de germination a besoin de suffisamment de lumière pour assurer la survie et la croissance des semis. Ces derniers sont ainsi protégés des extrêmes du gel, de l'exposition et des mauvaises herbes, dont la croissance n'est pas inutilement stimulée. Il n'y avait pas beaucoup de doutes quant à la supériorité de la régénération obtenue dans la coupe progressive de Day (1970) par rapport aux résultats antérieurs de régénération sur les coupes à blanc adjacentes de Day et Duffy (1963). L'exposition climatique est probablement responsable d'une grande partie, voire de la majorité, de la mortalité post-exploitation de la reproduction avancée, qui manque d'aiguilles de soleil et de racines adéquates (Day, 1963 a, b).

Le succès de reproduction de l'épinette d'intérieur obtenu après la coupe progressive uniforme de Day (1970) est attribuable à l'abondance de semences, ainsi qu'à des environnements adéquats pour la germination et la croissance qui ne sont pas soumis à un chauffage et à un séchage excessifs du lit de germination. La suppression de 30 % de la surface terrière commerciale du peuplement a permis de réduire efficacement la concurrence des racines, d'augmenter la quantité de lumière au sol forestier et les semis qui y sont, ainsi que de réchauffer jusqu'à un certain point la zone d'enracinement des semis. Trois ans après la coupe, la régénération d'épinette d'intérieur avait augmenté et poussé de manière significative. Les semis étaient plus nombreux dans les moitiés de blocs qui avaient été scarifiées après la coupe progressive, mais leur croissance en hauteur était légèrement inférieure à celle des semis dans les blocs non scarifiés.

La suppression définitive de l'étage dominant a lieu lorsque les jeunes épinettes juvéniles sont bien établies et prêtes à croître rapidement. Cette intervention leur donne un bon départ par rapport à la concurrence.

Cependant, d'un point de vue opérationnel ou économique, le système de coupes progressives présente des inconvénients. Les coûts de récolte sont plus élevés; les arbres laissés pour une deuxième coupe peuvent subir des dommages durant la coupe de régénération ou lors des opérations d'extraction connexes; le risque de chablis est augmenté, ce qui menace les arbres semenciers; les dommages causés par les scolytes pourraient s'accentuer; la régénération pourrait être endommagée durant la dernière coupe et lors des opérations d'extraction connexes; la difficulté de tout préparatif du site serait accrue, et des dommages accidentels à la régénération pourraient survenir lors de n'importe quelle opération de préparation du site (Day, 1970; Zasada, 1972; Alexander, 1973, 1987; Baldwin, 1977).

Les essais de régénération d'épinettes blanches et d'épinettes d'Engelmann en Amérique du Nord varient en ce qui a trait aux quantités et aux proportions d'arbres enlevés lors de la coupe de régénération. Plusieurs facteurs influencent les décisions concernant les volumes, le calendrier et les méthodes d'exploitation : la composition, la densité et l'âge des peuplements, le risque de chablis et les considérations économiques.

Lors d'une coupe de régénération, le sylviculteur doit trouver le bon équilibre entre la préservation d'un nombre suffisant d'arbres producteurs de semences, convenablement répartis, afin que la régénération soit adéquate, et l'extraction d'une quantité d'arbres suffisante pour assurer la rentabilité. Plus les risques perçus sur un site donné sont élevés, plus le nombre d'arbres producteurs de semences à conserver est important. Au Colorado, il a été

recommandé de conserver entre 50 et 110 tiges/ha d'épinette d'Engelmann dominante et codominante après la coupe de régénération (Alexander et coll., 1982). Le nombre maximal est supérieur au strict minimum requis pour la production de semences, mais sert également d'assurance contre le vent.

Cependant, si on en conserve trop, le développement de la régénération sera retardé (Waldron, 1966). On a proposé diverses directives, p. ex., réduire la surface terrière totale du peuplement entre 9 et 14 m^2/ha tout en conservant au moins 5,7 m^2/ha d'épinettes (Waldron, 1966; Zasada, 1972). Dans un peuplement principalement résineux âgé de 40 à 50 ans au Nouveau-Brunswick, la rétention de 60 % de la surface terrière initiale de 42 m^2/ha en épinettes (espèce non identifiée) et en sapins de plus de 12,5 cm de dhp a entraîné une plus grande régénération des épinettes que la rétention de 80 % de la surface terrière (Baldwin, 1977). Dans le Maine, 66 % de la surface terrière initiale de 39 m^2/ha, dont 57 % d'épinettes rouges et blanches et de sapins baumiers, ont été retenus en 1957. La récolte finale en 1967 a donné, en 1971, une régénération dont 6 % seulement étaient des épinettes. En Saskatchewan, la régénération s'est bien développée sur un peuplement réduit à 17 m2/ha de superficie terrière (Waldron, 1966).

Les arbres qui subsistent après la coupe de régénération ne rempliront leur fonction principale que s'ils produisent des graines. Les cônes sur l'arbre, les amas d'écailles de cônes à sa base et les cimes dans les classes dominantes ou codominantes sont des indicateurs pertinents pour identifier les bons candidats à la conservation (Zasada, 1972; Alexander, 1987). Les arbres conservés qui s'effondrent ne continueront pas non plus à produire des semences. La coupe de régénération devrait donc être effectuée en fonction de l'expérience locale du comportement du vent afin de réduire le risque de dommages. Les dommages causés aux arbres par le vent sont souvent associés à la topographie vallonnée et à l'hétérogénéité du couvert, p. ex., les bordures et les ouvertures (Finnigan et Brunet, 1995).

L'enlèvement d'arbres lors d'une coupe de régénération augmente le risque de chablis. En effet, les forces exercées par le vent sur les arbres restants seront accrues par l'augmentation des vitesses du vent, car le couvert est plus ouvert, et par l'amortissement moindre du balancement des arbres causé par l'augmentation des distances par rapport aux voisins. On peut appliquer la British Windthrow Hazard Classification (Quine, 1995) aux coupes forestières au Canada. L'enlèvement de 40 % de la surface terrière d'un peuplement de résineux âgé de 50 ans, établi au fond d'une vallée du Nouveau-Brunswick, n'a pas entraîné de pertes attribuables au vent (Baldwin, 1977).

Une fois que les épinettes résiduelles ont rempli leur rôle de semenciers et que leur régénération est assurée, il faut les couper pour éviter qu'elles entravent le développement de la régénération (Day, 1964; Zasada, 1972). Dans une coupe progressive, il faut préserver au moins une partie des arbres lorsqu'il n'y a pas assez de couverture pour assurer la survie des jeunes plants. Cela permettrait de retarder la deuxième coupe, le temps que les jeunes pousses atteignent la taille nécessaire pour résister aux dommages causés par l'exploitation forestière et pour rivaliser avec la repousse des mauvaises herbes. Le moment où on retire la deuxième coupe dépend de la progression de la régénération ainsi que de la diminution des conditions favorables à la germination des semences. Dans la plupart des cas, la majorité de la

régénération est obtenue dans les quelques années qui suivent la coupe de régénération. Par la suite, les conditions des lits de germination deviennent généralement moins favorables.

Si trop peu de semis germent avant que les conditions des lits de germination ne se détériorent et si ce n'est pas la quantité de semences qui est en cause, on peut « rafraîchir » les lits de germination en procédant à une seconde préparation du site. On peut aussi tout simplement laisser tomber l'option de la coupe progressive.

Les dommages causés à la régénération pendant la récolte des arbres de l'étage dominant seront minimisés grâce à une opération hivernale, lorsque les semis sont, dans une certaine mesure, protégés par la couverture de neige. Les sites régénérés excessivement pourraient bénéficier de l'abattage estival (Zasada, 1972).

En 1960, dans le cadre d'une opération visant à maximiser le nombre de semis plutôt qu'à régénérer le peuplement, on a laissé sur pied toutes les épinettes blanches d'un peuplement remarquable sur un loam limoneux fertile près de la rivière Pagwa, dans la région boréale de l'Ontario. On a ensuite tout fait pour éliminer la plupart des autres végétaux et exposer le sol minéral (Sutton, 1968). La régénération naturelle prolifique a permis de prélever un grand nombre de semis pour en faire du matériel de reproduction.

Option 6 — Coupe partielle, (c) — Systèmes de futaie jardinée

Le système de futaie jardinée sert à créer une structure de peuplement irrégulière. Le jardinage permet de maintenir une couverture forestière continue si les considérations esthétiques ou environnementales l'emportent sur d'autres considérations de gestion. Weetman et Vyse (1990) ont préféré le système de futaie jardinée à celui des coupes progressives pour régénérer les vieux peuplements d'épinettes d'Engelmann et de sapins subalpins (ESSA) du sud de la Colombie-Britannique. Dans la plupart des régions, l'abattage d'arbres sélectionnés favorise davantage la régénération du sapin que celle de l'épinette, plus exigeante en lumière (Glew, 1963; Alexander, 1987; Coates et coll., 1994). Dans certaines zones, on peut s'attendre à ce que la futaie jardinée favorise l'épinette par rapport aux espèces de feuillus moins tolérantes (Zasada, 1972) ou au pin tordu latifolié (Coates et coll., 1994).

Les peuplements d'épinettes et de sapins du Michigan soumis aux coupes de jardinage devraient être exploités sur des cycles de coupe courts, si possible. Sur des sites mésiques, on peut effectuer des coupes de 25 à 50 % du volume commercialisable, avec des cycles de coupe variant entre 10 et 20 ans. On doit marquer les arbres d'un peuplement destiné à la coupe de futaie jardinée. Comme nous ne souhaitons pas qu'une forte proportion de feuillus se retrouve dans un type forestier composé d'épinette blanche, de sapin baumier et de bouleau à papier, il est préférable de ne pas abattre le tremble, car celui-ci a tendance à produire des rejets après avoir été coupé, sauf si la coupe est très légère et laisse assez de couverture pour éviter le développement de ces rejets. L'ombre projetée par des peuplements denses, dont 25 % des tiges marchandes ont été enlevées, suffit quand même à empêcher le drageonnement du tremble.

En Colombie-Britannique, on a tenté d'obtenir une régénération naturelle d'épinettes blanches en procédant à une première coupe jardinatoire de tous les arbres dont le diamètre était

supérieur à un certain seuil. La deuxième coupe visait les arbres résiduels de l'étage dominant et les arbres de régénération préétablis (Addison, 1966). Cependant, les mauvais résultats et les dommages accrus subis par les arbres restants après le remplacement des chevaux de trait par des machines ont entraîné l'abandon de ce mode de coupe.

Dans le procédé de coupe avec réserve de semenciers d'épinette blanche, on doit tenir compte de la périodicité irrégulière de production des semences.

6.1.3 Banque de semences

Les semences enfouies dans les forêts de conifères sont généralement sans conséquence pour la régénération de l'épinette. Dans un peuplement mixte brûlé au nord de la Saskatchewan, la banque de semences contenait 371 semences/m^2, principalement d'espèces de Carex. Parmi celles-ci, 14,1 % étaient des épinettes blanches (Archibold, 1989).

Le phénomène des semences qui restent en dormance dans le sol est bien connu et bien documenté (Hills et Morris, 1992). Il y a peu d'informations détaillées sur le rôle de ces « banques de semences » qui couvrent le territoire du nord de l'Ontario. De plus, il faudrait réaliser davantage de recherches pour connaître les espèces et l'abondance des semences présentes dans le sol de différents types de forêts, et pour comprendre la fonction de la banque de semences dans la dynamique de la végétation après une perturbation. On présente ci-dessous des tableaux de comparaison entre la densité et la diversité des semences entre les types de forêts boréales et les types de forêts de feuillus, suivis de discussions sur les recherches effectuées. Les discussions portent sur : (1) la dynamique des banques de semences; (2) la physiologie des semences dans une banque de semences; (3) les banques de semences des forêts boréales et des forêts de feuillus; (4) la dynamique et la succession des banques de semences; (5) les recommandations pour une étude des banques de semences dans le nord de l'Ontario.

6.1.4. Semences nécessaires à l'obtention d'un semis

Dans leur première année, plusieurs plants meurent, la sécheresse étant la principale cause; les racines n'ont pas assez grandi pour maintenir un contact avec un sol suffisamment humide afin d'empêcher le développement d'un stress hydrique mortel. Cependant, de manière quelque peu paradoxale, Eis (1967a) a observé que, sur des lits de germination minéraux et de litière, la mortalité des semis est plus importante dans les habitats humides (alluvions et *Aralia* – *Dryopteris*) que dans les habitats secs (*Cornus* – mousses). Il a fait remarquer que, dans les habitats secs, les semis survivants semblaient avoir de bien meilleures chances de survie après la première saison de croissance que ceux des habitats froids ou humides. Dans ces derniers, le soulèvement par le gel et la concurrence de la végétation inférieure deviennent des facteurs importants au fil des années. La mortalité annuelle documentée par Eis (1967a) est instructive (tableau 6.6).

Tableau 6.6. Mortalité annuelle des semis d'épinette blanche, en pourcentage de la survie de l'année précédente, sur des lits de germination de sol minéral (min) et de litière (Lit) (d'après Eis, 1967a).

	Semences viables germées (%)		Mortalité annuelle (%)							
			1re année		2e année		3e année		4e année	
Habitat	**Min**	**Lit**	**Min**	**Lit**	**Min**	**Lit**	**Min**	**Lit**	**Min**	**Lit**
Alluvium	47	5	34	99	39	46	27	33	12	20
Aralia–*Dryopteris*	49	4	30	92	36	34	18	24	9	18
Cornus–mousses	37	3	46	95	28	16	7	4	1	1

Outre l'approvisionnement en semences, les conditions de germination dans le lit sont le facteur clé qui détermine la régénération. Un sol minéral exposé est beaucoup plus favorable qu'une litière sur un parterre forestier non perturbé. Par exemple, Eis (1967a) a observé que, dans un sol minéral, sept à neuf semences viables d'épinette blanche donnaient lieu à un semis établi, alors qu'il en fallait environ 1 000 pour qu'un seul semis s'établisse sur un lit de germination sur litière. Le nombre de semences nécessaires pour produire un semis peut être présenté comme un rapport semences : semis.

Dans le centre du Colorado, sur des lits de germination sur un sol minéral ombragé et orienté vers le nord, le rapport semences : semis de l'épinette d'Engelmann était en moyenne de 18 : 1 pour la première année, puis de 32,1 pour la cinquième. En revanche, lorsque les lits de germination étaient non ombragés et non préparés, le rapport était en moyenne de 750 : 1 pour la première année, sans qu'aucun semis ne survive jusqu'à la cinquième. (Alexander, 1984, 1987.) En Colombie-Britannique, près de Prince George, le rapport semences : semis d'épinette blanche a été, en moyenne, de 26 : 1 à la fin de la première saison de croissance. Les lits de germination ombragés orientés au nord ont donné de meilleurs rapports (21 : 1) que ceux orientés vers le centre et le sud-ouest (33 : 1) (Dobbs, 1976b). Le rapport semences : semis d'épinette blanche sur des lits de germination fraîchement scarifiés est passé de 4 : 1 à 16 : 1 en seulement deux ans, les conditions favorables diminuant avec le développement des mousses et l'accumulation de litière.

Une étude à grande échelle sur les rapports semences : semis d'épinette d'Engelmann menée au Colorado (Noble et Ronco, 1978) a révélé que ceux-ci étaient affectés par la situation géographique, la distance par rapport au bois sur pied et les conditions météorologiques. Les rapports les plus faibles ont été observés après la première année, soit 60:1, et chez des semis âgés de 4 à 13 ans, soit 926:1. Les rapports vont jusqu'en 2066 : 1 pour la première année, 20 809 pour les semis établis âgés de 4 ans ou plus. Des rapports faibles la première année ne se traduisent pas toujours par des ratios faibles plus tard, et des lits de germination aux conditions très favorables la première année peuvent rapidement être submergés par la végétation concurrente.

Prochnau (1963) a observé, 4 ans après l'ensemencement, que 14 % des semences d'épinette blanche, semées dans un sol minéral, avaient donné naissance à des plants vivants, avec un

rapport semences : plants de 7,1 : 1. Dans le cas de l'épinette d'Engelmann, Smith et Clark (1960) ont obtenu les rapports suivants : 21 : 1 pour les semences à plants moyens à la 7^{e} année sur des lits de germination scarifiés sur des sites secs, 38 : 1 sur des sites humides, et 111 : 1 sur des lits de germination sur litière.

En général, on peut s'attendre à ce qu'un sol minéral récemment exposé absorbe entre 4 et 29 semences d'épinette blanche pour qu'une d'entre elles produise un semis (Eis, 1967b; Horton et Wang, 1969; Dobbs, 1976b; Zasada et coll., 1978; Gardner, 1980). Selon Stewart et coll. (2000), sur des parcelles scarifiées, le nombre de semences nécessaires pour produire un semis vivant après trois saisons de croissance varie entre 15 et 37, et même jusqu'à 68 sur un site. Sans scarifiage, l'établissement des semis était « presque nul », malgré une forte production de semences lors de la première année de l'étude.

L'influence du scarifiage du parterre forestier sur la régénération de l'épinette blanche dans les forêts mixtes a fait l'objet d'une étude de Rowe (1955). Ce dernier a procédé à un scarifiage du sol d'un peuplement mixte mature ouvert situé dans la zone de recherche du Mont-Riding, au Manitoba. La surface terrière du peuplement se composait presque entièrement d'épinette blanche et le tremble et la densité du couvert a été estimée à 57 %. En 1947, sur des bandes labourées à intervalles de 20 m sur 36 ha, 900 parcelles de 0,5 m^2 chacune ont été établies et un nombre égal de parcelles de la même taille ont été établies sur le parterre forestier adjacent non perturbé. Le tableau 6.7).

Tableau 6.7. Nombre de nouveaux semis d'épinette blanche établis annuellement pendant les quatre années suivant le scarifiage et sur le parterre forestier non perturbé (d'après Rowe, 1955).

	Année d'établissement			
Lit de germination	**1948**	**1949**	**1950**	**1951**
Parcelles scarifiées	750	9,317	13	37
Parterre forestier non perturbé	200	3,760	8	20

Ces comptages correspondent étroitement aux évaluations de la production de semences des années précédentes, effectuées sur la base d'estimations visuelles de la production de cônes. La production était moyenne en 1947, importante en 1948, mais faible ou nulle en 1949 et 1951. Trois ans plus tard, la mortalité des germinats (graines en cours de germination) s'élevait à 80 % sur les parcelles scarifiées, et à 90 % dans le parterre forestier non perturbé. La mortalité a été la plus élevée durant la période allant de septembre à mai, principalement causée par l'étouffement par les feuilles de peuplier. Dans les parcelles scarifiées, la majorité des semis avaient poussé leurs racines dans le sol minéral, même si plusieurs ont survécu là où le disque du scarificateur n'avait gratté qu'une fine couche d'humus. Indépendamment des conditions d'humidité, la survie a été meilleure sur les pentes que sur les fonds plats des sillons qui recueillent les feuilles. Lorsqu'on a regroupé les parcelles en régénération par classe d'humidité, on a observé une augmentation du nombre moyen de semis par parcelle. Ce nombre est passé de 3 dans la classe sèche à 5 dans la classe humide. Toutefois, aucune des

parcelles sèches ne comptait plus de 5 semis, tandis que moins de 25 semis occupaient certaines des parcelles humides et très humides.

Après l'exposition du sol minéral, le nombre de semences augmente à mesure que d'autres végétaux envahissent le lit de germination et que la litière s'y accumule. Les lits de germination organiques, autres que le bois très pourri, sont moins favorables, puisqu'ils nécessitent 500 ou 1 000 semences pour produire un semis (Eis, 1967b). Cependant, des semis apparaissent souvent sur ces lits de germination, même après la chute des semences, dans les coupes à blanc comme dans les coupes progressives (Wurtz et Zasada, 1987; Putman et Zasada, 1986).

La durée des conditions favorables à la germination des semences dépend du degré et du rythme de développement de la concurrence végétative. Les conditions dans les écosystèmes mésiques et secs sont favorables plus longtemps que celles des sites fertiles humides, où la repousse végétative est vigoureuse (Eis et Inkster, 1972). Arlidge (1967) a étudié 17 écosystèmes humides de 17 zones de coupe à blanc et de coupe par bandes dans la zone SBS près de Prince George, en Colombie-Britannique, où des lits de germination avaient été préparés mécaniquement et ensemencés artificiellement 0, 1, 2, 3 et 4 ans plus tard. La densité relative a surtout été insatisfaisante chez les semis plantés plus d'un an après le scarifiage, et même entre les semis de l'année 0 et ceux de l'année 1, où le taux de semis est passé de 50,5 à 32,8 %. La survie des semis a été meilleure dans les grands lits de germination que dans les petits, et les conditions dans les grands lits ont persisté plus longtemps que dans les petits, comme cela était prévisible. Le développement de la concurrence des graminées accélère le déclin des conditions favorables d'un lit de germination (Lees, 1970b).

Dans le cadre d'une étude menée en Alaska intérieur sur la régénération, les lits de germination ont conservé les conditions favorables à l'épinette pendant cinq ans après l'exposition du sol minéral, l'accumulation de litière et de mousses ayant fait passer la superficie de sol minéral exposé de 85 % à 3 % (Zasada et coll., 1978).

Coates et coll. (1994) ont résumé le succès global d'un environnement de régénération de cette manière : c'est une probabilité de régénération dérivée d'estimations séquentielles de la probabilité de succès à chacune des phases du processus de régénération, depuis la production et la dispersion des graines, en passant par leur viabilité, leur prédation et leur germination, jusqu'à leur survie et leur établissement. Ils ont présenté un exemple hypothétique de comparaison de la probabilité de réussite de la régénération naturelle de deux régimes sylvicoles (coupe à blanc ou coupe progressive) appliqués au même site (tableau 6.8).

Tableau 6.8. Exemple de probabilités de régénération naturelle de l'épinette d'intérieur. Il s'agit d'un exemple hypothétique comparant la régénération attendue sur une grande coupe à blanc à celle d'une coupe progressive sur le même site après une année de forte production de semences. Les probabilités ont été tirées de la documentation (d'après Coates et coll., 1994).

		Probabilité	Nombre de semences ou de semis		
Système de régénération	**Phase de régénération**		**/m²**	**/ha**	**Référence**
Grande coupe à blanc	production de semences (peuplement non coupé)	1	1 000	10 000 000	Dobbs 1976b, Zasada 1985
	dispersion de semences	0,02	20	200 000	Dobbs 1976b, Zasada 1985; figure 36
	viabilité des semences (semences saines)	0,3	6	60 000	
	prédation des semences	0,5	3	30 000	Radvanyi 1974
	germination	0,3	0,9	9 000	Eis 1965
	survie à la 1re année	0,1	0,09	900	figure 40, Eis 1965
	semis établi (5 ans)	0,4	0,036	360	figure 40, Eis 1965
Coupe progressive	production de semences (peuplement non coupé)	1,0	1 000	10 000 000	Dobbs 1976b, Zasada 1985
	dispersion de semences	0,75	750	7 500 000	Day 1970, Zasada 1985
	viabilité des semences (semences saines)	0,4	300	3 000 000	Dobbs 1976b
	prédation des semences	0,6	180	1 800 000	Radvanyi 1974
	germination	0,4	72	720 000	
	survie à la 1re année	0,4	28	280 000	figure 40
	semis établi (5 ans)	0,5	14	140 000	figure 40

Incorporation

Sur des sites ESSA en Colombie-Britannique, on a constaté (Butt 1990b) que les relevés de régénération qui avaient été effectués 5 ans après l'abattage sous-estimaient considérablement la densité relative 10 ans plus tard. Dans la région forestière de Kamloops, l'augmentation de la densité relative s'est stabilisée après environ 7 ans. Toutefois, dans les sites exposés au sud et non traités, l'incorporation des semences au substrat pourrait continuer d'augmenter la densité

relative pendant encore 12 ans. Dans la région forestière de Nelson, l'incorporation des semences au substrat n'a montré aucun signe de stabilisation après 7 ans.

Compte tenu de l'existence de semenciers, il est possible que la poursuite de l'incorporation des semences au substrat soit la règle plutôt que l'exception. Dans le territoire du Yukon, la densité relative a continué d'augmenter cinq années supplémentaires après l'abattage ou le scarifiage (Gardner, 1983). En Alberta, l'incorporation des semences au substrat a persisté pendant 13 saisons de croissance après le scarifiage (Johnstone, 1976a).

Une très forte proportion de l'incorporation totale des semences d'épinette au substrat provient des bonnes années semencières (Rowe, 1955; Day, 1964; Lees, 1970a). La coïncidence d'une bonne année semencière avec de bonnes conditions météorologiques garantit presque toujours une bonne production, même sur des lits de germination moyennement favorables.

Modèles de survie des semis

C'est au moment de la germination que les semis d'épinette sont les plus vulnérables; leur vulnérabilité persiste jusqu'au printemps suivant. La mortalité des semis d'épinette est très élevée au cours de la première année de croissance, en particulier durant le premier hiver (Alexander, 1987). À ce stade, les semis souffrent de divers dommages, tels que le gel, le soulèvement par le gel, l'érosion, l'étouffement par la litière et la végétation comprimée sous la neige. Les semis qui germent tardivement sont particulièrement vulnérables, puisqu'ils sont minuscules et qu'ils n'ont pas eu le temps de bien s'endurcir.

Le taux de mortalité diminue généralement beaucoup par la suite, mais les pertes restent souvent élevées pendant quelques années. « L'établissement » est un concept subjectif qui se base sur l'idée que, lorsqu'un plant a réussi à atteindre une certaine taille, peu de choses peuvent empêcher son développement ultérieur. Les critères varient, évidemment, mais, selon Noble et Ronco (1978), des plants âgés de quatre à cinq ans, ou mesurant 8 à 10 cm de hauteur, peuvent être considérés comme « établis ». En effet, seuls des événements inhabituels, tels que la moisissure des neiges, le feu, le piétinement ou la prédation, peuvent alors menacer leur succès. Eis (1967a) a conclu qu'un semis de trois ans peut être considéré comme établi dans les habitats secs, sur un sol minéral ou sur des lits de germination sur litière. Dans les habitats humides, le temps requis pour qu'un semis s'établisse sur un sol minéral peut être de 4 ou 5 ans, peut-être plus longtemps sur une litière.

La croissance reste très lente pendant plusieurs années. Trois ans après une coupe progressive en Alberta subalpine, la régénération dominante avait atteint une hauteur moyenne de 5,5 cm dans les blocs scarifiés et de 7,3 cm dans les blocs non scarifiés (Day, 1970). Ce phénomène pourrait refléter la réduction de fertilité due à l'élimination de l'horizon A.

6.1.5 Végétation préexistante, exemples, facteurs déterminants

Les arbres qui se régénèrent naturellement à l'étage inférieur avant la récolte représentent un exemple classique de bonne nouvelle et de mauvaise. En effet, l'épinette blanche en sous-étage est particulièrement importante dans les forêts mixtes dominées par le tremble, notamment dans les sections B15, B18a et B19a du Manitoba (Rowe, 1972), mais aussi ailleurs. Jusqu'à la fin du XXe siècle, on considérait surtout un sous-étage d'épinettes blanches comme de l'argent en

banque, c'est-à-dire comme un placement à long terme et à faible rendement. Le bénéfice final ne pouvait être obtenu qu'après une longue succession naturelle. Or, la ressource est devenue de plus en plus menacée avec l'intensification de l'exploitation du tremble. Les plantations d'épinettes blanches dans les sites de forêts mixtes se sont avérées coûteuses, risquées et généralement infructueuses (Brace et Bella, 1988). C'est ainsi qu'on a cherché à savoir ce qu'il était possible de faire pour faire pousser du tremble et de l'épinette blanche sur le même site. On voulait protéger les épinettes blanches en sous-étage (1), laisser une série d'arbres d'avenir sains à la première coupe (2), puis récolter à la fois les feuillus et les épinettes au moment de la dernière coupe. Les informations concernant la composante du sous-étage sont cruciales pour planifier l'aménagement des épinettes. Brace et Bella ont toutefois mis en question l'utilisation des technologies de récolte actuelles et l'habileté des travailleurs à assurer une protection adéquate d'un sous-étage d'épinettes blanches. Il faut un équipement spécialisé et du personnel qualifié, avec possibilité d'incitatifs financiers, pour élaborer des procédures qui garantiraient le niveau de protection nécessaire afin que le système soit viable. Pour planifier efficacement la gestion du sous-étage, il faut plus que de simples améliorations à l'inventaire des forêts mixtes.

Il sera toujours souhaitable d'éviter d'endommager le sous-étage. Dans son article intitulé « Récolte en forêt mixte » (1989), Sauder décrit des études d'évaluation des méthodes de récolte qui visent à réduire les dommages causés aux arbres résiduels du sous-étage, augmentant ainsi leurs chances de devenir des arbres d'avenir. Sauder a conclu que : (1) les mesures opérationnelles qui protègent les tiges résiduelles peuvent ne pas augmenter indûment les coûts, (2) tout l'abattage, des conifères et des feuillus, doit être effectué en une seule opération de façon à minimiser l'entrée de l'abatteuse-empileuse dans le peuplement résiduel, (3) plusieurs procédures opérationnelles peuvent réduire les dommages au sous-étage, certaines d'entre elles n'entraînant pas de coûts supplémentaires et (4) la réussite de la récolte des blocs de traitement dépend principalement de l'emplacement intelligent des sentiers de débardage et des débarquements. En résumé, la recette pour protéger le sous-étage de l'épinette blanche sans sacrifier l'efficacité de l'exploitation forestière consiste à combiner une bonne planification, une bonne supervision, l'utilisation d'équipements appropriés ainsi qu'une main-d'œuvre consciencieuse et bien formée. Même le meilleur plan ne réduira pas les dommages au sous-étage si sa mise en œuvre n'est pas supervisée (Sauder et Sinclair, 1989).

De nouveaux peuplements doivent être établis si l'on veut assurer l'avenir de l'approvisionnement en épinette blanche commerciale provenant de 150 000 ha de forêts boréales mixtes dans quatre des sections forestières régionales de Rowe (1972) qui chevauchent l'Alberta, la Saskatchewan et le Manitoba, environ entre Peace River, en Alberta, et Brandon, au Manitoba (Brace, 1989). Dans les années 1980, lorsque la récolte se faisait encore avec des procédés et équipements conventionnels, l'augmentation spectaculaire de la demande de trembles a posé un sérieux problème au sous-étage d'épinettes associé. Auparavant, l'épinette blanche du sous-étage pouvait atteindre une taille commerciale par succession naturelle, protégée par les feuillus. Brace a exprimé une préoccupation très répandue : « La nécessité de protéger l'épinette en tant que composante des forêts mixtes

boréales va au-delà des préoccupations relatives à l'avenir de l'approvisionnement en bois d'œuvre commercial. Les préoccupations portent aussi sur les pêcheries et l'habitat de la faune, l'esthétique et les loisirs, ainsi qu'une insatisfaction générale face à la coupe à blanc dans les forêts mixtes. De plus, il existe un fort intérêt pour la perpétuation des forêts mixtes, comme cela a été exprimé récemment lors de 41 réunions publiques sur le développement forestier dans le nord de l'Alberta… » (Brace, 1989).

En analysant les résultats de trois systèmes d'exploitation forestière en Alberta, Brace (1990) a affirmé qu'il est possible de conserver des quantités importantes d'arbres en sous-étage en utilisant n'importe lequel de ces systèmes, à condition de consacrer suffisamment d'efforts à leur protection. Parmi les avantages potentiels, notons l'augmentation de l'approvisionnement en bois résineux à court terme, l'amélioration de l'habitat de la faune et de l'esthétique des blocs de coupe, ainsi que la diminution des critiques du public à l'égard des pratiques d'exploitation forestière antérieures. Stewart et coll. (2001) ont modélisé l'établissement naturel et la croissance en hauteur de l'épinette blanche en sous-étage dans la forêt boréale mixte albertaine. Ils ont utilisé les données de 148 placettes d'échantillonnage permanentes, ainsi que des informations supplémentaires sur la croissance en hauteur de la régénération de l'épinette blanche et sur la quantité et le type de substrat. Un modèle discriminant a permis de classer correctement 73 % des sites selon la présence ou l'absence d'un sous-étage d'épinettes blanches, en tenant compte de la surface terrière des épinettes, de la présence de bois pourri, du régime nutritif écologique, de la fraction argileuse du sol et de l'altitude. Il n'a toutefois expliqué que 30 % de la variation des données. Sur les sites forestiers où se trouve un sous-étage d'épinettes blanches, un modèle de régression a permis de relier l'abondance de la régénération à la couverture de bois pourri, à la surface terrière des épinettes, à la surface terrière des pins, à la fraction d'argile du sol et à la couverture d'herbacées (R^2 = 0,36). Environ la moitié des semis étudiés ont poussé sur du bois pourri, et seulement 3 % d'entre eux l'ont fait sur un sol minéral. Ils avaient 10 fois plus de chances de s'être établis sur ces substrats que sur la litière. Le sol minéral exposé ne couvrait que 0,3 % de la superficie totale des transects observés.

Perspectives de l'épinette blanche en sous-étage de forêt mixte

Chez les peuplements de peupliers boréaux de moins de 40 ans, Comeau (2000) a trouvé que la surface terrière était un prédicteur général utile de la présence de lumière en sous-étage. Toutefois, en se basant sur la quantité de lumière entrante dans un peuplement de 80 ans, il a souligné que les relations entre la quantité de lumière en sous-étage et la surface terrière pouvaient ne pas être valables pour des peuplements plus âgés. La documentation indique qu'il faut maximiser la croissance en hauteur de l'épinette en sous-étage lorsque la quantité de lumière dépasse 40 % ou que la surface terrière du tremble est inférieure à 14 m^2/ha. Les modèles mis au point par Wright et coll. (1998) montrent que la croissance radiale de l'épinette blanche en sous-étage augmente presque linéairement avec l'augmentation de la lumière et que l'accroissement radial décline progressivement avec l'augmentation de la surface terrière du tremble. Lorsqu'elle est appliquée aux données de Comeau (2000), la méthode de Wright et coll. (1998) laisse croire que la mortalité des épinettes restera très faible jusqu'à ce que la

surface terrière des trembles dépasse 20 m^2/ha. Au-delà de cette limite, la mortalité augmentera rapidement.

L'épinette blanche est capable de se reproduire sous des peuplements matures d'épinettes ainsi que sous des espèces d'arbres en début de succession. Cependant, ce processus est lent et variable (Krasny et coll., 1984; Walker et coll., 1986). De plus, sa densité relative est presque toujours faible (Kabzems, 1971). La régénération sous les peuplements se produit sur une variété de lits de germination, dont le bois pourri (R.J. Day, 1972; Walker et Chapin, 1986; Dyrness et coll., 1988) et sur le sol minéral, p. ex., exposé en raison d'un chablis, sont probablement les plus importants. Les mousses hypnacées et les couches organiques qui y sont associées constituent les lits de germination les plus fréquents dans les peuplements matures (La Roi et Stringer, 1976). Les épaisseurs de sol forestier variant entre 5 et 8 cm, qui sont courantes, entravent considérablement la régénération. Ce phénomène est souvent attribué à une faible capacité de rétention de l'humidité. Cependant, l'allélopathie dérivée des lichens peut représenter un facteur contributif important (Nienstaedt et Zasada, 1990).

Coates et coll. (1994) ont rappelé que l'exploitation commerciale à grande échelle de l'épinette originaire de la C.-B. intérieure a débuté vers 1914 dans les forêts SBS autour de Prince George. Elle s'est étendue, par la suite, aux zones ESSA et MS de plus haute altitude au sud de la C.-B. intérieure dans les années 1940 (Smith, 1955; Glew, 1963). L'épinette était alors récoltée jusqu'à un diamètre d'environ 25 à 30 cm. L'hypothèse était que le dégagement du peuplement résiduel, associé à l'ensemencement d'épinettes et de sapins subalpins, fournirait assez d'arbres pour permettre une récolte ultérieure dans environ 120 ans (Barnes, 1937; Pogue, 1949; Glew, 1963). Au milieu du siècle, on constatait déjà un manque de régénération : « Ces forêts sont extrêmement difficiles à régénérer » (Eis, 1967a). Les coupes de jardinage par pied d'arbre et les coupes par bandes alternées ont été expérimentées, mais les méthodes traditionnelles sont demeurées dominantes pendant les décennies 1950 et 1960. La coupe de jardinage par pied d'arbre, dont le diamètre ne dépasse pas 46 centimètres, combinée au marquage des arbres d'avenir (McKinnon, 1940; Pogue, 1949) a permis de réduire les dommages, mais elle n'a eu que très peu d'effet sur l'amélioration de la régénération de l'épinette. La coupe par bandes alternées, introduite dans le centre de la C.-B. intérieure en 1954, a été utilisée dans les peuplements équiennes et inéquiennes. Des bandes de 50 à 100 m de large ont été disposées en chevron, perpendiculairement au vent dominant et parallèlement aux courbes de niveau (Glew, 1963; Butt, 1988a). On a exploité la plupart des bandes jusqu'à une limite de diamètre de 28 cm, puis on a enlevé les plus gros arbres des rideaux d'arbres. On a exposé le sol minéral par scarifiage à l'aide de lames afin de favoriser la régénération dans les bandes coupées et les rideaux d'arbres. Ces derniers doivent ensuite être hivernés une fois la régénération obtenue. En fait, on n'a effectué le scarifiage que sur peu de bandes, et la régénération s'est révélée généralement insuffisante. De plus, l'exploitation a créé des conditions favorables à l'accumulation de populations de dendroctones de l'épinette dans les rémanents ombragés et les arbres déracinés (Dyer et Taylor, 1971).

L'aménagement de la végétation préexistante, c'est-à-dire l'utilisation d'arbres opprimés, peut réduire les coûts de reboisement, raccourcir les rotations, éviter de dénuder le site, en plus de

réduire les impacts négatifs sur les valeurs esthétiques, la faune et les bassins versants (Johnstone, 1978; McCaughey et Schmidt, 1982). Pour avoir de la valeur, la végétation préexistante doit avoir une composition et une distribution d'espèces acceptables, avoir un potentiel de croissance après avoir été dégagée, et ne pas être vulnérable aux dommages excessifs causés par l'exploitation forestière.

Il est difficile d'estimer l'âge de la végétation préexistante en fonction de sa taille, parce qu'une épinette blanche qui semble avoir deux ou trois ans peut très bien avoir plus de vingt ans (Ball et Kolabinski, 1979). Cependant, l'âge des épinettes préexistantes ne semble pas déterminer leur capacité à réagir au dégagement (Johnstone, 1978; McCaughey et Schmidt, 1982; McCaughey et Ferguson, 1988). Des arbres âgés de plus de 100 ans ont même montré une croissance rapide après le dégagement. De plus, il n'y a pas de relation claire entre la taille de la végétation préexistante et son taux de croissance après le dégagement.

Lorsque la végétation préexistante est composée à la fois d'épinettes et de sapins, ce sont ces derniers qui réagissent le plus rapidement au dégagement (Stettler, 1958b; Smith et Wass, 1979). Toutefois, si le rapport entre les deux espèces est important, la plus grande réaction des sapins au dégagement peut entraîner chez les épinettes une concurrence suffisamment forte pour annuler en grande partie l'effet du traitement. Même un soulagement temporaire de la concurrence des arbustes a augmenté le taux de croissance en hauteur de l'épinette blanche dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick, permettant à l'épinette de dépasser les arbustes (Baskerville, 1961).

En Alberta, une étude a montré que, dans un peuplement de sapins subalpins dégagés, les épinettes blanches avaient initialement dépassé les sapins, mais qu'ensuite, ces derniers avaient pris le dessus. La croissance en hauteur et en diamètre des arbres dégagés est restée faible jusqu'à ce que les cimes se développent, puis la tige a augmenté rapidement en diamètre, tandis que la croissance en hauteur a été relativement lente. On peut supposer que ce redressement des tiges reflète une plus grande exposition aux forces mécaniques, p. ex., les secousses du vent, ainsi qu'aux changements dans l'intensité du rayonnement photosynthétiquement actif frappant le feuillage, qui sont en train d'adapter leurs aiguilles d'ombre à une intensité de rayonnement plus élevée.

Le meilleur traitement de sylviculture des épinettes blanches en sous-étage a fait l'objet de plusieurs projets entrepris par le Centre fédéral de foresterie du nord, situé à Edmonton, en Alberta, dans les années 1980. Ces travaux ont donné lieu à six articles, que l'on a présentés au congrès IUFRO de 1990 à Montréal. On compte parmi ceux-ci : « Understanding the understory: dilemma and opportunity » (Brace et Bella, 1988); « Mixedwood harvesting » (Sauder, 1989); « Harvesting in the mixedwood forest » (Sauder et Sinclair, 1989); « Protecting understory white spruce when harvesting aspen » (Brace, 1989); « A test of three logging systems in Alberta » (Brace, 1990) et « Harvesting in the mixedwood » (Sauder, 1990).

Des espèces végétales capables d'offrir des semences à des lits de germination favorables ont colonisé les plaines inondables émergentes en Alaska. La séquence de succession végétale commence avec le dépôt de limon dans les méandres intérieurs de la rivière (Walker et coll., 1986). Au bout de 5 ans, des semis de saule de l'intérieur (*Salix interior* Rowlee) et de saule

feutré (*S. alaxensis* [Anderss.]) apparaissent. Cov.) et le peuplier baumier sont très présents, alors que les semis d'aulne à feuilles minces (*Alnus tenufolia* Nutt.) et d'épinette blanche sont moins nombreux. Après 20 à 50 ans, des semis d'épinettes blanches abondent parfois dans les aulnaies denses. Les peupleraies, qui sont composées d'un étage inférieur d'épinettes blanches et d'aulnes, dominent généralement entre 50 et 100 ans après la colonisation initiale, après quoi l'épinette blanche devient l'espèce dominante (Viereck, 1970; Walker et coll., 1986). La dispersion des graines d'aulne et d'épinette se produit principalement en hiver, lorsque les graines sont recouvertes de neige dont l'épaisseur varie; elles ne germeront pas avant le printemps suivant. La germination et l'établissement dans les stades ultérieurs de la succession ont été cinq à dix fois plus importants après l'élimination de la litière et du parterre forestier. Seule l'épinette a réussi à coloniser le parterre forestier, mais elle n'a pas réussi à atteindre, deux ans après sa germination, un taux de survie supérieur à 0,2 %. Le peuplement de l'épinette semble être épisodique; les semis sur les barres de limon au début de la succession ne peuvent pas résister à l'enfouissement du limon durant les grandes inondations. Toutes les espèces ont été fortement broutées par le lièvre d'Amérique, et ce dernier a fait plus de dégâts dans les aulnaies matures. L'épinette continue de se développer depuis la succession jusqu'à atteindre sur ces sites des âges approchant les 400 ans. Les graines ont fluctué en nombre et en qualité d'une année à l'autre. Sur un site voisin, pendant 13 ans, quatre productions de graines d'épinette blanche ont dépassé les 41 à 178 graines viables par mètre carré observées dans la zone d'étude; une production a même donné 950 graines viables par mètre carré (Zasada et coll., 1978). Ailleurs en Alaska, on a signalé la présence de 2 600 semences viables d'épinette blanche par m^2 (Zasada et Viereck, 1970).

6.2 RÉGÉNÉRATION ARTIFICIELLE

Les sites où on a exploité l'épinette blanche se régénèrent rarement en cette espèce, du moins suffisamment pour qu'elle se maintienne dans le mélange d'espèces (Yang et Fry, 1981; Perala, 1983). Les peuplements mixtes résiduels de haute qualité, où les conifères ont été récoltés, « se caractérisent par une régénération et une structure de peuplement irrégulières, ainsi qu'un âge inégal. On y observe aussi une forte invasion de noisetiers et d'érables à épis sur les sites secs et bien drainés, et de saules et de graminées sur les sites humides… » Les raisons couramment invoquées pour expliquer la chute de la régénération de l'épinette blanche se répètent dans toute la zone mixte : préparation sur un site biologiquement inapproprié, concurrence des herbacées et des arbustes, concurrence du tremble, drainage entravé, dommages causés par le lièvre, et qualité des semis inappropriée aux conditions du site.

Des inventaires provinciaux ont révélé une baisse considérable du taux de renouvellement de l'épinette blanche, particulièrement sa croissance (Drew, 1988; Little, 1988; Rannard, 1988). La prise de conscience que l'aménagement forestier extensif n'avait pas suffisamment favorisé la survie et la croissance des conifères en Saskatchewan a amené les aménagistes à devoir intensifier leurs pratiques sylvicoles. Ils ont dû établir l'épinette blanche 1) par la préparation intensive du site, 2) de nettoyage à entrées multiples et 3) de l'entretien de la régénération (Navratil et coll., 1991). On a tiré des conclusions semblables pour l'Ontario et ailleurs, mais on a aussi prouvé qu'il est possible d'établir l'épinette blanche dans des conditions hautement

concurrentielles sans préparer le site. Cela a été démontré à une échelle limitée par Sutton (1986, 1995a) et Sutton et Weldon (1996).

L'épinette blanche est la principale espèce de régénération dans les forêts mixtes.

Interprétation du prétraitement

La régénération artificielle par plantation ou ensemencement est la seule option disponible pour le sylviculteur qui doit replanter l'épinette blanche sur un site sans arbres semenciers. Il faudrait aussi recourir à cette méthode si l'on veut introduire des arbres génétiquement améliorés ou changer leur provenance. En tout état de cause, la régénération artificielle peut être préférée à la régénération naturelle pour accélérer l'établissement des peuplements et mieux gérer la densité relative du peuplement.

Le désavantage de la régénération artificielle par plantation est qu'elle exige des opérations adaptées au travail en pépinière et en serre, notamment la collecte et le traitement des semences, l'installation des équipements de germination et de croissance, l'utilisation de systèmes de distribution et de manutention, ainsi que les opérations de plantation. L'ensemencement direct est plus simple, mais il faut le soutenir par des programmes de collecte de semences relativement importants. Cependant, les arbres issus de semis évitent les risques de déformation du système racinaire, qui, dans une mesure plus ou moins grande, se produit inévitablement chez les arbres plantés, car ils développent dès le départ un système racinaire parfaitement adapté au site.

6.2.0 Approvisionnement en semences

En ce qui concerne l'approvisionnement en semences, il faut considérer les qualités génétiques et physiologiques. L'utilisation de mauvaises sources de semences dans les programmes de plantation dans des zones écologiques ou dans des zones de semences inappropriées peut entraîner des pertes de productivité substantielles. Ces pertes se poursuivront dans les générations futures si les réserves de plantes ou de semences non optimales en sont issues.

La production prolifique de cônes par l'épinette blanche au cours de ce qu'on appelle les « années semencières » survient tous les deux à six ans, voire plus, et offre de nombreuses possibilités d'obtenir des semences. Les cônes provenant d'arbres sur pied, de rémanents ou de troncs cachés doivent être ramassés lorsque la maturation est suffisamment avancée, et, bien sûr, avant que les graines ne se dispersent naturellement. Les semences issues de cônes récoltés deux à quatre semaines avant la dispersion naturelle de leurs graines, puis mûries artificiellement en les conservant au froid, présentent un taux de germination supérieur et donnent de meilleurs résultats que les semences issues de cônes prélevés plus tardivement (Winston et Haddon, 1981).

En Colombie-Britannique, Edwards (1978) a étudié l'effet du moment de la récolte des cônes d'épinette blanche, des conditions de stockage des cônes ainsi que du traitement préalable des graines sur le taux de germination des graines et la croissance des plants. Les cônes ont été récoltés sur quatre arbres d'étude à intervalle de deux semaines, du 1er août au 26 septembre, lorsque les graines tombent naturellement. Les cônes et les graines de chaque arbre d'étude ont réagi de la même façon. Les cônes récoltés jusqu'à quatre semaines avant la chute naturelle

des semences ont donné des semences qui ont bien germé, peu importe la procédure de manipulation des cônes, à condition que les semences aient été préréfrigérées (trois semaines entre 2 °C et 4 °C, figure 6.1). Les cônes récoltés plus tardivement ont été moins sensibles au traitement, mais ils ont continué à bénéficier d'un entreposage froid et ventilé. L'entreposage à 10 °C pendant sept semaines a entraîné une forte augmentation de la germination. C'est le cas des semences préréfrigérées, qui sont passées de 58 % pour celles récoltées le 1er août à 85 %, tandis que les semences non. De 96 à 98 % des semences préréfrigérées des quatre dernières dates de récolte ont germé.

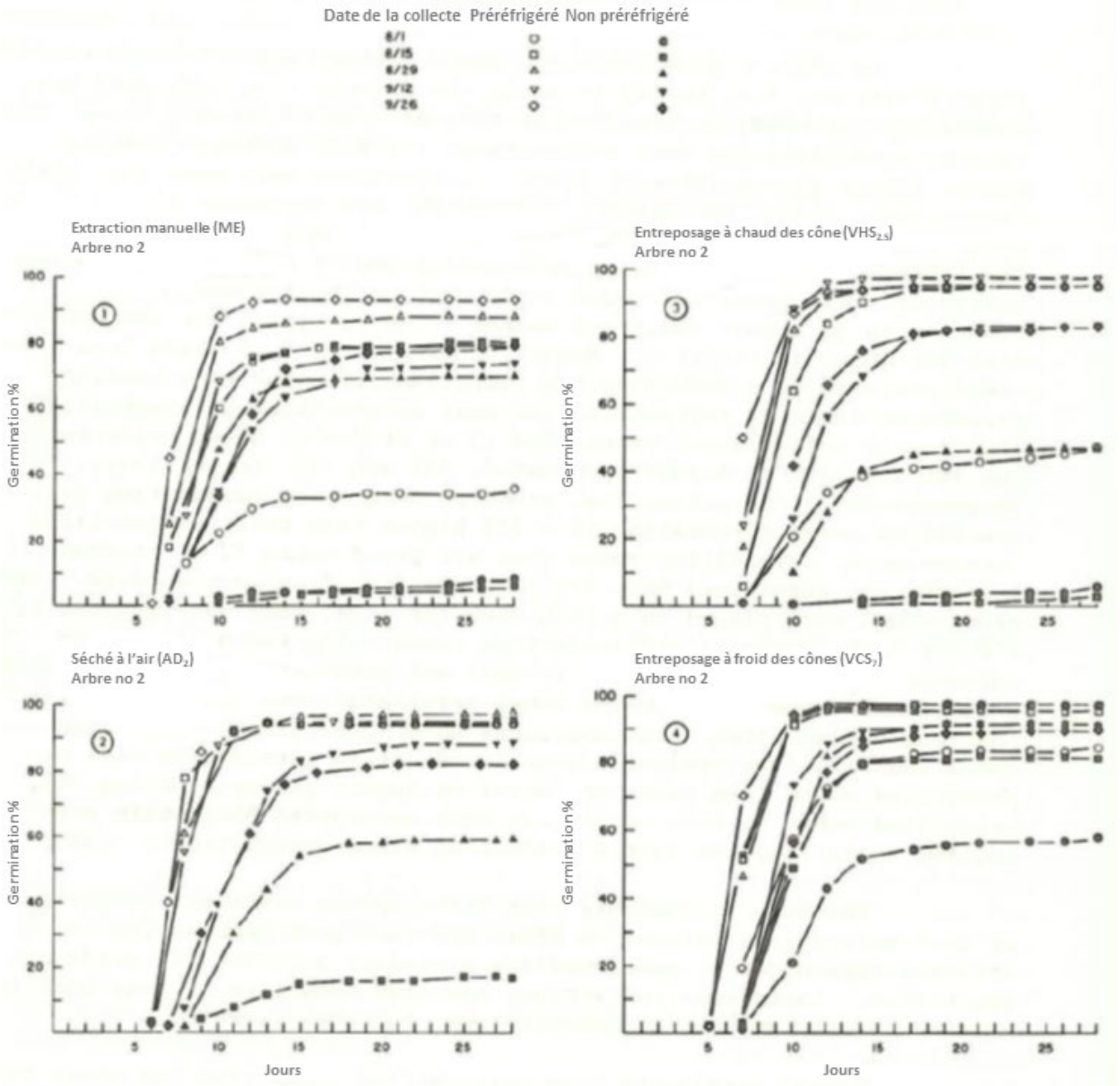


Figure 6.1. « Effet de la date de collecte des cônes, du traitement des cônes et de la préréfrigération sur la germination de l'épinette blanche. 1. Extraction manuelle des semences provenant de cônes frais. 2. Les cônes ont été séchés à l'air libre pendant deux semaines. 3. Les cônes ont été séchés au four pendant deux semaines, puis réfrigérés pendant cinq semaines. 4. Les cônes ont été stockés pendant sept semaines dans des conditions bien ventilées et à 10 °C (Edwards, 1978).

Les semences génétiquement améliorées proviennent des vergers à graines (Pitcher, 1966; Nienstaedt, 1982; Carter et Simpson, 1985). On peut les récolter une fois que les cônes deviennent mous ou spongieux quand on les presse entre les doigts. À ce stade, l'enveloppe extérieure de la semence (testa) est noire ou brun foncé, et la semence s'ouvre en deux quand on la coupe avec un couteau bien aiguisé.

Les détails concernant l'heure et le lieu d'une collecte de cônes et des semences qui en sont issues doivent être connus tout au long des opérations, de la pépinière au champ. La provenance des semences et des semis peut avoir une influence majeure sur leur rendement (King et Rudolf, 1969; Nienstaedt, 1969; Nienstaedt et Teich, 1972; Pollard, 1973; Khalil, 1975, 1978; Segaran, 1978).

Zones de production de semences

On a créé de nombreuses zones de production de semences dans le but d'obtenir des semences améliorées. Par exemple, la station d'expérimentation forestière North Central du service forestier de l'USDA dans la région a établi neuf zones de production de semences d'épinette blanche; des collectes de cônes ont été faites dans quatre d'entre elles en 1964 (Lancer, 1966). Des entreprises privées ont aussi établi des zones de production de semences, p. ex., Procter and Gamble Cellulose Ltd a lancé en 1976 le développement d'une zone de production de semences d'épinette blanche de 9,7 ha dans la forêt de Grand Prairie (Dhir et Vincent, 1978). Dans les zones de production de semences, on sélectionne et on teste les arbres qui possèdent une capacité de production de semences plus élevée, ainsi qu'un potentiel de transmission d'une descendance plus élevée. L'objectif est de produire du matériel de reproduction en pépinière. On choisit des arbres présentant des caractéristiques phénotypiques désirables, puis on évalue la qualité des semences, avant de procéder à des tests de germination.

Les rendements en cônes et en semences nettoyées provenant des zones de production de semences d'épinette blanche sont systématiquement plus élevés que ceux provenant des collections générales. Les semences d'épinette blanche provenant de zones de production coûtent environ 3,5 fois plus cher que l'obtention de la même quantité de semences à partir de cônes provenant de collections générales (tableau 6.9). Les semences provenant des zones de production ont donné plus de semences pures et vivantes par unité de poids.

Tableau 6.9. Rendements et coûts des collections de semences dans les zones de collecte de semences et les collections générales, 1964 (d'après Lancer, 1966).

Zone de production de semences	Cônes bu (l)	Semences propres/bu lbs/bu (kg/hL)	Coût $/lb[a] ($/kg)	Coût des semences/1 000 semis (0,01 $)
Rivière Oconto	12,0 (422,9)	1,2 (1,54)	43,87 (19,90)	30,3
Lac de Gates	32,0 (1 127,7)	1,2 (1,54)	48,58 (22,04)	27,5
Watersmeet	10,5 (370,0)	1,0 (1,29)	62,40 (28,30)	38,9
Gilfillan	16,0 (563,8)	1,6 (2,1)	25,58 (11,60)	20,2
Collection générale				
Supérieur	98,5 (3 471,0)	0,7 (0,9)	11,52 (5,23)	7,9
Chippewa	305,0 (10 747,9)	0,9 (1,16)	9,39 (4,26)	6,6

[a] Le coût réel de la collecte et de l'extraction, additionné des coûts annuels d'investissement, est calculé au prorata. Aucun ajustement n'est nécessaire pour les collectes générales.

Les zones de production de semences sont généralement des jeunes peuplements de qualité supérieure à la moyenne. On y a effectué des éclaircies et on y a retiré les arbres indésirables. La fertilisation favorise le développement de la cime et la production de cônes.

Les zones de collecte de semences sont caractérisées par la présence de peuplements raisonnablement uniformes, de qualité moyenne ou supérieure, âgés d'environ 10 ans. Ils sont destinés à la coupe jusqu'à ce qu'une bonne année semencière soit atteinte, c'est-à-dire une année où on récolte les arbres et leurs cônes. La qualité de ces semences est souvent supérieure à la moyenne, mais il ne sont pas de semences génétiquement améliorées.

Transfert de semences

En ce qui concerne la régénération naturelle, il faut s'assurer que le matériel de reproduction (semences et plants) est adapté à l'environnement de plantation. Le plus souvent, les semences et le matériel de reproduction sont déplacés en fonction de zones de semences définies, où ils peuvent être déplacés sans risque d'inadaptation climatique (Joyce et coll., 2001). Dans les années 1970, l'Ontario avait établi des zones de semences définies en fonction des régions de sites de Hills (1952) et des limites provinciales des ressources. Celles-ci sont maintenant définies en fonction des régions climatiques homogènes fondées sur le modèle climatique de l'Ontario (Mackey et coll., 1996; OMNR, 1997). La réglementation stipule que les lots de semences dont seule la zone d'origine est connue appartiennent à la catégorie « zone de collecte générale », tandis que ceux dont la latitude et la longitude sont connues appartiennent à la catégorie « collecte par peuplements ». Le déplacement de semences et de matériel de reproduction de la catégorie « collection générale » au-delà des limites de la zone de semences est interdit. Cependant, il est permis d'utiliser ces semences et ce matériel de reproduction dans une autre zone de semences si le modèle climatique de l'Ontario montre que le site de plantation et le lieu d'origine des semences présentent un profil climatique similaire. Au Québec, on compte 12 zones de semences pour l'épinette blanche, qui ont surtout été définies en fonction des régions écologiques, mais qui ont été quelque peu modifiées pour des raisons pratiques administratives (Li et coll., 1997).

La qualité des semences varie selon la provenance. Les vergers à graines produisent les meilleures semences, suivies, dans l'ordre décroissant, par les zones de production, les zones de collecte, les collectes générales contrôlées et les collectes générales non contrôlées.

Starr (1979) a publié des résultats sur la productivité de deux zones de production de semences d'épinette blanche. La première, d'une superficie de 1,2 ha, datait de 1964, et la seconde, de 6,5 ha, de 1970. Ces zones étaient situées dans le canton de Clute, dans le district de Cochrane, dans le nord de l'Ontario. Schooley et Mullin (1988) ont toutefois déploré le gaspillage causé par l'absence de récolte des cônes disponibles et par l'ajout à d'autres collections de certains cônes récoltés (tableau 6.10).

Les collections générales contrôlées sont soumises à des réglementations qui varient selon l'administration. Le contrôle peut être faible, comme c'est le cas en Colombie-Britannique, où la collecte de cônes est permise seulement dans les peuplements inspectés et évalués pour la qualité de leur provenance (Konishi, 1979).

Les collections générales non contrôlées contribuent peu à l'approvisionnement en semences, car les arbres sur lesquels on collecte les cônes sont souvent de mauvaise qualité.

Tableau 6.10. Prévision de la production de cônes d'épinette blanche dans le district de Cochrane, en Ontario, et cônes collectés dans les zones de production de semences (ZPS) du canton de Clute (d'après Schooley et Mullin, 1988).

Année	Production	ZPS	Cônes collectés (hL)
1964	importante	1 (établie)	–
1965	légère		–
1966–1969	déficitaire		–
1970	importante	1	aucune
		2 (établie)	–
1971	légère	1	1,05
		2	0,80
1972–1973	déficitaire		–
1974	importante	1	aucune
		2	8,86
1975	légère	2	–
1976	moyenne	1	aucune
		2	aucune
1977	déficitaire		–
1978	légère		–
1979–1981	déficitaire		–
1982	lourde	1	2,40
		2	1,50
1983	déficitaire		–
1984	légère		–
1985–1986	déficitaire		–

Prévision de production de cônes

La production de cônes peut être prédite de diverses manières. Par exemple, une période anormalement chaude et sèche au moment de la différenciation des bourgeons peut être un indice précoce d'une production, surtout si la production de cônes présents et passés est mauvaise (Nienstaedt et Zasada, 1990). On peut estimer la production de cônes en comptant les bourgeons reproducteurs femelles à l'automne ou en hiver. Un observateur expérimenté peut détecter les différences morphologiques subtiles et distinguer les bourgeons reproducteurs des bourgeons végétatifs (Eis, 1967b).

Collecte des cônes

[voir la section concernant l'effet d'entreposage des semences dans les cônes]

La collecte de semences d'épinette blanche est coûteuse. La récolte dans les caches de cônes d'écureuils roux est probablement la méthode la moins chère. La viabilité des graines provenant des cônes cachés ne varie pas pendant la période de cache, mais elle baisse considérablement au-delà de deux ans (Wagg, 1964b).

La collecte des cônes dans les vergers à graines a été facilitée par la technique contre-intuitive de l'étêtage et de la collecte des cônes sur les cimes sectionnées, ce qui a réduit le coût d'un tiers par rapport à la collecte sur les arbres non étêtés, sans diminution de la production de cônes (Slayton, 1969; Nienstaedt, 1981a).

Manipulation et transport des cônes

En Alberta, les cônes des épinettes blanches et des épinettes d'Engelmann sont récoltés de la mi-août environ jusqu'à la dispersion des graines à la mi-septembre (Stjernberg, 1996). La collecte ne doit débuter que lorsque le mégagamétophyte est ferme et que l'embryon a atteint 90 % de sa longueur potentielle. Les cônes doivent être conservés dans des sacs de 70 litres jusqu'à leur transport vers le Centre provincial des semences ou un autre lieu d'extraction.

Leur teneur en humidité relativement élevée fait en sorte que les cônes d'épinettes blanches et d'Engelmann soient sensibles à l'accumulation de chaleur quand ils sont concentrés dans des sacs. Il faut donc que les pratiques de manutention permettent à l'humidité de diminuer graduellement pendant que les semences mûrissent dans le cône. Lors du séchage, l'expansion des cônes double leur volume. Si les cônes ne disposent pas d'assez d'espace pour s'ouvrir complètement dans le sac, leurs écailles durciront dans leur position partiellement ouverte. Cela entrave l'extraction des graines et diminue le rendement. La viabilité peut aussi être affectée. La pratique normale est donc de placer les sacs à moitié remplis sur des étagères dans le site d'entreposage temporaire. Ils y seront protégés de l'humidité et tournés régulièrement afin que la chaleur ne s'accumule pas. Dans l'idéal, les cônes seraient expédiés à l'installation d'extraction dans des camions frigorifiques. Auparavant, les cônes étaient répandus sur un sol sec et tournés à la main pour qu'ils puissent sécher et mûrir.

Un système de transport en vrac plus récent a modifié la manutention et le transport des cônes d'épinette blanche en Alberta. Les cônes sont maintenant transférés des sacs de toile de jute vers des plateaux d'expédition, qui étaient auparavant utilisés dans le système de récipients de semis de Spencer-Lemaire. Chaque récipient possède une moustiquaire qui recouvre le fond et

les parois. La palette permet ensuite de transporter et d'entreposer les cônes d'épinette sans qu'aucune graine ne soit perdue, puisque les cônes mûrissent et s'ouvrent. Les palettes peuvent être empilées, ce qui permet d'optimiser l'espace de la serre pendant l'étape finale de séchage et de maturation. Les palettes vides sont ensuite rangées ou réutilisées.

Traitement des semences

Désailement, extraction

Une fois séparées des cônes, les semences sont mélangées à des matières étrangères, dont le volume est souvent supérieur au double ou au quintuple du leur. Cependant, il faut d'abord enlever les ailes membraneuses qui entourent chaque graine (Toumey et Korstian, 1954). On appelle cette opération le « désailement ». Deux techniques existent pour effectuer ce traitement : la technique sèche et la technique humide. Quel que soit le procédé choisi, il est crucial de préserver l'intégrité des semences. Dans le procédé à sec, on fait passer doucement les semences à travers un tamis dont les mailles ne laissent passer que les semences sans ailes. On peut traiter de grandes quantités de semences en utilisant des machines de désailement équipées de cylindres en treillis métallique lourds et de brosses rigides qui retirent les ailes en tournant rapidement. Le procédé humide consiste à étaler les semences, toujours accompagnées de leurs ailes, sur un sol étanche et légèrement humidifié, à une profondeur de 10 à 15 cm. Des fléaux légers en cuir permettent ensuite de libérer les semences des ailes. Wang (1974 b) a décrit une méthode unique pour éliminer les ailes des graines à l'aide d'une bétonnière, utilisée lors de l'installation du traitement des semences d'arbres de Petawawa. On peut également éliminer les ailes des graines d'épinette blanche et d'épinette de Norvège en humidifiant légèrement les graines avant de les faire passer une dernière fois dans un ventilateur (Toumey et Korstian, 1954). Toute semence humide doit être séchée pour éviter que la fermentation ou la moisissure ne s'installent.

Test de semences

Viabilité des semences

Un test de viabilité biochimique au diacétate de fluorescéine (FDA) sur plusieurs espèces de semences de conifères, dont l'épinette blanche, permet d'estimer la proportion de semences vivantes (viabilité) dans un lot de semences, et donc le pourcentage de germination. La précision de la prédiction du pourcentage de germination a été de +/- 5 % dans la majorité des échantillons de graines (Noland et coll., 2001). On peut aussi mesurer la viabilité des semences d'épinette blanche par des méthodes indirectes, comme le « test biochimique au diacétate fluorescent » (Noland et coll., 2001), l'« Ultra-son » (Timonin, 1966) ou la méthode de croissance directe de « germination ». La viabilité des échantillons de semences d'épinette blanche inspectés par Toumey et Stevens (1928) varie de 50 à 100 %, avec une moyenne de 93 %. Rafn (1915) a signalé une viabilité de 97 % pour les semences d'épinette blanche.

Test de germination

Les résultats d'un test de germination sont généralement exprimés en capacité germinative ou en pourcentage de germination, c'est-à-dire le pourcentage de semences qui germent pendant un certain temps. On considère qu'elles ont terminé leur cycle lorsqu'il ne reste pratiquement plus de semences à germer. L'humidité des semences d'épinette blanche s'est graduellement

évaporée durant une extraction et un traitement, ce qui a fait augmenter la proportion de celles qui ont pu germer. Mittal et coll. (1987) ont rapporté que les graines d'épinette blanche provenant du parc Algonquin, en Ontario, ont obtenu un taux maximal (94 % en 6 jours) et 99 % de germination totale en 21 jours après 14 semaines de préréfrigération. L'hypochlorite de sodium à 1 % a augmenté la germination.

Encouragé par le succès des Russes, qui ont recouru aux ondes ultrasoniques afin d'améliorer l'énergie germinative et le pourcentage de germination des semences de cultures agricoles, Timonin (1966) a démontré l'avantage sur la germination de semences d'épinette blanche lorsqu'elles sont exposées à 1, 2 ou 4 minutes d'ultrasons émis par un désintégrateur ultrasonique M.S.E. avec une consommation d'énergie de 280 VA et une puissance de 1,35 ampère (tableaux 3.18 et 3.19; Timonin, 1966). Cependant, aucune graine ne s'est développée après 6 minutes d'exposition aux ultrasons.

Deux minutes d'exposition aux ondes ultrasoniques ont multiplié par 19 l'énergie germinative des semences d'épinette blanche, 15 jours après leur plantation, comparativement au groupe témoin. Trente jours après leur plantation, les semis issus de semences traitées avaient presque deux fois plus de matière sèche que ceux du groupe témoin. Une exposition de 6 minutes était fatale.

Après avoir été récoltées, les graines entrent en période de maturation. Cette étape exerce une forte influence sur la capacité de germination des graines d'épinette blanche (Caron et coll., 1990, 1993). En effet, la viabilité des graines est généralement plus élevée au début de leur dispersion, mais il est possible de les faire mûrir artificiellement si on récolte les cônes avant que les graines ne soient disséminées (Winston et Haddon, 1981). Du mûrissement artificiel a été réalisé de manière satisfaisante chez des cônes conservés pendant six semaines sur des plateaux ouverts et grillagés à 5 °C avec une humidité relative variant entre 75 et 95 % (Caron et coll., 1989). On a constaté qu'une autre phase de maturation, après celle qui est visible, était nécessaire pour optimiser la germination de certaines espèces d'arbres, comme l'épinette blanche (Rediske et Nicholson, 1965). Les semences d'épinette blanche provenant de cônes entreposés pendant six semaines, puis réfrigérés à froid durant deux semaines, entre 2 °C et 4 °C, ont montré une augmentation de 54,5 % de leur taux de germination comparativement aux semences qui n'ont pas été réfrigérées. Cette hausse est probablement due au fait que la préréfrigération a permis de faire lever la dormance, ce qui a également amélioré le taux de germination.

Noland et coll. (2001) ont rapporté un test de viabilité biochimique amélioré au diacétate de fluorescéine (FDA) sur des semences de plusieurs conifères du nord, dont l'épinette blanche. La précision du pourcentage de germination prédit était de +/- 5 % dans la plupart des lots de semences et de +/- 10 % dans les autres.

Dormance des semences

Le phénomène complexe de la dormance des graines peut varier au sein d'une même espèce (Haddon et Winston, 1982). Rompre la dormance des semences par stratification au froid est reconnu comme étant nécessaire (Wang, 1974a; Zasada et coll., 1978; Armson and Sadreika,

1979; Simpson et coll., 2004). Toutefois, Heit (1961) et Hellum (1968) l'ont considéré comme étant inutile. Les conditions de manipulation et d'entreposage des cônes influencent la dormance. En effet, l'entreposage à froid et humide des cônes (5 °C, 75-95 % d'humidité relative) avant l'extraction semble éliminer le phénomène de dormance, donc le besoin de stratification (Haddon et Winston, 1982). Des périodes froides et humides durant la période de stockage des cônes peuvent représenter un traitement naturel par le froid (stratification). Une fois que les semences ont émergé pendant le stockage des cônes, le séchage au four et le stockage des graines qui ont suivi n'ont pas induit de nouvelle phase de dormance.

Haddon et Winston (1982) ont constaté que la viabilité des semences stratifiées avait diminué après avoir été entreposées deux ans. Ils en ont déduit que le processus de stratification pourrait être source de stress, p. ex., en modifiant la biochimie des semences, en réduisant la vigueur de l'embryon, en l'endommageant ou en accélérant son vieillissement. Ils ont aussi remis en question la qualité des semences de deux ans, même si beaucoup de graines avaient germé dans les échantillons qui n'avaient pas été stratifiés.

La dormance conditionnelle des semences d'épinette blanche varie selon les conditions de température et de lumière. Elle peut être modifiée par la stratification ou le prérefroidissement (Nienstaedt et Zasada, 1990). Les températures optimales pour la germination sont comprises entre 10 °C et 24 °C. On recommande la préréfrigération ou la stratification entre 2 °C et 4 °C pour tester les lots de semences. Cette technique permettrait d'améliorer la capacité de germination, l'énergie et la survie en pépinière des semences semées au printemps. Cependant, la stratification n'est pas toujours une condition préalable à une germination complète (J.W. Fraser, 1971; Wang, 1974a, 1976; Densmore, 1979). Cependant, des recherches ont montré que les effets bénéfiques du refroidissement humide ne se limitaient pas seulement à rompre la dormance des graines, mais aussi à induire des mécanismes naturels de réparation.

À une certaine époque, l'USDA Forest Service (1948) recommandait, avant de semer des graines d'épinette blanche (autres que var. *albertiana*), de les stratifier pendant 60 à 90 jours dans de la tourbe et du sable humide, à des températures juste au-dessus du point de congélation. Cependant, Hellum (1968) a démontré les effets produits sur les semences par la stratification au froid. Ces effets sont : 1) une diminution de la germination à mesure que la durée de la stratification augmente; 2) une augmentation des différences de germination entre les lots de semences; 3) la production de taux de germination irréguliers. De plus, contrairement aux différences indiquées par le USDA Forest Service (1948) concernant les exigences en matière de stratification entre l'élément typique et la variété « *albertiana* », les lots de semences, qui, selon toute vraisemblance, contenaient de l'épinette blanche provenant de l'élément typique (originaire du Petit lac des Esclaves) et de la variété (originaire du sud-ouest de l'Alberta), ne présentaient pas assez de variations, que ce soit en termes de germination ou de croissance précoce, pour justifier de soumettre un échantillon quelconque au traitement au froid (Hellum, 1968). Il est certain que certains lots de semences germeraient pendant la stratification en moins de 60 jours (Rudolf, 1950b). En fait, bien que les graines de la plupart des espèces de *Picea* germent rapidement sans prétraitement (Schopmeyer, 1974), le degré de dormance des graines de l'épinette blanche varie suffisamment selon leur source pour

justifier des tests systématiques sur chaque lot de semences, incluant des tests de germination stratifiés et non stratifiés, afin de déterminer si une stratification est nécessaire ou non (Zasada et coll., 1978; Edwards, 1987; ISTA, 1996). Dans les Prairies, la stratification n'a normalement pas été nécessaire (Hocking, 1972). Parfois, cependant, elle a permis d'améliorer l'uniformité de la germination. Un traitement de 21 jours dans de la tourbe à 4,5 ˚C a donné de meilleurs résultats que la stratification traditionnelle de 60 ou 90 jours (Carlson, 1983). Les résultats d'une durée de trempage à froid à 5 °C de 7 ou 14 jours ont parfois été presque aussi bons que ceux obtenus avec une stratification de 60 ou 90 jours (Rudolf, 1950b). Dans un autre cas, la germination complète a nécessité 30 jours d'un trempage à froid (Crossley et Skov, 1951), mais cette graine était âgée de 13 ans, sa provenance est inconnue et elle pourrait ne pas être pas un élément typique de l'épinette blanche. Cependant, la préréfrigération à 3 °C ou 5 °C pendant 21 jours, qui donne de bons résultats aussi bien en laboratoire que sur le terrain (Cram, 1951; Wang, 1974a), est recommandée par l'Association internationale d'essais de semences (1985). De plus, au Centre de semences de Surrey, en Colombie-Britannique, elle s'applique de manière opérationnelle à tous les lots de semences d'épinette (Bowden-Green, 1988). Wang et Berjak (2000) ont remarqué que des études sur les graines d'épinette blanche combinant vieillissement accéléré (avec un test de vigueur) et refroidissement humide ont montré que ce dernier « facilitait systématiquement une meilleure germination que si le refroidissement n'avait pas été utilisé ».

L'effet bénéfique de la réfrigération humide peut être attribué au fonctionnement des mécanismes de réparation intrinsèques (Wang et Berjak, 2000), qui, selon Roberts et Ellis (1982), ont besoin d'une teneur en humidité supérieure à 25 % en présence d'oxygène pour s'activer. Wang (1987) a observé que la réparation naturelle des dommages intracellulaires dans les graines d'épinette blanche était possible entre 2 °C et 4 °C. Des études menées sur des graines d'épinette blanche en dormance physiologique ont montré que le refroidissement humide accélère le taux de germination. La germination se fait lentement en dessous de 15,6 °C (Heit, 1949; McLeod, 1953).

La stratification peut être requise pendant une période prolongée lorsque les températures du sol des pépinières ne sont pas optimales. On peut ensuite faciliter l'ensemencement en faisant sécher la surface des graines.

Les graines hybrides peuvent aussi nécessiter un traitement de stratification similaire à celui recommandé pour l'épinette d'Engelmann. Il serait très utile de procéder à des tests préalables pour connaître les caractéristiques des lots de semences.

Les recommandations concernant le stockage à long terme des graines d'épinette ont été décrites par Simpson et coll. (2004).

Refroidissement humide (stratification à froid)

La stratification à froid est l'appellation qui désigne la conservation des semences en (et, strictement, en couches) milieu humide, souvent de la tourbe ou du sable, afin de maintenir leur viabilité et de vaincre la dormance. La désignation s'applique aussi à l'entreposage à des températures proches du point de congélation, même en l'absence d'un substrat. Une méthode

courante de stratification à froid consiste à faire tremper 24 heures les semences dans l'eau du robinet, à les sécher superficiellement, puis à les entreposer humides pendant quelques semaines, voire quelques mois, à des températures légèrement supérieures au point de congélation (van den Driessche, 1969; Santon, 1970; Wang, 1987). Bien qu'Hellum (1968) ait constaté que la stratification à froid d'une provenance de semences de l'Alberta avait entraîné une germination irrégulière, celle–ci diminuant avec l'augmentation de la durée de la période de stratification, le test apparié de Hocking (1972) effectué avec des semences de l'Alberta, stratifiées et non stratifiées, issues de plusieurs provenances n'a révélé aucune réaction à la stratification. Ces résultats ont amené Hocking à conclure qu'il fallait d'abord maîtriser la maturité, la manipulation et l'entreposage des semences avant de pouvoir déterminer la nécessité de la stratification. Plus tard, Winston et Haddon (1981) ont observé que le stockage des cônes d'épinette blanche pendant quatre semaines à 5 °C avant l'extraction rendait inutile la stratification.

Maturité des semences

La maturité des semences ne peut pas être prédite à partir de la flottation des cônes, de leur teneur en humidité ou de leur densité relative. Cependant, la Colombie-Britannique a observé que l'embryon occupant 90 % ou plus de la cavité de corrosion et que la fermeté du mégagamétophyte ainsi que sa couleur blanchâtre étaient les meilleurs indicateurs de maturité des semences d'épinette blanche en Colombie-Britannique (Kolotelo, 1997). Le Québec peut prédire la maturité des semences quelques semaines à l'avance en surveillant leur développement en fonction de la chaleur et de la progression phénologique de l'inflorescence de l'épilobe en épis (*Chamaenerion angustifolium* [L.] Scopoli), une espèce végétale associée (Mercier, 1991). La collecte des cônes une semaine avant la maturité des semences réduirait la germination et la viabilité des semences pendant l'entreposage (Mercier, 1991). On a établi quatre stades de maturation en évaluant les hydrates de carbone, les polyols, les acides organiques, la respiration et l'activité métabolique. Les semences d'épinette blanche ont besoin d'une période de maturation des cônes de six semaines après la récolte pour obtenir une germination maximale (Caron et coll., 1990). Cependant, selon le modèle des degrés-jour cumulés, les semences provenant des mêmes arbres et du même peuplement ont démontré qu'un entreposage des cônes de seulement deux semaines suffisait (Caron et coll., 1993).

En raison de la variation du degré de maturation et de dormance des semences de différents arbres d'un même peuplement, ainsi que des différences entre les procédures de collecte, de manipulation et de traitement des cônes, les semences d'épinette blanche doivent être préréfrigérées pendant trois semaines pour obtenir une germination maximale et uniforme lors de l'ensemencement en laboratoire ou en serre (Wang, 1987). La dormance des graines d'épinette blanche est due à une inhibition du développement embryonnaire causée par une influence du tégument ou du tissu mégagamétophyte (Caron et coll., 1993). Le modèle de maturation et de mûrissement des graines diffère selon les arbres d'un peuplement (Caron et coll., 1989) et d'une année à l'autre. Il se peut aussi que cette variation soit liée à la provenance. Le degré de dormance des graines d'épinette blanche varie considérablement selon la provenance des graines (Zasada et coll., 1978; Edwards, 1987).

Les semences d'épinette blanche ne germent pas dans l'obscurité après une période prolongée de 15 semaines de refroidissement humide entre 2 °C et 4 °C (Wang et coll., 1988). Le taux de germination dans des conditions standards a commencé à diminuer après 14 semaines de prérefroidissement (Wang et coll., 1988). Contrairement à l'hypothèse largement répandue selon laquelle le traitement de prérefroidissement nuit à la germination des semences physiologiquement « vieilles » ou endommagées par le traitement, les semences d'épinette blanche vieillies artificiellement pendant 10 jours dans un incubateur à 40 °C et 98 % d'humidité relative ont « réagi très favorablement » à un traitement de prérefroidissement de 3 semaines (Wang et coll., 1988). Les semences d'épinette blanche, stratifiées dans du papier journal et du sable humide entre 1 °C et 3 °C, ont perdu peu de leur capacité germinative après 14 mois. Toutefois, elles en ont perdu 90 % après 27 mois (MacGillivray, 1955).

Entreposage des semences

En général, les semences d'épinette blanche restent viables durant une année. Toutefois, elles peuvent conserver un haut taux de germination après de nombreuses plusieurs années d'entreposage dans des conditions adéquates (Anon., 1931; Simpson et coll., 2004). Les semences d'épinette de Norvège et de pin sylvestre, dont la germination est de 85 à 95 %, ont gardé leurs capacités germinatives pendant 10 à 15 ans, alors qu'elles étaient scellées dans des bouteilles (Ahola, 1951). Les conditions d'entreposage sont importantes, mais elles sont souvent difficiles à caractériser. Cela pourrait expliquer le succès variable des stratégies d'entreposage. Par exemple, les semences d'épinette de Norvège entreposées dans des pots hermétiques ont germé jusqu'à 20 % de moins après cinq ans que des semences similaires entreposées sans aération dans des sacs en tissu (Ahola, 1951). De plus, des semences d'épinette de Norvège, conservées pendant trois ans dans des pots en verre, ont germé aussi bien et aussi rapidement que des semences fraîches, mais celles conservées dans des sacs en papier ont perdu une grande partie de leur viabilité (« considérable ») (Henne, 1936). Les semences d'épinette de Norvège entreposées dans un sac de jute en grenier ont mieux conservé leur viabilité. De plus, les semences dans le cône se sont mieux conservées que les semences sèches et désailées (Vincent, 1937). Dans des conditions fraîches et bien ventilées, les semences d'épinette de Norvège dans le cône se sont conservées de manière satisfaisante pendant cinq ans (Vincent, 1938).

Toutes les espèces de semences d'épinette semblent être assez similaires en ce qui a trait aux caractéristiques de longévité et aux exigences d'entreposage (Safford, 1974). De plus, elles sont plus sensibles aux conditions d'entreposage défavorables que les pins (Heit, 1961). Les températures de séchage au four supérieures à 57 °C ont endommagé des semences d'épinette blanche (Carmichael, 1958). Les études les plus récentes indiquent qu'une semence d'épinette blanche dont le taux d'humidité est de 6,2 % a pu germer à 81 % après avoir passé 42 ans dans un contenant hermétique à -20 °C (Simpson et Daigle, 2012). Les semences d'épinette blanche stratifiées dans du papier journal et du sable humide entre 1 °C et 3 °C ont conservé une grande partie de leur capacité germinative pendant 14 mois, mais en ont perdu 90 % au bout de 27 mois (MacGillivray, 1955).

On a entreposé en lieu sûr des semences d'épinette blanche pendant 22 ans (Wang, 1974b; Wang et Haddon, 1976). D'autres expériences ont consisté à conserver des graines d'épinette blanche de faible teneur en eau pendant 10 à 13 ans dans des récipients étanches, à 2 ou 18 °C (tableau 6.11; Wang, 1982). Les contenants en plastique étaient tout aussi efficaces que ceux en verre. Ces tests comprenaient la collecte de cônes sur des arbres, soit sur pied, soit abattus, leur séchage pendant 2 à 4 mois à l'air libre dans un hangar à cônes frais et bien ventilé, puis le désailement humide, effectué avec soin. Les semences ont été conservées à 26 °C pendant 16 heures avant d'être placées dans des pots en verre hermétiques, puis stockées dans les deux conditions de température. Selon Simpson et coll. (2007), 36 lots de graines d'une même épinette blanche récoltées en 1974 dans cinq endroits différents de l'Ontario ont germé à 90 % après avoir passé 28 ans dans des récipients étanches à -20 °C, comparativement à 5 % pour ceux qui étaient conservés à 4 °C.

On a établi les teneurs en humidité et on a effectué les tests de germination des semences entreposées selon les procédures standards définies dans les Règles internationales sur les tests de semences (International Seed Testing Association, 1976). Au Centre national de semences forestières du Service canadien des forêts, les procédures de germination standard prévoient quatre répétitions de chaque lot de 50 à 100 semences. Elles doivent germer sur une couche humide Kimpak (maintenant connu sous le nom de Versa-Pak™) dans des boîtes de germination Petawawa pendant une période déterminée (Simpson et coll., 2004). On considère les germinations qui comportent des radicules, des hypocotyles sains et des cotylédons visibles comme étant normales; on considère celles qui comportent seulement des radicules et des hypocotyles courts comme étant peu vigoureuses (Simpson et coll., 2004).

Tableau 6.11. Germination de l'épinette blanche (%), selon la durée et la température d'entreposage (d'après Wang, 1982).

			Pourcentage de germination en fonction de la durée et de la température d'entreposage					
Lot de semences	**Année de collecte**	**Germination initiale (%)**	**1971 – 1972 2 °C**	**1973 – 1974 2 °C**	**1977 – 1978 2 °C**	**1977 – 1978 -18 °C**	**1980 2 °C**	**1980 -18 °C**
1	1966	94	86	92	85			
2	1966	89	90					84
3	1967	75		74	73	78	74	88

On a étudié sur plusieurs espèces, dont l'épinette blanche, l'effet de prolonger la saison de collecte des cônes en recourant à des techniques de maturation artificielle (Winston et Haddon, 1981; Haddon et Winston, 1982). On a collecté les cônes de six épinettes blanches à l'Institut forestier national de Petawawa à cinq intervalles, du 11 juin 1978 à la fin août, immédiatement avant le début de la dispersion des semences. Certains cônes de chaque collection ont été immédiatement extraits, tandis que les autres ont été entreposés pendant 4, 8 ou 12 semaines. Ces derniers ont été stockés soit dans une armoire réfrigérée à 5 °C avec une humidité relative se situant entre 75 % et 95 %, soit à la température ambiante d'un bâtiment d'entreposage de cônes. Haddon et Winston (1982) ont ensuite réalisé des tests de germination sur deux

échantillons par lot de graines, l'un ayant subi 21 jours de préréfrigération humide (stratification) à 5 °C et l'autre non. En août 1980, deux ans après la collecte, on a procédé à un deuxième test de germination sur 20 lots de graines ayant subi le traitement d'entreposage des cônes à l'air froid. Les résultats ont montré que 80 % de ces graines avaient germé immédiatement, et ce, dans une proportion équivalente, voire supérieure, à celle observée lorsqu'elles étaient fraîches. La germination des échantillons stratifiés était cependant considérablement, mais de manière irrégulière, inférieure à celle des échantillons non stratifiés. La viabilité des semences et l'élimination de la dormance à la suite de l'entreposage à l'air froid et de la maturation des cônes se sont manifestement maintenues, même après deux ans d'entreposage des semences.

En Alberta, un bâtiment en béton ignifugé a été construit sous terre pour servir d'entrepôt de semences. Ce dernier contient au moins 50 000 kg de semences d'épinette blanche et de pin tordu latifolié, répartis dans quatre compartiments de congélation contrôlés individuellement (Altmann et Lafleur, 1982). Après environ deux ans, 40 000 kg de semences étaient entreposés. En 1980, 2 016 kg (713 millions de semences viables) de semences d'épinette blanche étaient conservés dans des congélateurs à l'Ontario Tree Seed Plant, à Angus (Latimer et Skeates, 1982).

Une étude visant à déterminer l'effet de périodes d'entreposage des cônes pouvant aller jusqu'à six mois sur la qualité des semences entièrement développées, mais non extraites, a été menée en Colombie-Britannique. Les cônes de cinq espèces de conifères, y compris l'épinette blanche et d'Engelmann, ont fait l'objet de cette étude (Leadem, 1982). Elle portait sur le problème posé par les retards de traitement qui peuvent parfois durer plusieurs mois, particulièrement durant les années de forte production. Les échantillons ont été prélevés au hasard dans les collectes de cônes en vrac. On a prélevé des cônes de plusieurs lots de chaque espèce, qu'on a ensuite soigneusement mélangés afin d'offrir des échantillons représentatifs de l'ensemble de l'aire géographique et altitudinale des collections originales. On a divisé le nombre d'échantillons composites en deux groupes selon les deux traitements d'entreposage : (1) standard, emballés en vrac dans des sacs en toile de jute fraîche sur des étagères dans un hangar à cônes extérieur couvert; (2) réfrigération contrôlée, avec des sacs en toile sur des plateaux grillagés dans des glacières réfrigérées à 2 °C. Chaque mois, d'octobre à mars, on a prélevé assez de cônes dans les échantillons composites pour obtenir un minimum de 1 000 graines par espèce. On les a emballées dans des sacs en mailles pour les faire sécher. Ensuite, on a extrait les semences avec un culbuteur pour petits lots. L'usage de rayons X a permis de détecter les semences pleines. On les a ensuite séparées en lots de 6 100 semences par traitement. Les semences d'épinette ont été trempées pendant 24 h à 20 °C, puis transférées dans des flacons bouchés et refroidies à 2 °C pendant 21 jours. Un premier dénombrement des germinations a été effectué lorsque les radicules avaient atteint quatre fois la longueur du tégument; un second dénombrement, final, a eu lieu 21 jours plus tard. Aucun des deux traitements d'entreposage des cônes n'a eu d'effet négatif sur la germination de l'épinette blanche. À une exception près (février), il n'y a pas eu de différence significative de germination entre les traitements d'entreposage tout au long de l'année. Pour les deux traitements, la période maximale de germination s'est produite après cinq mois d'entreposage.

L'entreposage réfrigéré a donné lieu à une augmentation presque linéaire du taux de germination, mois après mois, d'environ 75 % en novembre à presque 90 % en mars (figure 3; Leadem, 1982).

L'étude sur l'entreposage des cônes d'épinette d'Engelmann (Leadem, 1982) présente des résultats plus limités et variables que ceux obtenus pour l'épinette blanche. Selon ces données, la germination varie entre 60 et 75 %. Cette information suggère que les graines d'épinette d'Engelmann pourraient bénéficier d'une période d'entreposage prolongée avant l'extraction.

Protéines stockeuses des semences

Les protéines stockeuses de semences se distinguent des autres protéines par deux propriétés et une caractéristique : elles se forment au dernier stade du développement de la semence, elles se mobilisent pendant la germination et la croissance, et elles se retrouvent en quantités assez importantes dans les semences matures, soit entre 10 et 40 % de leur poids sec. Les protéines stockées ne sont pas une protéine unique, mais plutôt un complexe de plusieurs protéines. Ces dernières peuvent être liées entre elles par différents types de liaisons, soit des liaisons disulfure, hydrogène, ionique ou encore hydrophobe. Dans les graines de peuplier, ce sont surtout des complexes oligomériques qui sont présents, c'est-à-dire des composés formés de deux sous-unités protéiques ou plus, dans lesquelles on retrouve souvent des chaînes polypeptidiques reliées par des liaisons disulfures.

Ces protéines stockeuses de semences (PSS) servent de marqueurs permettant de mesurer le potentiel embryonnaire et la compétence du système embryogène à produire un embryon somatique biochimiquement semblable à son homologue zygotique (Flinn et coll., 1991a). On caractérise les PSS grâce à une analyse électrophorétique et immunologique. Chez l'épinette blanche, Newton et coll. (1992) ont trouvé 44 kilodaltons de globuline. Quant à elle, chez l'épinette blanche × d'Engelmann, Flinn et coll. (1991a, 1991 b) ont trouvé des polypeptides de globuline d'une masse moléculaire de 35, 33, 24, 22, 17 et 16. Les séquences d'acides aminés de diverses espèces ligneuses, dont l'épinette blanche × Engelmann (Newton et coll., 1992), montrent que les PSS sont des protéines végétales hautement conservées. Le degré d'identité des acides aminés suit les groupements taxonomiques au sein des espèces étroitement apparentées.

Chez les gymnospermes, l'expression du gène PSS est régulée par le régulateur de croissance végétale qu'est l'acide abscissique et par l'environnement osmotique (Dunstan et coll., 1988; Misra et coll., 1993).

6.2.1 Ensemencement direct

L'ensemencement direct est parfois considéré comme risqué, car il compte plusieurs échecs. Cependant, beaucoup de ces échecs résultent d'erreurs en matière de choix et de préparation du site et de distribution des semences. Ces choix reposent sur l'idée erronée selon laquelle, de toute manière, une quantité suffisante de semences garantit le succès de l'ensemencement direct (Adams et coll., 2005). Or, les exigences biologiques de cette technique sont plus rigoureuses que celles de la plantation, puisqu'il faut réussir à la fois la germination des semences et l'établissement des semis. Plus que pour la plantation, l'ensemencement direct exige un soin particulier dans le choix et la préparation du site.

Dans une première analyse toujours pertinente aujourd'hui, Robertson (1926) note qu'il est plus facile de réussir le reboisement par plantation plutôt que par ensemencement direct. Il admet cependant que la production du matériel de reproduction peut s'avérer onéreuse, notamment lorsqu'il faut le transporter sur de longues distances, ce qui accentue les problèmes de dégradation. Robertson admet que l'ensemencement direct présente des limites, mais il ajoute : « Néanmoins, il occupe une place bien définie dans le plan de reboisement, là où les espèces à petites graines sont adaptables; là où les longues périodes de sécheresse ne sont pas générales; dans les sols pierreux et peu profonds où la plantation est difficile, ou encore dans les régions éloignées où le coût de la manipulation du matériel de reproduction est trop élevé. » Le succès dépend de deux conditions essentielles : (1) un lit de germination favorable et (2) un temps favorable pendant la première saison de croissance.

On considère généralement que l'ensemencement direct en Ontario a commencé sur une base opérationnelle permanente en 1956, bien qu'un certain nombre d'études de recherche sur l'ensemencement direct aient été menées dans différentes régions de la province dans les années précédentes (Scott, 1970). Le programme provincial d'ensemencement a commencé avec 32 hectares, mais est rapidement passé à 4500 hectares en 1967. L'ensemencement par hélicoptère représentait alors 77 % du total. Toutefois, l'ensemencement d'épinette blanche n'a connu qu'un succès modéré, représentant seulement 0,74 % de la superficie ensemencée en 1968. Après 1967, les aéronefs à voilure fixe ont été davantage utilisés (en raison du prix de location moins élevé), mais les unités d'ensemencement aérien Brohm ont été utilisées autant sur des hélicoptères que sur des aéronefs à voilure fixe.

Au cours des trois dernières décennies du XX^{e} siècle en Ontario, la grande majorité de la superficie qui a été reboisée chaque année par ensemencement direct l'a été en pin gris. Par la suite, l'épinette noire a aussi été reboisée de cette façon, en quantités « appréciables » (Fleming et coll., 2001). L'ensemencement direct de ces espèces a permis de régénérer efficacement de vastes zones dans la région forestière boréale de l'Ontario, tout comme il l'a fait « lorsqu'il est utilisé judicieusement » dans la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent. L'épinette blanche n'est pas l'objet d'un programme régulier de régénération par ensemencement direct.

Le coût apparent peu élevé de l'ensemencement direct comparativement à celui de la plantation fait parfois oublier les difficultés. Ces dernières sont souvent sous-estimées; en effet, il existe peu de cas documentés de réussite sur l'ensemencement direct d'épinette blanche (Cayford, 1974; Waldron, 1974; Stiell, 1976). L'ensemencement direct a été largement utilisé comme méthode de reboisement en Amérique du Nord pendant plusieurs années. Toutefois, il n'a jamais atteint la même échelle que la plantation de plants à racines nues. De plus, au cours de la décennie se terminant en 1972, seulement 50 000 ha ont été ensemencés directement en épinettes en Amérique du Nord (Richardson, 1974). L'épinette blanche, principalement, représentait environ la moitié de la superficie ensemencée au Canada jusqu'à cette époque.

Richardson (1974) note que, même si des recherches ont été effectuées sur l'ensemencement direct d'épinettes au Canada et aux États-Unis depuis le début du vingtième siècle, la méthode n'est devenue opérationnelle que dans les années 1950. Il a souligné que l'ensemencement

direct permettait rarement d'obtenir des peuplements de densité optimale, que les résultats sont rarement prévisibles, surtout dans le cas de l'ensemencement aérien. De plus, si le problème le plus courant est celui d'une inégalité dans la distribution des semences, il vaut mieux qu'elles soient en excès plutôt qu'en défaut. De plus, la formation de grappes de semis résultait souvent d'un ensemencement localisé et de l'utilisation de machines qui semaient plusieurs graines à la fois.

Dans une analyse économique détaillée des coûts de reboisement en Alberta, Smyth et Karaim (1972) ont estimé le coût de l'ensemencement aérien à la volée de 5,3 oz/ac (0,37 kg/ha) de semences d'épinette blanche à 3,65 $/ac (9,02 $/ha) et celui de l'ensemencement manuel à la volée de 2,6 oz/ac (0,18 kg/ha) de semences d'épinette à 2,36 $/ac ($5.83/ha). Tous ces coûts sont exprimés en dollars de 1972. En revanche, la même analyse présente des coûts moyens de plantation de 500 arbres/ac (1 235/ha) allant de 16,00 $/ac (39,52 $/ha) à 26,50 $/ac (65,46 $/ha), soit moins ou beaucoup moins que la moitié du coût de la plantation d'épinettes blanches. Un tel écart est suffisant pour compenser 1) la distribution le plus souvent irrégulière ou en grappes des semis (Stiell, 1976) et 2) la rotation plus longue nécessaire. Mais, à moins d'obtenir des taux de réussite semblables dans les opérations d'ensemencement et de plantation, cet écart pourrait laisser croire que ces calculs représentent les coûts relatifs de l'ensemencement et de la plantation. En pratique, le taux de réussite de l'ensemencement sera plus faible, et souvent beaucoup plus faible, que celui des opérations de plantation.

Il est possible de préparer des lits de germination favorables, de récolter des semences et de les entreposer en lieu sûr jusqu'à leur utilisation. Les semences peuvent être traitées avec des répulsifs ou des fongicides, ce qui leur confère une certaine protection après l'ensemencement. De plus, les techniques d'ensemencement à la volée et localisé permettent de semer les semences aux taux souhaités et, dans le cas d'ensemencement localisé, selon le schéma de distribution souhaité. Cependant, réussir l'établissement de la régénération sur un lit de germination dépend de diverses conditions, dont certaines seulement peuvent être gouvernées dans une certaine mesure par le sylviculteur (Stiell, 1976). En particulier, les conditions de température et d'humidité qui régissent la germination échappent à sa vigilence. Les semis sont soumis à la sécheresse, aux inondations, à l'insolation, aux attaques de ravageurs, à l'étouffement par les feuilles mortes et au gel, autant de facteurs qui ont entraîné l'échec de nombreuses opérations bien planifiées et bien exécutées.

Quantité de semences

L'ensemencement direct requiert l'apport d'une grande quantité de semences, en particulier dans le cas des techniques à la volée. Le coût moyen de la préparation des semences d'épinette blanche pour une utilisation ultérieure a été calculé par Smyth et Karaim (1972) à 6,40 $/lb (14,08 $/kg) en dollars de 1972. Cependant, il faut considérer la grande variabilité du nombre de graines par kilogramme (voir 3,3 Semences), ainsi que la capacité de germination au moment de formuler les prescriptions en fonction du nombre de graines viables par unité de superficie. Généralement, on compte 120 000 à 150 000 semences/ha (Wang et Pitel, 1982). Cependant, l'ensemencement sur placeaux d'épinettes blanches au Canada entre 1900 et 1972 utilisait habituellement 50 000 semences/Ac (20 230 semences/ha) (Waldron, 1974), et, dans la

majorité des 49 études résumées par Waldron (1974), le taux d'ensemencement était inférieur à 20 200 semences/ha. L'information sur la viabilité des semences est souvent absente, mais, selon Johnson (1973), elle ne dépasse probablement pas 50 % dans le cas de l'épinette blanche. Au cours de 14 essais d'ensemencement menés au Manitoba, les semences ont présenté une viabilité variant entre 3 et 71 %, avec une moyenne de 41 % (Dyck, 1994).

La difficulté de déterminer le taux et la distribution de semences semées par voie aérienne sur diverses parties d'un site est décrite par Griffin et Carr (1974) dans une étude sur l'ensemencement dans le Maine d'un brûlis avec de l'épinette blanche. Leur unité d'ensemencement comportait quatre éléments principaux : 1) une trémie de semences d'une capacité de 54,4 kg, 2) une vis sans fin de dosage à vitesse variable, jusqu'à 600 tr/min, 3) un projecteur tournant à vitesse constante (1 000 tr/min) qui distribue les semences uniformément sur une surface circulaire de 90 pieds (27,5 m) de diamètre, et 4) un projecteur rétractable à tambour et à câble, ce qui permet au pilote d'abaisser le projecteur sous les patins de l'hélicoptère. Pour calibrer, on a mesuré le poids des semences qui tombent à différentes vitesses sur une vis sans fin. On a ensuite calculé le poids de ces graines par unité de surface lorsqu'elles sont déversées d'un hélicoptère qui vole à 80,5 km/h (50 mph). Avant l'opération d'ensemencement, 50 piquets ont été plantés à des intervalles de 90 pieds (27,43 m) le long d'une ligne de base traversant en diagonale le brûlis, à angle droit avec la topographie. La surface estimée de chaque bande de vol de 27,43 m de large a servi à calculer la longueur de bande qui pouvait être traitée avant qu'on doive remplir la trémie. Celui-ci a survolé les champs à une hauteur variant entre 150 et 200 pieds (46 et 61 m) à une vitesse de 80,5 km/h. Les efforts visant à maîtriser le schéma de vol n'ont pas permis d'obtenir un taux d'ensemencement uniforme. Des plateaux d'échantillonnage de 91 cm de côté ont été installés le long de la ligne de base à 9,14 m (30 pieds) à droite et à gauche des piquets de numéro pair, à l'exception du 50^{e}; deux plateaux n'ont retenu aucune semence, mais le nombre moyen de semences trouvées dans les 47 autres plateaux a été de 8,9 (plage de 1 à 28). Les taux d'ensemencement, calculés à partir de ces données recueillies dans des portions du brûlis, chacune comprenant 5 à 9 bandes de vol, varient entre 15 628 et 36 592 semences viables/ac (38 601 et 90 382/ha). D'autres estimations ont été faites sur les taux d'ensemencement par division du poids des semences par la superficie des bandes de vol concernées. Les estimations ont varié de 0,386 à 2,247 lb/ac, moyenne de 0,681 (0,432 à 2,541 kg/ha). La grande différence entre les estimations basées sur la prise de semences sur les plateaux et celles basées sur le poids des semences semées a été attribuée par Griffin et Carr à la perte de semences, qui ont rebondi hors des plateaux en polyéthylène, mais aussi au modèle de vol imparfait résultant d'une régie inadéquate au sol.

Expérience (résultats)

Les semis issus des opérations d'ensemencement font face à de nombreuses difficultés, surtout ceux provenant de graines peu volumineuses, comme celle de l'épinette blanche. Parmi les trois principales conditions nécessaires à la germination (humidité, chaleur, oxygène), c'est l'humidité qui est probablement la plus susceptible de nuire à la germination, et, une fois la germination terminée, elle peut même entraîner la mort du semis pendant sa première saison de croissance. Il doit y avoir assez de pluie, en termes de fréquence, pour éviter un stress

hydrique excessif dans la couche d'enracinement, mais il ne faut pas qu'elle soit trop abondante, au risque de provoquer une érosion ou un enfouissement par les sédiments. Une couverture de sol peut améliorer l'état d'humidité et protéger la semence en train de germer, mais la couche de sol doit être mince afin de répondre aux exigences des petites graines d'épinette, très sensibles au stress causé par l'évaporation, les grandes variations d'humidité du sol et les températures de surface extrêmes. Le taux de réussite des 79 essais d'ensemencement direct d'épinette blanche au Canada entre 1963 et 1972 était lamentable, avec un échec dans 98 % des cas et un taux d'ensemencement de seulement 12 % (tableau 6.12; Waldron, 1974).

En Colombie-Britannique, de nombreux chercheurs et forestiers de terrain ont conclu que l'ensemencement direct d'épinette d'intérieur n'était pas une technique opérationnelle viable (Caldicott, 1989). Les résultats étaient insuffisants pour la rendre utile à grande échelle. De plus, les conditions météorologiques défavorables, en plus des taux élevés de prédation par les petits animaux, les oiseaux et les insectes, nuisent généralement au succès. En outre, les semis issus d'ensemencement direct ont un taux de croissance beaucoup plus lent que celui des semis plantés sur le terrain. Ils sont donc plus longtemps vulnérables aux contraintes environnementales.

Les tentatives de protection directe des semences contre les prédateurs et les maladies à l'aide de produits chimiques, p. ex., l'endrine, l'arasan, les paillettes d'aluminium et le latex (Waldron, 1974; Stiell, 1976) n'ont généralement pas donné de bons résultats, car elles réduisaient la germination et ne résistaient pas aux conditions météorologiques difficiles. Certaines ont eu des effets toxiques, non seulement pour les semis, mais aussi pour les humains (Radvanyi, 1974; Sullivan et coll., 1990). On a abandonné l'utilisation du fongicide Captan® comme moyen de prévention de la fonte des semis dans les essais d'ensemencement au Manitoba après avoir remarqué un développement anormal des racines dans les semences traitées, semées à la volée, sur un sol minéral (Waldron et Cayford, 1964). Coates et coll. (1994) ont remarqué que la prédation par les rongeurs des semences de douglas de Menzies et de pin tordu latifolié a diminué. La méthode utilisée consistait à fournir leur source de nourriture préférée, c'est-à-dire des graines de tournesol et d'avoine, en même temps que les graines de conifères. Cette technique n'avait pas encore été testée sur l'épinette d'intérieur en Colombie-Britannique (Sullivan et Sullivan, 1984).

Les essais sylvicoles sur la conversion des tremblaies en forêts mixtes d'épinettes et de trembles au Manitoba, entre 1960 et 1966, comportaient 14 ensemencements d'épinettes blanches. Elles ont été semées dans des bandes scalpées de 2,0 m à 3,7 m de largeur, avec des bandes intermédiaires non perturbées de 2,7 m à 17,7 m de largeur (Dyck, 1994). On a attribué au fait qu'un seul plant ait poussé durant l'essai de Duck Mountain la forte chute de trembles, l'utilisation du Captan® et la mauvaise qualité des semences. Un autre essai réalisé à Duck Mountain a démontré que l'épinette semée mesurait en moyenne 180 cm après 22 ans et 480 cm après 32 ans, lorsque la densité de peuplement était de 72 % sur une base de 10 m^2 par quadrat, avec 1 950 semis/ha d'un dhp moyen de 4,8 cm. Les résultats étaient identiques dans le troisième essai. Les semis des quatre essais de Pine Falls ont atteint une hauteur totale

moyenne de 113 cm après 19 ans. Les essais individuels ont donné des résultats variant entre 63 et 168 cm après 17 ans. Deux essais sur cinq dans la région d'Interlake ont été anéantis par un incendie ou une inondation. Les semis des trois autres essais ont atteint une hauteur totale moyenne de 136 cm après 20 ans, avec des résultats oscillant entre 115 et 165 cm après 21 ans. L'un des deux sites d'essais de Whiteshell a été défriché, tandis que l'autre n'avait toujours aucun peuplement établi après 5 ans.

Tableau 6.12 : Facteurs influant sur la réussite de l'ensemencement direct de l'épinette blanche, semée entre 1953 et 1972 (selon Waldron, 1974).

Facteur	% Densité relative	Catégorie de réussite
Année :		
1900 - 1962	15	D (déficitaire)
1963 - 1972	12	D
Traitement des semences		
A.E.A./Arasan	12	D
Captan-50W	15	D
Saison d'ensemencement		
Printemps	37	M (moyen)
Été[a]	10	D
Automne	11	D
Hiver	20	D
Conditions végétatives		
Coupes	22	D
Feux de forêt	10	D
Non perturbé	11	D
Équipement de scarifiage		
Lames de bouteur	12	D
Aucun	10	D
Type d'ensemencement		
Direct	10	D
À la volée sur le terrain	19	D
À la volée aérienne	0	D
Appareil d'ensemencement		
Cyclone	19	D
Hélicoptère	10	D
Main, semoir à main	10	D
Taux d'ensemencement, semences/ha		
0 – 4 050	10	D
4 500 – 8 090	12	D
16 200 – 20 200	10	D
>20 200	17	D

[a] Généralement semé début juin ou à la « fin du printemps ».

L'évaluation de la troisième année des essais d'ensemencement d'épinette blanche sur des sites le long des rivières Meister et Liard, situés dans le territoire du Yukon, juste au nord de la frontière de la Colombie-Britannique, a révélé que l'ensemencement direct échouait sur les sols non scarifiés (Gardner, 1980). Les sols scarifiés ont donné de meilleurs résultats en ce qui concerne l'ensemencement direct, mais ils « ne doivent pas encore être considérés comme un traitement de régénération ultime ». Le taux de repeuplement varie entre 28,8 % pour l'ensemencement d'automne en placeaux et 66,5 % pour celui à la volée du printemps (tableau 6.13). Il est évident que le scarifiage, ou son absence, a exercé la plus grande influence.

Les résultats de l'essai d'ensemencement du lac Mantago, dans la région d'Interlake, donnent des informations sur l'effet de la préparation du site et du régime d'humidité (tableau 6.14).

Il est presque universellement reconnu qu'il faut procéder à une certaine forme de préparation du lit de germination pour assurer le succès de l'ensemencement. La plupart des études sur ce sujet montrent que la présence de lits de germination sur un sol minéral organique mélangé répondrait aux besoins biologiques de la germination des semences d'épinette. En effet, on y a observé les meilleurs taux de survie : soit dans des lits de germination sur un sol minéral, soit dans un sol minéral organique mélangé (Clark, 1969; Gardner, 1980; Putman et Zasada, 1985). Un bon lit de germination se caractérise par une bonne capacité de rétention d'humidité, l'absence de végétation compétitive et une source facilement accessible d'éléments nutritifs solubles.

Tableau 6.13. Moyennes et significativité des traitements scarifiés des essais de semis de trois ans après ensemencement sur les sites de Liard et Meister River, territoire du Yukon (d'après Gardner, 1980).

Paramètre	Traitement	Moyenne du traitement	0,05 %	0,01 %
% d'échantillons avec des semis établis (% densité relative)	SFS	28,8	a[a]	A
	SSS	33,4	a	ab
	SN	39,6	ab	ab
	SFB	52,2	bc	bc
	SSB	66,5	c	c
Nombre moyen de semis établis par échantillon de semis	SFS	2,05	a	a
	SSS	2,35	a	a
	SN	2,88	a	ab
	SFB	3,78	ab	ab
	SSB	5,68	b	b
Hauteur moyenne des semis établis (cm)	SFS	3,59	a	a
	SSS	3,77	ab	a
	SN	4,11	ab	a
	SFB	4,38	ab	a
	SSB	4,56	b	a

[a] Dans les colonnes et les paramètres, les valeurs suivies par la même lettre ne diffèrent pas significativement au niveau indiqué, soit 0,05 ou 0,01.

Codes de traitement :

SFS = direct, scarifié à l'automne
SSS = direct, scarifié au printemps
SN = naturel, scarifié
SFB = à la volée, scarifié à l'automne
SSB = à la volée, scarifié au printemps

Les sols non scarifiés répondent très peu, voire pas du tout, aux exigences. L'humus ou les couches organiques retiennent mal l'humidité s'ils sont exposés à la lumière directe du soleil, ce qui fait qu'ils se dessèchent très rapidement. Les plaines inondables alluviales fertiles, comme on en trouve au Yukon, favorisent considérablement la croissance des arbustes et d'autres végétaux, mais seulement si les vieilles racines et les arbres résiduels sont éliminés. Si les horizons organiques épais restent intacts, les basses températures du sol persistent dans les couches minérales inférieures, ce qui entrave la décomposition et le cycle des éléments nutritifs (Zasada et coll., 1977). Selon Baker (1950), les avantages à exposer les sols minéraux sont multiples. En effet, « la capacité d'infiltration et l'aération sont bonnes, mais le sol se tasse bien autour de la semence, ce qui assure un contact étroit avec les films d'humidité. » Le sol possède aussi une bonne capacité de conduction de la chaleur, ce qui fait qu'il se réchauffera plus

rapidement que les horizons organiques meubles. De plus, le processus de germination ne rencontre pas une grande résistance.

L'importance du lit de germination est clairement démontrée par les résultats obtenus par Griffin et Carr (1974). Ces derniers ont rapporté le coefficient de distribution au bout d'un an suivant de l'ensemencement aérien, dans sept conditions différentes : résidus minces (18 %), résidus épais (18 %), sol minéral (28 %), humus (20 %), non brûlé (11 %), roche (6 %) et lits de germination préparés avec du sol minéral scarifié (36 %). L'épinette blanche, qui pèse 0,681 lb (76 621 semences viables)/ac (0,76 kg/ha), a été semée par voie aérienne en octobre 1966. Le semoir utilisé était un semoir aérien Brohm, installé dans un hélicoptère Bell 47D-1, sur un site du Maine brûlé par un incendie en 1965. Un inventaire de régénération réalisé en août 1967 a permis de constater une moyenne de 2 826 ± 8 719 semis d'épinette blanche par acre (6 980 ± 21 536/ha) avec un coefficient de distribution de 72 %. Cette information s'applique à tous les lits de germination, à l'exception de ceux qui n'ont pas été brûlés ni rocheux. Les résultats obtenus dépassent les coefficients de distribution indiqués par Smithers (1965). L'atteinte de ces coefficients montre que le repeuplement initial en épinette blanche a réussi. Griffin et Carr ont attribué cette réussite à des quantités de précipitations supérieures à la normale pendant la période de germination et d'établissement des semis. Six saisons de croissance plus tard, le taux de survie avait baissé à 1 131 ± 1 977/ac (2 794 ± 4 883/ha) avec un coefficient de distribution de 54 % calculé sur 809 ha (2 000 acres [8,09 km^2]). Cependant, dans 4 zones délimitées, la moitié du brûlis est restée correctement peuplée, avec 2 020 ± 2 478/ac (4 989 ± 6 121/ha) et un coefficient de distribution de 87 % calculé sur 809 ha (2 000 acres). Dans le reste du brûlis, la moyenne n'a été que de 237 ± 498 plants d'épinette blanche/ac (585 ± 1 230/ha) avec un coefficient de distribution de 30 % calculé sur 809 ha (2 000 acres [8,09 km^2]).

Tableau 6.14. Densité, hauteur et accroissement annuel de la hauteur de l'épinette blanche semée au printemps 1965, après 5 et 19 ans, en fonction de la préparation du site (d'après Dyck, 1994).

Régime d'humidité		**0 + 1**			**2 - 6**	
Traitement du site	S[a]	S+P[b]	S S+P	S	S+P	S S+P
Après 5 ans						
Coefficient de distribution (%)	37	57	47	71	71	71
tiges/ha	2 700	3 000	2 900	13 200	7 400	10 300
Hauteur totale (cm)	8	9	9	12	9	10
Hauteur à 5 ans (cm/an)	1,6	1,8	1,8	2,4	1,8	2,0
Après 19 ans						
Coefficient de distribution (%)	38	40	39	63	80	71
tiges/ha	4 700	5 500	5 100	17 000	11 200	13 900
Hauteur totale (cm)	96	88	92	134	111	121
Hauteur à 19 ans	5,1	4,6	4,8	7,1	5,8	6,4

S[a] = S Scarifié avec un bouteur et une lame droite.
S+P[b] = Scarifié avec une lame droite et labouré avec une charrue butteuse à pare-feu.

Dans une étude réalisée en serre, on a obtenu les taux de germination les plus élevés de l'épinette blanche en semant les graines sur un sol minéral et en les recouvrant d'une fine couche de litière de feuilles de tremble (Cayford et Waldron, 1962, cité par Arnott, 1974). La couverture du sol offre aux semences une certaine protection contre la prédation et le dessèchement (Richardson, 1974). Cependant, pour les petites semences d'épinette, la couverture ne devrait pas dépasser quelques millimètres.

Sites et lits de germination

Au Yukon, Gardner (1980) n'a pas eu beaucoup de succès avec ses essais printaniers d'ensemencement d'épinette blanche à la volée à raison de 2,24 kg/ha sur un sol scarifié. Il en a conclu qu'en améliorant les techniques de scarifiage, on pourrait obtenir un meilleur succès d'ensemencement. Par exemple, il serait possible d'obtenir un meilleur mélange des composants minéraux et organiques du sol, ce qui conférerait plus de stabilité aux lits de germination tout en optimisant leur capacité de rétention d'eau.

Préparation du terrain pour l'ensemencement

Rudolph (1974) a fait remarquer que les sites d'épinette blanche pouvant être ensemencés ne sont souvent que partiellement déboisés, incluant des arbres résiduels, des éricacées et des graminées qui poussent rapidement. La préparation adéquate du lit de germination par des méthodes standards a été difficile. Sans préparation du terrain, il est inutile de semer. Il est nécessaire de préparer le terrain pour assurer un bon lit de germination et éliminer la compétition végétative. Trois facteurs influencent le degré d'exposition des semis et du mélange : 1) les résidus forestiers, 2) la pierrosité, 3) la végétation. La topographie et l'humidité du sol sont également importantes (Rudolph, 1974), mais, au moins jusqu'en 1974, les

expériences sur l'ensemencement de l'épinette étaient trop peu nombreuses pour permettre de formuler des conclusions significatives.

La qualité du lit de germination dépend principalementde l'exposition du sol minéral. Souvent, le moyen le plus simple d'exposer le sol minéral en vue de l'ensemencement consiste à utiliser un bouteur pour racler le parterre forestier, une opération que l'on appelle à tort « scarifiage », car elle n'entraîne qu'un mélange minime, voire inexistant. L'exposition d'argile lourde n'est pas recommandée, toutefois, un sol de texture moyenne peut rester favorable pendant de nombreuses années (Dyck 1994). Dans l'un des essais réalisés à Mantango Lake (Manitoba), outre le scarifiage avec une lame droite, l'une des bandes a été labourée avec une charrue à billons munie d'un pare-feu. L'effet de la charrue a été positif sur la densité, au moins sur la crête, mais négatif sur la croissance en hauteur (tableaux 6.15 et 6.16). Une plus grande humidité au fond de la tranchée, par rapport à la crête, a pu être améliorée, tout comme les conditions moins fertiles dans la tranchée, qui ont limité la croissance, tant sur la crête que sur la plaine (Dyck, 1994).

Tableau 6.15. Densité, hauteur et croissance en hauteur de l'épinette blanche semée au printemps 1965 au lac Mantago et mesurée au printemps 1970, à l'âge de 5 ans, zone 21 (Dyck 1994).

Régime d'humidité	**0 + 1**			**2 à 6**			**0 à 6**
Traitement du site	S[a]	S+P[b]	S, S+P	S	S+P	S, S+P	S, S+P
Nombre de quadrats examinés	137	137	274	269	265	534	808
Nombre de quadrats ensemencés	51	78	129	190	188	378	507
Densité relative (%)	37	57	47	71	71	71	63
Nombre de tiges/ha	2 700	3 000	2 900	13 200	7 400	10 300	7 900
Hauteur (cm)	8	9	9	12	9	10	10
Hauteur annuelle, croissance (cm/a)	1,6	1,8	1,8	2,4	1,8	2,0	2,0

[a] Scarifié avec un bouteur et une lame droite.
[b] Scarifié avec une lame droite et labouré avec une charrue billonneuse à pare-feu.
[c] Sur la base d'un quadrat de 4 mètres carrés (1 milliacre).

Dans les études menées au Manitoba, il a été possible d'introduire l'épinette blanche dans les peuplements de trembles en ensemençant des bandes scarifiées, malgré la mortalité très élevée des semis et leur croissance beaucoup plus lente par rapport à celle des semis plantés. Lors de l'ensemencement et de la plantation, la survie a été meilleure sur les bandes scarifiées sur sites de zone sèche (régimes d'humidité 2 à 4) exempts d'un excès d'humidité et d'inondations saisonnières, où la concurrence végétale, au-dessus de l'étage dominant et autre, était faible, et où le broutement a été minimal (Dyck 1994). La croissance a été optimale sur les sites frais à très humides (régimes d'humidité 3 à 6).

Ball et Dyck (1991) ont recommandé la préparation hivernale du sol par scarifiage avec pelle en V jusqu'à l'horizon B, suivi d'un traitement à l'herbicide, lorsque cela était autorisé, comme

bonne alternative à la préparation estivale du sol par scarifiage des sites de plantation dans les peuplements de trembles. Cette technique pourrait également s'appliquer efficacement pour l'ensemencement.

Tableau 6.16. Densité, hauteur et croissance en hauteur de l'épinette blanche semée au printemps 1965 au lac Mantago et mesurée au printemps 1984, à l'âge de 19 ans, zone 21 (Dyck 1994).

Régime d'humidité	**0 + 1**		**2 à 6**				**0 à 6**
Traitement du site	S[a]	S+P[b]	S, S+P	S	S+P	S, S+P	S, S+P
Nombre de quadrats examinés	137	137	274	269	265	534	808
Nombre de quadrats ensemencés	52	55	107	170	211	381	488
Densité relative (%)	38	40	39	63	80	71	60
Nombre de tiges/ha[c]	4 700	5 500	5 100	17 200	11 200	13 800	11 900
Hauteur (cm)	96	88	92	134	111	121	115
Croissance en hauteur annuelle (cm/a)							
1965–1983	1,6	1,8	1,8	2,4	1,8	2,0	2,0
1981–1983	–	–	–	–	–	–	19

[a] Scarifié avec un bouteur et une lame droite.
[b] Scarifié avec une lame droite et labouré avec une charrue billonneuse à pare-feu.
[c] En fonction d'un quadrat de 4 mètres carrés (1 milliacre).

Saison

Les premières expériences d'ensemencement direct en Ontario ont montré que de bons résultats pouvaient être obtenus à tout moment de l'année, de la mi-octobre au début du printemps (Scott 1970). Il n'est pas recommandé de procéder à de l'ensemencement à la fin du printemps, en été et au début de l'automne.

L'ensemencement d'épinette blanche et d'autres conifères au début du printemps dans des sillons préparés l'été précédent a réussi, même en période de grande sécheresse, dans les plaines de sable ouvertes des États des Grands Lacs, où une nappe phréatique permanente se trouve à 50-150 cm de profondeur (Stoeckler et Sump 1940). Toutefois, Coates et coll. (1994) n'ont pas pu discerner de lien cohérent ou significatif entre le moment de la plantation des graines et le succès de l'ensemencement direct d'épinette. Dans le Maine, l'ensemencement automnal produit généralement plus de plantules que celui du printemps, mais les différences ne sont pas significatives (Griffin 1977). Dans le territoire du Yukon, Gardner (1980) a observé un phénomène inverse, alors que Putman et Zasada (1985) n'ont pas détecté d'effet significatif lié à l'ensemencement au début, en milieu ou à la fin de la saison. Il n'est donc pas étonnant que les influences saisonnières engendrent des effets différents sur les pratiques d'ensemencement dans les différentes parties de l'aire de répartition.

Selon les résultats de la première année, l'ensemencement en automne de l'épinette blanche a mieux fonctionné que l'ensemencement en hiver dans les essais manitobains

d'ensemencement direct à l'aide du semoir pneumatique McBorkan (Segaran et coll. 1984). On a testé deux périodes d'ensemencement (automne et hiver) ainsi que trois intensités d'ensemencement (1 150, 800 et 350 g/ha). Scarifier en automne permet d'exposer davantage le sol minéral qu'en hiver. L'ensemencement automnal a peut-être mieux répondu aux exigences de stratification des semences que l'ensemencement hivernal. Selon Segaran et coll. (1984), il faut privilégier les efforts opérationnels dans le cadre d'un programme d'ensemencement automnal à 1 150 g/ha.

Préparation des semences

[voir aussi la section Traitement des semences]

En examinant l'ensemencement direct, Robertson (1926) a conclu que les enrobages toxiques ne permettaient pas de maîtriser la prédation des semences par les rongeurs, car ces derniers décortiquaient les graines. Cependant, les petites graines, comme celles de l'épinette, sont moins sujettes à la déprédation que les grosses graines, comme celles du pin blanc. Robertson estime que l'oxyde salin de plomb est efficace pour éloigner les oiseaux. Dans 14 essais d'ensemencement réalisés au Manitoba entre 1960 et 1966, on a traité les semences avec du Captan 50-W ou de l'AEA (Arasan, endrine et paillettes d'aluminium) afin de les protéger contre la fonte des semis (Dyck 1994). L'utilisation du Captan a été abandonnée en 1963, lorsqu'un développement anormal des racines a été observé sur des semences traitées qui s'étaient répandues à la surface du sol (Waldron et Cayford, 1964).

En Ontario, jusqu'en 1967, on a traité chimiquement presque toutes les semences destinées à l'ensemencement direct dans le but de réduire les pertes causées par les insectes, les oiseaux, les rongeurs et les champignons pathogènes. Les produits chimiques utilisés étaient l'Arasan, l'endrine, le latex Dow et les paillettes d'aluminium. L'Arasan a servi à la fois de répulsif pour les oiseaux et de fongicide. L'endrine a freiné la déprédation par les insectes et les rongeurs, mais son utilisation a été abandonnée en 1968 en raison de sa haute toxicité et des risques graves qu'elle présentait pour la santé des personnes qui l'utilisaient. Le latex a servi de liant, et les paillettes d'aluminium, d'agent de séchage.

Ensemencement sur placeaux

L'ensemencement de graines de conifères sur placeaux, y compris d'épinette blanche, a parfois donné de bons résultats. Cependant, plusieurs facteurs limitent généralement le succès de germination. On compte notamment l'assèchement du parterre forestier avant que les racines des semis n'atteignent les réserves d'humidité sous-jacentes, ainsi que, en particulier sous les feuillus, l'étouffement des jeunes plants par la litière de feuilles pressée par la neige et par une végétation moins abondante. Kittredge et Gervorkiantz (1929) ont observé que l'élimination des trembles du parterre forestier augmentait le pourcentage de germination après la deuxième saison dans les parcelles de pin blanc et d'épinette blanche, dans quatre parcelles. Les résultats varient entre 2,5 et 5 % dans une parcelle, 8 et 22 % dans une autre, 1 et 9,5 % dans une troisième, et 0 et 15 % dans la dernière.

L'ensemencement sur place nécessite moins de semences que l'ensemencement à la volée et permet d'obtenir une meilleure distribution de semences, même si cela est parfois accompagné d'agrégation. En Ontario, les appareils utilisés pour l'ensemencement manuel sur placeaux sont

le semoir à bidon d'huile, les bâtons d'ensemencement et les secoueurs (Scott, 1970). Le bidon d'huile est un récipient muni d'un long bec qui permet de libérer un nombre prédéterminé de graines à chaque coup de semoir. La plupart des semoirs à bidon d'huile sont fabriqués à partir de bouteilles de détergent en plastique. Ils éjectent des graines lorsqu'on les presse. Le secoueur est un simple récipient perforé sur le dessus, semblable à une grande salière. Dans la méthode du « ratissage et du secouage », les semences sont d'abord déposées sur un tas de terre préparé par le râteau, puis recouvertes de terre. Les bâtons de semis, qui fonctionnent manuellement, perforent des trous dans le sol et y déposent quelques graines. Toutefois, ceux-ci n'ont jamais été très appréciés, car ils ont tendance à enterrer les graines trop profondément. Le premier des deux types d'unités mécaniques d'ensemencement sur placeaux utilisées en Ontario consiste en une adaptation de l'ensemencement en sillons. Cet ensemble est composé d'un semoir à maïs modifié, monté à l'arrière d'un bouteur équipé d'une lame en V montée à l'avant.

La relation entre la reproduction des conifères dans les tremblaies des Grands Lacs et la densité des broussailles du sous-étage n'est pas claire. Il existe cependant une tendance générale à la diminution du nombre de semis de conifères avec l'augmentation de la densité des broussailles (Kittredge et Gervorkiantz, 1929). Dans les zones broussailleuses, le faible nombre de conifères peut être attribuable, indirectement, aux broussailles et à l'abri protecteur qu'elles offrent aux lapins brouteurs. Toutefois, Lee (1924) a remarqué que le système racinaire du noisetier [noisetier à long bec] et celui de l'aster à grandes feuilles (Eurybia macrophylla (L.) Cassini) dans le parc Itasca, Minnesota, occupaient les premiers 15 cm du sol, à l'exclusion presque totale des autres racines; il a attribué au taillis du sous-bois et à la compétition pour la lumière et l'humidité qui en découle la principale limite à la reproduction.

Dans une première analyse des résultats de l'ensemencement direct, Robertson (1926) signale que le Service fédéral de sylviculture du Canada a mené des expériences en Alberta, au Manitoba, en Ontario, au Québec et au Nouveau-Brunswick pendant plusieurs années. Ces expériences ont donné lieu à « des degrés de réussite variables ». Sur un sol à texture grossière de l'Alberta, lors d'un ensemencement sur placeaux de 54 ha d'épinette blanche en 1924 et de 81 ha en 1925, respectivement 48 et 60 % des parcelles portaient un ou plusieurs semis vivants en, après l'ensemencement effectué au printemps; un an plus tard, 47 % des placeaux ensemencés en 1924 portaient au moins un semis vivant. Les semis des placeaux exposés au nord étaient plus prometteurs que ceux des placeaux exposés au sud, où la sécheresse était plus forte. Au Manitoba, l'ensemencement direct dans la plaine découverte n'a pas fonctionné. Par contre, sous les peupliers, l'ensemencement d'épinette a connu « un certain succès ». En Ontario, une étude visant à convertir des peuplements de peupliers et de bouleaux en épinette ou en pin a été réalisée sur 17 parcelles expérimentales. Après 4 ans, on dénombrait 340 semis par acre (840 tiges/ha) sous un ombrage dense, et 5 000 semis par acre (12 360/ha) sous un ombrage léger. Au Québec, l'ensemencement d'un brûlis arbustif de 20 ans en épinette blanche et en pin blanc a permis d'obtenir une germination à la deuxième année de 79 % pour l'épinette blanche et de 55 % pour le pin blanc. Une étude intensive menée au Nouveau-Brunswick, faisant appel à diverses méthodes, à des brûlis intenses, récents et anciens, sur différents sols et pentes et à des graines d'épinette et de pin empoisonnées et non

empoisonnées, a montré que, dans des conditions appropriées de sol et d'ombre, l'ensemencement direct de l'épinette blanche avait été « très réussi » (Robertson, 1926). Peut-être ce résultat est-il attribuable aux conditions d'humidité généralement plus favorables dans le Canada atlantique qu'à l'ouest.

L'ensemencement sur placeaux de 10 graines d'épinette blanche et de pin blanc sous des trembles âgés de 40 ans dans la forêt nationale de Chippewa (États des Grands Lacs), après différents degrés de coupe, a donné des résultats de deuxième année. Ceux-ci ont clairement montré la nécessité d'enlever ou de perturber le sol de la forêt pour assurer la germination des graines d'épinette blanche et de pin blanc (tableau 6.17; Kittredge et Gevorkiantz, 1929). La protection contre les rongeurs a permis d'obtenir de meilleurs résultats avec les deux espèces. Par contre, l'utilisation de grillages protecteurs n'a pas été pratique sur le plan opérationnel. Les résultats, peu importe l'intensité de coupe, étaient trop médiocres pour que la méthode soit recommandée.

Tableau 6.17. Semis d'épinette blanche et de pin blanc vivants au début de la deuxième saison de croissance après ensemencement sur des placeaux de différentes sortes dans une tremblaie après diverses intensités de coupe (d'après Kittredge et Gevorkiantz, 1929).

	Intensité de coupe en %			
Sorte de parcelle	**0**	**30**	**50**	**100**
Pin blanc				
Parterre forestier naturel	0	22	0	0
Idem, protégé	37	42	62	0
Enlèvement du parterre forestier	0	40	25	33
Idem, protégé	75	83	75	50
Épinette blanche				
Parterre forestier naturel	0	22	0	0
Idem, protégé	0	0	0	0
Enlèvement du parterre forestier	0	37	25	17
Idem, protégé	25	100	100	50

Les essais d'établissement de l'épinette blanche sur un loam fertile bien drainé dans un site de feuillus tolérants en Nouvelle-Écosse comprenaient deux conditions d'ensemencement : défrichées et non défrichées. Dans chaque condition, la moitié de chaque parcelle ensemencée a été semée à la volée au taux de 2,24 kg/ha, tandis que l'autre moitié comportait environ 12 graines par placeau préparé (Drinkwater, 1957b). Après trois ans, il était clair que l'ensemencement sur placeaux n'avait pas fonctionné, car la plupart des semis avaient été étouffés par la litière de feuillus. Des essais d'ensemencement sur placeaux réalisés dans le territoire du Yukon avec six graines d'épinette blanche par placeau ont donné lieu à une densité moyenne de 28,8 % pour un ensemencement automnal et de 33,4 % pour un ensemencement

printanier, trois ans après l'ensemencement (Gardner, 1980). Gardner, qui cite la recommandation de Lähde et Tuohisaari (1976) selon laquelle le pin sylvestre aurait besoin d'une densité de semis correspondant de 25 à 30 graines par placeau, a conclu que la densité de semis était trop faible d'un facteur « au moins égal à 2 ».

L'ensemencement sur placeaux idéal produit un plant viable à partir d'une quantité minimale de semences déposées sur un lit de germination favorable, mais d'une taille et d'une complexité minimales. Cependant, si la quantité de semences est insuffisante, l'ensemencement peut échouer; et si la quantité de semences est trop importante, de nombreuses plantules peuvent se développer sur un seul placeau. Cependant, le nombre de graines et le lit de germination ne suffisent pas à eux seuls pour déterminer le nombre de plantules établies sur une place; les conditions météorologiques jouent un rôle important, souvent décisif. On a déjà soulevé la question de savoir si on doit éclaircir les placeaux surchargés. Par exemple, Helmers (1948) a examiné l'effet d'éclaircir des placeaux de graines d'épinette d'Engelmann en Idaho. Les placeaux ont été ensemencés à l'automne 1937 après une coupe à blanc et un brûlage dirigé. À quelques exceptions près, ils ont été éclaircis jusqu'à 15 plantules par placeau au printemps 1938. Ensuite, après la fin de la deuxième saison de croissance, on a procédé à une éclaircie alternée de trois ou quatre plantules dans chaque placeau comptant plus de sept plantules. On a ensuite poursuivi l'éclaircie jusqu'à ce qu'il ne reste qu'une seule plante par placeau à la fin de la troisième saison de croissance. À ce stade, les placeaux qui n'avaient pas été éclaircis comptaient moins de 23 plantules. On a mesuré le semis dominant de chaque placeau après neuf saisons de croissance. Même si le nombre de plantules par placeau variait, la hauteur moyenne des épinettes d'Engelmann dominantes se situait toujours autour de 60 cm. De plus, on a observé un léger recul dans le diamètre des tiges situées à 2,5 cm au-dessus du sol avec l'augmentation du nombre de plantules par placeau. Helmers a pensé qu'il était prématuré de tirer des conclusions à partir de ces données, mais il en a conclu que les effets de la promiscuité s'accentueraient au fur et à mesure de la croissance des plantules.

Ensemencement sur placeaux sous abri

Les abris servent à améliorer la germination et la survie des semis ensemencés sur placeaux. Ils visent à tirer profit des avantages de la culture en serre, même si celle-ci est miniature. Par exemple, l'abri à semences Hakmet est un cône en plastique semi-transparent de 8 cm de hauteur, avec des ouvertures de 7 cm de diamètre dans une base de 7,5 cm et de 1,7 cm de diamètre dans la partie supérieure de 2,4 cm (Lähde et Tuohisaari 1976). Cette petite serre augmente l'humidité de l'air, réduit le dessèchement du sol et élève les températures de l'air et du sol à un niveau plus propice à la germination et à la croissance des semis que celui offert par des conditions non protégées. Après quelques années d'exposition aux rayons ultraviolets, l'abri se décompose.

Après les résultats positifs d'ensemencement sous abri obtenus en Scandinavie, des essais d'ensemencement ont été effectués sur quatre sites dans le nord de l'Ontario, avec de l'épinette blanche sur une pente argileuse de dépôt lacustre orientée vers le sud-est, à 46°19'N, 80°25'W (Dominy et Wood, 1986). Des peupliers faux-trembles et des bouleaux blancs avaient

été laissés comme résidus après l'abattage des épinettes en 1979. En 1980, le site a été préparé avec une lame de déblaiement Rome K/G (Smith, 1979). Un an après l'ensemencement, les framboises rouges, les graminées, le peuplier faux-tremble et le cerisier de Pennsylvanie avaient poussé en abondance. On a comparé un ensemencement conventionnel (pas d'abri) sur placeaux à de l'ensemencement sous abri Hakmet. On a semé des graines d'épinette blanche sur placeaux sous un abri, en raclant la litière avec les pieds et en la piétinant pour aplatir le placeau, puis en y déposant 10 graines (viabilité de 90 %) qu'on a légèrement enfoncées dans le sol près du centre. Ensuite, on a placé l'abri sur le placeau, qu'on a maintenu en place en raffermissant le sol autour de sa base. Dans le cas de l'ensemencement de placeaux non abrités, les semences ont été déposées sur des microsites de sol minéral scarifié en milieu de juin (printemps) et en milieu de juillet (été). Les graines d'épinette blanche de l'été n'ont pas germé avant l'année suivante. Au terme de la cinquième saison de végétation, on a mesuré la densité, la hauteur totale et l'accroissement annuel actuel de la plus haute plantule de chaque place. Le degré de désintégration des abris a aussi été noté après la cinquième saison; 29 % d'entre eux étaient encore intacts après 5 ans.

L'utilisation d'abris pour semences sur placeaux et leur semis au printemps ont considérablement augmenté la densité relative des plantules par rapport à l'ensemencement direct. Les abris n'ont toutefois pas eu d'effet significatif sur la croissance. La croissance des semis non abrités a été extrêmement faible. C'est probablement dû à leur étouffement par l'abondante litière de feuillus et d'herbacées, en particulier celle du tremble et du framboisier rouge, et exacerbé par la forte concurrence des graminoïdes et du framboisier.

En Alaska intérieur, on a procédé à des essais techniques d'ensemencement direct sur placeaux, d'une part sur terrain scarifié, d'autre part sur terrain non scarifié, et dans les deux cas, avec ou sans abri. Dans le premier cas, l'abri était un cône conique (Cerkon™) et, dans le deuxième, un entonnoir (Cerbel™). Les semis ont davantage survécu sous les deux types d'abri (Putman et Zasada 1986). Les deux abris ont été fabriqués par AB Cerbo, à Trollhättan, en Suède. Ils sont en plastique blanc opaque photodégradable, mesurent 8 cm de hauteur une fois installés.

En 1984, en Alaska, on a semé deux fois sur un brûlis estival. La première fois, on a semé dans de petits placeaux préalablement scarifiés à la main, puis on a recouvert le tout d'entonnoirs en plastique blanc. La deuxième fois, nous avons semé directement sur les cendres résiduelles et la matière organique, puis recouvert le tout d'entonnoirs en plastique blanc. (Putman et Zasada, 1985). À la mi-juin, soit environ une semaine après la fin de l'ensemencement, on a observé un groupe de six corbeaux (*Corvus corax*) dans la zone dont on soupçonne avoir causé des dommages, qui étaient en moyenne de 68 % sur les cônes et de 50 % sur les entonnoirs dans les zones arides, et de 26 % sur les entonnoirs dans les plaines inondables. Dans les zones non brûlées, les dégâts causés par les corbeaux n'ont représenté que 0,13 %. Toutefois, ils étaient similaires aux autres.

Lors d'essais d'ensemencement menés au Manitoba entre 1960 et 1966, on cherchait à convertir des tremblaies en forêts mixtes d'épinettes et de trembles. On a effectué en 1961

dans la forêt provinciale de Duck Mountain un scarifiage qui s'est avéré favorable à l'ensemencement naturel pendant de nombreuses années (Dyck, 1994).

Ensemencement en ligne

Bien qu'il nécessite moins de semences, l'ensemencement en ligne ou sur placeaux peut mener à l'agglutination des semences. Cette technique permet aussi de mieux cibler le lieu de chute des graines. En outre, seulement une petite portion de la superficie totale doit être traitée.

Ensemencement à la volée

Dans les tremblaies de la région des Grands Lacs, l'ensemencement de graines de conifères sur placeaux a généralement échoué (Kittredge et Gervorkiantz, 1929). Cependant, après des essais dans le Territoire du Yukon, qui comprenaient un ensemencement à la volée de graines d'épinette blanche à raison de 2,24 kg/ha, permettant d'obtenir une densité de 66,5 % trois ans après l'ensemencement, avec le recours à un ensemencement à la volée sur site scarifié, Gardner (1980) a conclu au caractère très prometteur de cette technique.

6.2.2 Matériel de reproduction

[voir Alm et coll., 1991]

Le matériel de reproduction « semis, plants repiqués, boutures, et parfois sauvageons destinés à être plantés » (Ford-Robertson, 1971), comprend tout le matériel cultivé en pépinière en vue d'être planté. La quantité de graines utilisée pour la production de semis d'épinette blanche et pour l'ensemencement sur placeaux diffère selon la méthode d'ensemencement (tableau 6.18).

Tableau 6.18. Semences utilisées pour obtenir une plantule (d'après Schooley et Mullin, 1988).

Méthode	Semences/semis
Semis en récipient	1 – 5
Semis à racines nues	2 – 10
Ensemencement sur placeaux	5 – 15
Ensemencement à la volée	5 – 30
Ensemencement aérien	50 – 150

Méthodes de culture du matériel de reproduction (nomenclature des semis)

Le matériel de reproduction est cultivé selon de nombreuses méthodes, allant des installations informatisées en serre aux enceintes ouvertes. Il se compose de semis à racines nues, de plants repiqués, ainsi que divers types de semis en récipient. Par souci de simplification, les plants cultivés en récipient et les plants à racines nues sont généralement appelés « semis ». Les plants repiqués sont quant à eux des semis prélevés d'une planche de pépinière pour être transplantés dans une planche dont la dimension est généralement plus grande. La taille et le caractère physiologique du matériel de reproduction dépendent de la longueur de la saison de croissance et des conditions de celle-ci. Jusqu'à l'avènement de la production de matériel de reproduction en récipient dans la seconde moitié du vingtième siècle, on classait les semis à racines nues selon leur âge.

Classification par âge

Le premier chiffre indique le nombre d'années pendant lesquelles une planche de pépinière contient un lot donné de matériel de reproduction. Le deuxième chiffre indique les années passées dans la ligne de repiquage; un zéro indique l'absence de repiquage. Si un troisième chiffre est présent, il indique le temps écoulé depuis le deuxième prélèvement et le nouveau repiquage. Les chiffres peuvent être séparés par des tirets, mais la séparation par le signe « + » est plus logique. En effet, la somme des chiffres individuels donne l'âge du matériel de reproduction. Ainsi, 2+0 signifie qu'il s'agit d'un semis de deux ans qui n'a pas encore été repiqué. Le semis d'épinette blanche 2+2+3 de Candy (1929) a passé deux ans en lit de germination, puis deux autres années dans les lignes de repiquage avant d'y rester une troisième année après le deuxième repiquage. Les variations incluent des combinaisons qui s'expliquent d'elles-mêmes, telles que 1½+1½, etc.

La classe du matériel de reproduction qu'on utilise sur un site donné est généralement choisie en fonction de l'historique de la survie, de la croissance et du coût total des arbres survivants (Korstian et Baker, 1925). Dans les États des Grands Lacs, Kittredge (1929) a constaté que le meilleur matériel génétique pour l'épinette blanche 2+1 correspondait à la plus petite taille de semis capable de survivre. Ce matériel est aussi moins cher que celui qui est plus grand, si on en juge par le coût final des arbres survivants.

Classification par code de description des semis

L'âge ne constitue pas un indicateur adéquat pour décrire le matériel de reproduction. On a donc développé différents codes correspondant à ses caractéristiques, comme sa hauteur, son diamètre de tige ou encore le rapport pousse : racine (p. ex. : Cleary et coll., 1978). Ce code de description peut également comporter une indication quant à la période de plantation.

Caractéristiques physiologiques

Ni la classification par âge ni le code de description des semis n'indiquent l'état physiologique du matériel de reproduction, bien que le respect rigoureux d'un régime de culture donné et l'observation du rendement au cours d'un certain nombre d'années de plantation puissent produire du matériel apte à fonctionner à l'avenant.

Classification par méthodes de culture

Le matériel de reproduction est cultivé selon diverses méthodes, mais on en compte deux principales : les cultures de racines nues et les cultures de semis en récipient. Les manuels spécifiques à la production de semis à racines nues (Duryea et Landis, 1984) et de semis en pot (Tinus et McDonald, 1979) constituent des ressources précieuses pour le responsable de la pépinière. De plus, Cleary et coll. (1978) présentent beaucoup d'informations sur le matériel de reproduction par administration régionale pour l'Oregon, Lavender et coll. (1990) pour la Colombie-Britannique et Wagner et Colombo (2001) pour l'Ontario.

Semis à racines nues

Des semis d'épinette blanche à racines nues ont été cultivés en lignes dans des pépinières dans la plupart des provinces canadiennes ainsi que dans plusieurs États des États-Unis, selon des cycles de culture variant de 2 à 5 ans, voire davantage. La pratique traditionnelle consistait à

semer des graines dans des lits préparés. On laissait ensuite les semis sur place jusqu'à ce qu'ils atteignent une taille suffisante pour être transplantés sur le terrain ou jusqu'à ce qu'ils soient repiqués en pépinière afin d'y poursuivre leur croissance.

Les pressions économiques ont fait que de nombreuses compétences ont abandonné l'option relativement coûteuse du repiquage. Comme l'a noté Stiell (1976), les « plants repiqués, longtemps considérés comme l'idéal pour l'épinette blanche, cèdent la place dans de nombreuses pépinières canadiennes au matériel de reproduction pour la plantation sur le terrain, principalement pour des raisons d'économie de production ». En effet, les plants 2+2 coûtent presque le double de ceux de type 3+0 (Campagna et Fortin, 1971; Robinson, 1973). Toutefois, l'avantage économique est souvent illusoire. Mullin et Howard (1973) ont conclu, à la suite de l'analyse d'un grand nombre de données expérimentales, que l'utilisation de 2+2 plutôt que de 3+0 permettrait d'économiser environ 24 % du coût nécessaire pour atteindre la même hauteur totale de peuplement 10 ans après la plantation. Sur les quatre catégories de plants d'épinette blanche repiqués dans le district forestier de Prince Rupert (Colombie-Britannique), la hauteur atteinte à la cinquième année par les plants 2+0 était nettement inférieure à celle des plants standards 2+1 (Armit, 1970). Les autres catégories étaient 2+1R (plant récupéré de taille inférieure à 2+0 repiqué un an) et 3+0. La survie après 5 ans était significativement plus faible dans le cas des plants 2+1R que dans celui des autres catégories.

Jusqu'aux années 1970, la plupart des épinettes blanches provenaient de semis à racines nues. Les plants repiqués ont généralement servi pour les premières plantations, mais, en Ontario, on a préféré utiliser des semis pour éviter les frais de repiquage. En ce qui concerne l'épinette blanche, les semis de type 2+2, 2+1, 2+0, 3+0 et 1½+½ ont été utilisés. Comme la fiabilité du matériel de reproduction a été mise en cause, on a préféré revenir aux plants repiqués. À la pépinière Swastika, dans le nord de l'Ontario, la production de semis d'épinette blanche a cessé dans les années 1980 (Raitanen 1988).

Le repiquage consiste à trier les plants en en éliminant certains, ce qui crée ainsi plus d'espace pour les autres. De plus, les plants repiqués ont généralement un système racinaire plus fibreux, un diamètre de tige plus important et un rapport racine : pousse plus élevé que les semis du même âge cultivés aux mêmes densités (Lavender et coll. 1990). Ces caractéristiques permettent l'utilisation des plants dans des endroits présentant une forte concurrence, des problèmes causés par la pression de la neige et la pression animale.

En Colombie-Britannique, on cultive des plants repiqués à une densité de 60-70 par m2. On peut procéder au repiquage au printemps, en été ou en automne, à condition d'être délicat avec les plants pour minimiser leur stress causé par l'humidité. La mise en terre de l'épinette repiquée récemment se fait en juillet après la lignification des nouvelles pousses et le début de la formation des bourgeons terminaux (Lavender et coll. 1990).

En Colombie-Britannique, les semis à racines nues ont été remplacés par les semis en bloc Styroblock® du BC-CFS comme premier choix pour les semis d'épinette originaire de l'intérieur (Van Eerden et Gates, 1990). Le nombre de semis à racines nues commandés en Colombie-Britannique a diminué, passant de 42 946 000 en 1981 à 262 000 en 1990 (Coates et coll., 1994).

L'abandon des semis à racines nues est attribuable à plusieurs facteurs, dont l'économie des pépinières, un meilleur contrôle des régimes de culture des pépinières et, souvent, le rendement supérieur des semis en récipient (Dobbs 1976a, Vyse 1982, McMinn 1985b). Ceux-ci se distinguent surtout des semis à racines nues 2+0, qui étaient largement utilisés en Colombie-Britannique dans les années 1970 (Coates et coll. 1994). Des essais menés en Colombie-Britannique montrent que les semis d'épinette d'intérieur à racines nues présentent une mortalité plus élevée et une croissance plus lente que les semis en récipient initialement plus petits sur des sites similaires (Dobbs, 1976a; Vyse, 1982).

Même si l'utilisation d'une grande quantité de semis mis en terre a souvent été proposée comme étant la clé d'une bonne plantation, et même si plusieurs cas ont démontré une corrélation positive entre la quantité de semis plantés et le rendement (p. ex., Dobbs 1976a, Walker et Johnson 1980, Vyse 1982, McMinn 1985b, Thomson et McMinn 1989b), planter beaucoup de semis s'est souvent avéré être un échec (Bunting 1980). L'évaluation des problèmes de cette nature présente un problème majeur : peu de variables sont communes entre les essais sur la quantité de semis plantés. Des comparaisons définitives sont rares. Les différences de site, de préparation du site (type, intensité, choix du moment), de type de semis et de classe d'âge, d'humidité du sol au moment de la plantation, de précipitations après la plantation, de méthode de plantation, de qualité de plantation et de manipulation des plants entre le repiquage et la mise en terre, sont autant de facteurs qui rendent difficile l'établissement de comparaisons.

Les grands plants sont très difficiles à manier et à planter. Si on les met en terre sans qu'ils aient eu le temps d'établir un contact solide et stable entre leurs racines et le sol, ils ont perdu tout l'avantage que leur taille leur conférait. La grande couronne de prise au vent de ce type de plant pose un problème majeur car elle l'empêche de maintenir sa stabilité.

Gestion du sol des pépinières

Que ce soit en forêt ou en pépinière, la croissance des semis dépend fondamentalement de la fertilité du sol. Toutefois, la fertilité du sol des pépinières peut facilement être améliorée, beaucoup plus qu'en forêt. Les exigences du sol de pépinière pour l'épinette blanche sont similaires à celles des conifères en général : texture de sable loameux ou de loam sableux, avec moins de 20 % de limon et d'argile; concentration de matière organique d'au moins 2 % dans l'horizon de surface; absence de pierres; nivelé, bien drainé; pH compris entre 5 et 6. Avec ces caractéristiques, un sol convient bien à une utilisation en pépinière, peu importe son niveau de fertilité intrinsèque. On doit s'assurer que le sol d'une pépinière est assez fertile pour obtenir le taux de croissance souhaité. Une excellente revue sur la production en pépinière de semis d'épinette blanche à racines nues ainsi que les pratiques associées a été publiée par Alm et coll. (1991).

Fertilité du sol

Le pépiniériste Lunt (1946), au Connecticut, a observé que la quantité et le type d'engrais nécessaires pour cultiver des semis de conifères dépendaient de la qualité du sol, de l'âge des semis et, dans une certaine mesure, de l'espèce. Parmi les conifères étudiés, soit l'épinette blanche, l'épinette de Norvège, le douglas de Menzies, le mélèze, le tsuga, le pin rouge, le pin

blanc et le pin sylvestre, ce sont les épinettes qui ont été les moins exigeantes en éléments nutritifs, ce qui pourrait être lié à leur masse sèche.

Les régimes d'engrais sont généralement élaborés au cas par cas sur une période de plusieurs années. Wilde (1958) a proposé les éléments suivants comme qualité de fertilité fortifiée :

réaction (pH)	5,0 – 6,0
capacité d'échange cationique (me/100 g)	7,0
N total (%)	0,12
P_2O_5 disponible (lb/ac)	70 (78,3 kg/ha)
K_2O disponible (lb/ac)	200 (224 kg/ha)
Ca échangeable (me/100 g)	2,5
Mg échangeable (me/100 g)	1,0

L'azote, le phosphore et le potassium sont apportés sous forme d'engrais, mais le calcium et le magnésium, quant à eux, le sont de façon plus occasionnelle. Les applications d'engrais azotés ne s'accumulent pas dans le sol afin de former une réserve d'azote disponible pour les prochaines cultures (Armson et Carman, 1961). Par contre, le phosphore et le potassium peuvent se stocker sous forme de réserves disponibles durant de longues périodes.

Fertiliser les semis les fait pousser plus longtemps que s'ils ne l'ont pas été; des semis d'épinette blanche fertilisés ont atteint le double de la taille des semis d'épinette blanche non fertilisés (Armson, 1966). Les semis qui ont germé dans un milieu extrêmement riche ont une tige qui pousse au détriment de celle des racines; il en résulte des tiges trop lourdes par rapport aux racines, les rendant inadaptés aux rigueurs du site. Un excès d'éléments nutritifs peut aussi avoir un effet de réduction sur la croissance (Stiell 1976, Duryea et McClain 1984) ou sur l'absorption d'autres éléments nutritifs (Armson et Sadreika 1979). De plus, un excès d'ions nutritifs peut prolonger ou affaiblir la croissance, ce qui peut empêcher le bon développement de la dormance et de l'endurcissement des tissus en vue de résister aux conditions hivernales (van den Driessche 1980).

Azote

Les conifères peuvent absorber l'azote sous deux formes : ammonium (NH_4^+) et nitrate (NO_3^-). Cependant, ces formes ne sont pas physiologiquement équivalentes. La forme de l'azote affecte à la fois la quantité totale et la composition relative de l'azote soluble dans les tissus de l'épinette blanche (Durzan et Stewart, 1967). Il a été démontré que l'azote ammoniacal favorisait l'arginine et les amides et entrainait une forte augmentation des composés de guanidine libres, tandis que, dans les feuilles nourries uniquement au nitrate, les composés de guanidine étaient moins importants. Durzan et Steward ont remarqué que, selon les analyses qu'ils ont faites en fin d'été, leurs résultats ne pouvaient pas exclure l'existence de réactions temporaires différentes de celles observées durant d'autres périodes. L'azote ammoniacal a produit des plantules significativement plus lourdes (poids sec) avec une teneur en azote plus élevée après 5 semaines (McFee et Stone, 1968) que la même quantité d'azote provenant des nitrates. Swan (1960a) a observé le même phénomène chez des épinettes blanches âgées de 105 jours.

Les ions ammonium peuvent être retenus comme cation d'échange par des minéraux argileux ou des colloïdes organiques, alors que les ions nitrate se lessivent facilement du sol.

L'effet global à court terme de la fertilisation azotée sur les semis de conifères consiste en un stimulant de la croissance des pousses plutôt que celle des racines (Armson et Carman, 1961). À plus long terme, la croissance des racines est également favorisée. De nombreux gestionnaires de pépinières hésitent encore à utiliser des engrais azotés tard dans la saison de croissance, craignant que cela ne fasse augmenter le risque de dommages causés par le gel aux tissus non aoûtés. Une présentation très intéressante au North American Forest Tree Nursery Soils Workshop (atelier nord-américain sur les sols de pépinières d'arbres forestiers) à Syracuse en 1980 a fourni des preuves contraires. Bob Eastman, président de la Western Maine Forest Nursery Co., a déclaré avoir réussi, durant les 15 dernières années, à éviter les brûlures hivernales de l'épinette de Norvège et de l'épinette blanche dans sa pépinière en fertilisant avec 50-80 lb/aC (56-90 kg/ha) d'azote en septembre, ce qui n'était pas le cas auparavant, où ces brûlures surviennent chaque année, et elle sont généralement graves. Eastman a aussi mentionné que la capacité de stockage hivernal des semis ainsi traités s'en trouvait nettement améliorée (Eastman, 1980).

L'absorption d'azote correspond à la courbe de croissance de l'épinette blanche, c'est-à-dire qu'elle ne se fait pas par phases périodiques (Armson, 1960, 1965a). Le taux de croissance augmente avec la fertilisation (Armson 1966). L'augmentation des concentrations d'azote dans le sol a favorisé la croissance de l'épinette blanche (Talli 1967, Armson 1968a,b, Etter 1971, 1972), le rapport pousse : racine (Armson 1963a,b), le diamètre du collet des racines (Mullin et Bowdery 1977, Brown et Myland 1978), l'indice de surface des racines (McClain et Armson 1976, Bunting 1984) et la ramification des racines (Mueller-Dombois 1964, Sutton 1969b, McClain et Armson 1976).

Des semis d'épinette blanche ont été cultivés dans des chambres à environnement contrôlé pendant 100 jours après la germination. Ils étaient enrichis de trois teneurs en azote (15,5 mm, 1,55 mm et 0,155 mm) et de deux teneurs en dioxyde de carbone atmosphérique (350 µL· L^{-1}, 750 µL· L^{-1}) (Brown et Higginbotham, 1986). L'apport d'azote a eu des effets marqués sur l'accumulation de biomasse, la hauteur et la surface foliaire. Le rapport poids : racine (RPR) a augmenté de manière significative à la plus basse concentration d'azote. L'enrichissement en dioxyde de carbone a fait augmenter de manière significative la biomasse foliaire et totale des plantules à un taux d'azote élevé, le RPR des plantules à un taux d'azote moyen et la biomasse racinaire des plantules en régime d'azote faible.

La production de matière sèche et l'absorption d'éléments nutritifs par les cultures d'épinettes blanches 2+0 à raison de 300 plants par m^2 ont été répertoriées par Richards et coll. (1973). Toutes les valeurs sont exprimées en kilogrammes par hectare : matière sèche, 4 447; azote, 64; phosphore, 16; potassium, 26; calcium, 53; magnésium, 7. Armson (1968a) a constaté que, chez l'épinette blanche 2+0, la réduction de la matière sèche associée à l'augmentation de la densité du lit de germination peut être compensée, dans une certaine mesure, par l'augmentation de la fertilité du sol (tableau 6.19).

Tableau 6.19. Poids sec moyen de plants (g) d'épinettes blanches 2+0 cultivées à différents degrés de fertilité et de densité (d'après Armson 1968a, b).

	Densité de semis (m^2)			
Degré de fertilité	**108**	**215**	**431**	**861**
Faible	5,2	3,6	2,1	1,3
Moyen	6,1	4,0	2,8	1,8
Élevé	6,0	5,5	3,5	2,4

Les besoins en fertilité de l'épinette blanche, établis à partir des concentrations foliaires et déterminés par Swan (1971 b) dans des expériences de culture dans le sable, sont les suivants : azote 1,50- 2,50; phosphore 0,18- 0,32; potassium 0,45- 0,80; magnésium 0,10- 0,20; et calcium 0,15- 0,40; tous en pourcentage de la matière sèche. Nienstaedt et Zasada (1990) ont constaté que ces valeurs, à l'exception de celle du calcium, correspondaient aux valeurs publiées par Iyer (1977) pour des semis de 3 ans de pépinière d'épinette blanche. Les concentrations nécessaires de l'épinette blanche, telles que rapportées par Armson et Sadreika (1979) dans leur étude sur les besoins en Ontario, diffèrent selon le type de semis et entre les pépinières du Nord et du Sud (tableau 6.20).

Tableau 6.20. Étendue des concentrations en éléments nutritifs présents dans le feuillage de l'épinette blanche à racines nues, selon l'emplacement géographique de la pépinière et le type de semis, en pourcentage du poids sec (d'après Armson et Sadreika, 1979).

	Nord de l'Ontario					**Sud de l'Ontario**						
Éléments	**1+0**	**2+0**	**3+0**	**1+1**	**2+1**	**1+0**	**2+0**	**3+0**	**1+1**	**2+1**	**1+2**	**2+2**
N	1,25 à 3,08	1,81 à 2,27	1,62 à 2,07	1,40 à 1,48	2,11 à 2,42	2,32 à 2,77	1,76 à 2,78	1,51 à 2,12	2,22 à 2,58	1,98 à 2,50	1,39 à 2,22	1,56 à 2,75
P	0,23 à 0,37	0,11 à 0,22	0,15 à 0,25	0,11 à 0,14	0,18 à 0,25	0,26 à 0,34	0,21 à 0,31	0,10 à 0,23	0,15 à 0,24	0,12 à 0,19	0,18 à 0,19	0,12 à 0,16
K	0,28 à 2,63	0,54 à 1,92	0,50 à 1,25	1,41 à 1,69	0,58 à 0,82	0,67 à 2,10	0,42 à 0,63	0,59 à 1,20	0,55 à 0,64	0,53 à 1,14	0,45 à 0,67	0,18 à 1,15
Ca	0,47 à 0,92	0,57 à 0,83	0,07 à 0,99	0,31 à 0,50	1,04 à 1,18	0,30 à 1,07	0,70 à 1,63	0,63 à 0,81	0,31 à 0,81	0,29 à 2,04	0,20 à 0,83	0,81 à 1,70
Mg	0,10 à 0,13	0,08 à 0,10	0,07 à 0,11	0,08 à 0,09	0,10 à 0,11	0,08 à 0,14	0,09 à 0,13	0,09 à 0,11	0,06 à 0,10	0,06 à 0,12	0,07 à 0,10	0,06 à 0,21

Bien sûr, la concentration des éléments nutritifs dans les tissus végétaux dépend de plusieurs facteurs, notamment les conditions de croissance. L'interprétation des concentrations déterminées par analyse n'est possible qu'en présence d'une concentration excessivement faible ou, rarement, excessivement élevée. Les valeurs sont influencées par les facteurs écologiques ainsi que par leurs interations avec les 16 éléments nutritifs reconnus comme étant

essentiels aux plantes. Parmi ceux-ci, 13 proviennent du sol, soit l'azote, le phosphore, le potassium, le calcium, le magnésium, le soufre, tous utilisés en quantités relativement importantes (Buckman et Brady, 1969). De plus, les concentrations d'éléments nutritifs des conifères varient selon la saison, l'âge, le type de tissu et la technique d'analyse. L'étendue des concentrations que l'on trouve dans les plantes bien développées (tableaux 6.20 et 6.21) constitue un guide utile pour évaluer l'adéquation de certains éléments nutritifs. De plus, les rapports entre les principaux éléments nutritifs servent de guide utile pour détecter les déséquilibres nutritionnels.

La variabilité des données du tableau 6.21 est habituelle : les extrêmes ne contribuent guère plus qu'une note de prudence quant aux résultats. Les valeurs minimales des éléments nutritifs sont en moyenne 45 % inférieures aux moyennes, et les valeurs maximales 567 % supérieures. Les déterminations individuelles fournissent des données d'un certain intérêt, mais, à moins qu'elles ne soient liées à des déséquilibres évidents, elles ne sont pas convaincantes.

Tableau 6.21. Moyennes et étendues des valeurs morphologiques et de concentration des éléments nutritifs d'échantillons de 80 plants d'épinette blanche 1+0 prélevés annuellement dans une pépinière de la Colombie-Britannique le 15 octobre 1968 à 1978 (d'après van den Driessche 1984a, tableau 3).

Variable	Moyenne	Minimum	Maximum	Étendue de 50 % [a]
Poids sec des semis (g)	0,18	0,03	0,60	
Longueur de la pousse (cm)	3,90	1,70	9,20	
Rapport pousse : racine	0,57	0,24	0,97	
N (%)	2,59	0,24	3,50	2,28 – 2,91
P (%)	0,32	0,22	0,42	0,30 – 0,35
K (%)	0,90	0,52	1,26	0,83 – 0,98
Ca (%)	0,49	0,12	0,87	0,39 – 0,59
Mg (%)	0,15	0,10	0,22	0,14 – 0,17

[a] Étendue de 50 % des observations; calculée comme moyenne ± de l'écart type.

Micronutriments

Les protocoles d'échantillonnage diffèrent d'une province à l'autre. En Colombie-Britannique, l'échantillonnage des semis pour analyse des éléments nutritifs a habituellement lieu à la fin de l'automne ou au début de l'hiver, lorsque les variations de taux d'éléments nutritifs sont devenues très faibles par rapport à celles qui surviennent plus tôt dans la saison de croissance (van den Driessche, 1984a). Les pousses entières ou les plantes entières sont généralement analysées dans le cas des plants 1+0. Dans le cas de semis plus anciens, seules les aiguilles sont échantillonnées.

Les analyses chimiques des sols et des plantes peuvent aider le responsable de la pépinière à maintenir une fertilité du sol suffisante pour favoriser la croissance des semis. Il est plus facile de détecter une carence en amont que de réagir en aval en matière de fertilisation. Depuis

quelques années, les méthodes de culture qui permettent de produire des plants de la qualité souhaitée constituent le principal critère de décision pour le responsable de la pépinière.

Concentration en éléments nutritifs du sol des pépinières destinées à la culture de l'épinette blanche

Les propriétés chimiques du sol déterminent la disponibilité des éléments nutritifs. Les valeurs du pH sont particulièrement influentes; dans les sols de pépinières, on considère généralement que les valeurs de 5,5 à 6,5 sont les plus favorables à la croissance (tableau 6.22; Alm et coll.).

Tableau 6.22. Concentrations d'éléments nutritifs du sol de pépinière recommandées pour la production de semis d'épinette blanche (d'après Alm et coll. 1991).

pH	Matière organique (%)	Capacité d'échange cationique (meq/100 g)	P (ppm)	K (ppm)	Ca (ppm)	Mg (ppm)	Source
5,5 – 6,5	5,0		26	63	240	85	Wilde et coll. 1979
5,5	4,5		75	117	300	35 – 40	Hallet 1980 2+0 stock
5,5 – 6,5	3,5	300	117	600	61		Bunting 1980 lit de semence
5,5 – 6,5	2,5 – 3,0	200	117	600	61		Bunting 1980 transplant
5,5	5,0		20 – 40	126			Edwards 1981a, b lit de semence

Préparation du lit de germination en pépinière

Ensemencement

Pour les semis d'épinette blanche, la région centre-nord de l'USDA (USDA Forest Service, 1940) a recommandé de recouvrir les graines d'une couche de 6 mm. Pour celles qui seront plantées au champ après 3 ans, on les sème à raison de 55 par pied carré (592,02 par m^2), et 75 par pied carré (807,79 par m^2) pour celles qui seront plantées 2 ans plus tard.

Entretien du lit de germination

Le gel (soulèvement) dans les pépinières forestières peut entraîner des pertes importantes de semis, notamment chez les semis 1+0, comme les épinettes blanches, par exemple à la pépinière de Kemptville, en Ontario (Mullin, 1965). La procédure standard à Kemptville consistait à préparer des lits de germination, puis à semer à la fin de l'automne, à recouvrir la semence d'une couche de paille de seigle de 5 à 10 cm d'épaisseur pour l'hiver. Le paillis a été retiré au printemps, une fois que les graines avaient germé. Par la suite, les lits de semis n'ont pas reçu de protection hivernale. Mullin a tenté de lutter contre le soulèvement par le gel en essayant diverses sortes de paillis qu'on peut laisser sur les lits de germination. Cinq répétitions de 18 parcelles entièrement aléatoires de 3 m × 1 m ont été utilisées pour l'application des traitements suivants :

1. Gravier de silice, maille #4 (grossière), ½ pouce (13 mm) d'épaisseur.
2. Gravier de silice, maille #6 (moyenne), ½ pouce (13 mm) d'épaisseur.
3. Gravier de silice, maille #8 (fine), ½ pouce (13 mm) d'épaisseur.
4. Sciure de bois dur, ½ pouce (13 mm) d'épaisseur.
5. Vermiculite, ½ pouce (13 mm) d'épaisseur.

6. Sphaigne déchiquetée, ½ pouce (13 mm) d'épaisseur.
7. Sphaigne, ¼ pouce (6 mm) d'épaisseur sous du gravier de silice à maille #6, ¼ de pouce (6 mm) d'épaisseur.
8. Paillis de fibres, rouleau de fibres de bois de ¼ pouce (6 mm) d'épaisseur.
9. Paillis de seigle de 3 pouces (8 cm) d'épaisseur, enlevé au printemps (témoin, c.-à-d., pratique standard antérieure).

Une phase d'ombrage, prévue pour chaque traitement, consistait à utiliser une latte d'ombrage pendant la première saison de croissance, ainsi qu'une partie de la seconde. La période sans ombrage correspondait à l'hiver. Le traitement 8 a été abandonné, car il entravait la levée des semis. Le paillis de sciure de bois a nettement favorisé la germination et la survie; les résultats obtenus lors des phases d'ombrage et de non-ombrage ne diffèrent pas de manière significative. On en a conclu que la sciure de bois se compare favorablement au paillis de seigle quant à sa capacité de limiter le soulèvement par le gel, et que les pertes attribuables au soulèvement ne sont pas aussi importantes qu'on le supposait généralement.

Les problèmes liés à la présence de mauvaises herbes dans le lit de germination ont été les plus importants lors du traitement au paillis de seigle. En comparaison avec le traitement par paillage, la sciure de bois a très bien régulé la croissance des mauvaises herbes sans entraîner une inhibition significative de celle des semis.

Espacement entre les planches de pépinières

La production de planches de pépinière est coûteuse, et les responsables de pépinières aspirent naturellement à tirer le meilleur parti des ressources disponibles pour produire des plants. Cependant, l'espace accordé à un plant sur une planche influence fortement sa croissance; la qualité est affectée si les plants sont trop serrés (tableau 6.23).

Tableau 6.23. Effet de l'espacement en pépinière de semis d'épinette blanche à racines nues sur le rendement au champ 3 ans après leur plantation (d'après van den Driessche, 1984b).

Espacement (cm)	Survie (%)	Hauteur (cm)	Volume (cm^3)
1,4	80a[a]	39a	15a
2,8	84a	42 b	24 b
4,8	91a	43 b	30c

[a] Dans les colonnes, les valeurs qui ne sont pas suivies du même symbole diffèrent significativement ($P < 0,05$).

Développement des semis

Au cours de la première année de vie des semis d'épinette blanche en pépinière, leur poids sec augmente selon une courbe (Armson 1962). La moitié de leur croissance durant cette période survient après le 1er septembre. Le poids sec moyen passe de 1,7 mg à 58,2 mg au cours de la première année, puis de 70 mg à 503 mg au cours de la seconde.

À la pépinière de Midhurst, dans le sud de l'Ontario, le taux d'augmentation du poids sec des semis d'épinette blanche au cours de leur troisième année a eu tendance à être linéaire, passant d'une multiplication par quatre (Mullin 1963a). En fin de septembre, 75 % de la croissance totale de la troisième saison étaient atteints.

Des signes de reprise de croissance ont été observés au printemps sur les pousses et les racines de l'épinette blanche en pépinière (Mullin, 1963a). En 1958, lors d'un printemps exceptionnellement chaud, certains bourgeons avaient gonflé sur presque toutes les plantules le 22 avril, alors que des pointes blanches pouvaient atteindre 13 mm sur 30 % des plantules. Ce comportement a été confirmé l'année suivante, mais les nouvelles pousses n'ont pas été visibles avant le 14 mai.

Conditionnement, stress

Dans le but d'adapter les plants pour qu'ils puissent mieux résister aux agressions après la transplantation, on a développé et mis en pratique différents traitements sur des plants en pépinière. Buse et Day (1989), par exemple, ont étudié l'effet du conditionnement des plants repiqués d'épinette blanche et d'épinette noire sur leur morphologie, leur physiologie et leur rendement ultérieur après avoir été plantés au champ. Les traitements appliqués étaient la taille des racines, le soulèvement et la fertilisation au potassium à 375 kg/ha. La taille des racines et le soulèvement ont modifié les semis et les plants en pépinière en diminuant la hauteur, le diamètre du collet, le rapport pousse : racine, ainsi que la taille des bourgeons. Ces traitements n'ont cependant pas amélioré la survie ni la croissance après la plantation. La fertilisation a réduit la croissance des racines de l'épinette noire, mais pas celles de l'épinette blanche.

Endurcissement, résistance au gel

Les jeunes plants sont plus ou moins sensibles au gel. Des dégâts peuvent être catastrophiques lorsque des semis non endurcis sont exposés au gel. La résistance au gel peut se définir comme étant la température minimale à laquelle un certain pourcentage d'une population aléatoire de semis survivra ou subira un certain degré de dommages (Siminovitch, 1963; Timmis et Worrall, 1975). Le terme LT50 (température létale pour 50 % d'une population) est couramment utilisé. La détermination de la résistance au gel en Ontario se fait en mesurant la fuite d'électrolyte à partir des pointes terminales de la tige principale, soit 2 ou 3 cm, lors d'échantillonnages hebdomadaires (Colombo et Hickie, 1987). Les pointes sont congelées, puis décongelées, avant d'être immergées dans de l'eau distillée; leur conductivité électrique dépend du degré de rupture des membranes cellulaires causé par le froid, ce qui permet de libérer l'électrolyte. On a utilisé le degré de résistance au gel à -15 °C pour déterminer si les plants en récipient étaient prêts à être déplacés à l'extérieur de la serre. Le degré de -40 °C a été celui servant à déterminer l'aptitude à l'entreposage en congélateur (Colombo 1997).

Dans une technique antérieure, les semis en pots étaient placés dans un congélateur et refroidis à un certain degré pendant une durée déterminée. Quelques jours plus tard, on évaluait les semis pour déterminer s'ils avaient subi des dommages, en se fondant sur différents critères, dont l'odeur, l'aspect visuel global et l'examen du tissu cambial (Ritchie, 1982).

Les plants destinés à être plantés en automne doivent être suffisamment endurcis. On considère qu'ils le sont lorsque les bourgeons terminaux se sont formés et que les tissus de la tige et des racines ont cessé de croître. La couleur et la rigidité des aiguilles sont d'autres

caractéristiques qui, chez certaines espèces, indiquent la dormance, mais elles ne sont pas apparentes chez l'épinette blanche.

6.2.3 Plants en récipient

Types de plants en récipient

On classe le matériel de reproduction en récipient en fonction du type et de la taille du récipient. On a utilisé une grande variété de récipients, mais avec plus ou moins de succès. Certains récipients sont conçus pour être mis en terre avec le plant, p. ex., le pot en papier goudronné, la saucisse de tourbe de l'Alberta, la balle carrée de Walters et les systèmes de pots en papier, qui sont remplis d'un substrat d'enracinement et mis en terre avec le plant (Tinus et McDonald 1979). On sème également une graine dans d'autres récipients qui ne contiennent pas de substrat d'enracinement, mais plutôt dans un bloc de culture, comme le Polyloam®, le Tree Start® et le BR-8 Blocks®.

Les modèles de récipients destinés à la culture de plants sont nombreux et variés. Pour l'épinette blanche, il est recommandé de produire du matériel de reproduction en récipient. La plupart des récipients ont une forme tubulaire. Leur diamètre et leur volume influencent la croissance de l'épinette blanche (Hocking et Mitchell 1975; Carlson et Endean 1976). Les épinettes cultivées dans des récipients dont le rapport hauteur/diamètre est égal à 1:1 ont produit un poids sec significativement plus élevé que celles qui ont été cultivées dans des récipients dont le rapport hauteur/diamètre est égal à 3:1 ou 6:1. Le poids sec total ainsi que la longueur des pousses augmentent avec le volume du récipient.

Plus un récipient est grand, moins il est exploité par les racines par unité de surface. Cependant, l'avantage d'une grande taille de récipient demeure favorable aux plants, suffisamment pour que la Colombie-Britannique se dote de récipients plus grands (Coates et coll. 1994). Le nombre de blocs Styroblock PSB211 (2 cm de diamètre, 11 cm de longueur) commandés en Colombie-Britannique est passé de 14 246 000 en 1981 à zéro en 1990, tandis que les commandes de blocs Styroblock PSB415 (4 cm de diamètre, 15 cm de longueur) ont augmenté durant la même période, passant de 257 000 à 41 008 000. Bien que la culture, la distribution et la plantation de matériel de reproduction plus grand soient plus coûteuses que celles du matériel de reproduction plus petit, cela n'a pas empêché une hausse des commandes.

Il existe des récipients qui ne sont pas mis en terre avec l'arbre, comme les récipients Styroblock®, Superblock®, Copperblock® et Miniblock®. Ceux-ci produisent des semis Styroplug®, dont les racines poussent dans un bloc de substrat compacté. Les dimensions des contenants varient selon diverses combinaisons de diamètre supérieur et de profondeur, allant de 39 à 3 260 ml. Toutefois, ceux qui sont le plus souvent employés, notamment en Colombie-Britannique, ont un volume compris entre 39 et 133 ml (Van Eerden et Gates, 1990). Le bloc BC-CFS Styroblock®, créé en 1969-1970, est devenu le type de bloc (récipient) le plus utilisé dans le cas des semences d'épinette originaire la Colombie-Britannique intérieure (Van Eerden et Gates 1990; Coates et coll. 1994). Les récipients sont identifiés par un code à trois chiffres, où le premier indique le diamètre maximal et les deux autres la profondeur de la cavité, les deux dimensions étant approximativement exprimées en centimètres. On observe une forte hausse de la demande pour des récipients plus grands (tableau 6.24; Coates et coll., 1994). Le matériel

de reproduction varie selon la taille du récipient et la classe d'âge. En Colombie-Britannique, par exemple, on cultive des plants dans les blocs PSB 415 et PSB 313, selon la classe 1+0 ou 2+0. Les blocs PSB 615 servent principalement à cultiver des plants 2+0.

Tableau 6.24. Nombre d'arbres commandés pour la production des types de plants d'épinette d'intérieur les plus courants en Colombie-Britannique entre 1981 et 1990 (d'après Coates et coll., 1994).

	Type/taille du matériel de reproduction					
Année d'ensemencement	**Racines nues**	**Repiquage**	**PSB211**	**PSB313**	**PSB415**	**PSB615**
1981	42 946	3 778	14 246	4 845	257	0
1982	42 449	9 938	12 180	10 951	633	0
1983	40 736	11 217	12 561	14 943	433	9
1984	24 754	0	3 967	46 203	454	2
1985	15 070	0	3 915	66 264	1 127	0
1986	7 964	5	606	99 949	1 490	0
1987	6 057	0	32	72 896	6 599	0
1988	4 245	3 505	82	85 814	15 239	0
1989	1 550	12 858	7	87 946	28 060	128
1990	262	8 106	0	55 682	41 008	105

Au départ, on avait l'intention de laisser les semis en place dans les Styroblocks jusqu'à la veille de la plantation. Cette méthode aurait toutefois causé des problèmes logistiques, réduisant ainsi l'efficacité des opérations. Aucune comparaison du rendement des semis extraits et conditionnés par rapport à celui des semis in situ n'a été faite, mais les semis conditionnés ont très bien performé et n'ont donné aucune indication de détresse.

Les serres à environnement contrôlé, avec des dates de semis précoces (janvier et février), permettent de produire des épinettes vigoureuses, grandes et faciles à planter au printemps ou à l'automne. Une petite partie des semis et plants d'épinette produits en Colombie-Britannique sont cultivés selon cette méthode (Van Eerden et Gates, 1990). Si les semis et les plants sont mis en dormance avant la plantation, un bon système racinaire se développe avant l'hiver, puis il redevient physiologiquement normal.

Les dates de semis plus tardives (de fin février à avril) sont habituelles dans le cas de plants conventionnels 1+0, qui sont généralement conditionnés et entreposés en congélateur pendant l'hiver pour leur mise en terre au printemps.

Taille du matériel de reproduction en récipient : rendement au champ

Des études ont démontré que le recours à des plants cultivés dans de grands récipients plutôt que dans de petits est préférable, car ceux-ci se sont mieux développés au champ. Les grandes cavités permettent de cultiver un matériel de reproduction plus gros (Simpson, 1991; Jobidon et coll., 1998). McMinn (1982) a proposé de planter de grands plants sans préparation de site comme solution de rechange à la plantation de petits plants sur des sites préparés

mécaniquement. Jobidon et coll. (1998) ont souligné l'importance de planter des plants de grande taille dans un grand récipient, car cela leur procure plus d'espace pour se développer (capacité de croissance racinaire, CCR).

Contrairement aux suggestions antérieures, par exemple de Timmis et Tanaka (1976), qui laissaient croire qu'un espace plus grand entre les cellules des contenants produirait des plantules morphologiquement adaptées, comme une plus grande résistance ou un poids sec plus élevé, permettant ainsi d'obtenir un meilleur rendement que ceux obtenus avec des plants cultivés dans des récipients de même dimension, mais dont les cellules sont plus serrées, Salonius et coll. (2000) ont observé que, durant l'endurcissement des plants dans les cellules des grands récipients, ces derniers avaient déjà produit suffisamment de racines pour n'avoir pas besoin d'en produire davantage après avoir été plantés.

Selon Salonius et coll. (2002), la tendance chez les pépiniéristes est d'atteindre la taille prescrite du matériel de reproduction et de réduire le rapport pousse : racine en laissant le matériel croître plus longtemps. Cependant, cette prolongation, bien qu'elle soit impérative dans le cas des semis à racines nues, s'est révélée inutile, voire contre-productive, dans le cas des plants de conifères en récipient (Walker et Johnson, 1980; Barnett et Brissette, 1986). Bernier et coll. (1995) sont d'accord avec l'idée que, pour les plants de conifères en récipient, un faible rapport pousse-racine peut indiquer après la plantation la présence d'un système racinaire hypertrophié caractérisé par de grandes racines subérisées serrées (Endean et Carlson, 1975; Balisky et coll., 1995; Salonius et coll., 2000). Dans les limites d'une cavité de récipient, le système racinaire se développe, mais il se déforme dès qu'une racine atteint la paroi (Kinghorn, 1978). Comme aucun type de récipient ne peut combler le besoin en espace nécessaire à la croissance des racines d'un jeune plant, plus on le garde longtemps dans le récipient, plus ses racines vont se déformer (Martinsson, 1986; Barnett et Brissette, 1986).

Après avoir travaillé avec une multitude de types de semis en récipients à parois rigides, Salonius et coll. (2002) ont signalé que peu de corrélations existaient entre le rendement au champ et le poids des racines en pépinière, ou le rapport pousse : racine. Par contre, ils ont constaté un lien important entre le rendement au champ et le volume des pousses, le poids des pousses, ainsi que le diamètre des tiges. Ces résultats, selon eux, témoignent de l'effet prépondérant de l'activité photosynthétique sur la croissance des racines (van den Driessche, 1982).

La taille (volume) des semis d'épinette blanche cultivés dans trois types de récipients à parois rigides après plusieurs saisons de croissance au champ a été rapportée par Salonius et coll. (2002). Les cultures de semis d'hiver (provenant de semences stratifiées) plantées en mai 1995 étaient plus petites, avec un rapport pousse : racine inférieur, que celles qui avaient été mises en terre plus tôt, en juillet 1994. Cette différence a toutefois disparu au champ en août 1997. Les semis cultivés dans chacun des trois types de récipients se sont comportés de manière similaire à cet égard.

Un avantage particulier de cultiver des plants en récipient est la protection qu'il offre au système racinaire contre le dessèchement, tant lors de la manipulation que par la suite, si l'humidité du sol est insuffisante (Phipps et Noste, 1976). Cependant, les plants d'épinette

blanche en récipient sont plus vulnérables que les semis à racines nues aux inondations de courte durée (Rauscher 1987) et au soulèvement par le gel (Walker et Johnson 1980), en particulier sur les sols argileux exposés (Revel et coll. 1990).

On a apporté plusieurs modifications à la paroi interne des récipients afin d'améliorer la morphologie du système racinaire, et ce, principalement pour limiter la déformation des racines, tant dans le récipient qu'une fois plantées. On a ainsi créé des rainures verticales ou des nervures sur les parois internes du récipient afin d'empêcher les racines de s'enrouler. On a également testé des revêtements de métaux ou de leurs sels pour inhiber l'extension des racines latérales, en prévision d'une reprise de la croissance horizontale après la plantation. Le carbonate de cuivre (0.5 kg/L) contenu dans le latex recouvrant les parois internes des récipients Styrocontainer de 30 ml, par exemple, a fait diminuer l'extension de 60 % des racines latérales primaires de l'épinette blanche. Cette substance n'a toutefois pas influencé sa croissance en hauteur ni la capacité de croissance de ses racines (Burdett et coll., 1983). En général, cependant, l'élagage chimique d'un système racinaire en récipient est probablement plus utile pour les pins que pour l'épinette blanche. Même un modèle unique de récipient ne produira pas un produit standardisé si la méthode de culture n'est pas elle aussi standardisée.

Procédures relatives aux serres

Manipulation de la photopériode, longueur du jour

Les photopériodes courtes induisent la dormance et permettent la formation des primordia d'aiguilles. La formation des primordia nécessite 8 à 10 semaines, suivies de 6 semaines de refroidissement à 2 °C. Les plantules subissent un débourrement rapide lorsqu'elles sont exposées à des photopériodes de 16 heures à un régime de température de 25 °C/20 °C. Le mode de croissance libre, propre aux jeunes plants et qu'ils perdent après environ 5 ans, disparaît chez les plantules soumises à un stress environnemental (Logan et Pollard, 1976; Logan, 1977).

Afin de réduire le temps nécessaire à la production de matériel de reproduction, on a mené des expériences sur des semences d'épinette blanche et de trois autres espèces de conifères du Wisconsin durant la saison de croissance la plus longue et sans gel en Floride. Ces expériences se sont déroulées pendant 125 jours au cœur du Wisconsin, mais seulement 265 jours en Floride du Nord. Comme les espèces étudiées sont adaptées à de longues photopériodes, on a fait subir aux plants une durée de jour allongée de 20 heures. D'autres semis ont été cultivés avec un allongement de la longueur du jour dans le Wisconsin, avec une durée de jour naturelle dans les deux régions. Au terme de deux saisons de croissance, les épinettes blanches soumises à des jours longs en Floride étaient presque aussi grandes que celles cultivées au Wisconsin, mais deux fois plus grandes que les plants soumis aux photopériodes naturelles du Wisconsin. Dans les conditions de journées naturelles en Floride, avec la courte photopériode locale, les plants d'épinette blanche sont restés très petits et ont affiché un faible taux de survie. Les plants d'épinette noire ont également réagi de la même manière. Après deux années de croissance, les plants des quatre espèces cultivées en Floride dans les conditions de journées longues étaient bien équilibrés, leurs racines et leur tige s'étant bien développées, atteignant ou dépassant les normes minimales des plants 2+1 et 2+2 des espèces des Grands Lacs. La

survie des plants de ces quatre espèces, après avoir été repiquées puis mis en terre, a été équivalente à celle des plants 2+2 cultivés dans le Wisconsin. L'allongement artificiel de la photopériode dans les États des Grands Lacs du nord des États-Unis a considérablement accru la croissance en hauteur des plants d'épinettes blanches et noires au cours de la seconde saison de croissance.

Contrôle de la température

On a déterminé les conditions optimales de croissance des semis en récipient en vue de leur production à des fins de plantation (Nienstaedt et Zasada, 1990). L'alternance des températures diurnes et nocturnes s'est révélée plus appropriée qu'une température constante. Pour une intensité lumineuse de 400 lumens/m^2, une température diurne/nocturne de 28° C/20 °C a été recommandée dans le cas de l'épinette blanche (Pollard et Logan 1976, Carlson 1979, Tinus et McDonald 1979). Cependant, les optima de température ne sont pas nécessairement les mêmes selon l'âge et la taille (Tinus et McDonald, 1979). Tinus (1984) a étudié sur quatre provenances d'épinette d'Engelmann les effets des combinaisons des températures diurnes et nocturnes sur la hauteur, le cubage et le poids sec. Les plants des quatre provenances ont tous semblé avoir des besoins en température très similaires, avec des optima nocturnes légèrement inférieurs aux optima diurnes (tableau 6.25).

Tableau 6.25. Températures recommandées (°C) par Tinus (1984) pour la croissance maximale des semis d'épinette d'Engelmann de quatre provenances, de la fin de la germination jusqu'au poids sec, dans un milieu où les autres conditions environnementales sont optimales.

			Température diurne		Température nocturne	
Provenance des semences	**Altitude (m)**	**Poids sec max. (g)**	**Point de réglage**	**Étendue acceptable**	**Point de réglage**	**Étendue acceptable**
1	2 800	1,25	20	15 – 24	18	13 – 21
			ou 25	22 – 27	7	5 – 11
2	2 940	1,67	19	15 – 25	17	8 – 22
3	2 800+	1,18	18	13 – 27	16	7 – 22
4	2 900	1,88	19	15 – 25	19	10 – 22

Intensité lumineuse

La température et l'intensité lumineuse interagissent dans leur effet sur la croissance des semis. À des intensités lumineuses faibles, environ 40 lumens/m^2, un régime de température diurne/nocturne de 28 °C/13 °C est efficace (Brix 1972). Une photopériode inférieure à 14 heures entraîne l'arrêt de la croissance, mais une photopériode prolongée, avec de faibles intensités lumineuses jusqu'à 16 heures ou plus, permet une croissance continue. Il n'est pas très utile d'utiliser plus de 16 heures de lumière à faible intensité lorsque les semis ont atteint leur stade de croissance libre. Des photopériodes longues caractérisées par des intensités lumineuses élevées, entre 10 000 et 20 000 lumens/m^2, augmentent la production de matière sèche. Une prolongation de la photopériode, de 15 à 24 heures, double la croissance de cette dernière (Pollard et Logan 1976, Carlson 1979).

Enrichissement en dioxyde de carbone

L'étude menée par Brown et Higginbotham (1986) visait à mesurer les effets de l'enrichissement en dioxyde de carbone et de l'apport d'azote sur la croissance de l'épinette blanche et du peuplier faux-tremble. Les semis ont été cultivés dans des environnements contrôlés avec du CO_2 atmosphérique ambiant ou enrichi (350 ou 750 f1/L) avec des solutions nutritives à teneur élevée, moyenne et faible en azote (15,5, 1,55 et 0,16 mM). Les plantules ont été récoltées, pesées et mesurées tous les 100 jours. L'apport d'azote a grandement affecté l'accumulation de biomasse, la hauteur et la surface foliaire des deux espèces. Chez l'épinette blanche, seul, le rapport de poids des racines (RPR) a augmenté de manière significative avec le régime à faible teneur en azote. L'enrichissement en CO_2 pendant 100 jours a augmenté significativement la biomasse foliaire et totale des semis d'épinette blanche en régime d'azote élevé, le RPR des semis en régime d'azote moyen et la biomasse racinaire des semis en régime d'azote faible.

Microgreffe

On a réussi à cultiver des épinettes blanches, des épinettes de Norvège, du douglas et des greffes effectuées à partir de matériel de reproduction de pins, en utilisant comme greffons des pins d'Elliott *(Pinus elliottii* Engelm.) âgés de 1,5 à 6 mois (Mergen, 1954).

Repiquage des plants de Castle et Cooke

Le système de repiquage en serre de Castle and Cooke Techniculture permet d'accélérer la production de plants et d'améliorer le produit. Le matériel de reproduction qui nécessitait 3 ans de croissance peut être produit en 2 ans, après une phase initiale de 10 semaines en serre (Klapprat, 1988). L'utilisation efficace des semences par le système de repiquage est particulièrement avantageuse pour les semences améliorées. Le système Castle et Cooke débute avec des plateaux remplis de tourbe et de polymère (« terre caoutchouc »). Ils sont semés en serre et, en Ontario du moins, les plants sont repiqués à 10 semaines (Klapprat 1988).

Culture prolongée en pépinière

On cultive couramment les conifères en pépinière afin d'obtenir des spécimens plus grands, présentant un rapport pousse : racine plus favorable. Cette technique est toutefois inefficace pour la croissance de trois espèces, dont l'épinette blanche, dans trois systèmes de récipient à parois rigides et trois systèmes de récipient à blocs recouverts d'un filet (Salonius et coll., 2002). Bernier et coll. (1995) ont émis l'hypothèse qu'un faible rapport pousse : racine chez des semis cultivés en récipient pourrait indiquer que leur système racinaire très développé (muni de grandes racines subérisées, non réactives, serrées) s'était en quelque sorte « enraciné » dans la cavité du récipient. Toute relation entre le rapport pousse : racine et le rendement semble être négative, les plants présentant un rapport pousse : racine plus élevé étant plus « performants ». (McGilvray et Barnett 1982, Bernier et coll. 1995; Salonius et coll. 2002).

6.2.4 Qualité du matériel de reproduction, potentiel de rendement et essais

Le mot « qualité » vient du latin par qualitatem, qui signifie « de quelle sorte ». En 1979, lors de l'atelier de l'IUFRO sur les techniques d'évaluation de la qualité du matériel de reproduction, on a défini et accepté la définition suivante : « La qualité du matériel de reproduction correspond à l'atteinte d'un objectif d'aménagement donné (jusqu'à la fin de la rotation ou l'obtention des

avantages recherchés) à un coût minimal. La qualité est l'aptitude à être employée » (Willen et Sutton 1980, traduction libre). La définition d'objectifs clairs est donc nécessaire pour déterminer la qualité du matériel de reproduction (Sutton, 1982). Non seulement le rendement doit être déterminé, mais il doit être évalué par rapport aux objectifs d'aménagement (Sutton 1987). On produit du matériel de reproduction pour appliquer la politique forestière d'une organisation donnée.

Les différences de qualité entre les différents lots de matériel de reproduction sont assez faciles à constater lorsqu'elles sont liées à leur apparence. Les différences physiologiques sont souvent indétectables à l'œil nu. Les plants expédiés par Red Rock Nursery en Colombie-Britannique, par exemple, semblaient tous être de bons plants bien développés, mais des échantillons prélevés lors de l'expédition et plantés immédiatement dans la pépinière ont montré, à la fin de la saison, une grande variété de rendement. Certains blocs, produits à moindre coût, contenaient des plants vivants, alors que d'autres étaient bruns et comptaient beaucoup de mortalité.

De nombreux facteurs culturels influencent la qualité du matériel de reproduction, notamment le traitement de stratification des semences, la date d'ensemencement, la profondeur d'ensemencement, les régimes de température de l'air et du sol, le pH et la fertilité du milieu d'enracinement, le calendrier d'irrigation, le régime de fertilisation, le régime photopériodique, le degré d'exposition au dioxyde de carbone, le traitement de la période du système racinaire, le type de matériel de reproduction. On exige également de plus en plus de tests physiologiques, p. ex., la capacité de croissance racinaire.

On a fourni des incitatifs à des fins d'amélioration de la compétitivité du matériel de reproduction. Ces mesures ont consisté à imposer des restrictions sur l'usage du feu et d'équipement mécanisé pour la préparation de site (Newton et coll., 1993), ainsi que sur l'usage des herbicides chimiques, voire leur élimination (Jobidon et coll., 1998). Plusieurs études ont démontré que les plants de grande taille donnent généralement de meilleurs résultats que les plants de plus petite taille, et ce, surtout dans un milieu où la concurrence entre les végétaux est forte (Salonius et coll., 2002).

Potentiel de rendement du matériel de reproduction

Il faut distinguer la « qualité du matériel de reproduction » et le « potentiel de rendement du matériel de reproduction » (PRMR). Le rendement réel d'un lot donné de matériel de reproduction est en partie déterminé par sa nature et son état; c.-à-d., par son potentiel de rendement intrinsèque.

Le PRMR est impossible à estimer de manière fiable à l'œil nu, car l'apparence, en particulier celle des plants retirés des entrepôts frigorifiques, peut même tromper les forestiers expérimentés. Ceux-ci seraient offensés si on mettait en doute leur capacité à reconnaître les bons plants en un seul coup d'œil. Avant que Wakeley (1954) n'ait démontré l'importance de l'état physiologique du matériel de reproduction pour évaluer les performances des plants, une fois qu'ils sont en terre, et, dans une certaine mesure, même par la suite, l'aspect morphologique a généralement servi de base à l'estimation de sa qualité. Toutefois, peu à peu, on a réalisé qu'un plus grand nombre de facteurs entraient en jeu. C'est le cas de Tucker et coll.

Par exemple, en 1968, après avoir analysé pendant 10 ans des données de survie provenant de plusieurs plantations expérimentales d'épinettes blanches au Manitoba, ils ont remarqué : « le point le plus important révélé ici est peut-être que certains lots de plants repiqués ont mieux fonctionné que d'autres à la plantation » (traduction libre), même si tous les plants repiqués ont été manipulés et plantés avec soin. La maxime qui dit que « du matériel de reproduction qui a l'air bon l'est sûrement » est certainement convaincante, mais elle pourrait être dangereuse. L'expérience infructueuse est le plus grand des enseignements. Elle a assez souvent prouvé la fausseté d'une telle affirmation, même si son contraire, soit « du matériel de reproduction qui semble mauvais l'est sûrement », est probablement justifié. Les qualités physiologiques des plants invisibles à l'œil nu doivent être révélées par des tests. Le potentiel de survie et de croissance d'un lot de matériel de reproduction peut être estimé à partir de diverses caractéristiques, morphologiques et physiologiques, du matériel lui-même ou ou d'un échantillon de celui-ci.

Caractéristiques morphologiques

La taille, la forme et l'aspect général d'une plantule peuvent toutefois fournir des indications utiles sur le PRMR. Un bon système de production de matériel de reproduction repose sur deux critères fondamentaux. Il s'agit de la qualité du matériel de reproduction, qui doit correspondre aux spécifications, ainsi que de celle des plantules, qui doivent respecter certaines normes de morphologie. Ce système fonctionne assez bien lorsque le repiquage se fait sous peu de stress, c'est-à-dire avec un cycle de manipulation et de prélèvement-plantation réduit au minimum (Sutton 1979). Dans certaines autres situations, l'utilisation d'un grand nombre de plants de haute qualité morphologique peut être avantageuse. La longueur de la pousse principale, le diamètre de la tige, le volume du système racinaire, les rapports pousse : racine, les rapports hauteur : diamètre ont été corrélés au rendement dans des conditions spécifiques du site et de la plantation (Mullin et Christl, 1981). Cependant, la maxime « plus c'est grand, mieux c'est » ne tient pas compte des complexités sous-jacentes. Schmidt-Vogt (1980) a ainsi observé qu'en cas de mortalité accrue des grands plants lors de leur première année, cette mortalité était supérieure chez les jeunes plants lors des saisons de croissance subséquentes. Une grande partie de la documentation sur les comparaisons du rendement des semis est obscurcie par l'incertitude de savoir si les semis qu'on compare partagent les mêmes conditions physiologiques. Toute différence invalide de telles comparaisons (van den Driessche 1976).

La hauteur et le diamètre du collet sont généralement considérés comme les critères morphologiques les plus utiles (Navratil et coll., 1986) et sont souvent les seuls utilisés pour établir des normes. Il est difficile de quantifier la morphologie du système racinaire, mais on peut arriver à déterminer la surface d'interception en recourant à un rhizomètre photométrique (Morrison et Armson 1968a, b) ou le volume en faisant appel à des méthodes de déplacement ou gravimétriques (Burdett 1979).

Caractéristiques physiologiques

Le matériel de reproduction subit toujours une variété de conditions qui ne sont jamais optimales. Ces conditions sous-optimales induisent du stress chez les plantes. Le responsable de la pépinière vise à limiter le stress à un niveau que les plantes peuvent tolérer sans subir de dommages graves. Il faut noter l'adoption de plus en plus fréquente d'approches de culture en

pépinière de semis, plantules, plants (soit le matériel de reproduction) incluant des pratiques visant à accroître la résistance au stress du repiquage, ainsi qu'à divers autres stress environnementaux post-plantation, et ce, en particulier dans le cas des cultures en récipient.

Les plants repiqués qui ne peuvent pas tolérer les températures élevées à la surface du sol ne parviendront pas à s'établir dans de nombreux sites forestiers, même dans le Grand Nord (Helgerson, 1990). Les facteurs influant sur la tolérance à la chaleur ont fait l'objet d'une étude par Colombo et coll. (1995). Les protéines de choc thermique (HSP) jouent un rôle important dans ce contexte. Ces protéines, présentes de manière constitutive chez l'épinette noire et de nombreuses autres plantes supérieures, voire la plupart d'entre elles (Key et coll. 1981, Kimpel et Key 1985a, b, Colombo et coll. (1995). Ces protéines sont importantes, tant pour le fonctionnement normal des cellules que pour la réaction au stress après une exposition à une température élevée, mais non létale. Chez l'épinette noire, il existe une association entre les protéines HSP et sa capacité de tolérer la chaleur (Coclough, 1991; Colombo et coll., 1992). L'étude de la variabilité diurne de la tolérance à la chaleur des racines et des pousses de semis d'épinette noire âgés de 14 à 16 semaines a révélé, dans les quatre essais, que la tolérance à la chaleur des pousses est significativement plus élevée l'après-midi que le matin (Colombo et coll. 1995). La tendance de la tolérance des racines à la chaleur a été semblable à celle des pousses. Les systèmes racinaires exposés à 47 °C pendant 15 minutes l'après-midi ont produit en moyenne 75 nouvelles racines après une période de croissance de deux semaines, tandis que seulement 28 nouvelles racines se sont développées dans les systèmes racinaires exposés de la même manière le matin. La protéine HSP73 a été détectée dans les fractions de protéines nucléaires, mitochondriales, microsomales et solubles de l'épinette noire. La HSP72, quant à elle, n'a été observée que dans la fraction de protéines solubles. Les plantules ont montré une synthèse constitutive de HSP73 à 26 °C dans toutes les fractions sauf la fraction de la membrane nucléaire le matin; les concentrations de HSP à 26 °C l'après-midi étaient plus élevées que le matin dans les fractions de protéines mitochondriales et microsomales. Le choc thermique a influencé l'abondance des HSP selon la fraction protéique et le moment de la journée. Sans choc thermique, la HSP73 liée à la membrane nucléaire était absente des plantes le matin, mais elle est devenue faiblement présente l'après-midi; le choc thermique a fait augmenter l'abondance de la membrane nucléaire. De plus, le choc thermique a influé sur l'abondance de la HSP73 dans l'après-midi, ce qui a fait apparaître cette protéine dans la matinée. Après un choc thermique l'après-midi, la concentration en HSP73 a baissé dans les fractions de protéines mitochondriales et microsomales. En revanche, après un choc thermique le matin, elle a augmenté dans la fraction mitochondriale, mais diminué dans la fraction microsomale. Les concentrations en HSP72/73 solubles ont augmenté le matin et l'après-midi. De plus, les tolérances à la chaleur des pousses et des racines étaient significativement plus élevées l'après-midi que le matin.

Plusieurs facteurs physiologiques contribuent à la PRMR du matériel de reproduction.

Régulateurs de croissance des plantes

Un régulateur de croissance des plantes est un composé organique qui, à très petites doses, favorise, inhibe ou influence qualitativement la croissance et le développement des plantes.

Ces régulateurs sont composés de l'acide indole-3-acétique (AIA), de l'acide gibbérellique, de la cytokinine (Z-zéatine), de l'acide abscissique (ABA) et d'éthylène. La grande majorité des premières études tentant d'élucider la relation entre les régulateurs de croissance des plantes et l'activité de dormance et de croissance ont échoué, car les procédures d'extraction et d'identification étaient insuffisamment précises pour produire des résultats définitifs (Lavender, 1985).

Réserves de glucides

L'entreposage, voire la congélation, ne nuisent pas au matériel de reproduction, qui continue à respirer (Navratil, 1982). La température est le principal facteur régissant le métabolisme, il faut donc éviter toute surchauffe. Navratil (1982) a constaté que la température interne des récipients fermés entreposés dans une chambre froide était en moyenne de 1,5 °C à 2,0 °C plus élevée que celle de la chambre froide. On peut estimer l'épuisement des réserves de glucides à partir de la baisse du poids sec. Dans le nord de l'Ontario, des épinettes blanches 3+0 entreposées en chambre froide ont perdu de 9 à 16 % de leur poids sec après 40 jours d'entreposage (Navratil, 1982). On peut aussi déterminer directement les réserves de glucides.

Potentiel de croissance des racines

La propension d'un système racinaire à développer de nouvelles racines ou à étendre celles qui sont déjà présentes ne peut être déterminée à l'œil nu. C'est pourtant un facteur crucial dans la réussite ou l'échec d'une opération de plantation sur le terrain. Plusieurs facteurs influencent le développement post-plantation des racines ou du système racinaire des plants de conifères. Certains sont physiologiques, et d'autres, environnementaux (Sutton, 1990). Les taux insatisfaisants de survie après plantation, qui ne sont pas liés à la morphologie des plants, ont conduit à des tentatives pour évaluer l'état physiologique du matériel de reproduction, et plus particulièrement pour quantifier la propension à produire une nouvelle croissance des racines. On peut supposer que la croissance de nouvelles racines est nécessaire à la réussite de l'établissement des plants après la plantation. Toutefois, même si la thèse selon laquelle la capacité de croissance racinaire est positivement liée au rendement au champ semble raisonnable, les preuves à l'appui sont peu nombreuses.

L'état physiologique des plantules se traduit par des changements dans l'activité de leurs racines. Ces changements permettent de déterminer si les plantules sont prêtes à être repiquées et entreposées, puis à être plantées sur le terrain. À la pépinière forestière de Pine Ridge, en Alberta, Navratil (1982) a observé une relation linéaire presque parfaite ($R^2 = 0,99$) entre la fréquence des pointes de racines blanches d'épinette blanche 3+0 de plus de 10 mm et le temps (en automne), relation qui a diminué pendant une période de trois semaines jusqu'à zéro le 13 octobre 1982. Les recherches sur la régénération des racines de l'épinette blanche au Canada (Hambly 1973, Day et MacGillivray 1975, Day et Breunig 1997) ont suivi les mêmes approches que les travaux pionniers de Stone (1955) en Californie.

Simpson et Ritchie (1997) ont discuté de l'idée que le potentiel de croissance des racines des plants prêts à être plantés permettrait de prévoir le rendement au champ. Ils ont conclu que le potentiel de croissance des racines, en tant que substitut de la vigueur des semis, pouvait servir à prévoir le rendement au champ, mais seulement dans certaines conditions. La survie après la

plantation dépend en partie de la capacité d'un plant à former des racines dans des conditions d'essai. Le potentiel n'est pas le seul facteur prédictif du rendement d'une plantation (Scagel et Linderman, 2001).

Faire appel à la notion de capacité de croissance racinaire (CCR) pose plusieurs problèmes en sylviculture pratique. On note notamment l'absence de normes pour les techniques utilisées, l'évaluation quantitative non normalisée, l'incertitude concernant la corrélation entre l'évaluation de la CCR et le rendement au champ, la variabilité observée dans des types de plants théoriquement identiques ainsi que l'absence de pertinence des résultats obtenus par des tests effectués sur un sous-échantillon d'une population parentale, puis soumise à un changement physiologique ou physique important avant d'être plantée. Dans sa forme actuelle, le test de la capacité de croissance racinaire est utile sur le plan sylvicole principalement comme moyen de détecter les plants qui, bien qu'ils ne semblent pas faibles, sont en fait moribonds (Sutton, 1990).

Relations avec l'humidité

La teneur en eau des semis peut être augmentée ou diminuée pendant le stockage, selon divers facteurs, notamment le type de récipient, le type de matériel de reproduction et la quantité d'humidité qu'il retient. Lorsque les semis dépassent 20 bars de stress hydrique lors de l'entreposage, la survie après plantation devient problématique. La teneur en humidité relative d'un produit sec peut augmenter progressivement lorsqu'il est entreposé dans des conditions adéquates. L'épinette blanche (3+0) emballée dans des sacs Kraft au nord de l'Ontario a vu sa teneur en humidité relative passer de 20 à 36 % en 40 jours (Navratil 1982).

On a extrait des épinettes blanches à racines nues 1,5+1,5 de la chambre froide et on les a plantées au début du mois de mai dans une forêt boréale coupée à blanc, dans le nord-est de l'Ontario (Grossnickle 1988). On a aussi fait pousser d'autres plants en récipient, qu'on a conservés en serre. Parmi ces derniers, les conductances stomatiques maximales (g) étaient initialement faibles (< 0,01 cm/s) et les potentiels de pression de base du xylème (PSIb) étaient de 2,0 MPa. Durant la période de croissance, g a augmenté pour atteindre environ 0,20 cm/s et PSIb a atteint 1,0 MPa. La pression potentielle minimale du xylème (PSIm) était initialement de 2,5 MPa, passant ensuite à 2,0 MPa au 40e jour, puis à 1,6 MPa au 110e. Pendant la première moitié de la saison de végétation, le PSIm est resté inférieur au point de perte de turgescence. Le potentiel osmotique au point de perte de turgescence a diminué après la plantation pour atteindre 2,3 MPa 28 jours plus tard. Dans la serre, les valeurs minimales de PSIT ont été de 2,5 MPa (le premier jour après la plantation). Le module d'élasticité apparent maximal était plus élevé dans l'épinette blanche que dans le pin gris traité de la même manière, et il présentait des variations saisonnières plus importantes. La teneur en eau relative au moment de la perte de turgescence était de 80 à 87 %. La turgescence disponible (TD), définie comme l'intégrale de la turgescence sur l'étendue de la teneur en eau relative entre le PSIb et le potentiel de pression du xylème au point de perte de turgescence, a été de 4,0 % dans le cas de l'épinette blanche au début de la saison, alors qu'elle était de 7,9 % dans le cas du pin gris. Pour le reste de la saison, la TD du pin gris n'a été que de 2 à 3 % de celle de l'épinette blanche. La turgescence diurne (TD) — c'est-à-dire l'intégrale de la turgescence sur l'étendue de la teneur

en eau relative entre PSIb et PSIm, exprimée en pourcentage de la turgescence disponible — a été plus élevée chez l'épinette blanche plantée au champ que chez le pin gris jusqu'à la fin de la saison (Grossnickle et Blake, 1986).

Les stomates des plants d'épinette blanche et d'épinette noire ont été plus sensibles aux demandes d'évaporation atmosphérique et au stress hydrique lors de la première année de croissance après leur plantation sur deux sites boréaux du nord de l'Ontario. Cela a favorisé leur croissance et leur établissement. Les différences physiologiques étaient plus marquées dans le cas des plants de pin gris que de ceux de l'épinette.

Les résultats de Grossnickle et Blake (1987a) méritent d'être mentionnés dans le cadre du débat sur la préférence de culture des plants d'épinette noire et du pin gris, que ce soit à racines nues ou en récipient, mais à l'exclusion du cas de l'épinette blanche. Au cours de la première saison de croissance après avoir été plantés, les plants en récipient des deux espèces ont présenté une conductance des aiguilles plus élevée que celle des semis à racines nues, malgré une gamme de déficits d'humidité absolue. La conductance des aiguilles des semis en récipient des deux espèces est restée élevée pendant les périodes de déficit d'humidité absolue et d'augmentation du stress hydrique chez les plants. Les semis à racines nues des deux espèces ont présenté, au début de la saison, une meilleure résistance à l'écoulement de l'eau à travers le continuum sol-plante-atmosphère (CSPA) que les plants en récipient. Cette résistance à l'écoulement de l'eau à travers le CSPA a diminué chez les semis à racines nues des deux espèces au fil de l'avancement de la saison, pour atteindre un niveau similaire à celui des plants en récipient entre 9 et 14 semaines après plantation. L'épinette noire à racines nues a présenté un meilleur développement des racines que les plants en récipient tout au long de la saison de croissance.

L'utilisation optimale de l'eau par les jeunes plants d'épinette blanche âgés de 3 ans, soumis à de faibles taux d'humidité absolue diffère de celle des plants soumis à un stress hydrique immédiatement après leur plantation. Cela explique la réaction favorable couramment observée des plants à l'effet protecteur d'un couvert partiel. Les traitements sylvicoles qui favorisent un taux d'humidité plus élevé au microsite de plantation peuvent servir à améliorer la photosynthèse des semis d'épinette blanche immédiatement après plantation (Marsden et coll., 1996).

Dormance

La définition classique de la dormance (« tout cas dans lequel un tissu prédisposé à s'allonger ne le fait pas » (Doorenbos 1953, traduction libre) ne concerne que les méristèmes apicaux des plantes pérennes, ligneuses, de la zone tempérée, et est faible, car elle ne précise ni la physiologie ni l'anatomie (Lavender 1985).

Teneur en éléments nutritifs dans le matériel de reproduction

On connaît relativement bien les besoins en éléments nutritifs des plants d'épinette blanche cultivés en pépinière, que ce soit en Ontario (Armson et Sadreika, 1974) ou au Québec (Swan, 1971a). Ces besoins varient selon la saison, le type de plante, sa partie, son âge et l'environnement édaphique. Les quantités d'éléments nutritifs présents dans le sol sont importantes, mais leur proportion respective influence énormément leur absorption. Lavender

et coll. (1990) ont recommandé les intervalles de variation suivants pour les teneurs en éléments nutritifs du sol souhaitables avant l'ensemencement ou le repiquage dans les pépinières de la Colombie-Britannique : pH de 5,2 à 5,8; matière organique de 3 à 8 %; azote total Kjeldahl de 0,20 à 0,25 %; capacité d'échange cationique de 15 à 20 meq/100 g; phosphore par la méthode Bray I de 100 à 250 ppm; potassium de 78 à 117 ppm; calcium de 1000 à 1600 ppm; et magnésium inférieur à 340 ppm. Cependant, le pourcentage d'azote déterminé par la méthode Kjeldahl est largement fonction de la teneur en matière organique du sol. Il indique rarement l'azote disponible pour les plantes (van den Driessche, 1984a).

Rhizobactéries favorisant la croissance des plantes (RFCP)

Chanway et coll. (2000) ont évalué la colonisation bactérienne et les réactions de croissance de l'épinette hybride (= épinette d'intérieur) après inoculation avec des rhizobactéries favorisant la croissance des plantes dans un environnement contrôlé, ainsi que dans des essais au champ en Colombie-Britannique. Ils ont observé que *les bactéries Bacillus* et *Pseudomonas, qui favorisent* la croissance, peuvent subsister au moins 17 mois dans la rhizosphère des semis d'épinette repiqués. Dans certains cas, l'inoculation a entraîné une augmentation importante et statistiquement significative de l'accumulation de biomasse après la deuxième saison de croissance au champ. Cependant, on a constaté beaucoup de variabilité dans la croissance des semis pour un même traitement d'inoculation, tant au sein d'un même site qu'entre les sites. Cette variabilité n'était pas attribuable à la qualité du site. La réaction des semis d'épinette aux effets des rhizobactéries favorisant la croissance des plantes varie, allant d'un impact positif dans la région forestière de Smithers jusqu'à l'absence de réaction dans la région de Williams Lake. Il est possible qu'il faille adapter la souche de rhizobactéries favorisant la croissance des plantes et le site de plantation pour que l'inoculation soit efficace du point de vue opérationnel.

6.2.5 Rendement

Spectre de rendement au sein de lots de matériel de reproduction

La taille des plants de pépinière suit généralement la courbe normale lorsqu'ils sont plantés. Les avortons, ceux qui se situent au bas de l'échelle, sont généralement éliminés jusqu'à une limite arbitraire. Toutefois, dans le cas des semis à racines nues, l'écart de taille est souvent considérable. Dobbs (1976a) et McMinn (1985a) ont examiné le lien entre le rendement de l'épinette blanche à racines nues 2+0 et les différences de taille initiale des plants prêts à être plantés. Les plants ont été divisés en trois groupes selon leur poids : grand, moyen et petit. Au moment de la plantation, la petite fraction (20 % du nombre total) ne représentait que 25 % de la quantité totale de matière sèche dans la grosse fraction. Dix ans plus tard, sur le site scarifié avec une lame, les semis de la grosse fraction avaient développé un tronc d'environ 50 % plus gros que ceux de la petite fraction. Sans préparation du site, les plants de grande taille ont atteint une hauteur plus de deux fois supérieure à celle des petits après 10 ans.

Des résultats semblables ont été obtenus avec des échantillons de repiquats reclassés 2+1, à partir desquels on a mesuré la capacité de croissance des racines [McMinn, 1980, 1984]. Les plants de grande taille ont enregistré une capacité de croissance racinaire plus élevée, ainsi qu'une masse plus importante que la fraction des plants de petite taille.

Expérience sur le type de matériel de reproduction et sa taille

McMinn (1985 b) a examiné divers exemples de rendement au champ de l'épinette originaire de l'intérieur selon le matériel de reproduction (semis, plants) utilisé dans les études réalisées en Colombie-Britannique. Les résultats ont montré que les plants de grande taille donnaient généralement de meilleurs résultats que les plants de petite taille. Les plants de grande taille en récipient (PSB 415), par exemple, qui présentaient une masse deux fois plus élevée que les plants PSB 211 lorsqu'ils ont été plantés dans un site récemment coupé, ont montré un volume de leur tige trois fois plus important après cinq saisons de croissance. Des résultats similaires ont été observés parmi les plants d'un type donné (p. ex., 2+0 à racines nues) cultivés à différents espacements dans une planche de pépinière à racines nues ou séparés en catégories de taille avant d'être plantés.

La valeur d'un grand plant au moment de la plantation est particulièrement évidente lorsque ce dernier est confronté à une forte concurrence de la part d'autres végétaux, même si une masse initiale élevée ne garantit pas son succès. Le fait que le potentiel de croissance du matériel de reproduction dépende de beaucoup plus que de la taille est clair si l'on considère le succès mitigé de la plantation de petits plants 2+0 destinés à être utilisés comme plants 2+1 de « récupération » (tableau 6.26; McMinn, 1985a). La taille des semis d'épinette blanche à racines nues et des repiquats a aussi eu une influence majeure sur le rendement au champ (tableaux 6.27 et 6.28).

Tableau 6.26. Taille au moment de la plantation et rendement au champ de trois tailles de plants en récipients 5 ans après la plantation sur des sites d'épinettes en arriéré et récemment coupés, avec un fort potentiel de concurrence végétale [d'après McMinn, 1985a].

	À la plantation						Après cinq ans							
			masse		CCR	arriéré					récent			
type de plants	hauteur [cm]	diamètre [mm]	sommet [g]	racine [g]	total [g]	survie catégorie[a]	hauteur [%]	diamètre [cm]	volume[b] [mm]	survie [cm^3]	hauteur [%]	diamètre [cm]	volume [mm]	[cm^3]
PSB 211[c]	13a[d]	1,8a	0,8a	0,2a	1,0a	3,4	70a	43a	7a	7a	86a	51a	8a	12a
PSB 313	19 b	2,5 b	1,3 b	0,3 b	1,6 b	3,5	82 b	50 b	8 b	10 b	92a	61 b	10 b	22 b
PSB 415	21c	3,0c	1,8c	0,3 b	2,1c	4,0	89c	59c	9c	16c	92a	69c	12c	32c

[a] Catégorie de capacité de croissance racinaire [Burdett 1979].

[b] Volume de la tige calculé comme un tiers de la hauteur × surface de la section transversale de la tige au niveau du sol.

[c] Plants en récipient cultivé dans des Styroblocs dont les cavités ont un volume respectif de 40, 80 et de 120 cm^3, également appelés Styroblocs 2, 4 et 8.

[d] Au sein des colonnes, les valeurs suivies de la même lettre ne diffèrent pas significativement P = 0,05.

Tableau 6.27. Taille au moment de la plantation et rendement sur le terrain 10 ans après la plantation d'épinettes blanches à racines nues 2+0 reclassées en grandes, moyennes et petites fractions sur un site d'épinette humide et fertile de la Colombie-Britannique intérieure, avec et sans préparation du site par scarifiage à la lame [d'après Dobbs 1976a, McMinn 1985a].

	À la plantation					Après 10 ans					
		masse				sans scarifiage			scarifiage à lame		
Type de semis à racines nues	hauteur [cm]	diamètre [mm]	sommet [g]	racine [g]	total [g]	survie [%]	hauteur [cm]	volume[a] [cm^3]	survie [%]	hauteur [cm]	volume [cm^3]
2+0 grand	20a[b]	3,9a	2,7a	0,7a	3,4a	82a	241a	1,155a	94a	241 b	1,090a
2+0 moyen	17 b	3,5 b	1,5 b	0,4 b	1,9 b	75 b	204 b	783 b	87a	217 b	859 b
2+0 petit	13c	2,3c	0,7c	0,2c	0,9c	70 b	177c	538 b	86c	209 b	742 b

[a] Le volume de la tige est calculé comme un tiers de la hauteur multiplié par la surface de la section transversale de la tige au niveau du sol.

[b] Les valeurs suivies de la même lettre ne diffèrent pas significativement (P = 0,05) dans les colonnes.

Tableau 6.28. Taille au moment de la plantation et rendement sur le terrain après 10 ans de plants d'épinette blanche 2+1 (reclassés en fractions de grande et de petite taille) plantés en arriérage sur des sites non scarifiés de pessières récemment coupées présentant un fort potentiel de concurrence végétale (d'après McMinn 1980, 1984).

	À la plantation						Après 10 ans							
	masse					CCR	arriéré				récent			
Type de semis à racines nues	hauteur (cm)	diamètre (mm)	sommet (g)	racine (g)	total (g)	catégorie[b]	survie (%)	hauteur (cm)	diamètre (mm)	volume[c] (cm^3)	survie (%)	hauteur (cm)	diamètre (mm)	volume (cm^3)
2+0 large	33a[d]	8a	15.8a	6.5a	22.3a	3.4	80a	75a	13a	38a	92a	87a	16a	76a
2+0 small	20b	6b	6.0b	3.8b	9.8b	1.7	51b	49b	9b	12b	68b	57b	10b	21b

[a] Les grandes et petites fractions représentaient respectivement 40 et 20 % du matériel de reproduction initial non classé.

[b] Capacité de croissance des racines (Burdett 1979).

[c] Volume de la tige calculé comme un tiers de la hauteur × surface de la section transversale de la tige au niveau du sol.

[d] Au sein des colonnes, les valeurs suivies de la même lettre ne diffèrent pas significativement P = 0,05.

Type de plants, âge, critères de sélection, comparaisons

Wood et Dominy (1985) ont comparé, 5 ans après leur plantation, le rendement de plants en godet-papier japonais et de plants repiqués ou de semis plantés au printemps et en été dans 18 plantations expérimentales. Une ou plusieurs espèces d'épinette blanche, d'épinette noire et de pin gris ont été incluses dans ces expériences. Plusieurs tendances se sont dégagées des résultats de la majorité de ces expériences. Les repiquats d'épinette plantés au printemps dans un pot en papier japonais ont obtenu de meilleurs résultats que ceux qui avaient été mis directement en terre. De même, les plants d'épinette noire plantés en juillet en pot en papier japonais ont eu un taux de survie plus élevé et étaient en meilleur état que les semis à racines nues. Enfin, les plants d'épinette blanche plantés en été dans un pot en papier japonais ont obtenu le même rendement. Les plants en godet-papier japonais des trois espèces peuvent être plantés jusqu'à la fin du mois de juillet, à condition qu'on en prenne bien soin pendant le transport et la manipulation.

Paterson et Hutchison (1989) ont examiné le rendement de différents types de plants plantés en Ontario à la pépinière forestière Midhurst. Les types de plants d'épinette blanche 2+0, 1,5+0,5, 1,5+1,5 et 3+0 ont été repiqués avec soin à trois reprises, puis emballés et plantés à température ambiante dans un loam exempt de mauvaises herbes. Après 7 ans, le pourcentage de survie global atteignait 97 % et il n'y avait pas de différence significative entre les types de plants. Les plants 1,5+1,5, qui mesurent en moyenne 234 cm, se sont avérés être significativement plus grands, soit de 18 à 25 %, que les autres types de plants. De plus, ils se sont distingués par un diamètre à la hauteur de poitrine (dhp) significativement supérieur à celui des autres types de plants, de 30 à 43 %. Le meilleur type de plants a atteint une hauteur supérieure de 57 cm et un diamètre à hauteur de poitrine de 1 cm plus grand que les plants les plus médiocres. La date n'a pas eu d'effet significatif sur la croissance ni sur la survie.

Les sites de haute altitude des montagnes du sud de la Colombie-Britannique présentent un court cycle végétatif, des températures froides, des hivers rigoureux et beaucoup de neige. Dans le but de comparer la survie et la croissance de semis d'épinette d'Engelmann et de sapin subalpin, Lajzerowicz et coll. (2006) ont réalisé trois essais sylvicoles sur ces types de sites, en créant des trouées de tailles variées. Après cinq ou six ans, la survie a diminué avec la réduction de la superficie des trouées. De même, la hauteur et le diamètre ont diminué avec la taille des trouées, les hauteurs moyennes étant de 50 à 78 cm après 6 ans. Ces résultats sont conformes aux attentes concernant la hauteur de l'épinette d'Engelmann, selon une étude de plantation en haute altitude dans le sud-est de la Colombie-Britannique (Thompson, 1995). Dans les plus grandes trouées (≥ 1,0 ha), la hauteur à la 6e année s'était accrue de 10 à 20 cm. Lajzerrowicz et coll. ont conclu que les plantations de conifères dans les coupes à blanc en haute altitude dans les montagnes du sud de la Colombie-Britannique peuvent être une option viable, même près de la limite forestière. L'application d'un système sylvicole de sélection de groupe avec des trouées de 0,1 ha ou plus est aussi gage de succès. Des trouées inférieures à 0,1 ha ne fournissent pas les conditions requises pour la survie ou la croissance des conifères plantés.

6.2.6 Manipulation du matériel de reproduction (en pépinière, au champ, sur le site de plantation)

Une fois que le matériel de reproduction a atteint les spécifications relatives à la plantation, il doit être préparé pour être entreposé en pépinière ou placé sur le site de plantation ou d'entreposage au champ. À bien des égards, il s'agit de la partie la plus critique d'un programme de régénération. En Colombie-Britannique seulement, environ 155 millions de plants en récipient et 45 millions de semis à racines nues sont conservés chaque année dans une forme ou une autre d'entreposage frigorifique (Maxwell, 1988).

L'épinette blanche, repiquée à l'automne ou au printemps, peut être conservée avec succès au réfrigérateur (1° à 4 °C) ou au congélateur (0° à 5 °C). Les semis peuvent être replantés directement, mais il faut éviter de les planter quand les jeunes pousses sont encore fragiles, car elles sont alors très sensibles au flétrissement et aux cassures. La réussite de l'entreposage dépend de l'état du matériel de reproduction, qui doit résister à une dégradation rapide. Le repiquage à l'automne doit être retardé jusqu'à ce que les plants soient dormants et résistants au gel. On a accumulé de nombreuses preuves démontrant que le rendement au champ des plants après leur entreposage est généralement inférieur pour les plants repiqués au début de l'automne par rapport à ceux qui le sont plus tard.

Des plants d'épinette blanche que l'on avait entreposés pendant l'hiver à 3 °C ont survécu et ont même poussé davantage dans les plantations de printemps que les témoins, fraîchement repiqués et plantés rapidement. (Hocking et Nyland 1971, Bunting 1971). De plus, les plants d'épinette blanche entreposés à 1,5 °C n'ont pas donné d'aussi bons résultats que ceux qui avaient été entreposés à -3 °C.

Après environ 6 mois d'entreposage naturellement froid dans une cave à légumes du nord de l'Ontario, à des températures variant entre 11 °C et 1 °C à l'intérieur de balles d'expédition normales, le rendement des plants d'épinette blanche 3+0 et 2+2 s'est avéré supérieur à celui des plants repiqués au printemps dans les mêmes pépinières et plantés au même moment. De plus, ils se sont montrés beaucoup plus résistants au gel printanier (Jorgensen et Stanek, 1962). Deux ans après leur plantation, certains plants n'avaient pas produit de nouvelles pousses, tandis que d'autres avaient produit quelques nouvelles pousses, mais pas de nouveau bourgeon terminal.

L'entreposage naturel non contrôlé n'est pas toujours une réussite. Dans un autre essai mené en Ontario, des plants d'épinette blanche 3+0 et 2+2, attachés en balles, ont été stockés sur des étagères dans un hangar. Les températures à l'intérieur des balles sont descendues, passant de 1 °C au début du stockage à un minimum de -15 °C en janvier, avant de remonter à 1 °C lorsque les balles ont été sorties de l'entrepôt pour la plantation (23 avril). Un nombre égal de plants fraîchement repiqués provenant des mêmes planches ont également été plantés. La survie a été significativement (P = 0,01) plus élevée dans les plants qui n'avaient pas été entreposés. Les dégâts causés par le gel printanier ont aussi été significativement moins importants chez les plants qui n'ont pas été entreposés, et ce, même si les bourgeons de ces derniers ont éclos plus lentement.

Le type d'emballage ou de conditionnement des plants en cours d'entreposage est un autre facteur influençant leur état. Les plants d'épinette blanche n'ont pas subi de dommages importants avec l'un ou l'autre des deux types de conditionnement testés dans chacun des trois sites. Cependant, lorsqu'on résume les résultats par site, on observe que le conditionnement des plants en balles congelées a systématiquement entraîné une diminution de la survie, alors que le conditionnement en sacs de polyéthylène congelés s'est avéré systématiquement bénéfique (Mullin et Bunting, 1972). Là encore, la faible survie était associée à une faible croissance chez les plants qui ont survécu. Parmi les quatre types d'entreposage satisfaisants, le sac de polyéthylène congelé s'est avéré le plus prometteur. Il a permis d'augmenter la survie des plants de 15,7 % et leur croissance de 25,9 %.

Les trois principaux facteurs qui entrainent la détérioration des plantes entreposées sont : 1) la dessiccation, 2) les moisissures, 3) les températures extrêmement basses. De nos jours, dans les serres, on induit couramment la dormance en réduisant la longueur du jour artificiellement, ce qui a pour but 1) d'induire la résistance au froid, 2) la formation des bourgeons et 3) l'inhibition de la croissance en hauteur jusqu'aux normes souhaitées. Le traitement photopériodique conventionnel consiste à appliquer une durée constante de 8 heures de jour et 16 heures de nuit pendant une période de 4 semaines ou plus (Colombo et coll. 1981, Hawkins et Draper 1988). Les régimes d'hivernage dynamique, qui suivent la progression naturelle de la photopériode en augmentant la durée de la nuit pendant la période d'hivernage, ont produit des plants d'épinette originaire de l'intérieur présentant un bon rapport pousses : racines, une bonne masse racinaire et une résistance au gel précoce, le tout en temps voulu pour l'achèvement de l'induction de la dormance (Hawkins et Draper 1988).

Entreposage

Makil et Colombo (2001) ont observé une meilleure résistance de quatre espèces de semis de conifères, emballés et stockés dans un endroit tempéré, au moment de leur plantation, par rapport aux conclusions de la documentation et des prédictions issues d'essais physiologiques sur l'apparition de dommages et le potentiel de croissance. Des semis de pin blanc, de pin rouge, d'épinette blanche et d'épinette noire à racines nues, placés dans des sacs en polyéthylène scellés, ont été entreposés à 15 °C pendant 5 à 13 jours, ou à 30 °C pendant 12 heures à 4 jours. On a évalué le potentiel de rendement des semis après un entreposage tempéré, en fonction de l'augmentation de la hauteur, de la survie et des dommages foliaires, dans le cadre d'un essai de croissance en serre de sept semaines. L'entreposage à 15 °C pendant 13 jours n'a pas affecté les semis de pin blanc, d'épinette blanche ou d'épinette noire, tandis que le pin rouge a pu supporter 15 jours d'entreposage à cette température sans dommage ni perte de croissance. Le pin rouge, l'épinette noire et l'épinette blanche ont pu tolérer un entreposage d'au moins 12 heures à 30 °C sans perte appréciable de leur potentiel de rendement, tandis que le pin blanc a commencé à se dégrader, même après 12 heures à 30 °C. La survie et la croissance des jeunes plants ont été prédites avec précision grâce à la concentration d'éthanol dans l'emballage, à la fuite d'électrolytes à l'extrémité des pousses, à la fluorescence de la chlorophylle et au potentiel de croissance des racines.

6.2.7 Expédition

Documents d'expédition

De plus en plus souvent en Amérique du Nord, et probablement ailleurs, les pépiniéristes échantillonnent les caractéristiques morphologiques d'un lot expédié. Par exemple, les plants en récipient multi-45 d'épinette blanche expédiés par Lafleur Gardens Ltd. de Timmins (Ontario) à McChesney Lumber à Timmins (Ontario) en mai 1996 étaient accompagnés d'un rapport sur la hauteur et le diamètre des plants, et d'un rapport sur l'inventaire du matériel à planter détaillant la taille et la composition de l'échantillon, les valeurs moyennes de hauteur, diamètre et rapport hauteur-diamètre, ainsi que leur profil par catégorie. On y trouvait également les hauteurs et les diamètres des semis échantillonnés.

6.2.8 Entreposage au champ

Comme le recommandent Coates et coll. (1994), le matériel de reproduction décongelé qui est transporté au champ doit être conservé au frais, à une température entre 1° et 2 °C, dans des conditions d'humidité relative supérieure à 90 % (Ronco 1972a, b). Des températures d'entreposage d'environ 4,5 °C et un taux d'humidité d'environ 50 % sont tolérables pendant quelques jours. Binder et Fielder (1988) recommandent de ne pas exposer les semis en boîte sortis d'un entrepôt frigorifique à des températures supérieures à 10 °C. Les fourgons frigorifiques couramment utilisés pour le transport et l'entreposage des semis sur place les maintiennent normalement à une température de 2 ° C à 4 °C (Mitchell et coll. 1980). Ronco (1972a, b) met en garde contre l'utilisation de glace sèche (dioxyde de carbone solide) pour refroidir les semis. Il affirme que la respiration et la circulation de l'eau dans les semis sont perturbées par de fortes concentrations de dioxyde de carbone gazeux.

On conserve souvent les plants de conifères à l'état congelé (le plus souvent à 2 °C) pendant de longues périodes, puis on les stocke au frais (+2 °C) pour que le bloc de racines dégèle avant la plantation. On a dit que la décongélation des plantules était nécessaire s'il se révélait impossible de les séparer les unes des autres à l'état congelé; certains l'ont même préconisée pour éviter que les racines perdent contact avec le sol, étant donné que le bloc congelé se trouve à rétrécir une fois la glace fondue. L'activité physiologique est également plus importante chez des plants conservés au frais plutôt que congelés. Mais, dans le cas de semis d'épinette originaire de l'intérieur ou d'épinette d'Engelmann qui ont été plantés alors qu'ils étaient encore congelés, on n'a observé que des effets physiologiques brefs et transitoires, y compris sur le potentiel hydrique du xylème (Camm et coll. 1995, Silem et Guy 1998). Après une saison de croissance, les paramètres de croissance ne présentaient aucune différence entre les semis plantés congelés et ceux plantés décongelés.

Les études sur les pratiques d'entreposage et de plantation se sont concentrées principalement sur les effets de la durée d'entreposage au congélateur et sur ceux d'un entreposage subséquent à température ambiante (p. ex., Ritchie et coll. 1985, Chomba et coll. 1993, Harper et Camm 1993). Quant aux études sur les techniques de conservation frigorifique, elles ont peu abordé le processus de décongélation (Camm et coll. 1994). Certaines études ont simplement montré que le rythme de dégel n'était pas susceptible d'entraîner des dommages (McKay 1997).

Kooistra et Bakker (2002) ont fait le tour de plusieurs études démontrant que le stockage à froid peut être mauvais pour la santé des semis. En effet, leur taux de respiration est plus élevé durant le stockage au froid qu'en congélateur, ce qui épuise plus rapidement leurs réserves d'hydrates de carbone. Il est certain que, en l'absence de lumière pendant l'entreposage au froid, et jusqu'à un certain point, si les plantules sont exposées à la lumière (méthode inhabituelle), les réserves d'hydrates de carbone se seront épuisées (Wang et Zwiacek, 1999). De même, Silem et Guy (1998) ont constaté que les réserves totales de glucides des semis d'épinette originaires de l'intérieur étaient significativement plus faibles après avoir été entreposés pendant 2 semaines à 2 °C, plutôt qu'après avoir été décongelés rapidement pendant 24 heures à 15 °C. Les semis peuvent rapidement perdre leur résistance au froid lorsqu'ils sont entreposés au froid, car l'augmentation de la respiration et de la consommation des sucres intracellulaires qui jouent le rôle de cryoprotecteurs (Ogren 1997). En outre, l'épuisement des réserves de glucides nuit à la capacité des plantules à produire des racines. Enfin, les moisissures d'entreposage posent beaucoup plus de problèmes au cours du stockage à froid que lors du stockage dans un congélateur.

Kooistra et Bakker (2002) ont donc testé l'hypothèse selon laquelle le dégel ne serait pas nécessaire. On a planté des semis aux blocs racinaires gelés et dégelés de trois espèces, dont l'épinette originaire de l'intérieur. Les racines décongelées se sont réchauffées à la température du sol en 20 minutes environ; les racines congelées ont mis environ 2 heures pour fondre, la glace dans le bloc devant fondre avant que la température ne puisse s'élever au-dessus de zéro. La taille du bloc racinaire a influencé le temps de décongélation. Il faut noter que ces semis ont été plantés dans un sol plus chaud que la normale pour les régions boréales. Les semis dans les blocs racinaires gelés auraient pu se comporter différemment s'ils avaient été plantés dans un sol dont la température est plus typique d'un site de plantation en altitude au printemps. La fluorescence varie peu entre les plantules décongelées et congelées. Les plants d'épinette originaires de l'intérieur décongelés n'ont pas débourré plus rapidement que ceux qui avaient été congelés. Le rendement au champ était le même dans les deux cas.

6.3 PLANTATION

Plantations précoces d'épinette blanche au Canada

La cinquième section du rapport intitulé « La protection des forêts au Canada », publié en 1912, est consacrée à la plantation forestière. On y souligne que, dans les années 1910, il était important de : a) préserver les ressources forestières menacées par les incendies et le gaspillage lié aux activités d'exploitation forestière et à la production; b) établir de nouvelles ressources forestières. En ce qui a trait à cette deuxième préoccupation, « les progrès les plus importants ont été réalisés dans les sections des prairies de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba » (Leavitt 1913, traduction libre). À cette exception près, et dans une certaine mesure également dans les anciennes régions agricoles de l'Est canadien, la nécessité de planter des forêts « n'a pas été fortement ressentie au Canada… Jusqu'à présent, il n'y a pas eu de reboisement artificiel en Colombie-Britannique, que ce soit par ensemencement ou par plantation » (Christie 1913, traduction libre). Dans les Prairies, la question de la plantation concerne principalement des opérations à petite ou moyenne échelle en complément de l'agriculture (Christie 1913). La plantation d'arbres sur les terres agricoles a débuté en 1901

avec la distribution de 58 800 plants provenant des fermes expérimentales d'Indian Head et de Brandon (Campbell 1913). Le nombre d'arbres expédiés a augmenté chaque année, pour atteindre 2,7 millions en 1912, année durant laquelle 3 618 personnes ont été réquisitionnées. Les arbres ont servi à créer des brise-vent et des boisés seulement après que les demandeurs aient signé un accord s'engageant à prendre soin d'eux conformément aux instructions du ministère de l'Intérieur en matière de manipulation, de plantation et, en particulier, de culture appropriée du sol avant la plantation et pendant deux ans après la plantation (Campbell, 1913). La « réussite » moyenne (probablement la survie) était de 85 à 90 % dans l'ensemble des Prairies. Jusqu'en 1911, seuls des arbres à feuilles caduques étaient distribués; les premières espèces de conifères, soit l'épinette blanche, le pin sylvestre et le mélèze, ont été distribuées en 1911.

Après qu'on eut décidé que le seul moyen de reboiser la réserve forestière de Spruce Woods était la plantation, on y a établi une pépinière à Shilo. En 1912, elle comptait 230 000 arbres (3 000 de trois ans, 75 000 de deux ans et 152 000 d'un an), principalement des épinettes blanches et des pins gris (Campbell 1913).

En Ontario, la distribution d'arbres par le ministère provincial de l'Agriculture a débuté en 1906, « dans la mesure des moyens dont il dispose ». La quantité distribuée était suffisante pour permettre de planter 2 acres [0,8 ha] durant une saison. Le bénéficiaire devait préparer le terrain, planter et entretenir les arbres, ainsi qu'effectuer tous les travaux connexes. En 1912, 375 000 plants « principalement à feuilles persistantes » ont été distribués. Les plantations se trouvaient dans 42 comtés, principalement dans le sud-ouest de l'Ontario.

En 1908, le ministère des Terres et Forêts du Québec a ouvert une pépinière forestière à Berthierville pour produire les plants nécessaires au reboisement de 6 070 hectares de sable mobile dans le comté d'Argenteuil. Les plantations ont débuté en mai 1912 avec le reboisement de 10 hectares en pins blancs, épinettes blanches, ormes et frênes de Pennsylvanie (Piché 1913). À partir de 1905, la Laurentide Company, située à Grand-Mère, au Québec, a planté des épinettes blanches et des épinettes de Norvège (Wilson, 1913); « jusqu'à présent, l'épinette de Norvège s'est révélée être un arbre très satisfaisant. » Les plants de trois ans mesurent en moyenne entre 9 et 10 pouces de hauteur. Les plants repiqués de trois ans mesurent environ 7 pouces, tandis que les plants d'un an atteignent environ 4 pouces. La croissance est beaucoup plus rapide que celle de l'épinette blanche, et les arbres sont plus vigoureux. L'épinette de Norvège mise en place dans les plantations a un pourcentage de perte beaucoup plus faible que l'épinette blanche et pousse mieux, aussi bien à découvert que sous le couvert d'une forêt (Wilson 1913).

« En raison de l'excellente reproduction naturelle qui suit généralement les opérations d'exploitation forestière et les incendies, la nécessité d'une plantation artificielle n'a pas été fortement ressentie au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse » (Leavitt 1913, traduction libre). La plantation au Nouveau-Brunswick a commencé à petite échelle; la première tentative, « pour autant que l'on sache », a été une plantation d'épinettes de Norvège de deux ans avec un espacement de cinq pieds (1,5 m) en 1911 dans un champ de 15 acres (6,1 ha) qui avait été labouré et hersé (Leavitt 1913).

En 1947, l'Ontario Paper Company a acquis 26 300 ha (65 000 acres) sur les îles Manitoulin et Cockburn, à la recherche d'une source de bois pour son usine de Thorold, dans le sud de l'Ontario (Wiegman 1953) : « Les expériences de reboisement ont commencé immédiatement. Sur les terres agricoles abandonnées, la société a planté 500 000 épinettes blanches fournies par la pépinière du ministère des Terres et Forêts de l'Ontario » (traduction libre).

Microsites

Le terme « microsite » désigne l'endroit spécifique où une plante est introduite, ainsi que ses relations avec l'environnement plus large qui lui confère sa particularité, tant en surface qu'en profondeur. Les caractéristiques du microsite influencent les échanges de rayonnement, d'humidité et de dioxyde de carbone entre la plante et son environnement. Au sens large du terme, l'environnement de la plantule englobe l'ensemble des milieux vivants et non vivants. En revanche, en foresterie, on définit l'environnement des semis par des termes plus spécifiques, comme « l'environnement opérationnel » (Spomer, 1973). L'environnement opérationnel ne comprend que les facteurs, vivants ou non, qui interagissent directement avec l'unité de production. Ces interactions sont décrites et analysées en fonction des flux, des gradients de transfert et des résistances au transfert (Grossnickle et coll., 1997).

Trois catégories de facteurs composent l'environnement opérationnel : 1) énergétique (rayonnement, chaleur, mécanique); 2) inorganique (gaz, liquides et solutés, solides); 3) organique (gaz, éléments nutritifs, toxines et substances allélochimiques) (Spomer, 1973). Tous ces facteurs peuvent être influencés par les traitements sylvicoles.

Les taux de transfert entre les plantes et leur environnement sont largement régis par l'atmosphère et le sol, puis modifiés par la végétation, depuis l'échelle du paysage jusqu'à celle du microsite.

Sols peu profonds

L'établissement des semis sur des sols peu profonds est semé d'embûches. Planter est déjà une tâche ardue, mais cela devient encore plus difficile quand on considère que le volume restreint du sol s'assèche rapidement entre les pluies. La faible capacité d'absorption de ces sols fait qu'ils sont très vulnérables aux inondations et à l'érosion en cas de fortes pluies.

Autres difficultés

Dans la forêt boréale centrale du Canada, la régénération de l'épinette blanche est entravée par les gelées tardives au printemps, le suivi de la plantation et la concurrence végétative. La régénération de l'épinette blanche a aussi posé problème dans l'ensemble de la forêt boréale occidentale (Zasada, 1995). Navratil et coll. (1991) ont également évoqué d'autres raisons du manque de succès dans la régénération de l'épinette blanche : préparation biologiquement inappropriée du site, dommages causés par les lièvres et plants non adaptés aux conditions du microsite.

6.3.1 Sélection du site (écologie forestière, sols, etc.)

Dans la forêt de Harvard, à Petersham, au cœur du Massachusetts, les épinettes blanches et les épinettes de Norvège n'ont pas réussi à s'implanter sur les sites très secs ou très humides. Par contre, sur le till glaciaire bien drainé d'anciens champs ou pâturages, toutes les plantations, y compris l'épinette blanche, ont pu établir des peuplements avec peu ou pas d'aide découlant

du nettoyage (Spurr, 1956). Les mélanges d'épinette et de pin blanc se sont révélés insatisfaisants, le charançon du pin ayant initialement poussé plus vite que l'épinette, « même si l'épinette a fini par devenir plus grande ». Les mélanges d'épinette et de pin rouge font plutôt profiter le pin, puisqu'« une grande partie de l'épinette disparaît progressivement ». Dans la forêt de Harvard, sur des sables excessivement drainés d'anciens champs ou pâturages semi-ouverts portant une végétation préexistante éparse de bouleau gris, de cerisier de Pennsylvanie, de tremble et de sumac, les plantations d'épinette blanche ont complètement échoué.

Parmi 21 essais de plantation réalisés au Manitoba entre 1960 et 1966, on a planté des épinettes blanches (de 8 à 22 cm de hauteur) sur des superficies allant de 0,2 à 40,5 ha, en variant l'espacement de 1,4 à 2,4 m. Les arbres ont été mis en terre dans le milieu de sillons creusés au scarificateur, en deux rangées décalées près des bords des sillons dans 11 plantations, et en trois rangées décalées dans les 4 autres (Dyck, 1994). La plupart (18) des essais de plantation ont été effectués au printemps. Trois autres ont été effectués en automne. Les mesures ont été prises au printemps ou au début de l'été, cinq ans après la plantation, puis de nouveau à 17-23 ans, selon l'âge de la plantation lors de la dernière mesure (en 1983, 1984 ou 1985). La survie et la hauteur des semis plantés (lors de la dernière mesure) ont fortement réagi au régime d'humidité. Le pourcentage de survie a été d'environ 65 à 70 % dans les régimes d'humidité 2 (modérément frais), 3 (frais) et 4 (modérément humide). La plus grande hauteur totale, environ 350 cm, a été atteinte dans les régimes d'humidité frais et modérément humide. Les sites secs ont connu la plus faible croissance en hauteur, tandis que ceux très humides ont eu le record de faible survie.

Des plants d'épinette blanche et d'épinette noire plantés sur des sols sablonneux et graveleux secs, sur des crêtes, des pentes ou des plaines, apparaissaient déjà en mauvaise santé peu après leur mise en terre. Très peu ont survécu, et, au terme de cinq saisons de croissance, leur hauteur n'avait pas dépassé 27 cm en moyenne (Cayford, 1963).

La capacité relative des épinettes blanches et des épinettes de Norvège à surmonter la concurrence dépend sans doute des conditions du site, des sols, ainsi que de la nature même de la concurrence. Les observations de Stiell (1958 c) ont démontré que l'épinette de Norvège est plus facilement vulnérable à la compétition que l'épinette blanche. Toutefois, Logan (1951) a remarqué qu'après 15 ans de compétition avec des arbres feuillus, l'épinette de Norvège avait mieux résisté et avait grandi davantage en hauteur que l'épinette blanche lorsque des plants 1+0 des deux espèces avaient été semés dans une plantation mixte. Dans toutes ces comparaisons, cependant, la dépendance à l'égard de données provenant d'un seul lot de plants doit inciter à la prudence dans l'acceptation des conclusions basées sur ces données.

6.3.2 Préparation du site

Objectifs

La préparation du terrain fait partie des divers traitements qu'on applique à un site destiné à être ensemencé ou planté. Cette opération vise à faciliter la régénération du site selon la méthode choisie. Elle consiste notamment à améliorer l'accès au site en réduisant ou en réorganisant les rémanents du parterre forestier, de la végétation ou d'autres facteurs

biotiques. L'idée de préparer le terrain est de limiter les contraintes qui, autrement, pourraient contrevenir aux objectifs d'aménagement. Une bibliographie précieuse sur les effets de la température du sol et de la préparation du site sur les espèces d'arbres subalpins et boréaux a été préparée par McKinnon et coll. (2002).

Les objectifs communs incluent l'exposition du sol minéral, l'élimination ou la redistribution des rémanents et l'élimination de la concurrence. L'exposition du sol minéral entraîne souvent l'élimination de la couche organique du parterre forestier; si le sol minéral est peu fertile, l'épinette blanche peut stagner pendant une longue période. Le désir de maintenir la fertilité a donné lieu à diverses tentatives d'incorporer de la matière organique au sol minéral pendant la préparation des lits de germination, mais cela n'a pas toujours permis d'obtenir une meilleure croissance. Par exemple, Waldron (1966) a rapporté que, après six saisons de croissance, l'épinette blanche mesurait en moyenne 29,0 cm de hauteur sur un sol minéral, 24,9 cm sur un lit de germination d'un site brûlé, mais seulement 17,8 cm sur un lit de germination mixte, composé à la fois de matière minérale et organique. L'effet obtenu par le mélange dépendra certainement d'une variété de facteurs, notamment le type, l'état et la quantité de matière organique incorporée. L'ajout de matière organique non décomposée peut nuire à la croissance des plantes (Kononova, 1961). Cependant, sur les routes bulldozées de Green River (Nouveau-Brunswick), où la concurrence est généralement plus faible que sur celles à revêtement, en particulier pour l'épinette blanche plantée sur un sol nu entre trois rangées le long des routes, le taux de survie élevé s'est vu contrebalancé par le mauvais rendement des plantations, souvent chlorotiques (McLeod, 1961).

Pour réussir à établir de nouveaux peuplements forestiers par plantation ou ensemencement, il faut faire plus que simplement planter des arbres ou semer des graines. La présence d'une forte couverture de mauvaises herbes est un facteur critique de la réussite de l'établissement. Plus le site est fertile, plus cette condition est vraie, et plus le désherbage est nécessaire et bénéfique (Sutton 1970). Exceptionnellement, des arbres ont survécu et poussé, autant sans préparation du terrain qu'avec préparation (cf. Merz et Funk 1959). On peut cependant facilement attribuer ce résultat à l'inadéquation du type de préparation du terrain.

Intervention d'amélioration

Le poids des rémanents (poids anhydre de l'ensemble de la cime et de la partie de la tige dont le diamètre est inférieur à 10 cm) et la distribution des tailles constituent des facteurs importants qui influencent le risque d'incendie de forêt sur les sites exploités (Kiil 1965). Kiil (1968) a proposé une méthode de quantification de la charge de rémanents destinée aux aménagistes forestiers intéressés par l'application du brûlage dirigé pour la réduction des risques et la sylviculture. Dans le centre-ouest de l'Alberta, il a compté, mesuré et pesé 60 épinettes blanches. Il a ensuite représenté graphiquement : a) le poids des rémanents par unité de volume marchand en fonction du diamètre à hauteur de poitrine (dhp), et b) le poids des rémanents fins (< 1,27 cm) également en fonction du dhp. Enfin, il a produit un tableau de la distribution du poids et de la taille des rémanents sur une acre d'un peuplement hypothétique d'épinettes blanches (tableau 6.29). Dans le cas où la distribution des diamètres d'un peuplement n'était pas connue, il a pu produire une estimation du poids des rémanents et

de la distribution des tailles à partir du diamètre moyen du peuplement, du nombre d'arbres par unité de surface et du volume de pieds cubes commercialisables. Les arbres échantillonnés dans l'étude de Kiil avaient des couronnes entièrement symétriques. Les arbres à croissance dense, dont la couronne est courte et souvent irrégulière, seraient probablement surestimés; les arbres à croissance libre, dont la couronne est longue, seraient probablement sous-estimés.

Le Service forestier des États-Unis (USDA) a souligné la nécessité de fournir de l'ombre aux jeunes plants d'épinette d'Engelmann dans les hautes montagnes Rocheuses. On considère comme sites favorables les endroits où les jeunes pousses sont à l'ombre, soit le côté nord ou est des tiges, des souches ou des résidus (Ronco 1975). Lorsque les objectifs d'aménagement prévoient un espacement plus uniforme ou une densité plus élevée que celle qu'offre une distribution existante de cette matière qui fait ombre aux plants, il faut la redistribuer ou l'importer.

Tableau 6.29. Répartition du poids et de la hauteur des rémanents sur une acre d'un peuplement théorique d'épinettes blanches (d'après Kiil 1965).

Catégorie de DHP	Nombre d'arbres commercialisables (a)	Volume de rémanents (b) pi^3	Poids (a × b) lb.	Rémanents par pied cube commercialisable (c) lb.	Poids des rémanents fins (a × b) (0,01 c) %	Poids des rémanents fins lb.
6	10	30	24,8	744	59	439
8	15	100	14,8	1 480	67	992
10	20	240	10,9	2 616	68	1 779
12	25	480	9,0	4 320	67	2 894
14	30	900	8,3	7 470	65	4 856
16	25	900	7,8	7 020	63	4 423
18	15	800	7,2	5 760	60	3 456
20	10	700	6,9	4 830	58	2 801
Totaux	150	4 150		34 240		21 640

Accès

Sur certains sites, la préparation du terrain peut simplement servir à faciliter l'accès des planteurs au site, ou à adapter les microsites pour les besoins de plantation ou d'ensemencement, que ce soit en termes de nombre ou de répartition.

Wang et coll. (2000) ont déterminé le rendement au champ d'épinettes blanches et noires, 8 et 9 ans après leur plantation, sur des sites de forêt mixte boréale, en fonction de la préparation du site. Ils comparaient les résultats obtenus avec des tranchées à disques Donaren par rapport à aucune tranchée dans deux types de plantation (ouvertes et abritées) dans le sud-est du Manitoba. Ces dernières n'ont pas eu d'effet significatif sur la mortalité de l'épinette noire, mais elles ont légèrement accru celle de l'épinette blanche. On a observé une différence significative de hauteur entre les plantations ouvertes et abritées d'épinette noire, mais pas dans les plantations d'épinette blanche. De plus, le diamètre du collet des racines était significativement plus grand dans les plantations abritées d'épinette noire que dans celles

d'épinette blanche. Les plantations d'épinette noire ouvertes ont produit un volume significativement plus faible (97 cm^3) que les plantations abritées d'épinette noire (210 cm^3), de même que les plantations ouvertes (175 cm^3) et abritées (229 cm^3) d'épinette blanche. De plus, les plantations ouvertes d'épinette blanche présentaient un volume plus faible que les plantations abritées d'épinette blanche. Par ailleurs, les plants repiqués en tranchées ont produit un volume significativement plus élevé (329 cm^3) que les plantations ouvertes (204 cm^3). Wang et coll. (2000) recommandent de préparer les sites de plantation sous abri.

6.3.3 Méthodes

Mécanique

Jusqu'en 1970, aucun équipement de préparation du sol « sophistiqué » n'avait été mis en service en Ontario (J. Hall, 1970). Cependant, on a de plus en plus reconnu la nécessité d'avoir un équipement plus efficace et plus polyvalent. À cette époque, le personnel de terrain contribuait beaucoup à améliorer l'équipement de préparation. La contribution, par des essais d'autres personnes, s'est cependant multipliée.

Selon J. Hall (1970), en Ontario, la technique de préparation du terrain la plus répandue consistait à effectuer un scarifiage mécanique après récolte avec un équipement fixé à l'avant d'un bouteur (lame, râteau, charrue en V ou dents) ou tiré par un tracteur (scarificateur Imsett, S.F.I. ou débroussailleuse rotative). Les unités de type « traineau » conçues et construites par le ministère ontarien des Terres et Forêts utilisaient des chaînes à débroussailler ou des patins de tracteur séparément ou en combinaison, ou encore étaient des tambours ou des tonneaux en acier à ailettes de différentes tailles, utilisés seuls ou en combinaison avec des patins de tracteur ou des unités de chaînes à débroussailler.

Le rapport de J. Hall (1970) sur l'état de la préparation des sites en Ontario indique que les lames et les râteaux s'avèrent appropriés au scarifiage après la coupe de peuplements de feuillus tolérants à des fins de régénération naturelle du bouleau jaune. Les charrues ont été les plus efficaces pour éliminer les broussailles denses avant la plantation, souvent en conjonction avec une planteuse. Des lames de scarifiage, par exemple une lame Young, ont parfois été utilisées pour la préparation des sites à la plantation. Elles se sont révélées très efficaces pour la préparation des sites destinés à l'ensemencement, surtout lorsque ces derniers sont situés dans des zones où poussent des broussailles légères et des herbacées denses. On a fait appel à des broyeurs à rouleaux pour éliminer les broussailles denses, mais ils n'ont pu servir que sur des sols exempts de pierres. Les tambours à ailettes ont été couramment utilisés après la récolte de pins gris et d'épinettes dans des sites broussailleux frais, présentant une couche d'humus profonde et des rémanents épais. Cependant, ils devaient être associés à un tracteur à patins afin d'assurer la bonne répartition des rémanents. Après avoir été renforcé, le scarificateur S.F.I. a connu « un certain succès » pendant deux ans. Des essais prometteurs sont aussi en cours avec le scarificateur à cône et celui à cerceaux de tonneau. De plus, on a commencé à développer un nouveau scarificateur à fléau destiné à être utilisé sur des sites à sols peu profonds et rocheux. Conscient de la nécessité d'améliorer l'efficacité de la préparation des sites, le ministère ontarien des Terres et Forêts a adopté une politique de recherche et d'obtention à des fins d'essais sur le terrain de nouveaux équipements provenant de Scandinavie et d'ailleurs, semblant prometteurs au regard des conditions de l'Ontario,

principalement dans le Nord. Ainsi, on a testé le Brackekultivator de Suède et le sillonneur rotatif Vako-Visko de Finlande.

Un atelier-conférence sur la préparation du terrain a permis de traiter tous ces sujets : 1) le cycle des éléments nutritifs, ainsi que d'autres aspects de la préparation du terrain en Ontario; 2) l'influence des sols froids; 3) les effets à long terme dans les régions nordiques d'Europe; 4) une comparaison entre les profils de scalp Bracke et les mécanismes d'ensemencement; 5) les résultats de la quatrième année des essais avec des semoirs pneumatiques; 6) la description de l'unité d'ensemencement Gaspardo, adaptée aux trancheuses à disques; 7) la préparation du terrain pour les grumes; 8) les recherches effectuées par l'Institut canadien de recherche en génie forestier (Corbett, 1989).

Sur des bandes diversement scarifiées sous des trembles matures dans le nord de l'Alberta, le taux de survie à la troisième année des épinettes blanches plantées a atteint 98 %, mais ce résultat ne s'est pas avéré statistiquement différent du taux de survie de 96 % sur les parcelles témoins non scarifiées (Stewart et coll., 2000).

Billonnage

Les traitements de préparation du terrain qui consistent à disposer la terre en petites buttes ont généralement amélioré le rendement des plants dans les sites où la température était basse et l'humidité du sol élevée. Le billonnage a certainement eu une grande influence sur la température du sol. Par exemple, Draper et coll. (1985) ont documenté ce phénomène, tout comme son effet sur la croissance des racines des plants (tableau 6.30).

Tableau 6.30. Degrés-jours de croissance (base 5 °C) à 10 cm de profondeur dans le sol selon le type de préparation du site. Nombre de nouvelles racines produites par les plants d'épinette originaire de la C.-B. intérieure (d'après Draper et coll., 1985).

Nombre de jours après la plantation	Témoin	Couche de mat. organique	Buttes
6	1	10	21
27	62 (15)	155 (63)	205 (95)
47	140	280	345
84	327	632	700
122	440	769	828

Les buttes qui se sont réchauffées le plus rapidement, à des profondeurs de sol de 0,5 cm et de 10 cm, ont atteint les moyennes respectives de 10 °C et 7 °C de plus que le témoin. Pendant les journées ensoleillées, les températures maximales de surface sur la butte et la couche organique ont atteint entre 25 °C et 60 °C, selon l'humidité du sol et l'ombrage. Les buttes ont atteint une température moyenne du sol de 10 °C à 10 cm de profondeur 5 jours après la plantation, alors que le témoin n'a atteint cette température qu'au 58e jour. Pendant la première saison de croissance, les buttes ont compté trois fois plus de jours avec une température moyenne du sol supérieure à 10 °C que les microsites témoins.

On a mesuré, sur les microsites des buttes de Draper et coll. (1985), cinq fois la quantité de rayonnement photosynthétiquement actif (RPA) par rapport aux autres microsites

échantillonnés durant la première saison de croissance. Durant cette période, les traitements témoins recevaient environ 14 % du RPA quotidien, tandis que les buttes en recevaient plus de 70 %. En novembre, les gelées automnales ont fait disparaître l'ombrage, ce qui a fait disparaître la différence. Outre son effet sur la température, le rayonnement incident joue aussi un rôle important dans la photosynthèse. Le microsite témoin moyen n'a été exposé à des intensités de lumière supérieures au point de compensation que pendant 3 heures, soit 25 % de la photopériode quotidienne, alors que les buttes ont reçu de la lumière supérieure au point de compensation pendant 11 heures, soit 86 % de la même photopériode. Si on suppose que la lumière incidente dans la gamme 100 à 600 µEm-2s-1 est la plus importante pour la photosynthèse, les buttes auraient reçu plus de quatre fois l'énergie lumineuse quotidienne totale qu'ont reçue les microsites témoins.

Dans un bref, mais utile aperçu de l'effet de la préparation du terrain par billonnage sur les températures du sol et sur le rendement de l'épinette blanche en deuxième année, McMinn (1985 c) compare le billonnage au dégazonnement et à l'absence de préparation du terrain (tableau 6.31).

Tableau 6.31. Température du sol, couverture végétale, teneur en azote foliaire, masse racinaire et volume des tiges de semis d'épinette blanche à racines nues 2+0, après deux saisons de croissance sur un site d'épinette avec un sol à texture fine et une végétation dense (d'après McMinn 1985b).

Traitement	Température (°C)	Couverture végétale (%)	Aiguille N (%)	Masse racinaire (g)	Volume de troncs[b] (cm^3)
Butte inversée	23	30a[c]	1,7	5,6a	2,4a
Dégazonnage	20	22a	0,8	3,1 b	1,9 b
Sans traitement	14	57 b	1,3	1,6c	1,2c

[a] La température à 5 cm de profondeur par une chaude après-midi de juillet.
[b] Le volume de la tige est égal au produit de sa hauteur par un tiers de la surface de sa section transversale au niveau du sol.
[c] Dans les colonnes, les valeurs qui ne sont pas suivies de la même lettre diffèrent significativement (P = 0,05).

En Colombie-Britannique intérieure, Bedford et coll. (2000) ont procédé au milieu des années 1980 à deux essais afin d'évaluer les traitements de préparation du sol en vue de l'établissement de l'épinette blanche dans la zone biogéoclimatique boréale de l'épinette noire et blanche des forêts boréales. Ils ont appliqué les traitements suivants : buttes ministère, de Sinkkila et de Bracke; buttes de Bracke complétées manuellement par des couches de 20 cm, 14 cm ou 6 cm de sol minéral; buttes de Sinkkila fertilisées; parcelles de Bracke; parcelles de Bracke fertilisées; bandes labourées; sol labouré; herbicide (glyphosate à 5 kg m.a./ha); et témoins non traités, séparés de plants standards et de plants de qualité supérieure. Les traitements d'engrais, qui ont consisté en 30 g d'Osmocote® par plant, ont été appliqués uniquement à Iron Creek. À quelques exceptions près, chaque essai était constitué de cinq blocs complètement aléatoires, chacun contenant une parcelle expérimentale de 80 arbres par traitement; la plantation a eu lieu au printemps 1984 à Wonowon et au printemps 1987 à Iron

Creek. Les blocs traités à l'herbicide, au labour ou avec des buttes recouvertes d'une couche de terre minérale suffisamment épaisse pour empêcher la repousse des mauvaises herbes se sont nettement distingués des autres. Dans les traitements par billonnage à Wonowon, le taux de survie a augmenté avec l'épaisseur de la couverture. Toutefois, alors que les couvertures de 14 cm et 20 cm ont été les meilleures, peu de différences significatives ont été enregistrées entre elles après 15 saisons de croissance. Dans les deux cas, le scarifiage des parcelles d'essais a donné de moins bons résultats que la plantation sans préparation du site.

Au total, 13 traitements de préparation du sol pour l'établissement de l'épinette d'intérieur dans les régions biogéoclimatiques de l'épinette d'Engelmann-sapin subalpin et de l'épinette des forêts boréales moyennes de la Colombie-Britannique ont été examinés dans le cadre d'essais menés à Mackenzie et à Upper Coalmine (Sutton et coll., 2001). Les traitements incluaient le billonnage (avec différentes épaisseurs de sol minéral), le scarifiage par parcelle, la préparation du sol, le creusement de tranchées à disques et l'utilisation d'herbicides. On a suivi les arbres pendant 10 ans à Mackenzie et pendant 15 ans à Upper Coalmine. Les grandes buttes ont eu un succès durable, et la réaction des semis d'arbres à la préparation du sol a varié selon les sites. À Mackenzie, la préparation du sol n'a pas été significativement inférieure au meilleur traitement (grandes buttes), mais, à Upper Coalmine, elle n'a pas été meilleure que le témoin non traité.

L'essai de Stewart Lake, situé dans la région forestière de Prince George, fait partie des nombreux essais réalisés dans les années 1980 en Colombie-Britannique pour évaluer l'efficacité de différentes méthodes de préparation du sol, dont le billonnage, pour établir l'épinette d'intérieur (Hunt, 1998). Malheureusement, les résultats des plants d'épinette d'intérieur ont été décevants. Les meilleurs résultats ont été obtenus grâce au billonnage, qui a permis d'obtenir une couche de sol minéral suffisamment épaisse pour empêcher la pousse des plantes concurrentes. Les traitements par scarifiage ou par trancheuse à disques n'ont pas donné de résultats supérieurs à ceux obtenus sans préparation du site. La fertilisation n'a pas non plus donné de résultats intéressants.

Bedford (Lorne Bedford, BCMFR, communication personnelle, 2001) a préparé un résumé intéressant des résultats des essais d'établissement de plantations d'épinettes en Colombie-Britannique intérieure (tableau 6.32).

Tableau 6.32. Rendement des semis dans le cadre de divers essais en Colombie-Britannique. Comparaison du meilleur traitement au témoin.

Essai	Plant	Âge	Meilleur traitement	% d'amélioration par rapport au témoin		
				Survie	Hauteur	Volume
Granisle	313 épinettes	8	butte de 20 cm	13,1	25,2	74,8
Mackenzie	313 épinettes	10	butte ministère	24,6	89,2	880,7
Stewart Lake	313 épinettes	10	butte ministère	5,1	52,8	276,7
Inga Lake	313 épinettes	10	brûlis	2,5	73,9	560,4
Iron Creek	313 épinettes	10	charrue défonceuse	14,3	54,8	242,7
Wonowon	Épinette 2+0	10	butte de 20 cm	56,5	53,1	291,3
Upper Coalmine	Épinette 2+0	9	butte de 20 cm	233,6	68,1	488,2

Dans Macadam (1998), on présente les résultats d'échantillonnage d'éléments nutritifs dans des sols billonnés et dans le feuillage d'épinettes blanches lors d'essais de préparation de sites à Iron Creek (zone d'épinette noire et blanche des forêts boréales BWBSwk2) et à Mackenzie (sous-zone humide et fraîche de la zone de l'épinette des forêts boréales moyennes SBSwk). Au moment de la plantation, 70 % des buttes avaient une hauteur moyenne comprise entre 27 et 36 cm, couvraient environ 45 cm^2 et étaient recouvertes d'un sol minéral d'une épaisseur inférieure ou égale à 10 cm (Hedin, 1987). Dix ans plus tard, la hauteur des buttes avait diminué de moitié, alors que l'étalement avait augmenté la couverture à 80 cm^2 (Heineman, 1999). Macadam (1998) a constaté que, 10 ans après la plantation, la concentration et les quantités totales d'éléments nutritifs dans le sol, en particulier l'azote minéralisable, étaient généralement plus faibles à l'intérieur des buttes qu'ailleurs; toutefois, il a souligné la difficulté d'échantillonner des sols perturbés mécaniquement, de même que la variabilité des échantillons provenant de sols adjacents non perturbés. La perturbation et le mélange mécaniques, les cycles plus fréquents d'humidification et d'assèchement, ainsi que l'augmentation de la température durant la période de réchauffement printanier ont favorisé l'activité microbienne. Par conséquent, le taux de décomposition de la matière organique contenant des éléments nutritifs s'est accéléré davantage dans les buttes que dans les sols non perturbés, en raison de l'augmentation de l'absorption par les plantes ou de la lixiviation des formes minéralisées. Toutefois, il est très peu probable que la réduction des concentrations dans les buttes soit le reflet d'une perte du site : « Il est peu probable que les buttes soient la cause d'une baisse significative du capital nutritif du site, en particulier parce que la proportion de la zone perturbée par les traitements de billonnage, y compris les parcelles de billonnage et les fossés associés, est généralement inférieure à 25 % » (Macadam 1998, traduction libre). La teneur en éléments nutritifs du sol billonné par rapport aux besoins nutritionnels des plants diminue au fil du temps, à mesure que les racines s'étendent dans le sol. Dans la sous-zone BWBSmw1 du centre-nord de la Colombie-Britannique, les racines des semis d'épinette

blanche plantés sur buttes ont mis entre 5 et 11 ans pour s'étendre au-delà. À 12 ans, la section transversale totale des racines sortant des buttes était en moyenne cinq fois plus grande que celle mesurée dans un rayon de 50 cm autour des arbres témoins (Heineman, 2000).

Archibold et coll. (2000) ont examiné l'effet de la préparation mécanique des sites sur les propriétés du sol, sur la couverture végétale, sur la croissance et la survie des semis d'épinette blanche en Saskatchewan. On a coupé une tremblaie à blanc, près de Prince Albert, puis on a fait des travaux de préparation du site en juillet 1994 afin de favoriser l'établissement d'une forêt mixte de trembles et d'épinettes blanches. Pour ce faire, on a utilisé une trancheuse en V, une trancheuse à disque, une billonneuse Bracke et une débroussailleuse à tambour, combinée à la trancheuse et billonneuse à disque. Au mois de mai 1995, on a planté des épinettes blanches 3+0. Les conditions pédologiques et atmosphériques ont été surveillées jusqu'en 1995 et 1996, de même que la densité et la composition des repousses, ainsi que le rendement de l'épinette blanche. Les conditions d'établissement des semis n'ont pas été très différentes d'un traitement de préparation à l'autre, mais les combinaisons de débroussailleuses à deux tambours ont donné les meilleurs résultats. Elles ont permis d'obtenir une augmentation modérée de la hauteur et de la biomasse, un faible taux de mortalité ainsi qu'une réduction de la repousse des trembles et des arbustes. Cependant, on a choisi le traitement par lame en V, qui retarde aussi la repousse, en raison de son prix moins élevé.

Macadam et Bedford (1998) ont rapporté les résultats de huit ans de deux expériences visant à déterminer les facteurs susceptibles d'influencer le rendement de l'épinette d'intérieur plantée sur buttes. Ils ont étudié entre autres la longueur des racines des plants, la profondeur de plantation des plants et l'épaisseur de couverture des buttes. La croissance en hauteur et en diamètre a respectivement été supérieure de 17 et de 22 % chez les plants plantés sur les buttes avec 20 cm de couverture, par rapport aux 12 cm. Les résultats les plus clairs et cohérents des deux expériences sont l'amélioration significative du rendement des épinettes d'intérieur plantées sur buttes par rapport à celles plantées dans les parcelles non traitées. Même sur un site moyen, avec des régimes d'humidité et d'éléments nutritifs moyens, le billonnage a permis une hausse significative du rendement des plantations dans le climat relativement humide et frais de la sous-zone SBSmc. Toutefois, Macadam et Bedford ont souligné que le rendement des semis est souvent satisfaisant sur de tels sites sans préparation du sol. Le coût du billonnage sur des sites moyens bien drainés n'était donc généralement pas justifié, sauf si l'on s'attendait à ce que la végétation concurrente soit particulièrement forte.

Trois méthodes de préparation du sol pour la plantation de l'épinette blanche dans une forêt mixte boréale de Biggs Twp (Ontario) ont fait l'objet d'une étude qui a débuté en mai 1993 (Sutton et Edmonds, 1996). Un plan expérimental en blocs aléatoires avec quatre répétitions a permis de tester trois traitements : 1) corridor, 2) billonnage et 3) hexazinone en granules. Les parcelles (50 m × 100 m) ont été divisées longitudinalement en fonction du type de plantation (racines nues ou en récipient). Le rayonnement photosynthétiquement actif (RPA) a été mesuré 14 fois à 1 m du sol dans 360 emplacements de plants du bloc 1, et 9 fois sur l'extrémité des plants survivants dans ces mêmes emplacements. En ce qui concerne les traitements à l'hexazinone et dans les corridors, on a observé des taux de survie significativement ($P < 0,01$)

plus faibles pour les semis à racines nues par rapport aux semis en récipient. Cette différence est attribuable à leur faible vigueur. L'absence presque totale de mortalité constatée la première année indique qu'aucun effet négatif de l'hexazinone appliquée sous forme de granulés n'a été observé sur les semis. Au cours des trois saisons de croissance, le billonnage a permis d'obtenir le taux de survie le plus élevé. L'efficacité du traitement à l'hexazinone aurait pu être diminuée par une humidité excessive du sol ou un dosage insuffisant de l'herbicide. En 1994, l'augmentation de la hauteur des semis en récipient était significativement plus importante ($P < 0,01$) par rapport aux semis à racines nues, mais elle était significativement plus faible ($P < 0,01$) en 1995. Les valeurs de RPA ont généralement été les plus basses pour le traitement à l'hexazinone et les plus élevées pour le traitement par billonnage, mais les différences de RPA entre le traitement à l'hexazinone et le traitement par corridor ont nettement diminué pendant la deuxième période de végétation.

Le billonnage s'est avéré prometteur en Scandinavie, et, dans une certaine mesure, ailleurs (Sutton 1993). Des essais à petite échelle sur l'usage d'hexazinone sous forme de granulés en quadrillage ont permis de favoriser l'établissement de l'épinette blanche dans des forêts mixtes compétitives de l'Ontario, sans autre traitement (Sutton, 1986).

On a évalué, à partir de deux essais menés dans les années 1980 dans la région de Prince George (Colombie-Britannique), 13 traitements de préparation du terrain (y compris le billonnage) pour favoriser l'établissement de l'épinette d'intérieur (Sutton et coll. 2001). Ces traitements par billonnage comprenaient différentes épaisseurs de sol minéral de « couverture ». Les autres traitements étaient le scarifiage par parcelle, la préparation du sol, le creusement de tranchées à disques et l'application d'herbicide. Le rendement des plants a été suivi pendant 10 ans dans un essai, et pendant 15 ans dans l'autre. Les deux essais ont clairement démontré que la préparation du site réchauffait la zone d'enracinement, améliorait le drainage, réduisait la compaction dans la zone d'enracinement et régissait l'ombrage de la végétation concurrente et la pression sur la neige. Les traitements par billonnage sont ceux qui ont permis de réaliser ces améliorations. En ce qui concerne le traitement par billonnage, les résultats sont meilleurs quand la butte est recouverte d'une couche de sol minéral assez épaisse pour retarder l'émergence des recrûs. C'est le cas des buttes ministère de la Colombie-Britannique, des buttes de Bracke avec 14 cm ou plus de sol minéral et des buttes de Bracke avec 6 cm de sol minéral. Cependant, les buttes peuvent devenir déficitaires en humidité (Örlander et coll. 1990).

Orientation des tranchées, p. ex., avec la trancheuse à disque

Dans le cas d'une préparation linéaire d'un site de plantation, l'orientation peut être dictée par la topographie ou par d'autres considérations, mais elle peut souvent être choisie. Ce choix peut faire une différence. Une expérience visant à étudier l'utilisation d'une trancheuse à disque dans la zone d'épinette des forêts boréales moyennes de la Colombie-Britannique intérieure a été menée afin d'analyser l'effet de l'orientation sur la croissance de jeunes plantations de pin tordu latifolié. Treize positions de microsites ont été analysées, soit les berges, les charnières et les tranchées, dans chaque orientation (nord, sud, est et ouest), en plus des endroits non traités situés entre les tranchées (Burton et coll. 2000). Le volume des

petits arbres à 10 ans sur les microsites orientés au sud, à l'est et à l'ouest était significativement plus important que le volume des petits arbres sur les microsites orientés au nord et non traités. Toutefois, le choix du site de plantation s'est avéré plus important que l'orientation des tranchées.

Une étude menée au Minnesota a examiné un peuplement de pins rouges âgés de 90 à 100 ans. Elle a porté sur l'accumulation de neige après une coupe par bandes (d'une largeur de 14,24 mètres, en alternance avec des bandes non coupées de 4,88 mètres). Les bandes orientées nord-sud ont accumulé plus de neige, mais elle a fondu plus rapidement que sur les bandes orientées est-ouest (Clausen et Mace, 1972). La fonte des neiges a été plus rapide dans les bandes situées près du centre de la zone coupée en bandes que dans les bandes limitrophes du peuplement intact.

Produit chimique

Herbicides : bilan et perspectives

Les débuts de la science et de la technologie moderne en matière d'herbicides remontent à 1896, lorsqu'un agriculteur français remarqua que de la moutarde des champs avait péri au milieu d'un champ d'avoine indemne après avoir été aspergée de gouttelettes d'une solution de bouillie bordelaise (5 % de sulfate de cuivre, issu d'une opération de pulvérisation antifongique sur de la vigne adjacente) (Sutton 1970). L'expansion phénoménale de l'industrie chimique des herbicides après la Deuxième Guerre mondiale est due en partie à la synthèse, à partir de 1942, des acides phénoxyacétiques chlorés et de leurs dérivés, qui sont des substances chimiques semblables aux hormones végétales. La vaste gamme d'herbicides chimiques disponibles aujourd'hui représente un outil puissant, très polyvalent et très précis dans le cadre de la préparation et de l'entretien des sites.

Le but de la lutte contre les mauvaises herbes n'est pas de les tuer, mais plutôt de détourner leurs ressources vers les plants afin qu'ils puissent prospérer. L'objectif final est de faire pousser des arbres, et non de supprimer les broussailles; la lutte contre ces dernières constitue une étape dans le processus de reboisement (Newton, 1968). La lutte contre les broussailles et les mauvaises herbes sur les terrains forestiers commerciaux vise à augmenter le rendement ou à l'améliorer. Cependant, si cette lutte ne repose pas sur une base écologique solide, tout succès, sauf accident improbable, sera partiel, plus coûteux et plus perturbateur que nécessaire. Il est même possible que les arbres cultivés en tirent peu ou pas de bénéfices, ce qui aggraverait encore davantage la situation.

Dans des études visant à déterminer les conditions de croissance optimales pour l'établissement de l'épinette blanche après l'avènement des perturbations sans précédent qui sont survenues dans des forêts d'épinette blanche en Alaska intérieur, Youngblood et coll. (1999), Cole et coll. (1999) et d'autres ont élaboré des stratégies de gestion simultanée de ressources multiples dans le centre-sud de l'Alaska. Ces perturbations, telles que les épidémies de dendroctones, les incendies et l'exploitation du bois, ont modifié la structure forestière de vastes paysages. Le calamagrostis du Canada a remplacé les feuillus et les conifères, ce qui n'est pas favorable aux populations d'orignaux. Dans le cadre d'études, on a planté des semis de bouleau à papier ainsi que des boutures de saule en mélange avec des semis d'épinette. Des

orignaux ont été attirés par les parcelles présentant des saules et des bouleaux, tandis que le taux de survie des épinettes s'est accru et que leur croissance est devenue satisfaisante. Le fait de lutter contre la végétation par raclage ou par application d'herbicides a favorisé la croissance de l'épinette blanche.

Après une perturbation, la période durant laquelle il est possible d'établir un peuplement forestier est généralement courte. Par exemple, le calamagrostis utilise rapidement les ressources qui deviennent disponibles, comme lorsqu'un arbre meurt à cause d'une attaque de coléoptères. De plus, la forte compétition entre les plantes herbacées entrave rapidement l'établissement des semis d'épinette. Les arbustes et les plantes herbacées couvrent généralement les semis d'épinette, leur procurant de l'ombre pendant la saison de croissance et les étouffant sous le poids de la neige et de la glace en hiver. Youngblood et coll. (1999) ont délimité des parcelles de 150 × 150 pieds (environ 46 m × 46 m) pour évaluer différentes méthodes de lutte contre la végétation indésirable. Chaque parcelle a reçu l'un de ces trois traitements : 1) raclage mécanique avec un bouteur, ce qui élimine la végétation et expose le sol minéral; 2) application unique d'un herbicide à l'automne, avant la plantation; 3) témoins sans traitement. Environ 150 plants d'épinette ont été plantés dans chaque parcelle, pour un total de plus de 13 500. Parmi ces traitements, celui à l'herbicide a fourni les meilleures conditions pour la croissance des semis. Le raclage, quant à lui, a entraîné le gel du sol et des dommages aux semis pendant les premières années, puis le développement d'une couverture dense de graminées. Le témoin s'est avéré le moins efficace pour la régénération de l'épinette blanche.

Le chiffre indiqué par Anon (2005) sur les différences de volume des épinettes blanches 12 ans après leur plantation à Fort Richardson (Alaska) en fonction de quatre traitements de lutte contre la végétation est une preuve spectaculaire de l'efficacité d'un milieu exempt de mauvaises herbes. En effet, après 12 ans, le volume moyen des épinettes blanches plantées s'est révélé cinq fois supérieur à celui des arbres ayant reçu un seul traitement à l'herbicide au cours de leur première année.

Dans les travaux de préparation d'un site avant la plantation, les herbicides peuvent se révéler très efficaces lors de la mise en terre des plants, puis pour lutter contre la concurrence jusqu'à ce qu'ils se soient établis.

Plantation sans préparation de terrain

La plantation sans préparation du site en présence d'une forte concurrence végétative a rarement été couronnée de succès. Les contraintes imposées aux jeunes plants sont généralement trop importantes pour leur permettre de survivre, sans parler de leur croissance. Cependant, une technique consistant à constater que la végétation concurrente dans un boisé mixte arbustif et suranné est mieux maîtrisée par l'application d'une certaine quantité d'herbicide granulé en tas peu espacés qu'elle ne l'est lorsqu'il est uniformément répandu (Sutton 1965a, b) a donné des résultats prometteurs (Sutton et Weldon 1996).

Au milieu des années 1970, Du Pont a produit à titre expérimental des granulés Gridball® de différentes tailles, allant de 0,5 cm^3 à 2,0 cm^3, contenant 10 ou 15 % de l'ingrédient actif,

l'hexazinone. Sur deux sites de forêts mixtes près de Chapleau (Ontario), on a planté des épinettes blanches malgré une forte concurrence végétale, sans préparation préalable du site ni entretien ultérieur, à l'exception de la mise en place, sur le parterre forestier non perturbé, d'une dose de Gridball® par épinette plantée. Après 7 ans (Sutton, 1986), les résultats prometteurs se sont encore améliorés après 15 ans (Sutton, 1995a). Des deux espacements quadrillés (163 cm x 163 cm et 95 cm x 95 cm) utilisés lors de l'expérience formelle, c'est l'espacement le plus proche qui a donné les meilleurs résultats. En considérant les cinq arbres les plus hauts par parcelle de 16 arbres de 10 m × 10 m après 15 ans, on observe que la hauteur totale et le diamètre des tiges au niveau du sol sont, en moyenne, de 226 cm et de 43 mm, avec les Gridballs®, alors qu'ils sont de 98 cm et de 16 mm sans ces derniers.

Dans une parcelle supplémentaire associée à l'expérience formelle, on a planté 81 épinettes blanches espacées de 1 m x 1 m avec des granulés Gridballs® au même espacement, mais décalé pour maximiser la séparation entre les plants et les granulés. Au bout de 15 ans, le taux de survie était de 78 %, malgré un important broutage par les lièvres durant les premières années après la plantation. On a mesuré une hauteur totale moyenne de 243 cm et un accroissement annuel actuel de la hauteur de 39 cm, tout cela sans préparation du site et sans travaux d'entretien.

Lors d'un essai opérationnel subséquent avec les Power Pellets®, le successeur plus concentré des Gridballs®, on a souligné qu'il fallait appliquer suffisamment d'herbicide pour réduire graduellement, mais juste assez, la concurrence aérienne des arbustes et des arbres (Sutton et Weldon, 1996). Dans l'essai opérationnel, les opérateurs ont eu tendance à traiter les plants plutôt que la zone. Les rémanents et autres obstacles ont réduit le dosage à l'équivalent d'une grille de 145 cm × 145 cm. Lors de travaux antérieurs avec des granulés Gridballs®, un quadrillage de 163 cm x 163 cm s'est avéré beaucoup moins efficace qu'un quadrillage de 100 cm x 100 cm ou de 95 cm x 95 cm. En effet, l'efficacité de l'hexazinone a été réduite en raison du lessivage du produit pendant et après le traitement. Les calculs montrent que l'équipe de plantation n'a appliqué que la moitié du nombre de granulés requis pour obtenir un espacement de 2 m × 2 mètres. Une dilution additionnelle de l'effet de l'herbicide s'est certainement produite en raison de la saturation du sol de la forêt au moment du traitement. Cependant, on a réalisé une petite expérience connexe à l'étude principale pour comparer l'efficacité des deux formulations granulées d'hexazinone. L'objectif était d'établir un lien entre les travaux récents sur les Power Pellet® et les travaux antérieurs sur l'ancienne formulation DPW 3674-A Gridball®, soit des pastilles de 2 cm^3 contenant 10 % de substance active et pesant en moyenne 3,75 g chacune (0,375 g d'hexazinone par granulé). Les Power Pellets® sont plus petites (4,5 mm d'épaisseur, 12,8 mm de diamètre, 0,58 cm^3) et contiennent 75 % d'hexazinone, soit environ 42 % de matière active en plus par Power Pellet® que les granulés Gridball®. Quatre granulés ont été déposés à 50 cm de chaque arbre. Les conditions du site de cette expérience complémentaire étaient similaires à celles du traitement à l'hexazinone de l'expérience principale. Aucun lien entre la mortalité de l'épinette blanche et l'herbicide n'a été établi. Après trois saisons de croissance, la croissance des épinettes traitées avec le Power Pellet® a été significativement plus importante que celle des témoins ou des épinettes traitées avec le Gridball®.

La réussite de cette méthode d'application dépend de deux facteurs : 1) le matériel de reproduction doit être viable et 2) l'herbicide doit réduire progressivement la concurrence jusqu'à un dosage qui n'entrave pas la croissance et le développement de l'épinette blanche. L'herbicide ne représente aucun danger pour les épinettes nouvellement plantées, à condition de placer les granules à plus de 50 cm du plant, avant le développement des racines. Le plus grand danger est de ne pas en appliquer suffisamment pour réduire efficacement la concurrence.

L'absence d'influence statistiquement significative du traitement sur l'un ou l'autre type de plants (tableau 6.33) reflète la grande variabilité inhérente aux jeunes épinettes dans des conditions telles que celles créées dans cette expérience. Aucune comparaison par paire entre les traitements selon le type de plants (pour la hauteur totale de la 11^{e} année, l'augmentation annuelle de la hauteur et le diamètre de la tige au niveau du sol) n'a eu une signification supérieure à P = 0,092 4. Néanmoins, les données sur le rendement (tableau 6.34) renforcent de manière encourageante les résultats précédents.

Bien qu'il n'y ait pas de différence significative, les résultats montrent clairement la supériorité des traitements herbicides sur les témoins non traités. Aucune épinette blanche, peu importe le type, n'a atteint une hauteur de 2 mètres en 11 ans chez les témoins. Par contre, 24 % des plants à racines nues et 16 % des plants en récipient ont atteint une hauteur de plus de 2 mètres grâce au traitement au Power Pellet®. Dans les témoins non traités, seulement la moitié ou un tiers des plants ont atteint une hauteur de 1 m, comparativement aux traitements Gridball® et Power Pellet®. Ce n'est qu'avec ce dernier traitement que des épinettes ont dépassé 3 m après 11 saisons de croissance.

Tableau 6.33. Analyse de variance (modèle linéaire général) du rendement de l'épinette blanche à la onzième année, en utilisant la somme des carrés ajustés pour les tests.

Source	Deg. Lib.	SC séq.	SC ajust.	CM ajust.	F	P
H Hauteur des semis à racines nues						
Traitement	2	8 836	8 836	4 418	2,98	0,108
Erreur	8	11 852	11 852	1 482		
Total	10	20 689				
Hauteur des semis en récipient						
Traitement	2	3 950	3 950	1 975	1,44	0,293
Erreur	8	10 980	10 980	1 372		
Total	10	14 930				
Accroissement annuel de la hauteur, semis à racines nues						
Traitement	2	221,05	221,05	110,53	1,62	0,256
Erreur	8	544,77	544,77	68,10		
Total	10	765,83				
Accroissement annuel de la hauteur, semis en récipient						
Traitement	2	130,05	130,05	65,02	1,73	0,238
Erreur	8	301,12	301,12	37,64		
Total	10	431,17				
Diamètre de la tige au niveau du sol, semis à racines nues						
Traitement	2	171,00	171,00	85,50	2,46	0,147
Erreur	8	278,20	278,20	34,78		
Total	10	449,21				
Diamètre de la tige au niveau du sol, semis en récipient						
Traitement	2	99,74	99,74	49,87	1,78	0,230
Erreur	8	224,34	224,34	28,04		
Total	10	324,09				

*Deg. Lib. = degré de liberté; SC séq. = somme des carrés séquentielle; SC ajust. = somme des carrés ajustée; CM ajust. = moyenne carrée ajustée; F = statistique F; P = probabilité

Si la supériorité apparente des Power Pellets® sur les Gridballs® (tableau 6.34) est réelle, la différence peut raisonnablement être attribuée à la teneur plus élevée en hexazinone des Power Pellets®. Ainsi, pour réduire suffisamment la concurrence des feuillus et des arbustes dans une forêt boréale mixte fertile au profit de l'épinette blanche qui y est plantée, un dosage correspondant à un quadrillage d'environ 1 × 1 m serait nécessaire. Il n'est probablement pas nécessaire de disposer les granulés en quadrillage régulier. Toutefois, il faut s'assurer qu'ils sont maintenus à 50 cm ou plus des semis. Lorsque nous faisons une analyse comparative des méthodes de mise en place des cultures, il faut considérer non seulement le coût initial de la préparation du terrain et le rendement initial des plants cultivés, mais également le coût de l'entretien ultérieur.

Trouées

Jusqu'à tout récemment, les pratiques de régénération forestière en Amérique du Nord suivaient largement le modèle agricole. Les études portaient principalement sur les techniques d'établissement et de promotion de la croissance rapide des jeunes arbres après une coupe à blanc (Cleary et coll. 1978, Lavender et coll. 1990, Wagner et Colombo 2001), suivies d'études sur la croissance et le rendement axées sur la croissance d'une seule espèce, non influencée par l'étage dominant. Coates (2000) a mis en doute cette approche et a suggéré de passer à une approche plus écologique et plus sociale, favorisant la conservation d'une plus grande diversité dans les peuplements aménagés. Toutefois, il faudra considérer le couvert forestier résiduel découlant des coupes à rétention variable lorsqu'on élaborera des modèles prédictifs de la régénération et de la croissance des forêts à mesure que l'aménagement des peuplements se complexifiera (Coates, 2000).

Tableau 6.34. Hauteur totale moyenne de l'épinette blanche à la plantation et après 1, 2, 3 et 11 saisons de croissance, ainsi que l'accroissement moyen de la hauteur après 11 ans, par traitement. Les valeurs entre parenthèses correspondent aux erreurs types de la moyenne. En outre, le pourcentage d'arbres de plus de 1, 2 et 3 m de hauteur après 11 saisons de croissance, par traitement.

			Hauteur totale après la saison de croissance				**% d'augmentation de la hauteur des plants plus hauts que**			
Type de plants	**Traitement**	**Hauteur initiale (cm)**	**1 (cm)**	**2 (cm)**	**3 (cm)**	**11 (cm)**	**Aug. à la 11e année (cm)**	**1 m (%)**	**2 m (%)**	**3 m (%)**
racines nues	aucun	22	26	33	41	70 (18)	5 (2,3)	12	0	0
	Gridballs®	21	24	31	41	114 (12)	14 (2,5)	26	8	0
	Power Pellets®	21	25	34	50	142 (26)	16 (6,0)	40	24	9
en récipient	aucun	18	23	32	38	69 (20)	5 (1,4)	14	0	0
	Gridballs®	18	23	34	41	97 (16)	13 (3,0)	36	6	0
	Power Pellets®	17	23	38	48	124 (19)	12 (3,8)	43	16	2

On a largement étudié la régénération des arbres qui poussent dans les trous laissés par le passage d'une perturbation (Bazzaz et Pickett, 1980; Platt et Strong, 1989). Les études sur la dynamique des trouées ont beaucoup contribué à notre compréhension du rôle des perturbations à petite échelle dans les écosystèmes forestiers, mais les forestiers n'en ont pas tenu compte lorsqu'ils ont tenté de prédire la réaction des arbres après une coupe partielle (Coates et Burton, 1997).

Dans les forêts boréales situées dans les hautes latitudes, la position dans la trouée peut avoir un impact important sur la disponibilité des ressources (p. ex., de la lumière) et les conditions microclimatiques (p. ex., la température du sol), en particulier le long de l'axe nord-sud. Une telle variation doit inévitablement influencer l'abondance et la croissance de la régénération. Cependant, il est problématique de se fier uniquement au processus de régénération naturelle pour distinguer les effets de la taille des trouées et celles de leur position. Plusieurs facteurs

influencent l'établissement des semis après une perturbation du couvert forestier, notamment la proximité et l'abondance de l'arbre parent, le substrat du lit de germination, la présence de consommateurs et de disperseurs de semences, ainsi que la variabilité climatique et microclimatique. Les semis peuvent bénéficier de l'établissement naturel grâce à la protection offerte par des arbres plantés autour d'eux, ce qui les protège contre tout événement stochastique pouvant les endommager.

On peut créer des trouées de différentes tailles et formes en procédant à des coupes partielles dans le couvert forestier ou dans la matrice forestière adjacente. L'influence de ces trouées sur la régénération peut servir à choisir des espèces d'arbres. L'épinette hybride, qui est un mélange entre l'épinette blanche, l'épinette de Sitka et parfois l'épinette d'Engelmann, fait partie des essences sélectionnées dans le cadre d'une étude menée dans la sous-zone intérieure Pruche — cèdre du nord-ouest de la Colombie-Britannique. Dans le cadre de l'exploitation par coupes partielles — légère et forte — dans des peuplements d'une hauteur moyenne de 30 m, on a sélectionné 109 trouées parmi toutes les trouées créées; 76 trouées avaient une superficie inférieure à 1 000 m^2, 33 se situaient entre 1 000 m^2 et 5 000 m^2. La taille de la trouée a été calculée ainsi : c'est la surface d'une ellipse dont l'axe principal correspond à la plus longue ligne reliant un côté au bord opposé du couvert à l'intérieur de la trouée; l'axe secondaire est la plus longue ligne que l'on puisse tracer du bord du couvert en direction du centre. Des semis ont été plantés dans les trouées, dans les unités de traitement non perturbées et dans les unités coupées à blanc. On a observé des tendances fortes et cohérentes dans la croissance des plantules en fonction de l'augmentation de la taille de la trouée. Pour toutes les espèces, la croissance a augmenté rapidement à partir de petites trouées d'un seul arbre, jusqu'à environ 1 000 m^2. Ensuite, peu de changements ont été observés jusqu'à 5 000 m^2. Les arbres sont les plus grands et leur taux de croissance est le plus élevé lorsque les conditions sont totalement ouvertes. Dans les trouées larges et moyennes (300 à 1 000 m^2), les plus grands arbres de toutes les espèces se trouvaient au centre de la trouée; on n'a pas constaté de grande différence entre les positions ensoleillées au nord et ombragées au sud, à l'exception du pin tordu latifolié. L'avantage de luminosité attendu à l'extrémité nord des trouées situées à des latitudes plus élevées n'a pas favorisé la croissance des arbres, ce qui laisse croire que les effets souterrains des arbres en bordure du couvert ont une influence importante sur la croissance des semis dans ces forêts (Coates, 2000).

Dans une étude réalisée près de Chapleau, en Ontario (Groot, 1992; Groot et coll., 1997), on a créé des ouvertures dans des tremblaies âgées de 40 ans, qu'on a ensuite suivies pour évaluer leur effet sur le développement des semis d'épinette blanche. On y a transplanté des semis dans les ouvertures circulaires de 9 et 18 m de diamètre, ainsi que dans des bandes orientées est-ouest de 9 et 18 m. On a aussi effectué des plantations dans une coupe à blanc de 100 m sur 150. La variation du rayonnement solaire, de la température de l'air et de la température du sol entre les bandes et les parcelles était presque aussi grande que celle observée entre la coupe à blanc et la forêt intacte. Au cours de la première saison de croissance, le rayonnement solaire a varié de 18 % des valeurs au-dessus du couvert dans le peuplement non coupé, à 68 % des valeurs au centre de la bande de 18 m. Près des bords des bandes, le rayonnement solaire était d'environ 40 % de celui au-dessus du couvert le long de la bordure sud, et de 70 à 80 % le

long de la bordure nord. La conductance stomatique des semis d'épinette blanche a généralement diminué entre les milieux les plus abrités et les plus exposés, en corrélation avec l'augmentation du déficit de saturation. Sans lutte contre la végétation concurrente, la position dans les ouvertures n'a eu que peu d'effet sur la croissance de l'épinette blanche plantée. La repousse d'une végétation moins importante a isolé les semis des effets microclimatiques du traitement de l'étage supérieur. Le diamètre des semis n'a pas été influencé par l'environnement, mais la croissance en hauteur a été légèrement supérieure dans les environnements plus lumineux. Avec la maîtrise de la végétation, le diamètre et la hauteur de l'épinette blanche étaient plus importants au centre des bandes, même si la lumière y était plus faible que le long de la bordure nord des bandes. Le stress hydrique pourrait expliquer ce résultat.

Les petites ouvertures forestières dans les forêts mixtes offrent aux plants d'épinette blanche des microclimats plus propices à leur établissement que les coupes à blanc ou les situations non traitées. Groot et coll. (1994) ont étudié l'effet de petites ouvertures de différentes tailles dans une tremblaie d'une hauteur de 18 m près de Chapleau (Ontario). Des ouvertures circulaires de 9 et de 18 m de diamètre, des bandes est-ouest de 9 m et 18 m de large ainsi qu'un bloc de 1,5 ha ont été inclus dans l'étude. En moyenne, le rayonnement solaire sous le couvert forestier était de 18 % inférieur à celui mesuré au-dessus du couvert. Dans les petites ouvertures, il variait entre 26 et 865 % des valeurs mesurées au-dessus du couvert. À 5 cm sous la surface, la température du sol était en moyenne 3,5 °C plus élevée dans le bloc de 1,5 ha que sous le couvert végétal. La température du sol a été plus élevée dans les bandes que dans les ouvertures circulaires. La régénération des trembles de première année (drageons et pousses) a été peu abondante dans les ouvertures circulaires de 9 m, mais abondante dans les autres. Les dommages causés aux semis d'épinette blanche par le gel printanier l'année de la plantation sont restés négligeables dans les parcelles circulaires de 9 m, mais ont augmenté avec la taille de l'ouverture.

Coupe à blanc

La coupe à blanc a des effets importants sur plusieurs facteurs du site qui influencent la régénération, notamment sur les températures de l'air et du sol. Par exemple, Kubin et Kemppainen (1991) ont mesuré les températures dans le nord de la Finlande de 1974 à 1985 dans trois zones de coupe à blanc et dans trois peuplements forestiers voisins dominés par l'épinette de Norvège. Les coupes à blanc n'ont pas eu d'influence significative sur la température de l'air à 2 m au-dessus du sol, mais les maxima quotidiens de la température de l'air à 10 cm ont été plus élevés dans la zone de coupe à blanc que dans la forêt non coupée. Par contre, les minima quotidiens à 10 cm ont été plus bas. Les gelées nocturnes se sont produites plus souvent dans la zone de la coupe à blanc. Les températures journalières du sol à 5 cm de profondeur étaient supérieures de 2 °C à 3 °C dans la zone coupée à blanc par rapport à la forêt non coupée. De plus, les températures à 50 et 100 cm de profondeur étaient supérieures de 3 °C à 5 °C. Les différences entre les zones coupées à blanc et les zones non coupées n'ont pas diminué pendant les 12 ans suivant la coupe.

Brûlage

On utilise souvent le brûlage extensif pour préparer les sites coupés à blanc en vue d'un reboisement, par exemple dans le centre de la Colombie-Britannique (Macadam, 1987) et dans la région tempérée de l'Amérique du Nord en général (Kiil et Chrosciewicz, 1970).

On pratique le brûlage dirigé principalement pour réduire les risques liés à la présence de rémanents et pour améliorer les conditions du site en vue de sa régénération. Les avantages qui peuvent en découler sont les suivants :

(a) réduction des rémanents d'exploitation, de la concurrence végétale et de l'humus avant l'ensemencement direct, la plantation, le scarifiage ou en prévision de l'ensemencement naturel dans les peuplements partiellement coupés ou dans le cadre de coupes avec réserve de semenciers;

b) réduction ou élimination de la couverture forestière indésirable avant la plantation ou l'ensemencement, ou avant le scarifiage préliminaire;

c) réduction de l'humus sur les sites froids et humides pour favoriser la régénération;

d) réduction ou élimination des déchets, des graminées ou des broussailles dans les zones stratégiques autour des terres boisées, afin de réduire les risques de dommages causés par les incendies de forêt.

Le brûlage dirigé dans le but de préparer les sites destinés à l'ensemencement direct a été expérimenté à quelques reprises en Ontario. Aucun des feux n'a toutefois été suffisamment chaud pour produire un lit de germination adéquat sans qu'il soit nécessaire d'effectuer une préparation mécanique additionnelle du site (Scott 1970).

Les changements des propriétés chimiques du sol associés au brûlage comprennent une augmentation significative du pH. Cette dernière, selon Macadam (1987), est restée présente pendant plus d'un an après le brûlage dans la zone d'épinette des forêts boréales moyennes du centre de la Colombie-Britannique. La consommation moyenne de combustible a été de 20 à 24 t/ha, et la profondeur du parterre forestier a diminué de 28 à 36 %. Les augmentations étaient bien corrélées avec la quantité de rémanents (totaux et de diamètre ≥ 7 cm) consumées. Le changement de pH dépendait de l'intensité du feu et de la quantité de combustible consumé; il pouvait atteindre deux unités, soit une multiplication par 100 (Holt, 1955). Des carences en cuivre et en fer dans le feuillage d'épinettes blanches sur des coupes à blanc brûlées dans le centre de la Colombie-Britannique pourraient être attribuables à des pH élevés (Ballard, 1985).

Même un incendie de broussailles généralisé dans une coupe à blanc ne donne pas une combustion uniforme sur toute la surface. Tarrant (1954) a observé que, sur un brûlage de 140 ha de résidus, seuls 4 % ont brûlé intensément, 47 % ont brûlé légèrement et 49 % n'ont pas brûlé. Il va sans dire qu'un brûlage après andainage augmente l'hétérogénéité ultérieure.

Des augmentations marquées de calcium échangeable ont également été corrélées avec la quantité de rémanents d'au moins 7 cm de diamètre consumés (Macadam, 1987). La disponibilité en phosphore a aussi augmenté, tant dans la couche arable que dans la couche minérale superficielle de 0 à 15 cm; l'augmentation était toujours évidente, même si elle était

un peu moindre, 21 mois après le brûlage. Cependant, une autre étude (Taylor et Feller, 1987) réalisée dans la même zone d'épinette des forêts boréales moyennes a démontré qu'après un incendie, bien que la concentration de phosphore ait augmenté temporairement, elle est retombée sous sa concentration initiale en seulement neuf mois.

L'azote est perdu par le brûlage (Little et Klock 1985, Taylor et Feller 1987, Macadam 1987). Même si ce dernier a constaté une augmentation des concentrations dans le parterre forestier résiduel dans deux des six parcelles, les autres ont diminué. Les pertes en éléments nutritifs peuvent être compensées, au moins à court terme, par l'amélioration du microclimat du sol, grâce à la réduction de l'épaisseur de la couverture forestière dans les endroits où les basses températures du sol constituent un facteur limitatif.

Les forêts d'épinette des contreforts de l'Alberta se distinguent souvent par une épaisse couche de matière organique en surface et par des températures du sol froides. Ces facteurs rendent le reboisement difficile, entraînant ainsi une baisse générale de la productivité du site. Endean et Johnstone (1974) ont mené des expériences pour évaluer l'utilisation du brûlage dirigé comme méthode de préparation du lit de germination et d'amélioration du site dans des zones représentatives d'épinette blanche coupées à blanc. Leurs résultats montrent que, dans la plupart des cas, le brûlage dirigé n'a pas suffisamment réduit les couches organiques ni augmenté la température du sol sur les sites étudiés. L'augmentation de l'établissement, de la survie et de la croissance des semis sur les sites brûlés a probablement résulté des légères réductions de l'épaisseur de la couche organique, de légères augmentations de la température du sol et de nettes améliorations de l'efficacité des équipes de plantation. Les résultats laissent croire également que le processus de détérioration du site n'a pas été inversé par les traitements de brûlage appliqués.

Débroussaillage

L'épinette blanche a été plantée avec succès dans des peuplements mixtes boréaux à corridors dans le nord de l'Ontario, notamment dans l'accord d'aménagement forestier Timmins de la Waferboard Corporation (Smith, 1987) et dans les plantations de George Marek près de Beardmore.

Si l'on utilise correctement une ou plusieurs formes d'herbicides sélectifs, on parvient à maîtriser la présence des mauvaises herbes ligneuses à feuilles caduques sans endommager les conifères (Sutton 1967a). Quatre ans après l'application de glyphosate à l'aide de pulvérisateurs à dos sur les mauvaises herbes d'une communauté de broussailles mixtes dans la sous-zone ICHd (SX 83,407) de la Colombie-Britannique, l'indice de compétition (IC) conçu par Wagner en 1982 ne représentait toujours que 25 % de sa valeur avant le traitement (Thompson, 1988). On a réussi à éliminer pendant 4 ans au moins 3 espèces cibles (*Physocarpus* [Cambessèdes] Rafinesque, *symphorine [Symphoricarpos* Duhamel spp.] et amélanchier à feuilles d'aulne [*Amelanchier alnifolia* Nuttall ex M. Roemer]) en appliquant chaque année du glyphosate à la mi-août, à raison de 1 072 ou 1 428 g m.a./ha.

Pendant plusieurs années, le glyphosate (2 ou 4 kg m.a./ha) et, dans une moindre mesure, l'hexazinone (2 ou 4 kg m.a./ha) appliqués en été ont permis d'inhiber durablement la croissance des feuillus après la récolte, y compris les jeunes peupliers faux-trembles, dans une

coupe boréale de la section forestière B7 (Sutton 1984a). Cependant, le gel et le broutement ont masqué les effets du traitement; le traitement au glyphosate, le plus efficace contre la concurrence des feuillus, a probablement causé un préjudice à l'épinette blanche 2+2 plantée en pleine terre d'un point de vue sylvicole. Les aulnes, les bouleaux blancs et les trembles ont été très sensibles au glyphosate, mais les cerisiers à grappes et les saules l'ont été beaucoup moins. Ils n'ont cédé que sous le traitement d'été de 4 kg m.a./ha.

6.3.4 Sélection des espèces

Les gestionnaires de ressources forestières utilisent principalement deux moyens pour influencer la croissance et le rendement : le mélange d'espèces ainsi que le nombre (densité) et la distribution des individus formant le couvert d'un peuplement. Ils peuvent aussi manipuler ces facteurs (Davis et Johnson 1987, Burgess et coll. 2001). La composition en espèces d'une grande partie de la forêt boréale nord-américaine diffère déjà beaucoup de celle d'avant l'exploitation. La forêt secondaire contient moins d'épinettes et plus de feuillus que la forêt d'origine. Hearnden et coll. (1996) ont estimé qu'en Ontario, la couverture de l'épinette est passée de 18 à 4 % de la superficie forestière totale. Les forêts mixtes occupent une plus grande proportion de la forêt secondaire (41 %) que de la forêt originale (36 %), mais leur composante en épinette blanche est certainement beaucoup moins importante.

En ce qui a trait au choix des espèces pour la régénération, il est inutile d'essayer de régénérer des espèces qui ne sont pas bien adaptées aux sites à régénérer. Ainsi, bien que l'épinette blanche puisse pousser sur une très grande variété de sites, elle ne s'épanouira que dans quelques-uns d'entre eux, à condition que tous les facteurs soient favorables. Par exemple, une épinette blanche plantée sur un sol limoneux humide, mais bien drainé et fertile, pourrait être dominée par la compétition en l'absence de désherbage. Paradoxalement, plus un site convient à l'épinette blanche, plus il faut le préparer et l'entretenir pour en assurer l'établissement.

6.3.5 Sélection du matériel de reproduction

La première étape pour choisir des plants est de s'assurer qu'ils proviennent d'une source adaptée au site de plantation. L'épinette blanche présente une très grande variété, en plus d'une amplitude d'altitude importante, allant du niveau de la mer jusqu'à 1 500 m dans l'ouest de l'Amérique du Nord. Il faut donc que les plants soient issus d'une source adaptée au site de plantation.

On a constaté que les provenances de l'épinette blanche se distinguaient par un grand nombre de caractéristiques génétiques, dont le taux de croissance en hauteur (Holst 1960, 1962, Genys 1965, Nienstaedt 1969), la densité du bois (Holst 1960, 1962), l'angle des branches (Holst 1962), la réaction à la concentration en ions calcium du sol (Farrar et Nicholson 1967, Cunningham 1971), les seuils de température de germination (Fraser 1971), les volumes nucléaires et la teneur en ADN (Mergen et Thielges 1967, Miksche 1968), ainsi que les caractéristiques des aiguilles, des branches et des bourgeons (Nienstaedt et Teich 1972).

Grâce à une sélection judicieuse et éclairée fondée sur des essais de provenance, il est possible d'utiliser du matériel de reproduction présentant des qualités particulièrement intéressantes (p. ex., en ce qui concerne le taux de croissance et la résistance aux parasites) hors des limites de sa provenance d'origine. Il existe aujourd'hui des preuves assez solides, par exemple, que

l'épinette originaire de la Colombie-Britannique intérieure est tout à fait capable de s'adapter à une utilisation en dehors de sa zone d'origine. De plus, on a constaté que le matériel de reproduction cultivé à partir de sources de graines non locales correctement sélectionnées peut être plus performant que le matériel cultivé à partir d'une source de graines locale, tout en étant aussi résistant (Coates et coll. 1994). Les semences provenant de la région ne sont pas nécessairement les plus productives (Holst 1969, Teich 1969). Toutefois, faute d'informations fiables sur les semences de provenance non locale, il est recommandé d'utiliser des semences locales de phénotypes souhaitables (Jeffers 1968, Holst et Teich 1969, Roche et coll. 1969).

Des provenances supérieures, capables de donner de bons résultats en dehors de leur zone d'origine, ont été observées en Colombie-Britannique (Jaquish 1982, Lester et coll. 1990, Nienstaedt et Zasada 1990) et dans le sud-est de l'Ontario (Nienstaedt 1969, Teich 1970).

La provenance « Beachburg », qui se trouve dans la vallée de l'Outaouais, au sud-est de l'Ontario, s'est particulièrement bien comportée lors des essais régionaux effectués dans les États des Grands Lacs et dans l'Est canadien (Nienstaedt, 1969; Teich, 1970). De plus, les provenances du sud-est de l'Ontario et du sud-ouest du Québec ont affiché une bonne croissance et une bonne adaptation dans une grande variété de conditions (Nienstaedt, 1968; Corriveau et Boudoux, 1971; Nienstaedt et Teich, 1972; Li et coll.). 1997). Dans la province de la Colombie-Britannique, des provenances à croissance rapide qui se sont avérées performantes dans divers milieux ont été observées dans la « zone de transition de la ceinture humide », qui s'étend de l'est du lac Williams au sud du lac Shuswap. La provenance supérieure « Birch Island » est prometteuse pour la production de grandes plantations dans l'ensemble de la région intérieure de la Colombie-Britannique au sud de la latitude 55° N (Lester et coll., 1990).

Dans un essai de provenance dans le nord-ouest de l'Ontario, la croissance en hauteur, sur une période de 3 ans, d'épinettes blanches cultivées à partir de 74 sources de semences s'étendant du sud du Manitoba jusqu'à l'est de l'Ontario, incluant Beachburg, ainsi que des semences de Birch Island, en Colombie-Britannique, a montré que les provenances de Birch Island et de Beachburg se situaient en tête, avec des hauteurs moyennes respectives de 134 et 114 % par rapport aux provenances locales. Le rendement des arbres provenant de différentes origines dans les premiers essais en Ontario est fortement lié à celui des premières plantations (Murray et Skeates, 1985).

Après avoir choisi l'origine, le sylviculteur doit décider des autres caractéristiques importantes du matériel de reproduction qui influent sur sa capacité à atteindre les objectifs d'aménagement. Cette décision doit être incluse dans une prescription sylvicole, c'est-à-dire dans un programme de mesures sylvicoles spécifiques visant à atteindre, sur un site donné, un objectif ou un ensemble d'objectifs d'aménagement définis (Sutton, 1989). Si on sélectionne le matériel de reproduction sans tenir compte des facteurs liés au site, notamment le type de préparation du site et son intensité, l'intensité et le calendrier d'entretien proposés, les résultats sont généralement moins bons que ceux obtenus avec un matériel choisi en fonction de ces facteurs.

De telles décisions, qui se fondent sur un jugement subjectif et une information incertaine, peuvent être simplifiées grâce à l'application de systèmes d'inférence basés sur des règles

(Schmoldt, 1984). Ces systèmes spécialisés se basent : i) sur une base de données contenant des informations relatives au problème considéré; ii) sur une base de connaissances ou d'expériences; iii) et sur des algorithmes permettant de manipuler i) et ii). Les systèmes spécialisés sont conçus pour améliorer et consulter. Ils constituent des outils de gestion adaptative et d'utilisation efficace de l'expérience (Schmoldt, 1984), ce qui est exactement ce dont ont besoin ceux qui établissent les prescriptions sylvicoles (Sutton, 1989).

6.3.6 Densité de plantation

Il est difficile de déterminer combien d'arbres doivent être plantés par unité de superficie (espacement). Les objectifs de densité d'établissement ou les normes de régénération ont souvent été basés sur des pratiques traditionnelles, avec pour but implicite d'amener rapidement le peuplement au stade de la croissance libre (Willcocks et Bell, 1995). On gaspille de l'argent lorsqu'on plante trop d'arbres, ce qui diminue par le fait même la superficie disponible pour d'autres plantations. La capacité de régénération naturelle d'un site peut être difficile à prévoir. Elle n'apparaît souvent évidente, de manière surprenante, que quelques années après la plantation. Le développement précoce des peuplements après une récolte ou une autre perturbation varie certainement beaucoup d'un site à l'autre; chacun d'entre eux présente des caractéristiques particulières.

À toutes fins utiles, le volume total produit par un peuplement à un endroit donné est constant et optimal dans une vaste gamme de densités ou de matériel relatif. On peut réduire ce volume, mais on ne peut pas l'augmenter, en modifiant la quantité de matériel sur pied jusqu'à ce qu'elle dépasse les limites de cette gamme (Smith, 1962). La densité initiale influe sur le développement du peuplement, car un espacement réduit entraîne une utilisation complète du site plus rapidement qu'un espace plus vaste (OMNR, 1989). L'exploitabilité économique peut être améliorée par un espace plus large, même si la production totale est inférieure à celle des peuplements étroitement espacés.

Au-delà de la phase d'établissement, la relation entre la taille moyenne des arbres et la densité du peuplement est très importante (Willcocks et Bell 1995). Différents graphiques de gestion de la densité conceptualisant la dynamique des peuplements induite par la densité ont été élaborés (cf. Drew et Flewelling 1979, Archibald et Bowling 1995). Le graphique de Smith et Brand (1988) présente le volume moyen des arbres sur l'axe vertical et le nombre d'arbres par hectare sur l'axe horizontal. Cela signifie qu'un peuplement peut comprendre soit un grand nombre de petits arbres, soit quelques grands. La ligne d'autoéclaircie indique le plus grand nombre d'arbres d'une taille donnée que l'on peut retirer d'un hectare à un moment donné. Toutefois, Willcocks et Bell (1995) mettent en garde contre l'utilisation de tels graphiques, à moins qu'on ne connaisse précisément l'évolution du peuplement.

Aux États-Unis, on a procédé à des plantations avec un espacement entre les arbres variant de 3 x 3 à 10 x 10 pieds (0,9 x 0,9 m à 3,0 x 3,0 m) (Kittredge 1929). Kittredge recommande qu'il y ait au moins 600 arbres par acre (1 483/ha) au début de la vie d'une plantation. Il faut donc planter au moins 800 arbres par acre (1 077/ha) si l'on peut espérer un taux de survie de 85 %, et 1 200/ac (2 970/ha) si le taux de survie est plutôt de 50 %. Cela se traduit par des

espacements recommandés entre 1,5 x 1,5 m et 2,4 x 2,4 m pour les plantations de conifères, y compris l'épinette blanche dans les États des Grands Lacs.

6.3.7 Saison de plantation

Semis à racines nues

La documentation sylvicole classique préconise unanimement le printemps comme période de plantation de semis à racines nues; le prélèvement et le repiquage ont alors lieu alors que les plants sont encore apparemment en dormance (Sutton, 1984b). Ce point de vue, qui implique implicitement une plantation au printemps, a été parfaitement illustré par Toumey et Korstian (1942) : « Presque sans exception, le moment le plus favorable pour… planter est 2 semaines ou plus avant que les bourgeons [du matériel de reproduction] ne commencent leur croissance » (traduction libre). Les conditions d'humidité du sol sont généralement favorables au moment où la saison de croissance est sur le point de commencer, alors que le matériel de reproduction dormant est moins sujet aux blessures mécaniques et aux chocs physiologiques (Stiell 1976).

Si l'envergure du programme de plantation le permet, une telle programmation serait certainement bénéfique, puisqu'elle répond à un ou à plusieurs des facteurs essentiels à la réussite. Ces facteurs sont notamment l'utilisation d'un matériel de reproduction physiologiquement apte à réagir à un environnement de croissance au moment de la plantation, ainsi que la plantation au moment où les conditions du site favorisent la survie et la croissance des jeunes plants. Le troisième facteur concerne le fait de bien planter, même si ce n'est pas essentiel. Il est cependant probablement un peu moins critique pour les plantations de printemps que pour les autres. Si, toutefois, un programme de plantation ne peut pas se dérouler de cette façon, d'autres options sont possibles. Il est possible de procéder à une plantation automnale avec des plants fraîchement récoltés dans la pépinière, ou encore à une plantation estivale avec des plants récoltés dans la pépinière. De plus, on peut procéder à une plantation au printemps ou en été avec des plants récoltés dans la pépinière au printemps ou à l'automne, puis entreposés (Sutton 1984b).

Plantation conventionnelle de printemps avec des plants fraîchement récoltés dans la pépinière au printemps

Dans le contexte de la sylviculture de régénération, les termes « printemps », « été », etc., n'ont pas de sens précis. En règle générale, la saison de plantation au printemps débute lorsque le prélèvement des plants est possible dans la pépinière, et elle se termine à la fin du programme. Pendant cette période, les plants sont physiologiquement en phase avec la prochaine saison de croissance. Ils ont aussi tout le temps nécessaire pour développer leurs racines avant que le gel ne survienne. En pratique, l'idéal n'est pas souvent atteint. Il est faux de croire que les plants prélevés de la pépinière au printemps sont normalement en dormance au moment où ils sont plantés. La croissance active est généralement visible au moment de la plantation, mais, dans tous les cas, l'activité métabolique augmente dans les plants avant que leur sommet ne l'exprime visuellement. La difficulté d'obtenir des plants prélevés de la pépinière encore en dormance augmente avec la continentalité du climat. Dans de nombreuses régions, le printemps est incertain et court. De plus, l'avantage lié à l'humidité du sol pour l'établissement de plants mis en terre au printemps n'est pas non plus fondé avec certitude. Les sols sableux ou graveleux, ainsi que ceux peu profonds, quelle que soit leur texture, dépendent fortement des

conditions météorologiques actuelles, en raison de leur faible capacité de retenir l'eau. En outre, une humidité excessive du sol n'est pas favorable à une plante dont les racines sont entourées d'un sol anaérobie ou froid. La mortalité des plants plantés dans un sol plus froid que 6 °C peut être importante (Sutton, 1968, 1969 c). Le débourrement augmente la vulnérabilité des plants au stress physiologique (en raison de l'augmentation des besoins en eau et de la réduction de la capacité de croissance des racines) et aux dommages mécaniques. Cela explique probablement la supériorité couramment affirmée du fait de planter au début du printemps plutôt qu'à la fin.

En fait, on peut planter les épinettes non seulement durant toute la période de plantation au printemps, en évitant la période d'allongement la plus active des pousses, mais aussi pratiquement tout au long de la saison de croissance, avec peu de perte de rendement, si ce n'est une certaine réduction de l'accroissement. L'étude de Mullin (1971) à Midhurst, dans le sud de l'Ontario, illustre à la fois le succès avec lequel l'épinette blanche peut être plantée tout au long de la période en question, mais aussi la nécessité de minimiser les contraintes que subissent les plants. Mullin a utilisé des plants 3+0 provenant de planches d'expédition habituelles dans une série de six plantations hebdomadaires, commençant par des plants qui semblaient en dormance le 3 mai. La dormance a pris fin le 7 juin, date à laquelle les nouvelles pousses principales mesuraient déjà plusieurs cm. Les plants ont été prélevés, avec ou sans immersion des racines, puis mis en terre le jour du prélèvement à la pépinière. Leur système racinaire avait été exposé pendant 0 (témoin), 1, 2 ou 3 heures. Le taux de survie en deuxième année dans la condition témoin (exposition des racines = 0) n'a pas beaucoup varié entre les six plantations, les moyennes étant respectivement de 83,5 % +/- 4,7 % pour les plants dont les racines sont immergées, et de 77,2 % +/- 7,0 % pour ceux dont les racines ne sont pas immergées. Par contre, le taux de mortalité des sujets aux racines exposées s'est révélé très variable. Par exemple, le taux de survie des plants dont le système racinaire a été exposé pendant une heure après deux ans varie de 17 à 84 %.

Plantation conventionnelle à l'automne de plants fraîchement prélevés de la pépinière

On considère généralement que la saison de plantation d'automne commence lorsque le matériel de reproduction en pépinière est endurci et que, dans le sol, les réserves d'humidité ont été reconstituées grâce aux pluies automnales. Les activités de plantation se poursuivent jusqu'à la fin du programme ou à l'interruption causée par le gel ou de fortes chutes de neige. Les avantages de la plantation automnale étaient autrefois considérés comme « l'emportant si certainement sur ceux du printemps » que, dans les forêts nationales des États des Grands Lacs, presque toutes les plantations étaient effectuées à l'automne (Kittredge, 1929). Toutefois, malgré quelques succès, les plantations opérationnelles d'automne en Amérique du Nord ont généralement été moins couronnées de succès que les plantations opérationnelles de printemps (LeBarron et coll., 1938). Sur certains sites, l'inconvénient principal de la plantation d'automne est le peu de temps dont dispose le système racinaire des plants pour bien se fixer avant que le gel ne soulève ce dernier. Ces plants sont également vulnérables au « brunissement hivernal », qui peut se produire dès l'automne peu de temps après la plantation, surtout chez les sujets dont le rapport pousses : racines est élevé (Rudolf 1950b). Les relations entre la progression de la dormance et l'état physiologique, y compris la capacité

de croissance des racines, sont beaucoup moins claires dans le cas de l'épinette que dans le cas du pin. Toutefois, on peut affirmer avec certitude, selon Baldwin (1938), Mullin (1968), Sinclair et Boyd (1973) ainsi que McClain (1975, 1979), que les plantations d'épinettes peuvent être tout aussi réussies au début de l'automne qu'au début du printemps, en l'absence de soulèvement par le gel.

Plantation l'été de plants fraîchement prélevés à la pépinière

D'un point de vue conceptuel et logistique, la manière la plus simple de prolonger la saison de plantation conventionnelle est de continuer à prélever des plants dans la pépinière et de les planter pendant l'été jusqu'à ce que le programme de plantation soit terminé. De nombreuses preuves démontrent que les épinettes peuvent être plantées avec succès pendant l'été, comme le prouve le cas du succès de la plantation opérationnelle de Marek dans le nord-ouest de l'Ontario : « Le succès de mes plantations est principalement dû à des stratégies différentes et à l'entreposage au froid à Beardmore. J'ai planté toutes les espèces du printemps jusqu'à la fin de l'automne, durant toute la saison estivale, en grand nombre, sans rencontrer de difficultés. » La plantation d'été a également été couronnée de succès dans un certain nombre de recherches sur l'épinette blanche, notamment celles de Crossley (1956), Ackerman et Johnson (1962), Decie (1962, cité par Revel et Coates, 1976), Burgar et Lyon (1968), Mullin (1971, 1974) ainsi que Revel et Coates (1976). Le succès dépend de la minimisation des contraintes auxquelles font face les plants, du prélèvement en pépinière à la plantation, en passant par la croissance et la survie des plants, si les conditions du site leur sont favorables.

Plantation au printemps et à l'été de plants entreposés

La mise en place d'un entreposage réfrigéré pour le matériel de reproduction visait principalement à résoudre les problèmes posés par l'utilisation de plants débourrés. Elle permet de conserver les plants en vue d'une utilisation future, lorsqu'ils n'ont pas encore atteint le stade où ils peuvent être plantés, et elle donne la possibilité de manipuler l'état physiologique du matériel de reproduction. Toutefois, l'entreposage pose des problèmes, notamment ceux liés aux moisissures, aux lésions causées par le froid, à la dessiccation et à l'épuisement des réserves en éléments nutritifs. Le taux de détérioration dépend beaucoup de l'état physiologique des plants au moment de leur prélèvement à la pépinière, ainsi que du milieu et de la durée d'entreposage. Dans ses tentatives de concevoir des calendriers sécuritaires pour la récolte au printemps de plants destinés à l'entreposage en congélateur, Mullin (1978) a utilisé une base de 0 °C pour calculer les degrés-jours (DJ) en accumulant les températures maximales quotidiennes du sol à une profondeur de 15 cm. Selon ce qu'il a démontré, il a conclu que l'épinette blanche destinée à l'entreposage au congélateur ne devait pas avoir accumulé plus de 50 DJ avant d'être prélevée. En ce qui a trait aux plants conservés au réfrigérateur et prélevés à la pépinière au printemps, les principaux facteurs de succès sont les suivants : 1) le prélèvement avant le début du débourrement; 2) la prévention de la dessiccation; 3) le maintien d'une température constante inférieure à 1 ou 2 degrés du point de congélation; 4) la minimisation des moisissures grâce à une bonne gestion de la température et de l'hygiène; 5) la prévention de l'écrasement et d'autres dommages mécaniques; 6) l'évitement de périodes d'entreposage plus longues que nécessaire.

Mullin et Forcier (1976) ainsi que Mullin et Reffle (1980) ont examiné les effets de la date printanière du prélèvement des plants de plusieurs espèces, y compris l'épinette blanche 3+0 après entreposage en congélateur, en les comparant avec des témoins fraîchement prélevés plantés à chaque date de plantation. Dans toutes les plantations, le prélèvement le plus précoce (2 mai) a donné la survie moyenne la plus élevée à la deuxième année dans tous les cas. Dans une autre étude, Mullin (1978) a observé que les épinettes blanches 3+0, qui avaient été conservées au congélateur, n'ont réussi que jusqu'à la fin juillet avec les plants prélevés le plus tôt (25 avril). Sutton (1982) a aussi planté de l'épinette blanche 3+0 tous les 14 jours à partir de la fin juin jusqu'à la fin de la saison de croissance, pendant 3 années consécutives, sur une variété de sites dans le nord de l'Ontario. Malgré des variations dans les plants, dans la qualité des milieux d'entreposage et des conditions météorologiques défavorables, les résultats de la quatrième année ont montré un schéma cohérent de taux de survie et de croissance raisonnables parmi les arbres plantés jusqu'en juillet. Un déclin rapide du rendement des plants plantés après cette date a aussi été observé. L'entreposage hivernal des plants a également été utilisé. Il présente l'avantage de pouvoir prélever les plants à la fin de la saison de croissance, lorsque les processus physiologiques provoquent la dormance naturelle. Mullin et Parker (1976) ont étudié le moment du prélèvement en automne, de même que la température d'entreposage pendant l'hiver, afin de mesurer leur influence sur le rendement des épinettes blanches 3+0 plantées au printemps. Cinq prélèvements hebdomadaires ont été effectués entre le 19 octobre et le 16 novembre, après quoi le sol gelé a mis fin aux prélèvements. Deux températures d'entreposage ont été utilisées : 18 °C et 4 °C. Presque tous les plants conservés à 18 °C sont morts. Ceux qui étaient entreposés à 4 °C ont été plantés dans des sillons peu profonds d'un sol à texture de sable loameux peu engazonné, soit le 12 avril, le 17 mai ou le 14 juin. Ces plantations ont été effectuées en même temps que celles réalisées avec des plants prélevés de la pépinière à chaque date. Des épinettes blanches fraîches et entreposées ont donné des résultats similaires dans des plantations effectuées jusqu'à la mi-juin dans la région de Midhurst en Ontario.

L'entreposage frigorifique naturel en hiver a été utilisé dans des caveaux à racines et des puits à neige. En utilisant la réfrigération naturelle dans un caveau à racines, Jorgensen et Stanek (1962) ont conservé des épinettes blanches 3+0 et 2+2 en état de dormance pendant 6 mois, sans que cela n'affecte apparemment leur rendement après plantation. De plus, les plants ont très bien résisté aux dommages causés par le gel au printemps. Mullin (1966 b) a aussi utilisé le froid naturel pour hiverner les épinettes blanches 3+0 et 2+2. Contrairement aux plants de Jorgensen et Stanek (1962), qui ont été cultivés à 550 km au sud du lieu où ils ont été plantés, ceux de Mullin ont été cultivés dans une pépinière située à peu près à la même latitude. À l'intérieur des balles entreposées, les plants ont subi des températures allant jusqu'à -15 °C au milieu de l'hiver, mais ont tout de même montré un taux de survie de 85,9 % la première année, comparativement à 91,4 % pour ceux qui venaient d'être prélevés à la pépinière. La deuxième année, le taux de survie était de 65,9 %, contre 76,2 % pour les plants provenant directement de la pépinière. Cependant, les plants de Mullin ont été beaucoup plus endommagés par le gel de printemps que les plants fraîchement prélevés; ils ont « affiché un

manque de vigueur autant en termes de capacité de survie, de croissance et de résistance aux dommages » (traduction libre).

6.3.8 Méthode de plantation

La méthode de plantation semble peu influencer la croissance et le développement ultérieurs de l'épinette blanche. Stiell (1958 b) a constaté que, durant les trois premières années après la plantation de plants 2+2, l'épinette blanche a survécu et a poussé presque autant, quel que soit le mode de mise en terre des racines (circulaire, semi-circulaire ou en angle; figure 6.2) ou la saison de plantation. Selon Stiell (1960), le taux de croissance des plants dont les racines avaient été disposées de façon circulaire ou semi-circulaire était légèrement supérieur à celui des plants dont les racines avaient été disposées en angle. Cette différence pourrait être due à une mortalité plus élevée chez ces derniers. Plus tard, Brace 1964 a écrit : « Après neuf saisons de croissance, pratiquement aucune différence dans la survie et la croissance de l'épinette blanche n'a pu être attribuée à la méthode de plantation. » Mork et Bjørgung (1954) ont obtenu en Norvège des résultats similaires avec l'épinette de Norvège : ils ont constaté que la méthode de plantation n'avait pas eu d'effet significatif sur la croissance, mais que, dans l'ensemble, « la plantation à racines nues a donné les hauteurs moyennes les plus élevées, et la plantation en fentes sans remplissage du sol a donné les hauteurs moyennes les plus faibles ». Les auteurs soulignent toutefois qu'ils n'ont pas pu quantifier ces différences. Les résultats rapportés par Baldwin (1938) ne montrent pas de supériorité évidente entre deux méthodes de plantation. « La plantation en trou au printemps a été plus réussie avec des plants 2-1, tandis que, lors de la plantation à bêche demi-ronde, c'est avec des plants 3+0 qu'elle l'a été. À l'automne, c'est l'inverse qui s'est produit. » (Traduction libre.) De nouveau, six ans après leur plantation dans un site sec, des plants 3+2 d'épinette blanche avaient une hauteur moyenne de 58 cm, qu'ils aient été plantés selon la méthode en « V » inversé, avec un trou latéral ou une fente à bêche. Selon Stoeckeler et Limstrom (1950), il n'y avait pratiquement pas de différence entre les méthodes en fentes, pourvu qu'on ferme complètement ces dernières. MacArthur (1964 b) n'a trouvé que peu ou pas de différences entres les méthodes en fentes, tant qu'on refermait complètement les fentes.

Cependant, on peut s'attendre à des réactions très différentes si la méthode de plantation affecte de manière différente un ou plusieurs facteurs clés du site. Par exemple, sur un site fertile, humide et couvert d'une végétation herbacée dense, la survie et la croissance des épinettes de Norvège ont été nettement supérieures lorsque les plants ont été plantés en les surélevant par rapport à la ligne du sol, plutôt qu'en les enfonçant dans le sol (MacArthur, 1964d). De même, les contraintes peuvent être allégées grâce à des méthodes améliorant le drainage ou concentrant les éléments nutritifs à l'intérieur des racines des plants (Stoeckeler et Limstrom 1950, Armson 1958, Cayford 1961).

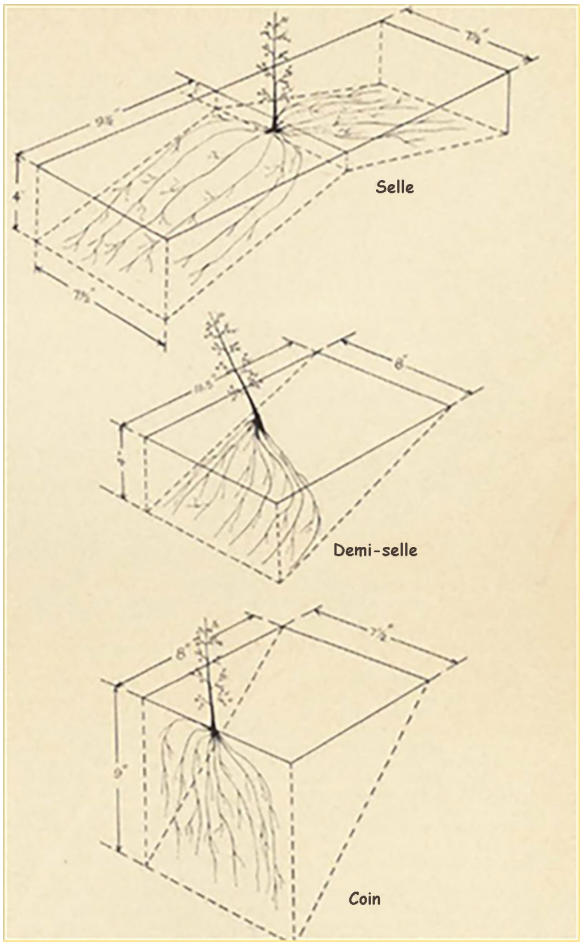


Figure 6.2 Méthodes de plantation dans le cadre d'un projet coopératif de plantation expérimentale en Ontario.

Selle = On enlève deux sections de terre en forme de coin à l'aide d'une bêche à lame droite, exposant ainsi une surface de plantation basse en forme de selle. Les racines de l'arbre sont réparties sur le dessus de la selle. Les coins de terre sont remis en place et piétinés fermement. La partie la plus haute de la selle (la crête) doit être située entre 2,5 et 10 cm (1 et 4 pouces) sous la surface du sol. La partie la plus basse (la plus profonde) ne doit pas se trouver plus de 10 cm (4 pouces) sous la surface. La longueur de la surface inclinée de chaque section en forme de coin correspondra presque à la longueur de la lame de la bêche, soit environ 25 cm (1 po), et la largeur — la largeur de la lame de la bêche — à environ 18 à 20 cm (7 à 8 po). Le plant, placé au sommet de la crête, adoptera une position verticale lorsque les deux coins seront piétinés en place sur ses racines.

Demi-selle = On retire à l'aide d'une bêche à lame droite un coin de terre en forme de coin, exposant ainsi une surface de plantation plane et inclinée. On maintient le plant à planter à mi-chemin sur un côté de la pente, puis on fait en sorte que ses racines s'étendent vers l'extrémité profonde. On replace ensuite la terre et on la piétine. La partie la plus profonde de cette surface de plantation ne doit pas être située à plus de 10 cm (4 po) sous la surface du sol. Sa longueur sera approximativement égale à celle de la lame de la bêche, tandis que sa largeur sera légèrement supérieure. Par conséquent, la surface de plantation sera d'environ 20 cm x 30 cm (8 po x 12 po). Le plant, qui se trouve au milieu d'un côté de la pente, plutôt qu'à l'une de ses extrémités, adoptera une position intermédiaire entre l'horizontale et la verticale lorsque le coin sera installé sur ses racines.

Coin : on enlève un coin de terre en enfonçant d'abord une bêche directement dans le sol, puis à un angle, laissant un trou avec un côté vertical et un côté en pente. Les racines du plant sont maintenues contre le côté vertical. Le coin de terre est remis en place et piétiné (2). Cette méthode permet de placer les racines dans un plan vertical, bien qu'elles puissent avoir un écartement latéral égal à la largeur de la bêche (Stiell 1960).

Plantation manuelle

La plupart des plantations d'épinettes blanches sont réalisées manuellement. Stiell (1976) a constaté que la plantation à l'aide d'outils manuels était toujours, et de loin, la méthode de reboisement privilégiée au Canada. En effet, une topographie défavorable ou des obstacles sur le site rendent la mécanisation de l'opération impossible dans la plupart des cas. La situation reste essentiellement inchangée.

Depuis les modestes débuts de l'entreprise Laurentide en 1907, à Grand-Mère, au Québec (Wilson, 1913, 1931), la plantation d'épinette blanche au Canada s'est progressivement développée. Cette entreprise a choisi l'épinette blanche comme essence la plus satisfaisante pour ses plantations de bois à pâte, tant en plein champ qu'en sous-bois de vieux arbres. Les planteurs transportent les semis à racines nues dans des seaux, des sacs à dos ou des sacoches à la taille. Parfois, ils mettent les racines dans de l'eau ou de la mousse humide. Ils ont aussi utilisé de l'alginate de sodium pour maintenir les racines des plants humides (Stiell 1976). Les pioches, les bêches à planter et les pelles de différents modèles sont parmi les outils de plantation les plus populaires.

Les trois points importants lors de la plantation manuelle sont : 1) les racines des plants ne doivent pas se dessécher entre le moment où elles sont retirées du récipient de plantation et celui où elles sont placées dans le sol; 2) le trou de plantation doit être suffisamment grand pour accueillir le système racinaire sans distorsion; 3) le trou de plantation doit être fermé fermement sans laisser de trous d'air autour des racines. En général, la profondeur de plantation n'a pas l'air critique, tant et aussi longtemps que le collet des racines se trouve sous terre. Il est toutefois démontré qu'une plantation profonde peut être avantageuse pour plusieurs espèces de conifères, incluant l'épinette, et ce, tant chez les jeunes plants que chez les adultes (Sutton 1967b, 1995 c; Stroempl 1990; Pittman 1991; Schwan 1994). La plantation profonde peut favoriser l'enracinement adventif en augmentant la quantité de tige disponible pour un tel enracinement, ainsi qu'en conférant une stabilité à la plantule pendant que le nouveau système racinaire, adapté au site, se développe. Sur les sols humides, la plantation prudente de l'épinette blanche semble nécessiter une plantation oblique ou au moins une plantation suffisamment profonde pour assurer une interface stable entre le milieu d'enracinement et les tissus capables de produire des racines adventives. Dans la plantation oblique (parfois appelée « plantation superficielle à angle aigu »), le plant est inséré presque horizontalement dans une ouverture « inclinée » pratiquée dans le sol. Cette plantation, qui doit être très superficielle, présente l'avantage, sur les sites humides, de placer le système racinaire du plant dans l'horizon le plus aéré, le plus facilement réchauffé et le plus fertile du solum. Ce type de plantation convient davantage aux petits plants, mais l'épinette noire 2+2, qui mesurait environ 25 cm de haut, s'est bien comportée dans un essai effectué près de Kapuskasing, en Ontario (Armstrong, 1953). Sur un site humide, le taux de survie de 61 % après cinq années de croissance était nettement inférieur à celui des arbres plantés à la profondeur habituelle dans un sol minéral (93 %) ou dans un sol organique (89 %). Sur les sols autres qu'humides, la survie et la croissance ne sont pas compromises et peuvent être favorisées si on plante suffisamment en profondeur pour enterrer la moitié de la tige.

Toumey et Korstian (1954) ont décrit les méthodes et les techniques. Plusieurs méthodes de plantation ont été expérimentées sur l'épinette blanche, mais elles sont toutes considérées comme étant valides si elles sont effectuées correctement en fonction des particularités du sol (Schantz-Hansen 1945; Stoeckeler et Limstrom 1950; Stiell 1960; Brace 1964; MacArthur 1964b, c, d; Mullin 1966a).

Organisation des équipes de plantation

Une équipe de plantation manuelle typique du ministère des Terres et Forêts de l'Ontario, comme celle décrite par Stevens (1970), est probablement semblable, pour l'essentiel, aux opérations de plantation en cours en général. Sous la supervision d'un chef d'équipe, 6 à 10 planteurs se positionnent à une certaine distance le long de la zone à planter, et plantent les plants à l'intervalle approprié au fur et à mesure qu'ils avancent. Dans les grandes exploitations, plusieurs équipes sont sous la supervision d'un contremaître qui décide des possibilités de plantation et dirige les planteurs d'un endroit à l'autre.

Dans le cas d'une plantation mécanique, deux personnes sont nécessaires pour accompagner la planteuse (Stevens, 1970). Outre le conducteur du tracteur tirant la planteuse, une personne s'installe dessus et insère les plants dans le mécanisme de plantation, tandis qu'une autre marche derrière la planteuse et plante manuellement les arbres pour combler les espaces laissés par la machine. Les deux travailleurs alternent les tâches pour éviter l'ennui, et, selon le principe « un changement vaut mieux qu'un repos », ils décident eux-mêmes quand effectuer chaque tâche.

Plantation de semis en récipient

Les semis en récipient sont plus adaptés à la plantation tout au long de la saison de croissance que les semis à racines nues. Les blocs et les saucisses d'épinette d'intérieur ont été plantés avec succès en juin, juillet et août, tandis que les semis à racines nues ont échoué lorsqu'ils ont été plantés après le mois de juin (Walker et Johnson, 1980).

En Colombie-Britannique, la plantation estivale de semis en récipients prélevés à chaud est une option de remplacement de plus en plus populaire pour la plantation tardive au printemps dans les régions septentrionales ou de haute altitude, où la saison de croissance est courte (Coates et coll. 1994). On conditionne artificiellement les plantules en pépinière, généralement des plants PSB 2+0, pour qu'elles cessent de croître et produisent des bourgeons avant leur prélèvement. L'épinette blanche de bonne qualité, prélevée à chaud, peut bien pousser tout au long de la saison de croissance sur des sites convenablement préparés (Sutton 1984a, Revel 1985). En particulier, elle peut le faire lorsque le prélèvement à chaud est terminé avant la mi-août dans les zones d'Épinette noire et blanche des forêts boréales (BWBS) et d'Épinette des forêts boréales moyennes (SBS).

Plantation mécanisée

Lorsqu'il est possible d'établir des comparaisons directes, la plantation mécanique est généralement moins dispendieuse que la plantation manuelle (Anon, 1970). Les premières plantations à la machine ont été effectuées avec des tracteurs agricoles sur d'anciens champs. Les progrès réalisés ont contribué à améliorer les performances des machines à planter, ce qui a permis de travailler sur des sites un peu plus exigeants. Des machines comme la planteuse

lourde à essieu coudé Reynolds-Lowther (anciennement Beloit) et la planteuse d'arbres à disque Taylor (Riley 1975; Cameron 1975a, b, 1976, 1980) ont donné de bons résultats dans certaines conditions (Sutton 1987). Des machines beaucoup plus complexes, comme la planteuse Ontario ou la billonneuse du ministère [des forêts] de la Colombie-Britannique, ont élargi l'éventail des sites pouvant être plantés mécaniquement, mais les coûts s'avérèrent non rentables. De plus, ces machines ne pouvaient pas fonctionner sur des sites très accidentés.

Lorsque la plantation mécanisée sur un sol sablonneux et infertile élimine une grande partie de la réserve d'éléments nutritifs accumulés à la portée des racines des jeunes plants, la croissance précoce est désavantagée. Dans un cas, la redistribution des éléments nutritifs pendant la plantation mécanisée a réduit leur disponibilité d'environ 30 % à 5 cm et 10 cm du collet des racines de l'épinette blanche plantée le long de la ligne de plantation mécanique (Sutton, 1979). La survie à 7 ans a été significativement plus faible sur les microsites non perturbés que sur les deux sites des microsites perturbés de la ligne de plantation. Par contre, la hauteur à 4 et 7 ans était significativement plus grande dans les zones non perturbées, et elle était moins grande le long de la ligne de plantation. La meilleure combinaison de survie et de croissance a été observée chez les arbres qui poussaient sur les zones perturbées de part et d'autre de la ligne de plantation. Dans les endroits où les réserves en éléments nutritifs sont déjà faibles, une dégradation additionnelle peut entraîner un appauvrissement du potentiel de croissance, et même de la survie.

Un facteur pouvant être très préjudiciable à la plantation mécanisée est le bris de machines. Ceux-ci peuvent entraîner un retard dans les opérations de plantation, ce qui peut entraîner une détérioration rapide des semis en attente sur le site de plantation. Si les plants débourrent entre-temps, leur détérioration s'aggrave. C'est particulièrement vrai pour les semis à racines nues, qui se conservent peu après avoir été préparés pour la plantation. Par contre, il est peu probable qu'une opération de plantation manuelle soit confrontée à une situation où plusieurs semis, entreposés sur le site de plantation, ne sont pas plantés pendant des périodes prolongées imprévues.

Les problèmes liés à la plantation mécanique dans les débris forestiers incluent évidemment la difficulté à utiliser adéquatement la machine à planter. Un problème moins évident est que certains arbres, bien plantés, peuvent se faire arracher ou étouffer par des débris déplacés et redistribués lors d'un passage adjacent de l'équipement. La survie des semis d'épinettes blanches du site P73 plantés manuellement a été supérieure de moins de 4 % à celle des semis plantés à la machine Reynolds-Lowther (Sutton, 1987). Cette différence peut être attribuée aux pertes subies par les semis plantés à la machine après la redistribution des rémanents lors des passages ultérieurs. Dans les plantations P71, où les rémanents de 2 ans étaient plus souples et moins cassants que ceux des sites P73, les pertes par étouffement, etc., ont atteint 10 % (Sutton 1975a). Dans d'autres aspects, la plantation mécanisée et la plantation manuelle ont donné des résultats essentiellement identiques dans les mêmes conditions de préparation du sol et du site.

L'examen approfondi des machines, soit la planteuse à essieu coudé Reynolds-Lowther et la planteuse à coutre et disque Taylor, a montré qu'elles étaient parfaitement aptes à planter des

plants sans leur causer de dommages apparents (Sutton 1975a). Les plants plantés par les machines n'ont pas subi de préjudices par rapport à ceux plantés à la main. En fait, le tassement supérieur obtenu par les roues par rapport aux talons fait la différence entre une survie acceptable et un échec pratiquement complet. Dans ces conditions, le talon n'est pas capable d'exercer la force nécessaire pour tasser fermement le sol autour du système racinaire afin de rétablir la capillarité. Des études limitées, mais convaincantes, montrent un développement plus important du système racinaire des plants plantés dans un loam sablonneux après une période de sécheresse. Ce phénomène a été observé chez les plants plantés à la machine plutôt qu'à la main (Sutton, 1975a). La teneur en eau du sol dans la zone racinaire était significativement plus élevée après la plantation mécanique qu'après la plantation manuelle. Cette différence est restée présente jusqu'à ce que la première forte pluie après la plantation élimine la différence.

6.4 CONVERSION D'UN PEUPLEMENT

Le terme « conversion d'un peuplement » désigne le passage d'un système sylvicole à un autre. Il comprend la conversion des espèces, c'est-à-dire le passage d'une espèce (ou d'un ensemble d'espèces) à une autre (Ford-Robertson, 1971). Ce changement peut être opéré intentionnellement par différentes méthodes sylvicoles, ou par défaut, par exemple, quand l'éclaircie a éliminé les conifères d'un peuplement mixte, qui devient alors un peuplement exclusivement composé de peupliers. En général, ce sont ces sites qui sont les plus susceptibles d'être considérés pour la conversion.

Plantation dans des peuplements perturbés

Les sites deviennent des candidats à la plantation pour diverses raisons. Chaque site présente des limitations sylvicoles qu'il faut évaluer et prendre en considération avant de formuler toute prescription sylvicole, y compris la préparation du site, quel que soit son type.

Dans les essais de Berry (1987) sur l'espacement des épinettes blanches en plantation, on a établi un espacement correspondant à 1 500 et à 2 500 plants par ha. L'établissement à 2 500 plants/ha, qui coûte 1 174 $, pourrait produire 315 m^3/ha à 60 ans, soit 3,72 $ par m^3. À 1 500 plants/ha, le coût d'établissement de 978 $/ha permettrait de produire 290 m^3/ha à 60 ans, soit 3,40 $ par m^3. Ainsi, 20 % du coût d'établissement de la plantation à 2 500 plants/ha ne produiraient que 9 % du volume commercialisable.

L'espacement au moment de la plantation n'influence pas la nécessité de lutter contre les mauvaises herbes. Elle dépend de l'enherbement.

En 1954, au printemps, on a établi une plantation mixte d'épinettes blanches et de pins sur un sol de loam argileux, qui était frais à humide. Deux ans auparavant, ce site de tremblaie avait été coupé à blanc pour des besoins en bois de chauffage (Cayford et Waldron, 1963). Au moment de la plantation, une grande partie de la zone était recouverte d'un peuplement dense de drageons de peupliers faux-trembles de moins d'un mètre, fortement broutés. On a fait alterner des plants d'épinette blanche 3+2 avec des plants de pin gris 2+1, espacés de 2 mètres. La méthode du trou central avec hoyau a été utilisée, et les plants ont été mis en terre directement sur les drageons de trembles et les broussailles, vers la mi-juin, quand les conditions météorologiques et le sol étaient favorables. Après huit années de croissance, le

taux de survie de l'épinette blanche était remarquablement élevé (58 %), les arbres atteignant une hauteur moyenne de 47 cm, même si seulement 10 % d'entre eux avaient dépassé le couvert forestier. Le recours à plusieurs plants, mis en terre avec une bonne technique de plantation, a permis de surmonter la forte concurrence. Le faible taux de survie du pin gris (9 %) s'explique par le manque de plants et par le broutage des orignaux.

Ensemencement sur placeaux

L'ensemencement sur placeaux s'est révélé la méthode la plus économique et la plus fiable pour convertir les tremblaies et les bétulaies en peuplements d'épinettes et de pins. Elle est plus efficace que les autres méthodes d'ensemencement direct (Robertson, 1927). On a effectué un tel ensemencement dans la forêt nationale de Chippewa (États-Unis) : on a semé 10 graines d'épinette blanche et de pin blanc sous des trembles âgés de 40 ans, dont on avait fait varier l'intensité de coupe. Les résultats de la deuxième saison ont clairement indiqué qu'il fallait enlever ou perturber le parterre forestier pour que les graines germent sur placeaux (Kittredge et Gevorkiantz, 1929).

Plantation en sous-étage

DeLong (1991) propose de planter en sous-étage des peuplements de trembles âgés de 30 à 40 ans. Cette méthode repose sur le succès de la régénération naturelle de l'épinette sous de tels peuplements : « Il est possible de déterminer l'espacement des arbres au moyen de la plantation, ce qui facilite la protection de l'épinette lors de l'intervention dans le peuplement aux fins d'exploitation de l'étage supérieur du tremble » (traduction libre).

Coupe à blanc et brûlage

Dans le cadre d'une petite étude coopérative (Canada/Nouvelle-Écosse) commencée en 1950 dans les Maritimes, on a fait usage du feu pour convertir une forêt de feuillus de mauvaise qualité, jeune et tolérante, en pessière blanche par ensemencement et plantation. On peut lire les résultats obtenus jusqu'en janvier 1957 dans un article de Drinkwater (1957 b). Le peuplement, datant d'environ 1925, avait été dégagé par une exploitation forestière en 1930. En 1950, il comptait plus de 2 500 tiges par acre (6 200/ha). Il était constitué de 48 % d'érable à épis, 29 % de hêtre, 20 % d'érable à sucre, 1 % de bouleau jaune et 2 % de sapin baumier. La récolte précoce, les insectes, les maladies, le broutement et les blessures mécaniques ont laissé peu de bonnes tiges. Les vestiges de la forêt d'origine formant un étage dominant irrégulier d'arbres sans valeur, très typique d'une exploitation opportuniste. Une tentative de brûlage a échoué, car il n'y avait pas assez de rémanents secs pour enflammer la grosse matière ligneuse. Néanmoins, chaque parcelle (coupée ou non) a été divisée en deux sous-parcelles de 0,1 acre (0,04 ha). L'une d'elles a été ensemencée, tandis que l'autre a reçu une plantation d'épinette blanche 2+2. La sous-parcelle ensemencée a été subdivisée; la moitié a été semée à la volée avec 2 lb de semences par acre (2,2 kg/ha), alors que l'autre moitié a été semée avec environ 12 graines sur chacun des 50 placeaux. En 1953, il était clair que l'ensemencement sur place avait échoué, la plupart des semences ayant été étouffées par la litière de feuilles. Les plantules des parcelles non coupées n'ont pas connu un meilleur sort : aucune n'était encore vivante en 1955, ayant succombé au broutage des lièvres d'Amérique ou aux faibles intensités lumineuses du couvert fermé. Les résultats obtenus sur les parcelles de coupe à blanc étaient toutefois plus encourageants. Malgré la concurrence des taillis de feuillus et le broutement des lièvres,

aucune mortalité n'a été enregistrée depuis 1953. De plus, 80 % des plants étaient encore vivants en 1955 (tableau 6.35).

Tableau 6.35. Survie et croissance en hauteur de l'épinette blanche plantée en 1951 sur des parcelles de coupe à blanc (d'après Drinkwater 1957b).

Plantation en 1951 (nombre)	Survie en 1955 (%)	Hauteur en 1955 pouces (cm)	Catégorie de hauteur en 1955 (%)			
			1[a]	2	3	4
300	80	22 (56)	14	49	31	6

[a] **Catégorie de hauteur 1** = < 12 pouces (30,5 cm), **2** = 13 à 24 pouces (33 à 61 cm), **3** = 25 à 36 pouces (63,5 à 91,4 cm), **4** = 37 à 48 pouces (94 à 122 cm).

En 1954, l'accroissement de la hauteur des plants des catégories 1 à 4 a été, en moyenne, de 3, 6, 10 et 12 pouces (7,6, 15,2, 25,4 et 30,5 cm). L'épinette blanche a bénéficié du broutage des pousses de feuillus par les cerfs et les orignaux; la hauteur moyenne du taillis n'était que de 30 pouces (76,2 cm) après 5 ans, alors qu'elle aurait dû atteindre au moins 10 pieds (3 mètres). En fait, en 1955, seulement 17 % des épinettes avaient été dépassées; 48 % étaient autrement co-dominantes ou intermédiaires, et 35 % étaient bien dégagées des feuillus.

6.5 ENTRETIEN

Le terme « entretien » désigne le traitement sylvicole des arbres destinés à la récolte forestière, avant même qu'ils ne le soient, à n'importe quel stade après leur plantation initiale ou l'ensemencement. Il peut concerner la culture elle-même (p. ex., espacement, taille, éclaircie, coupe d'amélioration) ou la végétation concurrente (p. ex., désherbage, nettoyage) (Ford-Robertson, 1971).

6.5.1 Inventaire de régénération, évaluation après la plantation

Mortalité

Une étude menée en 1955-1956 sur la détermination de la survie, du développement et des facteurs de succès ou d'échec dans les plantations de bois à pâte de conifères (principalement de l'épinette blanche) en Ontario et au Québec, âgées de 32 ans au plus, a montré que la majeure partie de la mortalité se produisait durant les quatre premières années suivant la plantation; le site et le climat défavorables étaient les principales causes de l'échec (Stiell 1958a).

6.5.2 Critères d'établissement de plantation

Les plantations peuvent être considérées comme une réussite lorsque les plants atteignent certains critères de rendement. Le terme « croissance libre » s'applique dans certains territoires. L'équivalent « croissance libre non concurrentielle » (Free-to-Grow ou FTG en anglais) de l'Ontario correspond à un peuplement forestier qui répond à une norme minimale de peuplement et à une exigence de hauteur, et qui est essentiellement exempt de la concurrence de la végétation environnante qui pourrait entraver sa croissance (Ontario Class Environmental Assessment for Timber Management 1989). Le concept de croissance libre non concurrentielle a été introduit avec l'avènement du programme d'entente de gestion forestière en Ontario en 1980, puis il est devenu applicable à toutes les unités de gestion en 1986. La politique, les procédures et les méthodologies permettant aux gestionnaires des unités

forestières d'évaluer l'efficacité des programmes de régénération sont toujours en cours d'élaboration. Elles n'étaient pas encore disponibles au moment des audiences de l'évaluation environnementale de portée générale.

En Colombie-Britannique, les critères de rendement sont établis dans le Code d'exploitation forestière. La province a choisi de mesurer la réussite d'une plantation en fonction de spécifications minimales concernant le nombre, la santé, la hauteur et la concurrence des arbres à feuilles, dans le but de réduire au minimum la subjectivité de l'évaluation de cette concurrence. Toutefois, les spécifications minimales sont encore fixées de manière subjective. Il faut donc les affiner pour éviter tout retard injustifié dans l'octroi à une plantation du statut d'établissement. Par exemple, une épinette blanche vigoureuse présentant une forte pousse principale à plusieurs bourgeons, dont la couronne est entièrement exposée à la lumière sur trois côtés, ne serait pas considérée comme étant en croissance libre selon le code actuel de la Colombie-Britannique. Elle ne justifierait guère d'être décrite comme étant non établie.

Dans les études sur la régénération forestière de l'Alberta, on considère que les semis d'épinettes blanches ou d'Engelmann sont « établis » quand l'un des critères ci-dessous est rempli : 1) un semis vivant, en bonne santé, intact, installé depuis au moins 3 ans à sa position actuelle; 2) deux semis vivants, en bonne santé, intacts, présents dans la même parcelle d'échantillonnage depuis au moins 2 ans; 3) une épinette vivante, plus vieille que la coupe forestière (c.-à-d., végétation préexistante), qui possède les caractéristiques suivantes : a) elle est en bonne santé, vigoureuse, indemne, capable de survivre et de se développer pour atteindre une valeur marchande une fois que les autres arbres auront été coupés; b) elle possède une tige simple nettement définie; c) elle provient de graines; d) elle possède une couronne bien développée représentant au moins 2/3 de la hauteur totale de l'arbre.

6.5.3 Espacement

La régénération en surnombre a tendance à stagner. Le problème s'aggrave chez espèces qui ont une faible capacité naturelle d'élagage, comme l'épinette blanche. L'espacement consiste à retirer périodiquement les jeunes arbres, à l'exception de ceux qu'on veut garder. De plus, l'éclaircie précommerciale correspond au retrait de la majorité, voire de tous les arbres non commercialisables (Lloyd, 1991). On peut utiliser l'espacement comme critère d'atteinte à plusieurs objectifs d'aménagement forestier, mais il permet surtout de régler la densité des jeunes peuplements afin d'éviter leur stagnation, ou encore d'accélérer la production d'arbres d'une taille donnée en raccourcissant la période de rotation. La croissance en volume des arbres individuels et la croissance marchande des peuplements augmentent donc (Hermelin, 1991). La principale raison d'espacer les arbres est de diminuer la coupe maximale autorisée (Nicks, 1991). Le bois est concentré sur un plus petit nombre de tiges, mais plus grosses et plus uniformes, ce qui réduit les coûts d'exploitation et d'usinage.

Les méthodes d'espacement peuvent être manuelles (en utilisant divers outils, dont des scies mécaniques, des débroussailleuses et des tondeuses), mécaniques (avec une broyeuse ou une débroussailleuse-broyeuse), chimiques ou être une combinaison de deux ou plusieurs de ces méthodes. L'une d'entre elles a connu un succès remarquable dans un peuplement très dense d'épinettes et de sapins régénérés naturellement (< 100 000 tiges/ha) au Maine. La perche

Thru-Valve, montée sur un hélicoptère, a émis des gouttelettes d'herbicide d'un diamètre de 1 000 à 2 000 µm (MacKay, 1991) à très basse pression. On avait réussi à créer des andains de 1,2 m de largeur et des bandes de feuilles de 2,4 m de largeur quand l'herbicide a été appliqué par hélicoptère, volant à 21 m de hauteur, à une vitesse de 40 à 48 km/h. Cette technique est probablement la plus économique.

On a obtenu un volume moyen de 156,9 m^3/ha, vingt ans après avoir espacé les arbres de 2,5 × 2,5 m dans des peuplements mixtes de sapins baumiers et d'épinettes blanches de 30 ans, situés dans le bassin versant de la rivière Verte, au Nouveau-Brunswick (Ker, 1981).

Une étude sur l'espacement de trois conifères (épinette blanche, pin rouge et pin gris) a été menée à Moodie, au Manitoba, sur des sols plats, sablonneux, pauvres en nutriments, caractérisés par un régime d'humidité frais (Bella, 1986). Vingt ans après avoir été plantés, les pins rouges affichaient un diamètre à hauteur de poitrine (dhp) moyen le plus élevé (15 % de plus que le pin gris), tandis que le dhp de l'épinette blanche était inférieur à la moitié de celui des pins. La largeur de la cime des trois conifères a augmenté progressivement après les travaux d'espacement. Les résultats indiquent que l'espacement optimal se situerait entre 1,8 m et 2,4 m pour les pins. Dans le cas de l'épinette blanche, il est déconseillé de la planter sur ces sites, selon les résultats de cette étude.

On a pu reproduire des données comparables en étudiant différents espacements entre les arbres plantés selon différentes densités. On a procédé à des espacements de 1,25 m, 1,50 m, 1,75 m, 2,00 m, 2,50 m et 3,00 m sur quatre catégories de sites dans le cadre de l'essai de 1922 à Petawawa (Ontario). Dans la première des 34 plantations d'épinettes blanches, on a créé des rangées régulières de plants espacés en moyenne de 4 × 4 à 7 × 7 pieds (de 1,22 m × 1,22 m à 2,13 m × 2,13 m) (Stiell et Berry, 1973). On a ensuite inclus des espacements allant jusqu'à 10 × 10 pieds (3,05 m × 3,03 m) dans l'étude. Les tableaux de rendement, qui sont fondés sur 50 ans de données, ont permis d'en arriver aux conclusions suivantes :

a) à l'exception des volumes commercialisables à 20 ans et des catégories de sites 50 et 60, les espacements plus rapprochés ont donné des volumes sur pied plus importants à tous les âges que les espacements plus larges, la différence relative diminuant avec l'âge;

b) le volume commercialisable en proportion du volume total augmente avec l'âge, et il est plus important à des espacements plus larges qu'à des espacements plus rapprochés;

c) l'augmentation actuelle du volume annuel culmine plus tôt dans les cas où les espacements sont plus rapprochés que lorsqu'ils sont plus éloignés.

Un essai d'espacement plus modeste, qui a débuté en 1951 près de Thunder Bay (Ontario), comprenait des épinettes blanches espacées à des intervalles de 1,8 m, 2,7 m et 3,6 m (ministère des Ressources naturelles de l'Ontario, 1989a). Dans le cas de l'espacement le plus proche, la mortalité avait commencé à 37 ans, alors qu'elle n'avait pas encore eu lieu pour les espacements plus grands.

Le plus ancien essai d'espacement concernant l'épinette originaire de la Colombie-Britannique intérieure a été effectué en 1959 près de Houston, dans la région forestière de Prince Rupert

(Pollack et coll. 1992). Des espacements de 1,2 m, 2,7 m, 3,7 m et 4,9 m ont été testés. On a mesuré les arbres 6, 12, 16, 26 et 30 ans après la plantation. Les arbres plantés à des intervalles plus grands se sont développés avec un plus grand diamètre, une plus grosse couronne et davantage de branches. Toutefois, à 30 ans, ce sont les arbres plantés le plus près les uns des autres qui ont produit la plus grande surface terrière et le plus grand volume total/ha (tableau 6.36). Dans des essais plus récents, effectués dans la région de Prince George, en Colombie-Britannique (tableau 6.39), et au Manitoba (Bella et De Franceschi, 1980), on n'a observé aucun effet de la densité de plantation de l'épinette blanche sur la croissance, même à des espacements aussi faibles que 1,2 m, après environ 16 saisons de croissance. La lenteur de la croissance juvénile et de la fermeture du couvert a retardé la compétition entre les arbres pour la lumière. Dans un premier temps, un espacement réduit pourrait même avoir un effet d'auto-protection positif qui compenserait toute réaction négative à la concurrence.

Tableau 6.36. Résultats de l'effet de l'espacement sur la croissance de l'épinette d'intérieur près de Houston, région de Prince Rupert (Colombie-Britannique) 30 saisons de croissance après la plantation (d'après Pollack et coll. 1992).

Tiges/ha	Hauteur moyenne (m)	Diamètre moyen (cm)	Surface terrière moyenne (m^2/ha)	Volume moyen total de tiges (m^3/ha)
420	5,9	10,1	3,8	11,3
747	5,7	9,5	4,9	14,9
1 682	5,9	8,9	10,2	31,6
6 727	4,9	6,1	20,9	63,7

Tableau 6.37. Hauteur totale moyenne (m) de l'épinette d'intérieur après 11 à 14 saisons de croissance dans le cadre d'essais d'espacement dans la région forestière de Prince George, en Colombie-Britannique. (résultats provisoires rapportés par Coates et coll. 1991, citant une communication personnelle de D. Coopersmith, sept. 1990).

	Localisation et âge				
Tiges/ha (espacement)	Buckhorn 1 (11 ans)	Cluculz (11 ans)	Chilco Cr (11 ans)	Buckhorn 2 (13 ans)	Anzac (14 ans)
637 (4×4 m)	0,63	1,33	1,51	1,73	2,26
1 076 (3×3 m)	0,68	1,19	1,34	1,78	2,12
2 196 (2×2 m)	0,82	1,25	1,34	1,73	2,20

6.5.4 Éclaircie

L'éclaircie influe grandement sur l'écologie et la micrométéorologie d'un peuplement, en réduisant la concurrence entre les arbres pour l'eau. La disparition d'un arbre dans un peuplement affecte les arbres restants, autant en surface qu'en profondeur. Une éclaircie sylvicole peut être utilisée pour influencer le développement, la stabilité et les caractéristiques des produits exploitables.

Si l'on veut créer des plantations intensives de conifères pour une production maximale, il est essentiel de ne pas oublier que les régimes d'entretien et d'éclaircie, ainsi que les dommages causés par le vent et la neige, sont étroitement liés (Navratil et coll., 1991).

Éclaircie précommerciale

Lorsque la régénération naturelle ou l'ensemencement artificiel ont donné lieu à de jeunes peuplements denses et surchargés, l'éclaircie naturelle permet, dans la plupart des cas, de ramener le peuplement à une densité plus souhaitable du point de vue sylvicole. Toutefois, il arrive que certains arbres atteignent une taille commerciale, que d'autres soient vieux et défectueux, et que d'autres encore soient non commerciaux. On peut considérablement augmenter le rendement en bois marchand et raccourcir la rotation en effectuant une éclaircie précommerciale (Day, 1967). Des méthodes mécaniques et chimiques ont été utilisées, mais leur coût a entravé leur adoption rapide.

On a déjà essayé la méthode d'éclaircie précommerciale chimique avec l'arsénite de sodium (p. ex., Cope et Spaeth, 1931), mais on a dû interrompre les tests en raison du danger de toxicité. Plus tard, Harrison-Smith (1963) a mentionné que, en Nouvelle-Zélande, on utilisait de l'acide cacodylique, qui est moins toxique. Par ailleurs, à la station expérimentale forestière de Dunbar, dans le nord du Michigan, Day (1967) a testé des solutions d'acide cacodylique à 30 et 53 %. Il les a appliquées sur toutes les espèces de conifères indigènes, y compris l'épinette blanche, à l'aide d'un injecteur dans des trous peu profonds creusés avec une hache perforante, ainsi que dans des incisions partielles faites avec une hachette. Les traitements ont été effectués pendant la période de dormance et pendant la période de croissance. Aucune des 58 épinettes blanches traitées n'a survécu.

Éclaircie d'une plantation d'épinettes blanches

Day et Rudolph (1974) ont entrepris une étude d'éclaircie sur une plantation d'épinettes blanches âgée de 30 ans dans la forêt nationale de Hiawatha, située dans la péninsule supérieure du Michigan. Les arbres avaient été plantés dans des sillons d'environ 25 cm de profondeur dans un sable fin limoneux recouvrant un sol argileux d'une profondeur variant entre 50 et 168 cm. Les rangées et les arbres qui les composent étaient espacés d'environ 1,8 mètre. La survie initiale et ultérieure a été bonne, comme le montre le rendement présenté au tableau 6.38.

Tableau 6.38. Rendement d'une plantation d'épinettes blanches de 30 ans, avant éclaircie, hauteur dominante moyenne de 13,4 m (d'après Day et Rudolph 1974).

Catégorie de dhp pouce (cm)	Nombre d'arbres	Surface terrière pied ^{2} (m^2)	Volume pied ^{3} (m^3)
2 (5,1)	24,4	0,64 (0,06)	
3 (7,6)	102,8	5,06 (0,47)	
4 (10,2)	196,2	17,12 (1,59)	
5 (12,7)	257,8	34,84 (3,24)	564,7 (16,0)
6 (15,2)	273,8	52,34 (4,86)	1 033,0 (29,3)
7 (17,8)	161,6	41,77 (3,88)	870,9 (24,7)
8 (20,3)	59,7	20,10 (1,87)	419,2 (11,9)
9 (22,9)	16,6	7,02 (0,65)	142,9 (4,1)
10 (25,4)	2,8	1,31 (0,12)	25,7 (0,7)
11 (27,9)	0,3	0,19 (0,02)	3,6 (0,1)
Total	1 096,0	180,39 (16,76)	3 060,0 (86,7)

On a expérimenté avec trois méthodes d'éclaircie : 1) selon la surface terrière, 2) l'éclaircie en rangée et 3) selon la hauteur (en pourcentage). Les tests ont été complexes en raison de la ramification dense et persistante de l'épinette blanche. Il a donc fallu éclaircir les rangées à un certain point durant l'opération initiale. On a mis en place un plan en blocs randomisés comprenant quatre répétitions, chaque répétition étant composée de huit parcelles de traitement de 405 m^2 (0,10 acre) isolées les unes des autres par des bandes d'isolement adéquates, puis on a appliqué les traitements suivants : 1) toutes les trois rangées; 2) toutes les trois rangées, plus réduction à 600 tiges/acre; 3) toutes les trois rangées, plus réduction à 400 tiges/acre; 4) toutes les trois rangées, plus réduction à 300 tiges/acre; 5) toutes les deux rangées; 6) toutes les deux rangées, plus réduction à 400 tiges/acre; 7) toutes les deux rangées, plus réduction à 300 tiges/acre; 8) témoin, pas d'éclaircie. À 30 ans, la valeur du bois sur pied avait dépassé tous les coûts. Plusieurs traitements d'éclaircie ont permis de liquider tous les coûts accumulés pour la plantation. La croissance après l'éclaircie a été bonne. Le traitement 5, qui consistait à enlever une rangée sur deux, a entraîné les plus hauts taux de croissance (14,4 % de pieds cubes marchands). Le taux d'intérêt généré par les peuplements soumis aux différents traitements d'éclaircie a varié entre 6,8 et 7,4 %.

Répercussions écophysiologiques des éclaircies

L'éclaircie diminue la fermeture du couvert et augmente la pénétration du rayonnement solaire dans le couvert. L'efficacité photosynthétique de cette énergie s'améliore, ce qui entraîne une prolongation de la rétention des aiguilles, surtout dans les parties inférieures de la cime. De plus, le système racinaire, la longueur, le diamètre et la surface de la cime, augmentent tous après l'éclaircie (Misson et coll., 2003). Même si l'évaporation du sol et la transpiration des arbres augmentent après l'éclaircie, l'évapotranspiration totale du peuplement a tendance à diminuer (Whitehead et coll., 1984). L'interception de l'eau par le couvert se trouve ainsi réduite, ce qui entraîne une hausse de la pluie au sol, ce qui, en retour, améliore la disponibilité en eau pour les arbres.

La croissance radiale annuelle est un indicateur intégratif des réactions physiologiques des arbres face aux changements environnementaux. En travaillant avec l'épinette de Norvège, espèce dont on attend qu'elle présente certaines similitudes avec l'épinette blanche, Misson et coll. (2003) ont démontré que la diminution de la densité du peuplement altérait la relation entre le climat et la croissance. À l'échelle de chaque arbre pris individuellement, on pourrait éclaircir pour augmenter sa résistance à la sécheresse. Néanmoins, cet effet est limité lorsque les conditions du site sont contraignantes. Mission et coll. (2003) ont conclu qu'il faut procéder à de fortes éclaircies lorsqu'on s'attend à ce que la forêt subisse un déclin en raison d'un stress causé par la sécheresse. De plus, les peuplements qui poussent sur des sites secs doivent être éclaircis davantage, puisque ces sites ne peuvent pas supporter une grande densité.

Aussenac (1987) s'intéresse, comme moi, à l'épinette de Norvège. Il a analysé l'effet de l'éclaircie sur les arbres. Il s'est rendu compte que cette intervention avait modifié l'évolution de la croissance annuelle de ces arbres à toutes les fréquences des chronologies de croissance radiale. Des études antérieures ont démontré, sans surprise, que l'éclaircie augmente l'ouverture du couvert, ce qui favorise la pénétration du rayonnement solaire (Aussenac, 1987; Habonimana, 2000). L'énergie solaire devient alors plus importante à l'intérieur de la couronne (Law et coll., 1992). Cela entraîne une amélioration de l'efficacité de la photosynthèse de cette énergie (François, 1985). Cela influe sur la durée de rétention des aiguilles, en particulier dans la partie inférieure de la couronne (Marek, 1997). En outre, la longueur, le diamètre, la surface de la cime et la taille du système racinaire augmentent tous après une éclaircie (Lehtpere 1960, Hamilton 1969).

Ces transformations que subissent les cimes des arbres après une éclaircie influencent positivement la production de photosynthèse, tant que l'approvisionnement en eau n'est pas limité. Bien que l'évaporation du sol et la transpiration individuelle des arbres soient plus importantes après l'éclaircie, l'évapotranspiration totale à l'échelle du peuplement a tendance à diminuer (Whitehead et coll., 1984, Morikawa et coll. 1986). En outre, la quantité de pluie qui s'accumule sur le sol augmente avec l'ouverture du couvert forestier causée par l'éclaircie (baisse considérable de l'indice foliaire [LAI]) (François et coll. 1984). Cette augmentation explique pourquoi la teneur en eau du sol augmente dans un peuplement éclairci (Della-Bianca et Dills 1960). Donc, durant la période de croissance, l'état hydrique des arbres est habituellement supérieur dans un peuplement éclairci qu'un peuplement dense (Ginn et coll. 1991, Stoneman et coll. 1996).

Dans le cas des espèces semi-tolérantes, comme l'épinette de Norvège et l'épinette blanche, l'énergie solaire est moins limitative que pour les espèces intolérantes. Cela peut expliquer la relation exponentielle observée par Misson et coll. (2003) (fig. 4) entre l'intensité de l'éclaircie et la croissance radiale moyenne. Ce n'est qu'après une éclaircie assez longue que l'on a observé une variation significative de la croissance radiale. De plus, un meilleur approvisionnement en eau pourrait être contrebalancé par des conditions limitatives du site.

Mission et coll. (2003) recommandent, pour les peuplements d'épinette de Norvège poussant dans les Ardennes belges, que la surface terrière du peuplement soit inférieure à 26 m^2/ha sur

un site sec, ou 29 m^2/ha sur un site humide, afin de favoriser une croissance radiale élevée à long terme.

Mission et coll. (2003) ont observé que les adaptations à l'éclaircie couvraient une gamme continue d'échelles temporelles différentes; les variations de croissance à long, moyen et court terme sont régies par des facteurs internes très différents qui dépendent de l'environnement. Mission et coll. (2003) ont attribué le phénomène de variation de la croissance radiale à long et moyen terme des arbres individuels principalement à l'adaptation structurelle, comme l'élargissement de la cime ou du système racinaire. Les variations à court terme de la croissance radiale, en revanche, ont été considérées comme étant principalement dues aux réactions physiologiques d'acclimatation à des facteurs tels que la régulation de la conductance stomatique, la variation de la capacité photosynthétique et la respiration. Néanmoins, il est clair que les adaptations sont liées, et que la croissance radiale est la réaction intégrative de cette interaction mutuelle (Kahle et Spiecker, 1996).

6.5.5 Contrôle de la concurrence

Brand et Penner (1990) ont évalué les effets de modifier (par divers traitements) le site sur la croissance précoce de trois espèces d'épinettes plantées (épinette blanche, épinette noire et épinette originaire de l'intérieur) en se basant sur données provenant de trois plantations expérimentales situées dans les régions forestières boréales, de l'épinette des forêts boréales moyennes ainsi que dans la région des Grands Lacs et du Saint-Laurent. Ce sont les caractéristiques de la surface du sol qui ont déterminé la température du sol, mais le scarifiage a fait augmenter cette température de 3 °C à 7 °C sur les trois sites. La disponibilité de l'humidité du sol a diminué en raison du développement anarchique de la végétation concurrente ou du scarifiage. L'augmentation de la disponibilité des éléments nutritifs est due à la fertilisation et à la destruction des broussailles. Ces modifications de l'environnement ont entraîné des changements dans le rapport entre les glucides non structurels foliaires et l'azote. Les traitements qui accroissent l'assimilation du carbone par rapport à l'absorption de l'azote, comme le scarifiage, élargissent ce rapport En revanche, les traitements qui accroissent la disponibilité de l'azote plus que celle du carbone, comme la fertilisation, le réduisent. De plus, des changements dans la disponibilité d'un facteur environnemental, tel que la lumière, peuvent avoir influencé l'efficacité de l'utilisation d'autres facteurs, tels que l'azote. Cependant, la croissance a surtout réagi à la diminution de la concurrence de la végétation sur les trois sites d'étude.

Le scarifiage préalable à la plantation a également diminué le taux de développement de la végétation concurrente, et, grâce à l'amélioration de la température du sol, il a accru la croissance, dépassant même ce que l'on aurait pu attendre des seules différences de concurrence entre les cultures. La fertilisation s'est avérée être le traitement le plus efficace pour favoriser la croissance des arbres lorsque la compétition végétale a été éliminée ou que le sol a été scarifié. Parmi tous les traitements expérimentés, les espèces d'épinette ont affiché des augmentations de biomasse variant entre 300 et 1 500 %. Cette hausse significative démontre qu'il est possible d'améliorer le succès des programmes de reboisement en épinette.

La composition des espèces végétales a été déterminée dans huit parcelles de 10 m × 10 m au début d'une étude de plantation d'épinette blanche en sous-étage dans deux peuplements boréaux mixtes arbustifs près de Chapleau en Ontario (Sutton, 1993). Sur chaque site, deux répétitions de chacun des quatre traitements ont été réalisées : 1) épinette plantée serrée sans traitement (témoin); 2) épinette plantée serrée et application simultanée de granulés Gridball®, avec une dose de 4,2 kg/ha d'hexazinone; 3) épinette plantée espacée sans traitement; 4) épinette plantée espacée et application simultanée de granulés Gridball®, avec une dose de 1,4 kg/ha d'hexazinone. Les pastilles d'herbicide ont été appliquées à la main sur le parterre forestier, dans chacune des parcelles traitées, une à chaque intersection d'une grille imaginaire qui maximise la distance entre les pastilles et les plantes. Dix ans après, l'analyse de la composition des espèces n'a révélé aucun effet détectable du traitement à l'hexazinone.

L'hexazinone diffusé sous forme de granulés à 10 % à 0,2 et 4 kg m.a./ha dans une coupe mixte de trois ans a influencé de manière significative les concentrations en éléments nutritifs du feuillage pendant au moins deux saisons de croissance, mais seulement à la dose la plus élevée. Cependant, à la fin de la troisième saison de croissance suivant le traitement, les concentrations étaient revenues à leur teneur initiale. À ce moment-là, aucun signe visible de dommages causés par l'hexazinone n'était encore demeuré, même si la couverture végétale était restée de 10 à 20 % plus faible dans les parcelles à 4 kg/ha que dans le témoin (Sidhu 1994, Sidhu et Feng 1990).

Des expériences d'établissement de plantations d'épinette blanche sur des sols de fertilité différente près d'Ottawa (Ontario) ont démontré qu'un effet bénéfique de la lutte contre les mauvaises herbes se manifestait davantage dans les sols infertiles (Sutton, 1968). Le désherbage peut aussi entraîner une fissuration du sol sur les sols plastiques en situation de sécheresse, ce qui peut briser les racines des horizons supérieurs (Sutton, 1968, 1992). La sécheresse a eu un impact plus grand sur les jeunes plantations d'épinette blanche établies sur un sol argileux ayant fait l'objet d'un désherbage que sur leurs homologues qui n'ont pas subi une telle lutte (Sutton 1968).

On a étudié la lutte chimique contre les mauvaises herbes dans les plantations d'arbres de Noël du Connecticut et du Vermont dans le cadre d'essais réalisés en 1962 (Ahrens et coll. 1969). Parmi les essences d'arbres étudiées, on compte l'épinette blanche, le pin sylvestre, le douglas de Menzies et le sapin baumier. On a déterminé les sensibilités relatives de 30 espèces de mauvaises herbes vivaces à l'atrazine à 3 à 4 lb/acre (3,3 à 4,5 kg/ha), à la simazine et au dichlobénil (granulés) à 4 à 6 lb/acre (4,5 à 6,7 kg/ha), à l'aminotriazole à 2 à 4 lb/acre (2,2 à 4,5 kg/ha) et au paraquat à 0,5 à 1 lb/acre (0,6 à 1,1 kg/ha). La simazine s'est avérée être l'herbicide le plus polyvalent parmi ceux-ci, et celui qui convient le mieux au sol et au climat de la Nouvelle-Angleterre. L'atrazine et le dichlobénil ont causé le plus de dommages aux plants, mais ils se sont révélés prometteurs contre les plantes vivaces résistantes à la simazine dans les plantations établies. L'aminotriazole, le dalapon et le paraquat ont été efficaces en combinaison avec la simazine pour lutter contre les plantes vivaces, avant ou après la plantation. Des trempages de racines dans du charbon actif ont protégé les plants d'épinette blanche contre le dichlobénil. Tous les herbicides ont permis de lutter efficacement contre les herbes de gazon,

considérées comme les plantes herbacées les plus compétitives, et d'améliorer la croissance et la couleur des épinettes et des sapins baumiers durant l'année qui a suivi le traitement.

6.6 DÉGAGEMENT

Selon Fleming et Wood (1996), près d'un demi-million d'hectares de forêts canadiennes ont cessé d'être exploités chaque année durant la décennie 1990, parce que leur peuplement en essences commerciales était insatisfaisant. Outre les sites d'épinettes noires de zone sèche, « les forêts mixtes d'épinettes blanches et les types de forêts d'épinettes blanches pures de l'Ouest canadien comprennent une très grande partie de coupes ratées ou de coupes converties de conifères en feuillus, voire en herbage » (traduction libre). Sur la plupart des sites de coupe de la forêt boréale (Hearnden et coll. 1992), la végétation concurrente doit être limitée sur les sites fertiles pour permettre à l'épinette de se régénérer avec succès. Fleming et Wood (1996) se sont penchés sur le problème de l'absence d'objectivité dans la prise de décision concernant le dégagement des plantations de la végétation concurrente. Ils ont prélevé des plants d'épinette noire jusqu'à 11 ans après leur plantation près de Kenogaming, dans le nord-est de l'Ontario. On a adapté des modèles dynamiques quantitatifs à ces données afin de mettre en évidence les effets des types de plants, de la saison de plantation et de l'élimination des mauvaises herbes sur la hauteur, le volume et la survie des arbres. Après huit saisons de croissance, les arbres des parcelles désherbées avaient jusqu'à presque trois saisons de croissance d'avance sur leurs homologues non désherbés. À la fin de la période d'observation, l'avantage de croissance des arbres des parcelles désherbées par rapport à ceux des parcelles non désherbées a augmenté en termes de volume à un rythme environ 1,5 fois plus rapide que celui de la hauteur.

> Les commentaires de Fleming et Wood (1996) sur l'expérience précédente méritent d'être répétés. L'expérience décrite dans leur article peut être considérée comme une étude longitudinale de Koch et coll. (1988) dans laquelle chaque unité expérimentale est soumise de manière aléatoire à un régime de traitement particulier, puis où les variables sont ensuite observées à plusieurs reprises. L'objectif général est de mesurer l'influence que les différents traitements ont sur la réaction des arbres au dégagement au fil du temps. Le temps étant une variable quantitative, il est préférable d'utiliser une méthode de régression plutôt que des analyses univariées ou multivariées, qui ignorent cette réalité (Mize et Schultz, 1985). Les mêmes unités expérimentales ayant été observées à plusieurs reprises, il y a un risque que certaines observations ne soient pas indépendantes, ce qui contrevient à une des hypothèses fondamentales de la régression (Draper et Smith, 1981). Par conséquent, la comparaison directe des estimations des paramètres des équations de régression ajustées aux données de la courbe de réactions des arbres aux différents traitements de dégagement pourrait produire des résultats erronés. Pour contourner cette difficulté, on a ajusté les régressions aux données de chaque unité expérimentale, puis on a estimé les paramètres qui en résultent pour les comparer indirectement comme données primaires dans le cadre de l'analyse multivariée. Selon ce qu'expliquent Meredith et Stehman (1991), cette approche permet d'utiliser l'approche basée sur la régression sans se heurter à la corrélation sérielle des observations (Fleming et Wood, 1996).

6.6.0 Développement des arbres (croissance et forme)

La croissance et la forme d'un arbre forestier résultent de l'activité des méristèmes primaires et secondaires, influencée par la distribution du photosynthétat à partir de ses aiguilles et par les gradients hormonaux régis par les méristèmes apicaux (Fraser et coll. 1964). De plus, des facteurs externes influencent ces deux caractéristiques. On a observé, sur un arbre forestier, que la croissance apicale de sa tige avait été lente de 1926 à 1936, lorsqu'il était en concurrence avec des herbes et des arbustes, et probablement parce que des arbres plus grands lui faisaient de l'ombre. Les branches latérales ont commencé à présenter une croissance réduite, et certaines d'entre elles étaient même invisibles sur l'arbre au moment où il atteignait l'âge de 36 ans. De 1955 à 1961, l'arbre a connu une croissance apicale respectivement de 34, 37, 42, 45, 50, 60 et 60 m. Au moment où l'arbre avait 36 ans, soit en 1961, le nombre total d'aiguilles, quel que soit leur âge, s'élevait à 5,25 millions et leur poids total à 14,25 kg. En 1961, on comptait encore sur l'arbre des aiguilles âgées de 13 ans (tableau 6.39). Le poids de cendres des aiguilles a augmenté progressivement avec l'âge, passant d'environ 4 % pour les aiguilles de première année en 1961 à environ 8 % pour celles âgées de 10 ans.

En discutant des données obtenues à partir d'une épinette blanche de 11 m de hauteur, Fraser et coll. (1964) ont émis l'hypothèse que, si le photosynthétat utilisé pour la croissance apicale en 1961 avait été fabriqué l'année précédente, les 4 millions d'aiguilles produites jusqu'en 1960 auraient servi à alimenter environ 600 000 mm de croissance apicale ou 730 g de poids sec. Elles auraient également permis de produire plus de 12 millions de mm^3 de bois par le cerne annuel de 1961, plus 1 million de nouvelles aiguilles, ainsi que les nouveaux tissus des branches, de l'écorce et des racines en 1960. Cela inclut aussi le photosynthétat nécessaire à la production d'énergie pour assurer la respiration durant cette période. On estime qu'il représente environ 10 % de la production annuelle totale de photosynthèse d'un jeune arbre en bonne santé. Avec ce point de départ, une aiguille produit assez de nourriture pour générer 0,19 mg de croissance apicale, 3 mm^3 de bois, un quart d'une nouvelle aiguille, ainsi qu'une quantité inconnue de bois de branches, d'écorce et de racines.

L'ordre de priorité de la distribution du photosynthétat est probablement le suivant : d'abord la croissance apicale et la formation de nouvelles aiguilles, ensuite les bourgeons pour la croissance de l'année suivante, puis le cambium dans les parties plus anciennes des branches, qui reçoivent la nourriture en dernier. Dans l'épinette blanche étudiée par Fraser et coll. (1964), les aiguilles représentaient 17,5 % du poids (tableau 6.40). Il est évident que les proportions ont changé avec le temps.

Tableau 6.39. Nombre total, poids sec et de cendres, ainsi que le % de cendres des aiguilles, par année de formation d'une épinette blanche de 11 m en 1961 (d'après Fraser et coll. 1964).

Élément	1961	1960	1959	1958	1957
Milliers d'aiguilles	1050	1050	803	681	555
Poids sec (g)	2 558	2 700	2 406	1 937	1 550
Poids de cendres (g)	95	118	111	96	89
% cendres	3,7	4,4	4,6	5,0	5,7
Élément	**1956**	**1955**	**1954**	**1953**	**1952**
Milliers d'aiguilles	405	297	219	116	30
Poids sec (g)	1 152	872	630	348	94
Poids de cendres (g)	68	55	43	25	7
% cendres	5,9	6,3	6,9	7,2	7,5
Élément	**1951**	**1950**	**1949**		
Milliers d'aiguilles	405	297	219		
Poids sec (g)	1 152	872	630		
Poids de cendres (g)	68	55	43		
% cendres	5,9	6,3	6,9		

Tableau 6.40. Distribution du poids anhydre des composants aériens d'une épinette blanche de 11 m de hauteur (d'après Fraser et coll. 1964).

Composante	Poids (g)	%
Aiguilles	14 267	17,5
Branches	28 934	35,5
Tige	38 329	47,0

6.6.1 Développement et établissement du peuplement

Attentes de croissance

Le taux de croissance des jeunes plants d'épinette blanche dépend de facteurs internes à la plante, mais aussi externes, comme le site. Toutefois, il y a une généralisation exceptionnellement vérifiée : la croissance est très lente pendant les premières années après la plantation, même dans des conditions favorables. Dans d'autres cas, la période de croissance lente peut s'étendre sur plusieurs décennies. Par exemple, l'épinette blanche ne pousse que d'environ 25 centimètres durant les deux premières décennies après sa plantation (White, 1960). On qualifie parfois ce phénomène de « stagnation » ou de « check » en anglais, c'est-à-dire un état où la croissance (généralement, la croissance en hauteur) est insatisfaisante pendant quelques années. Ce terme est subjectif, car il n'existe pas de critères pour déterminer si un arbre est en croissance ou non. En général, il fait référence aux plantations antérieures au taillis.

À la fin de la première saison de croissance, des plantules régénérées naturellement peuvent avoir une hauteur variant entre 10 et 20 mm, et des racines d'une longueur comprise entre 20 et 100 mm, selon les conditions du lit de germination. La tige est non ramifiée. La racine produit habituellement des racines latérales ne dépassant pas 30 à 50 mm (Eis 1965, Jablanczy et

Baskerville 1969, Hellum 1972, Zasada et coll. 1978, Krasny et coll. 1984). La hauteur des plantules à la fin de la première saison de croissance dans l'étude d'Eis (1967a) n'a pas été influencée par le type d'habitat (humide ou sec) ni par le lit de germination (sol minéral ou litière). Les plantules mesuraient en moyenne 14 ou 15 mm dans toutes les conditions. Dès la deuxième année, seuls les trois plus grands plants de chaque parcelle ont été comptés. La plupart des plants ont conservé leur position dominante pendant les quatre années d'observation. Après 4 ans, la hauteur moyenne de toutes les plantules vivantes était de 6,9 cm, et les trois meilleures plantules de chaque parcelle mesuraient en moyenne 11,5 cm (tableau 6.41).

Tableau 6.41. Hauteur moyenne des plants d'épinette blanche 1, 2, 3 et 4 ans après l'ensemencement sur sol minéral ou sur un lit de germination sur trois sites forestiers de l'intérieur de la Colombie-Britannique (d'après Eis, 1967a).

Site	Année 1	Année 2		Année 3		Année 4	
	Moyenne (mm)	Moyenne (mm)	Meilleur (mm)	Moyenne (mm)	Meilleur (mm)	Moyenne (mm)	Meilleur (mm)
Alluvion							
Sol minéral	14	26	35	50	80[a]	82[a]	137[a]
Litière	14	22	36	44	72	70	117
Aralia–Dryopteris							
Sol minéral	15	24	35	43	75	71	120[a]
Litière	15	21	31	42	68	63	111
***Cornus*–Moss**							
Sol minéral	15	26	29	43	64[a]	70[a]	109[a]
Litière	15	23	30	37	53	61	94

Le développement initial lent de l'épinette semble avoir accéléré à mesure que les arbres ont atteint une hauteur d'environ 30 cm. Eis (1967a) avait remarqué qu'à la lumière favorable, les épinettes blanches atteignaient la hauteur de la poitrine après environ 13 ans sur les alluvions et 20 ans sur les sites de Cornus-Moss en Colombie-Britannique intérieure (tableau 6.42). Cependant, sous un étage de trembles ou de pins tordus latifoliés, la régénération naturelle d'épinettes blanches, à hauteur de poitrine, pouvait atteindre 50 ans.

Tableau 6.42. Hauteur moyenne des trois meilleurs plants par parcelle de 37 m^2 de semis d'épinette blanche à croissance libre et régénération naturelle sur trois types de sites en Colombie-Britannique intérieure (d'après Eis 1967a).

Âge (années)	Alluvion (cm)	*Aralia–Dryopteris* (cm)	*Cornus*–Moss (cm)
4	13	12	10
6	29	20	14
8	51	33	23
10	84	53	36
12	124	76	51
14	168	104	69
16	218	132	91
18	269	165	114
20	323	198	142
22	-	234	175

La sixième année, les pousses latérales se sont développées et leur poids sec a atteint 5 g. Les racines latérales, quant à elles, se sont peu étendues, sur une distance inférieure à 100 cm, et leur poids sec n'a pas dépassé 1 g. Ces données sont issues des travaux de Waldron (1966), Jablanczy et Baskerville (1969), Eis (1970), Zasada et Grigal (1978) ainsi que Krasny et coll. (1984).

Un plant peut prendre de 10 à 20 ans pour atteindre la hauteur de poitrine, même s'il pousse en pleine lumière. La végétation préexistante d'un peuplement peut prendre 40 ans ou plus pour atteindre la hauteur de poitrine (Hegyi et coll. 1981).

Les problèmes liés à l'établissement et à l'aménagement des plantations d'épinettes blanches dans la région du secteur supérieur des Grands Lacs des États-Unis ont été examinés par un groupe d'aménagistes forestiers et de chercheurs qui « collectivement, représentaient la meilleure expertise disponible dans la région ». Cet atelier s'est tenu en 1984 à Grand Rapids, au Minnesota (Rauscher 1987). Ils ont établi les priorités de recherche suivantes pour résoudre les problèmes liés à la culture des épinettes blanches dans la région, qui remontent à environ 1930 :

a) système complet de prévision de la croissance et du rendement, dont la précision est connue;
b) détermination des avantages économiques et des coûts des différentes méthodes d'éclaircie;
c) mise au point d'une mesure significative de la gravité et de l'incidence de la concurrence pour étayer les décisions relatives au dégagement de plantations et à l'établissement de peuplements mixtes;
d élaboration de lignes directrices pour accroître le taux de croissance des juvéniles en assurant une sélection et une préparation adéquates des sites;
e) détermination des avantages potentiels de l'amélioration génétique du matériel de reproduction;
f) étude des techniques d'aménagement des vergers à graines.

Développement de jeunes épinettes blanches (après ensemencement, naturel ou artificiel)

En milieu naturel, le taux annuel de croissance en hauteur des jeunes plants est très lent. Les épinettes blanches régénérées naturellement en Colombie-Britannique n'atteignent généralement pas plus de 2,5 cm à la fin de leur première saison de croissance (Alexander et Shepperd, 1984; Nienstaedt et Zasada, 1990). Coates et coll. (1994) mentionnent des données provenant d'une grande région géographique qui montrent qu'un plant sain en fin de première année de croissance a une hauteur de 1 à 3 cm et un système racinaire peu ramifié de 4 à 10 cm de longueur (Rowe 1955, Smith 1955, Eis 1965, Noble 1973, Zasada et coll. 1978). L'importance de la croissance des racines la première année est cruciale, car elle détermine le degré d'accès à l'humidité du sol. La survie hivernale dépend quant à elle de la capacité de la plantule à résister au soulèvement par le gel et à l'érosion du sol. Les conditions météorologiques lors de la première saison de croissance sont donc d'une importance cruciale : on observe fréquemment un taux de mortalité de 80 % ou plus chez les semis d'épinette blanche avant le début de la deuxième saison de croissance (voir Zasada 1980). Le taux de mortalité annuel diminue généralement considérablement après la première année, mais peut persister plusieurs années de suite (voir Noble et Ronco 1978).

Zasada et coll. (1978) ont présenté une excellente représentation graphique (figure 43) du développement des pousses et des racines des semis d'épinette blanche au cours de la première saison de croissance en Alaska intérieur. Cette étude est basée sur 16 excavations hebdomadaires d'individus vigoureux. La profondeur d'enracinement de certains semis d'épinette d'Engelmann au Colorado avait atteint 12 cm après 12 semaines (Noble, 1973). Même la première année, les épinettes blanches et autres épinettes issues de graines dont le poids était assez homogène ont développé dans le sol homogène de la serre un système racinaire d'une grande variabilité. Celle-ci est bien plus importante que la variabilité aérienne (tableau 6.43) (Sutton, 1978). L'attribut le moins variable des systèmes racinaires est le nombre de pointes racinaires par unité de longueur de racine. Des valeurs très semblables en ce qui concerne la profondeur d'enracinement de l'épinette d'Engelmann de trois mois au Colorado ont été mises en évidence par Noble (1973). Cette variabilité serait accentuée dans un milieu plus hétérogène.

La croissance reste lente durant les années qui suivent, le temps que les jeunes plants développent leurs branches et deviennent progressivement moins vulnérables à l'étouffement par la litière. Le développement du système racinaire se poursuit durant cette période, mais les plants restent vulnérables à la sécheresse pendant plusieurs années, jusqu'à ce que leur système racinaire puisse exploiter un volume de sol capable de fournir suffisamment d'humidité pour surmonter une sécheresse mortelle, même en cas de sécheresse prolongée. Quelques dizaines de plants d'épinette blanche, qui semblaient pourtant bien développés, sont morts durant leur troisième année de croissance. Aucune cause pathologique n'a pu être identifiée. La sécheresse, consécutive à trois ans de pluies nettement en deçà des normales dans le district d'Algoma (Ontario), est probablement en cause. L'enracinement était resté très limité au-delà du bloc initialement planté. Ce n'est qu'une fois que les systèmes racinaires ont bien pris racine qu'une bonne croissance aérienne a été possible. Les hauteurs typiques atteintes par les semis au cours de leurs premières années sont illustrées par ce qui suit : 10 à

20 cm chez les épinettes de cinq ans et 40 à 50 cm chez les épinettes de dix ans dans la zone de l'épinette d'Engelmann-sapin subalpin (ESSF) de la Colombie-Britannique (Butt et coll. 1989, Butt 1990a, cité par Coates et coll. 1994); 2,8 à 7,3 cm chez les épinettes blanches de 3 ans dans le nord de l'Alberta (Day 1970); 5 cm chez les épinettes blanches de 3 ans, 12 cm chez les épinettes blanches de 5 ans sur des sites de plaines inondables dans le territoire du Yukon (Gardner 1983); 5 à 5,5 cm chez les épinettes blanches de 3 à 13 ans en Alaska (Krasny et coll. 1984); 18,5 cm chez les épinettes blanches les plus vigoureuses d'Alaska (Zasada et coll. 1978); 18 à 30 cm chez les épinettes blanches dominantes de 6 ans au Manitoba; 111 à 120 cm chez les épinettes de 14 ans (Waldron 1966); et 20 cm chez les épinettes blanches de 15 ans sur un site aride du sud-est de l'Alberta, les racines ne pénétrant que de 25 cm dans le sol (Day 1964).

Tableau 6.43. Données sur la croissance des semis d'épinettes blanches de 60 semaines (d'après Sutton 1978).

Hauteur de tige (cm)	Axe racinaire principal (cm)	Longueur totale des racines ≥ 5 mm (cm)	Total de pointes racinaires (nombre)	Pointes/cm (nombre)
Provenance S2470P				
1,1	4,2	4,2	16	3,8
2,2	12,3	12,9	31	2,4
1,9	6,3	18,9	60	3,2
1,8	14,3	28,6	71	2,5
Provenance S2471				
1,8	17,2	l 7,2	55	3,2
1,8	4,1	13,1	53	4,0
1,6	2,9	2,9	9	3,1
1,5	5,0	14,5	62	4,3

Coates et coll. (1994) mentionnent que certaines études montrent que les taux de croissance commencent à s'accélérer entre 5 et 10 ans, sous réserve de bonnes conditions de croissance. Ils citent Alexander (1987) et Butt et coll. (1989 non publié). Cependant, ils remarquent que les courbes de croissance en hauteur des jeunes arbres développées par Johnstone (1976 b) traduisent plutôt une hausse graduelle de cette dernière sur les 20 premières années.

Régénération artificielle ou naturelle

Les plants issus de cultures poussent plus rapidement que ceux qui ont repris vie naturellement. Cependant, même dans de bonnes conditions, la croissance des premiers demeure lente, car le système racinaire a besoin de s'adapter à son nouvel environnement. Les données de la Colombie-Britannique sur le temps requis pour qu'un plant d'épinette originaire de l'intérieur de cette province atteigne une hauteur d'un mètre trente (1,3 m) pourraient être représentatives de l'expérience acquise dans sa zone de distribution (tableau 6.44). Il est possible d'obtenir des gains substantiels en plantant plutôt qu'en laissant la régénération se faire naturellement, ou en procédant à l'ensemencement artificiel. Toutefois, si les semis naturels sont de plus petite taille que les plants cultivés, il n'est pas certain que ces derniers suivraient la même courbe de croissance que les premiers une fois qu'ils auront atteint la

hauteur initiale des plants cultivés. À l'opposé, si les semis naturels étaient plus grands que les plants cultivés, il n'est pas certain non plus qu'ils conserveraient leur avantage sur ces derniers (Coates et coll., 1994). Parallèlement, il convient de souligner que le matériel de reproduction ne présente pas toujours un bon départ. Même si le système racinaire des plantules régénérées naturellement peut être assez déformé, elles ont probablement l'avantage d'être naturellement adaptées au sol de la zone d'enracinement, ayant poussé sur place, ce qui peut avoir des effets bénéfiques à long terme sur la stabilité.

On trouve les données sur la hauteur et l'accroissement de la hauteur des jeunes épinettes blanches dans diverses sources (voir Roe 1948; Heiberg et White 1951; Crossley 1952a, 1956; J.W. Fraser 1952; Rowe 1955; Stiell 1955, 1958 b, 1960, 1962; Drinkwater 1957b; Haig 1959a; Armson et Carman 1961; McLeod 1961, 1964; Waldron 1961, 1962, 1964, 1966; Ackerman et Johnson 1962; Swan 1962b; Berry 1963; Brace 1963, 1964; Cayford 1963; Holst 1963; Mitchell 1963; Roe 1963; Day 1964; Jeffrey 1964; MacArthur 1964e, King et coll. 1965; Eis 1967a; Tucker et coll. 1968). Les données sont cependant si peu comparables en raison des différences de temps, de lieu, de provenance ou de traitement qu'il semble plus profitable d'examiner les données relatives aux facteurs contraignants plutôt que de tenter une analyse de la croissance en hauteur en tant que telle. Quoi qu'il en soit, une épinette blanche générée naturellement peut nécessiter jusqu'à 20 ans pour atteindre la hauteur de poitrine à découvert, et 40 ans ou plus en sous-étage (Nienstaedt et Zasada, 1990).

Tableau 6.44. Temps nécessaire pour atteindre la hauteur de poitrine (1,3 m) à partir de graines ou après la plantation d'épinettes originaires de la Colombie-Britannique intérieure.

Lieu	Type d'épinette	Naturel ou planté	Durée (années)	Source
Région de Prince Rupert				
Sous-zone SBS mc	originaire de l'intérieur	plantation	10	Pollack et coll. 1985
Sous-zone ICH mc	Sitka/blanche hybride	plantation	9	Pollack et coll. 1985
Région de Cariboo	blanche	plantation	c.8 – 9	Vyse 1981
Prince George–Quesnel	blanche	plantation	9 – 10	Kiss et Yeh 1988
East of Prince George	blanche	végétation préexistante	15 – 16	Pogue 1946

Effets de facteurs environnementaux sur la croissance des semis

Les premiers essais de plantation d'épinette blanche sur les monts Riding et Duck, au Manitoba, ont été peu concluants, mais les causes de cet échec n'ont pas été divulguées par les inventaires (Haig 1959b). Entre 1951 et 1957, on a établi plusieurs petites plantations dans la zone expérimentale forestière du Mont-Riding afin d'étudier le développement de plants d'épinette blanche en fonction de leur environnement. Les résultats sur 10 ans ont été publiés par Tucker et coll. (1968). Le terrain est composé d'un till de loam argileux ondulé, typique du grand groupe des sols gris forestiers de l'ordre podzolique. Les sites frais à humides couvrent 95 % de la surface; l'épinette blanche et le peuplier faux-tremble sont les espèces dominantes, avec le noisetier à long bec comme arbuste dominant. Plusieurs tendances majeures ont été observées. La préparation des sites a entraîné une augmentation significative du taux de survie

par rapport aux sites non traités. Le scalpage et le passage de disques ont généralement permis d'obtenir le taux de survie le plus élevé. Toutefois, si les traitements visant à éliminer ou à tuer seulement les parties aériennes de la végétation concurrente se sont avérés plus efficaces que l'absence de traitement, leurs bénéfices n'ont pas duré longtemps. En effet, les plants ont mieux poussé (1,43 m) sur les zones dégagées par un disque que sur celles qui avaient subi un scalpage (1,25 m) ou qui étaient restées intactes (1,16 m). Le bon résultat du passage des disques est attribuable à la diminution de la densité apparente du sol ainsi qu'à l'amélioration de l'environnement d'enracinement, qui s'est faite grâce au développement d'une structure de sol polyédrique.

Butt et coll. (1989) ont comparé les taux de croissance dans différentes sous-zones de l'ESSF (Engelmann Spruce – Subalpine Fir) dans le sud de la Colombie-Britannique. La croissance en hauteur de l'épinette dans la sous-zone subcontinentale douce ESSFwm, à l'ouest du fleuve Fraser, a été supérieure à celle observée dans le climat sec de l'ESSFdc (région de Kamloops/Okanagan), ainsi que dans les sous-zones humides, mais froides ESSFvc et wc (région de Clearwater/Salmon Arm). La croissance en hauteur dans la région de la forêt de Nelson a été semblable à celle observée dans l'ESSFwm (Butt, 1990a). Les altitudes allaient de 1 270 m à 1 810 m, et les régimes d'humidité du sol (sub-mésique, mésique et sub-hygrique) n'ont pas eu d'effet apparent sur la croissance de la hauteur moyenne.

Le rendement de la croissance est certainement influencé par les conditions du site. Elles dépendent du type et du degré de préparation du site selon sa nature. Il faut éviter de présumer que la préparation d'un site donné aura nécessairement un effet spécifique sur la sylviculture. Le scarifiage, par exemple, ne désigne pas seulement une vaste gamme d'opérations qui scarifient, mais il englobe également toutes les manières possibles de scarifier, dont les résultats peuvent être significativement différents en fonction des conditions du site au moment du traitement. Ce terme est souvent mal employé. Le scarifiage désigne (Ford-Robertson 1971) « l'ameublissement de la couche supérieure du sol dans les zones ouvertes, ou la fragmentation du parterre forestier, en préparation de la régénération par ensemencement direct ou par chute naturelle de graines ». Toutefois, le terme fait souvent référence, à tort, à des pratiques comme le scalpage, le dégazonnement et la préparation du sol, qui consistent à éliminer la végétation basse et de surface (ainsi que la plupart de ses racines), afin de rendre une surface exempte de mauvaises herbes, habituellement avant l'ensemencement ou la plantation.

Il n'est donc pas surprenant que la documentation soutienne l'idée que la croissance des semis sur des sites scarifiés est bien supérieure à celle des semis sur des sites similaires non scarifiés (voir Waldron 1966, Butt et coll. 1989, Youngblood et Zasada (1991). D'autres ont affirmé que le scarifiage favorise la croissance, mais d'autres études montrent qu'il peut au contraire la restreindre (voir Day, 1970; Herring et McMinn, 1980; McMinn, 1986). Les résultats peuvent être préjudiciables lorsque le scarifiage appauvrit la zone d'enracinement ou exacerbe les contraintes édaphiques ou climatiques.

La préparation du site par brûlage a favorisé la croissance des semis d'épinette (Butt et coll., 1989), mais il faut être conscient que le brûlage peut être préjudiciable si le capital en éléments nutritifs est fortement appauvri.

Un facteur évident qui influence fortement la régénération est la concurrence d'autres végétaux. Par exemple, dans un peuplement pur d'épinette de Norvège, Roussel (1948) a constaté les effets suivants :

Pourcentage de couverture (%)	Description de la végétation
Moins de 1	Pas de végétation
1 - 3	Tapis de mousse avec quelques plants de sapin
4 - 10	Apparition de plantes herbacées
10 - 25	Ronce, herbes, plants d'épinette assez vigoureux
>25	Herbes, ronces très denses, vigoureuses, pas de mousse

Un facteur d'une certaine importance dans les relations entre le rayonnement solaire et la reproduction est le risque d'un réchauffement excessif de la surface du sol. Cette situation est particulièrement préoccupante chez les jeunes plants, comme l'épinette, dont les premières feuilles ne protègent pas encore la base de la tige. Les températures de surface dans les sols sablonneux peuvent atteindre des niveaux mortels allant jusqu'à 50 °C ou 60 °C.

Rendement après l'ensemencement

L'ensemencement direct de l'épinette blanche a parfois réussi, mais l'échec est le résultat le plus fréquent, car les succès sont rares (Cayford, 1974). Des recherches sur cette technique ont lieu depuis un siècle, mais son utilisation opérationnelle remonte seulement aux années 1950 (Richardson, 1974). Au cours de la décennie qui s'est terminée en 1972, 100 000 ha ont été ensemencés au Canada. Les épinettes représentaient la moitié de la superficie ensemencée, et l'épinette blanche était de loin l'espèce la plus utilisée. Les résultats de l'ensemencement direct ont été médiocres, et ils ont été particulièrement mauvais pour les épinettes, comparativement aux pins. La plupart des ensemencements ont semblé être un échec (Richardson, 1974).

L'ensemencement direct n'a pas souvent permis l'établissement de peuplements à la densité optimale. Les insuffisances de semences constituent le problème le plus courant, mais il est également possible d'obtenir un surpeuplement si trop de graines germent. L'ensemencement sur placeaux produit souvent des touffes de jeunes plants. Le succès de l'ensemencement dépend du respect d'exigences biologiques nettement plus rigoureuses que celles requises pour la mise en terre.

La prédation des graines par les petits mammifères constitue un risque majeur pour l'ensemencement direct. Avec seulement deux à cinq tamias/ha et 59 souris/ha, 80 % des graines semées peuvent être consommées (Richardson, 1974). Les souris sylvestres et les campagnols doivent consommer quotidiennement environ 30 % de leur poids (Radvanyi, 1974). Une souris sylvestre peut dévorer jusqu'à 2 000 graines d'épinette blanche en une seule nuit. Même la musaraigne, un insectivore classique, mange des graines d'épinette blanche. Dans le cadre d'une étude menée en Alberta, la moitié des graines d'épinette blanche radiomarquées semées au printemps ont été prédatées entre le printemps et l'automne. Les souris et les

campagnols ont pris 71 % de ces graines, les tamias 19 %, les musaraignes 6 % et les insectes 4 %. Le nombre de semences semées à l'automne a diminué de 16 à 19 % durant l'hiver; 28 à 36 % d'entre elles ont germé au printemps suivant. Cela contraste fortement avec les 6 % qui ont germé après l'ensemencement au printemps.

Un essai d'ensemencement direct précoce d'épinette blanche a été effectué au Manitoba en mai 1920 (Haig 1959a). Les semences ont été semées à la volée à raison de 1,12 kg/ha, 2,24 kg/ha et 3,36 kg/ha sur un sol bien drainé, puis hersé. Vingt-sept ans plus tard, les parcelles de 0,10 ha comptaient entre 8 400 et 12 400 plants d'épinette blanche par hectare. Certaines tentatives d'ensemencement dans les États des Grands Lacs ont été moins fructueuses (Roe, 1963). Dans la forêt nationale de Chippewa, par exemple, 0,91 kg de graines d'épinette blanche répandues en novembre 1951 sur la neige couvrant une zone dégagée l'été précédent ont donné environ 1 250 plants/ha, avec une densité de 30 %, au terme de sept saisons de croissance. Une grande partie des graines qui avaient atterri dans la litière de feuillus n'avait pas germé, et la concurrence des herbes était forte. Un ensemencement sur placeaux au printemps 1945 sur un site brûlé l'automne précédent dans la forêt nationale de Superior a également donné des résultats plutôt médiocres : une densité de 30 % et 1 550 plants/ha après trois saisons de croissance (Roe 1963).

En octobre 1945, un ensemencement sur placeaux a été effectué dans la forêt nationale de Superior sur un sol fraîchement labouré. Les résultats variaient de moyens à bons (densité de 40 %; 3 700 plants/ha) à la fin de la première saison de croissance. Cependant, des pertes importantes ont été enregistrées pendant l'hiver suivant. À la fin de la sixième saison de croissance, on a conclu que l'essai avait échoué.

Au Wisconsin, une expérience d'ensemencement avec un semoir en ligne dans des sillons à l'automne 1938 a échoué (Stoeckeler et Limstrom 1942). Sans grille de protection, aucun plant n'a survécu quatre ans après un ensemencement sur placeaux sur le site, qui avait été brûlé.

Dans un essai d'ensemencement d'épinettes blanches var. *albertiana* (S. Brown) Sarg. (Crossley, 1952a), on a noté que la préparation du lit de germination avait significativement affecté le taux de survie en quatrième année (P = 0,01) ainsi que la hauteur totale des plantules. Sur les quadrats scarifiés et billonnés, les plantules avaient atteint les hauteurs totales moyennes respectives de 8,2 cm et de 7,9 cm, avec des taux de survie respectifs de 27,3 % et de 32,1 %. Dans le quadrat témoin, la hauteur totale n'était que de 3,7 cm, avec un taux de survie de 14,8 %. McLeod (1956) a présenté en tableau les hauteurs totales moyennes d'épinettes blanches saines, l'état des plants vivants et le pourcentage de mortalité des semis issus de graines de diverses provenances, cultivées à la station expérimentale forestière Acadia, au Nouveau-Brunswick, durant 10 et 11 saisons de croissance (tableau 6.45). Dans chaque parcelle, deux épinettes blanches de la provenance du Petit lac des Esclaves ont atteint une hauteur moyenne d'environ 11 pieds (335 cm) après 10 saisons de croissance.

Tableau 6.45. Hauteurs totales moyennes des épinettes blanches saines, état des plants vivants et pourcentage de mortalité des semis issus de graines de diverses provenances cultivées à la station expérimentale forestière Acadia, au Nouveau-Brunswick, après 10 ou 11 saisons de croissance (d'après McLeod 1956).

Provenance (nombre de saisons de croissance)	Hauteur totale moyenne des plants sains (cm)	Plants vivants sains (%)	Plants vivants endommagés (%)	Mortalité (%)
Lesser Slave Lake, Alberta 55½°N (10)	131	53	47	10
Harlam Forests, Saskatchewan (10)	116	68	32	11
Bruce County, Ontario 45°N (10)	131	85	15	7
Nipawin District, Saskatchewan 54°N (10)	113	85	15	11
Nipawin District, Saskatchewan 54°N (10)	110	79	21	7
Terrace, British Columbia 55°N (11)	128	78	22	23
Aleza Lake, British Columbia 54°N (11)	146	86	14	19
Grandview, Manitoba (10)	125	95	5	13
Lesser Slave Lake, Alberta 55½°N (10)	146	97	3	30
Kananaskis, Alberta 51° N (11)	128	77	23	23
Valcartier, Québec 47° N (11)	186	81	19	13

Après six saisons de croissance, les épinettes blanches semées au Manitoba avaient une hauteur moyenne de 29,0 cm, 24,9 cm et 17,8 cm. Elles ont poussé sur des lits de germination composés de sol minéral, de brûlis et d'un mélange de sol minéral et de matière organique (Waldron, 1966). En 1922, sous un couvert forestier composé de bouleaux blancs, de peupliers faux-trembles et d'érables rouges âgés de 50 ans, dont on avait éclairci les arbres afin d'atteindre une densité résiduelle de 600 à 1480 pieds cubes par acre (de 42 m^3/ha à 104 m^3/ha), on a semé 30 graines par parcelle de 30 × 30 cm. Dans 316 parcelles/ha, le taux de survie d'un ou de plusieurs semis par parcelle est passé de 20 % au bout de 10 ans à 11 % au terme de 16 autres années, la hauteur moyenne totale ayant été de 70 cm entre 1922 et 1948 (2,74 cm par année). La hauteur maximale était de 2,4 m (Fraser 1952). La hauteur moyenne atteinte par différentes provenances d'épinettes blanches 20 ans après l'ensemencement dans le district d'Eagle River 45° N 89° 10' W de la forêt nationale [états-unienne] de Nicolet, dans le Wisconsin, varie entre 2,04 m et 2,87 m (Holst 1963). Les provenances de l'Ontario ont donné de meilleurs résultats que les provenances locales (tableau 6.46).

Tableau 6.46. Essai de provenance de l'épinette blanche établi en 1936 dans la forêt nationale de Nicolet, Wisconsin (d'après Holst 1963).

Origine du lot de semences	Hauteur moyenne à 20 ans depuis la germination (m)
Douglas, Ontario	2,87
Angus, Ontario	2,75
Port Arthur, Ontario (Thunder Bay)	2,29
Florence, Wisconsin (locale, témoin)	2,17
Chippewa National Forest, Minnesota	2,14
Superior National Forest, Minnesota	2,04

Dans la réserve forestière de Duck Mountain (Manitoba), trois parcelles de 0,1 ha ont été défrichées et passées soigneusement au disque et, en 1929, semées de graines d'épinette blanche à raison de 1,12 kg/ha, 2,24 kg/ha ou 3,36 kg/ha (Haig 1959a). Les résultats ont été évalués à sept reprises entre 1921 et 1957 (tableau 6.47). Même si la variation de l'échantillonnage peut être élevée dans ces données, le succès de germination des semis n'a pas été mis en doute malgré des épisodes intermittents de broutement antérieur. En 1957, les peuplements de plus de 5 mètres en moyenne ont été confrontés à un problème de surpopulation, même si certains saules dépassaient les épinettes.

Tableau 6.47. Nombre de plants/ha et hauteur moyenne (cm) de l'épinette blanche après ensemencement en 1920 à différents taux sur des parcelles passées au disque dans la réserve forestière de Duck Mountain, Manitoba (d'après Haig 1959a).

Taux d'ensemencement (kg/ha)	1921	1923	1924	1925	1929	1946	1957
1,12	0	52 000	35 000	27 500	17 290 (21)	11 400 (280)	12 350 (573)
2,24	peu	52 000	35 000	9 900	13 300 (24)	10 250 (296)	8 500 (658)
3,36	0	52 000	35 000	11 100	10 600 (30)	11 400 (280)	11 750 (713)

Dans une opération plutôt réussie, une superficie forestière de 140 ha dans le Maine, détruite par un incendie en juin 1965, a été ensemencée par voie aérienne en octobre 1966 avec 0,75 kg/ha (189 254 graines viables/ha) d'épinette blanche, grâce à un semoir aérien Brohm monté sur un hélicoptère Bell 47D-1 (Griffin et Carr 1974). Un relevé de régénération effectué en août 1967 a révélé qu'il y avait eu une moyenne de 6 980 ± 21 536 plantules par hectare, ce qui correspond à un coefficient de distribution de 72 % par quadrats de milliacre (4,04 m^2). Après six saisons de croissance, il restait en moyenne seulement 2 794 ± 4 883 plants/ha d'un coefficient de distribution de 54 % sur une base de deux milliacres (8,09 m^2), même si on a pu délimiter quatre zones correctement peuplées (4 989 ± 6 121 plants/ha d'un coefficient de distribution de 87 % sur une base de deux milliacres) (8,09 m^2) ce qui a représenté la moitié de la surface totale traitée.

La croissance des jeunes plants d'épinette blanche a suivi la courbe en S classique; chaque plant était influencé par les conditions du site. En Colombie-Britannique intérieure, Mitchell (1963) a établi le lien entre l'indice de site à 100 ans et le nombre d'années nécessaires à l'épinette blanche pour atteindre la hauteur de poitrine (tableau 6.48).

Tableau 6.48. Nombre d'années requises pour qu'une épinette blanche atteigne la hauteur de poitrine dans la région de Prince George en Colombie-Britannique (d'après Mitchell 1963).

	Années						
Indice du site (100 ans)	120	110	100	90	80	70	60
Années pour atteindre la hauteur de poitrine	9	10	11	12	14	16	18

Rendement après la plantation

Dans la forêt nationale de Hiawatha, située dans la péninsule supérieure du Michigan, on a planté de l'épinette blanche en rangées de 1,8 m. Les plants ont été déposés dans des sillons d'environ 25 cm de profondeur. Le sol est composé d'un mélange de sable fin et de limon, dont la profondeur varie entre 50 et 168 cm. Au-delà de cette profondeur, il devient plus argileux (Day et Rudolph, 1974). Les taux de survie initiale et finale ont été bons, ce qui a permis d'établir un tableau des peuplements et des densités relatives pour la plantation d'épinettes blanches âgées de 30 ans (tableau 6.38).

Matériel de reproduction : types de production

Étant donné l'éventail de types de production de matériel de reproduction en pépinière, il devient difficile d'établir des comparaisons valables entre eux. Cependant, les questions relatives à leurs mérites respectifs continuent d'être soulevées et traitées par des expériences, comme celle de Wang et coll. (2000). Cette expérience s'est déroulée dans le sud-est du Manitoba, sur des sites de forêts mixtes boréales. L'objectif était d'établir si, oui ou non, il existe des différences de survie et de croissance entre des plantations d'épinettes blanches et noires. Pour ce faire, on a étudié l'influence de divers facteurs : le mode de production des plants (semis en récipient ou plants repiqués), la préparation du site (tranchées par passage de disque de Donaren ou sans tranchées) et le type de plantation (abritée ou non). La mortalité des plants repiqués en plantations non abritées (32,3 %) et des semis en récipient (32,5 %) était en moyenne significativement plus élevée que celle des plants repiqués en plantations abritées (23,7 %) et des plants repiqués (22,8 %). Les tranchées de Donaren ont fait diminuer légèrement la mortalité de l'épinette noire, mais elles ont fait augmenter de manière significative la mortalité de l'épinette blanche. Les semis en récipient (110 cm) ont poussé significativement moins vite que les plants repiqués (157 cm). On a observé une différence significative de hauteur entre les plants repiqués des plantations non abritées et abritées, mais seulement dans le cas de l'épinette noire. Le diamètre du collet des racines des semis en récipient (15,6 mm) était significativement moindre que celui des plants repiqués (23,1 mm). Le diamètre du collet des racines des plants repiqués et des semis en récipient des plantations abritées était significativement plus grand que celui des plants repiqués et des semis en récipient des plantations non abritées, mais seulement dans le cas de l'épinette noire. Les épinettes noires en plantations non abritées ont produit un volume significativement inférieur

(97 cm^3) à celui des plantations abritées d'épinette noire (210 cm^3), ainsi qu'à celui des plantations non abritées (175 cm^3) et abritées (229 cm^3) d'épinette blanche. Les plantations non abritées d'épinette blanche ont aussi produit un volume moindre que les plantations abritées d'épinette blanche. Le volume des semis en récipient (89 cm^3) était inférieur à celui des plants repiqués (267 cm^3). En ce qui concerne ces derniers, les plantations abritées ont donné un volume significativement plus élevé (329 cm^3) que les plantations non abritées (204 cm^3). Selon ces résultats, Wang et coll. (2000) ont recommandé l'usage des plants repiqués. En ce qui a trait à l'épinette de la Colombie-Britannique intérieure (Sx), les tendances d'ensemencement de 1993 à 1998 ont révélé une préférence croissante pour des plants 1+0 (tableau 6.49).

Tableau 6.49. Tendances d'ensemencement d'épinette (Sx) de 1993 à 1998 en Colombie-Britannique (BCMOF, 1998).

Variable	**1993**	**1998**
% d'ensemencement total de Sx		
1+0	64	80
BBR/PBR	8	1
traité au cuivre	3	1
Nb de types de matériel de reproduction	18	15
Types de récipients dominants	415B/313B	415B/410
Plus petit type de récipient	211A	211A
Plus grand type de récipient	615A	615A
Quantité semée (K*)	90 86	56 84

* = milliers

Selon les lignes directrices portant sur la sélection du type de plants et de commandes prescrites par la Colombie-Britannique concernant le choix de l'espèce et du type de plants à planter, il faut avant tout considérer des facteurs limitatifs tels que le risque de gel, de dessiccation hivernale, de présence du charançon terminal et de sécheresse saisonnière. Une liste datant de 1999 sur l'adéquation du type de plants Sx par rapport aux facteurs limitatifs en Colombie-Britannique fournit les recommandations actuelles (tableau 6.50).

Tableau 6.50. Adéquation du type de plants d'épinette (BCMOF 1998)

Type de plants	Compétition	Pression de la neige	Broutement	Sol peu profond	Sols à texture fine	Dessiccation hivernale[a]
PSB 313B 1+0 Sp Su	Faible	Faible	Faible	Acceptable	Acceptable	Acceptable
PSB 410 1+0 Sp Su	Faible	Acceptable	Faible	Bonne	Faible	Bonne
PSB 415B 1+0 Sp Su	Acceptable	Acceptable	Acceptable	Faible	Bonne	Faible
PSB 412A 1+0 Sp Su	Acceptable	Bonne	Acceptable	Bonne	Acceptable	Bonne
PSB 415D 1+0 Sp Su	Bonne	Acceptable	Bonne	Faible	Bonne	Faible
PSB 512A 1+0 Sp Su	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne	Acceptable	Faible
PSB 512A 1+0 Sp Su	Bonne	Bonne	Bonne	Faible	Bonne	Faible
PSB 615A 1+0 Sp Su	Bonne	Bonne	Bonne	Faible	Bonne	Faible
PSB 415B 2+0 Su	Acceptable	Acceptable	Acceptable	Faible	Bonne	Faible
PSB 415D 2+0 Su Sp	Bonne	Bonne	Bonne	Faible	Bonne	Faible
PSB 515A 2+0 Su Sp	Bonne	Bonne	Bonne	Faible	Bonne	Faible
PSB 615A 2+0 Su Sp	Bonne	Bonne	Bonne	Faible	Bonne	Faible
PBR 0,5+1,5 [b] Su Sp	Bonne	Bonne	Bonne	Faible	Bonne	Faible
PPT 515A 0,5+0,5 Su Sp	Bonne	Bonne	Bonne	Faible	Bonne	Faible

[a]. C'est particulièrement significatif dans les zones de forêt boréale à faible enneigement, p. ex., la rivière de la Paix.

[b] Il convient si les exigences en matière de manipulation peuvent être respectées et si la profondeur du sol est supérieure à 30 cm.

Les principaux facteurs limitatifs à considérer dans le choix du type de plantes Sx sont la concurrence végétale, la pression de la neige et l'épaisseur de l'humus. Pour que les semis soient vigoureux, ils doivent être capables de surmonter ces facteurs. De plus, il faut des plantes robustes pour régler les problèmes de concurrence et de pression de la neige. En cas de forte concurrence, il est recommandé d'utiliser des plants PSB 415D 1+0 sp ou 20 Su ou plus. Les plants PSB 410, PSB 412 et PSB 512 1+0, qui ont une partie supérieure compacte et un bon indice de robustesse, sont quant à eux recommandés pour les sites soumis à la pression de la neige. Dans le cas des sites soumis à un fort soulèvement par le gel ou à une dessiccation hivernale, on suggère d'utiliser les plants Sx en récipient PCT, car ils favorisent l'enracinement de la partie supérieure du récipient.

Alors que le développement des jeunes plants, qu'ils aient été semés naturellement ou artificiellement, est très lent, les plants plantés peuvent, dans des circonstances favorables, croître beaucoup plus rapidement. Or, ces conditions ne correspondent pas toujours à une situation idéale. La hauteur atteinte par les plants d'épinette blanche au cours des premières années suivant la plantation varie donc considérablement. Wang et Horton (1965) ont rapporté une hauteur moyenne de 46 cm chez l'épinette blanche trois ans après la plantation. Cayford (1963) a mesuré une hauteur moyenne de seulement 27 cm chez les épinettes blanches après cinq saisons de croissance au champ.

Les semis d'épinette blanche que Gardner (1980) a utilisés dans ses expériences dans le Territoire du Yukon provenaient de graines prélevées sur chacun de ses sites d'étude. Il a semé ces graines dans des récipients BC-CFS Styroblock® 2 au printemps 1975, puis il les a installées

sous une ombrière en juillet. Les graines semées à l'automne ont été mises en terre en septembre; le reste des semis a passé l'hiver dans le sol d'un boisé avant d'être planté en juin et juillet 1976. Le processus a été répété l'année suivante. On compte trois sites de plantation : 1) la pente, qui correspond au bord du sillon creusé; 2) la bosse, qui est le tas de terre molle entre les sillons; 3) le plat, qui correspond au sillon légèrement compacté par le bouteur. Trois ans après la plantation, la survie dans aucun des traitements n'a été en moyenne inférieure à 84,2 % (tableau 6.51).

Le ministère ontarien des Ressources naturelles a confié à Hambly (1980) la tâche d'obtenir des informations sur la croissance en hauteur de jeunes épinettes noires et blanches, « à croissance libre », régénérées artificiellement et naturellement (coupe en bandes) dans le nord de l'Ontario. Des graphiques ont été utilisés pour la mise en relation de la hauteur totale et de l'accroissement annuel actuel de la hauteur avec l'âge de tous les arbres non supprimés des parcelles « à croissance libre », en fonction de la texture du sol, du drainage du sol, de la région du site, du type de plants et de la saison de plantation. Les différences visuelles dans la croissance en hauteur ne sont apparues qu'après le regroupement des données selon la texture du sol (épinette noire plantée) et la région du site (épinettes noires et blanches plantées). Les courbes de croissance ajustées (hauteur totale/âge et croissance annuelle de la hauteur actuelle/âge) montrent que, sur les sites de zones sèches, l'épinette noire plantée a poussé à un rythme légèrement plus rapide que l'épinette blanche plantée. De plus, les épinettes plantées des deux espèces ont eu une croissance supérieure à celle de l'épinette noire naturelle sur les sites de basse terre. L'accroissement annuel actuel de la hauteur des épinettes plantées s'est stabilisé à l'âge de 15 ans. Il est de 41 cm/an pour l'épinette noire et de 32 cm/an pour l'épinette blanche. L'épinette noire naturelle a connu un accroissement annuel actuel presque constant, peu importe son âge, quel que soit l'âge (10 à 15 cm/an).

Drinkwater (1957 b) a non seulement rapporté les taux de survie et les hauteurs moyennes des épinettes blanches 2+2 plantées sur du loam bien drainé dans un peuplement de feuillus tolérants coupé à blanc près de Nuttby, en Nouvelle-Écosse, mais il a aussi présenté la répartition entre les différentes catégories de hauteur après quatre saisons de croissance (tableau 6.52).

Tableau 6.51. Pourcentage de survie et hauteur moyenne de l'épinette blanche 3 ans après l'ensemencement sur les sites de Liard et Meister River, territoire du Yukon (d'après Gardner, 1980).

Traitement	Moyenne du traitement	0,05 %	0,01 %
	% de survie		
UF	84,2	a[a]	a
SFF	85,9	ab	ab
SPS	88,3	ab	ab
SSS	88,7	ab	ab
SSF	88,7	ab	ab
US	88,8	ab	ab
SFH	89,7	ab	ab
SSH	92,6	b	b
	Hauteur moyenne (cm)		
US	19,6	a[a]	a
UF	21,4	ab	a
SSF	21,7	abc	ab
SSS	23,1	bc	abc
SFF	24,1	c	bc
SFS	26,1	d	c
SSH	26,3	d	c
SFH	26,7	d	c

[a] Au sein des colonnes et des paramètres, les valeurs suivies de la même lettre ne diffèrent pas significativement au % indiqué, P = 0,05 ou P = 0,01.
Codes de traitement :
US = non scarifié, printemps; **UF** = non scarifié, automne; **SFF** = plat scarifié, automne; **SSF** = plat scarifié, printemps; **SFH** = bosse scarifiée, automne; **SSH** = bosse scarifiée, printemps; **SFS** = pente scarifiée, automne; **SSS** = pente scarifiée, printemps

Tableau 6.52. Survie et hauteur de l'épinette blanche quatre saisons de croissance après plantation de plants 2+2 (n = 50) sur des parcelles de coupe à blanc en Nouvelle-Écosse (d'après Drinkwater 1957b).

		Catégorie de hauteur				
Parcelle	Survie (%)	< 30 cm (n)	30 – 61 cm (n)	62 – 91 cm (n)	92 – 122 cm (n)	Hauteur moyenne (cm)
1	90	10	19	11	5	56
3	78	11	21	7	-	46
6	84	3	28	11	-	51
7	86	2	16	20	5	66
9	64	2	16	12	2	58
11	80	6	18	14	2	56

Neuf saisons de croissance après avoir été plantée au printemps et à l'automne selon trois méthodes différentes, l'épinette blanche 2+2, dans une expérience menée à Petawawa, en Ontario (Stiell 1958b, Brace 1964), a montré un bon taux de survie sans lien avec la méthode de plantation. Après neuf saisons de croissance, elle a atteint un taux de croissance annuel moyen de 30 cm, quelle que soit la méthode utilisée, « apparemment sans qu'un taux maximum soit encore atteint » (tableau 6.53). Dans d'autres plantations d'épinette blanche à Petawawa, le taux de croissance en hauteur a augmenté pendant 17 ans avant d'atteindre un maximum (von Althen, 1961).

Tableau 6.53. Hauteur totale moyenne et étendue de la hauteur totale de l'épinette blanche des neuf saisons de croissance après la plantation de printemps et huit saisons de croissance après la plantation d'automne, par méthode de plantation (d'après Brace, 1964).

	Plantation de printemps			Plantation d'automne		
	Tranchée (cm)	Semi-circulaire (cm)	Circulaire (cm)	Tranchée (cm)	Semi-circulaire (cm)	Circulaire (cm)
Total	130	132	143	104	108	111
intervalle de variation	52 – 271	52 – 259	61 – 250	49 – 177	61 – 180	49 – 177

Le rendement de l'épinette blanche plantée sur une plaine de sable dans la forêt Pack du nord de l'État de New York a été plus gravement touché par une carence en éléments nutritifs que celui des pins de plusieurs espèces; de nombreux arbres sont morts dans les parcelles non traitées. En revanche, les arbres de parcelles auxquels on avait ajouté et mélangé 5 cm d'humus avec la terre ont montré un feuillage normal, une longueur d'aiguille normale et une croissance normale. Par contre, les arbres qui n'avaient pas reçu d'amendement d'humus se sont mis à stagner puis à mourir les uns après les autres (Heiberg et White 1951). Quinze ans après la plantation, les quatre espèces avaient fortement réagi à l'amendement d'humus (tableau 6.54).

Tableau 6.54. Hauteur moyenne des arbres 15 ans après leur plantation sur une terrasse de sable dans Pack Forest, dans le nord de l'État de New York, avec et sans ajout d'humus (d'après Heiberg et White, 1951).

Espèces	Sans amendement (m)	Avec amendement (m)
Épinette blanche	2,01	1,34
Épinette rouge	1,86	0,55
Pin blanc	3,02	1,58
Pin rouge	3,48	2,20

Quatre ans de données sur des plants d'épinette blanche, d'épinette noire et de pin gris plantés au printemps dans la région boréale de l'Ontario ont été soumis à une analyse de régression linéaire multiple pas à pas, avec des modèles mixtes comprenant à la fois des variables continues et catégorielles (Payandeh et Sutton, 1989). Plusieurs traitements ont été appliqués aux semis de deux provenances de chaque espèce, y compris la plantation à la machine et à la main sur un sol non traité, et l'application abondante, légère ou nulle d'engrais NPK immédiatement après la plantation. Pour chaque espèce, on a présenté sous forme de tableau les équations de survie et de hauteur totale pour montrer la proportion de variabilité expliquée par les variables qualitatives (facteurs de site et de plants), les caractéristiques des plants de plantation et l'âge de la plantation. L'âge a expliqué 13 à 92 % de la variabilité totale de la survie et de la croissance. La plantation sans préparation du site et la fertilisation abondante ont été significativement préjudiciables à la survie et à la croissance, mais la fertilisation légère a été quelque peu bénéfique.

Une préparation de site qui améliore les contraintes de croissance peut influencer de manière significative le taux de croissance précoce des épinettes blanches plantées, mais l'effet est généralement difficile à détecter au cours des 5 premières années suivant la plantation. Par exemple, lors d'une expérimentation menée à Wonowon, en Colombie-Britannique, dans la zone biogéoclimatique BWBS (épinette noire et épinette blanche des forêts boréales), il a fallu cinq ans aux épinettes blanches plantées sur des buttes pour que leur hauteur totale moyenne soit significativement plus grande que celle des arbres témoins; après 13 saisons de croissance, elle était de 264 centimètres, tandis que celle des arbres témoins était de 177 centimètres (Sutton et coll., 2001).

Le temps nécessaire pour atteindre la hauteur de poitrine variait entre 6 et 12 ans dans les plantations de la Station expérimentale forestière de Petawawa, située dans l'est de l'Ontario, sans égard au site (Stiell et Berry, 1973). La hauteur moyenne des épinettes blanches cinq ans après les plantations opérationnelles sur les terres de la couronne en Ontario était de 61 cm pour les semis à racines nues et de 25,4 cm pour les plants en tubes de l'Ontario (MacKinnon, 1974).

Dans la région forestière de Prince Rupert, en Colombie-Britannique, l'épinette, originaire de l'intérieur de la province, met environ 10 ans à atteindre la hauteur de poitrine (Pollack et coll. 1985) sur les 90 plantations opérationnelles de la sous-zone biogéoclimatique SBSmc. Après 6 saisons de croissance, les plants ont atteint une hauteur moyenne maximale correspondant à

la hauteur de la poitrine. La hauteur minimale moyenne était encore d'environ 70 centimètres après 11 saisons de croissance après la plantation.

Le Code d'exploitation forestière de la Colombie-Britannique, appliqué à la région forestière de Prince George (1995), stipule qu'une épinette doit avoir atteint une hauteur minimale de 60, 80 ou 100 cm selon la sous-zone biogéoclimatique pour être considérée comme étant en croissance libre.

Les taux de croissance précoce de l'épinette blanche plantée sont généralement beaucoup plus élevés que ceux de l'épinette blanche qui se régénère naturellement (Day 1964, Johnstone 1976b, Vyse 1981). De plus, il y a une différence significative entre les situations artificielles et naturelles. Par conséquent, on ne peut pas faire une analyse détaillée des résultats.

Développement et croissance du peuplement mature

Une période de croissance accélérée de l'épinette dans les peuplements d'épinette d'Engelmann et de sapins matures non coupés de la Colombie-Britannique intérieure a été détectée à partir de mesures de carottes effectuées sur une période de 130 et 110 ans. Ce phénomène semble être attribuable à un dégagement causé par un chablis important (Barnes 1937). Des cas similaires ont également été signalés par Dwight (1929). L'histoire de la croissance des peuplements inéquiens examinés par Barnes laisse croire à un développement cyclique. Les arbres dominants, ou classes d'âge plus avancées, se sont développés à un rythme rapide jusqu'à atteindre la maturité, présentant alors un couvert dense. Cela a entraîné le ralentissement de la croissance des classes d'âge plus jeunes. Par la suite, après une période relativement courte de croissance lente et constante, l'étage dominant s'affaiblit rapidement, perdant de sa densité de couverture en raison de la maladie, du chablis ou des insectes. Ce processus relance le cycle de croissance du sous-étage désormais dégagé.

Les peuplements d'épinette d'Engelmann et de sapins examinés par Barnes (1937) varient selon le type de sol. Le nombre d'épinettes par unité de surface est resté sensiblement le même pour les sols argileux et limoneux, mais la distribution des catégories de diamètre s'est avérée différente. On a constaté plus d'épinettes dans les catégories de diamètre inférieures sur les sols argileux, plus d'arbres dans les catégories de diamètre supérieures sur les sols loameux, et un plus grand nombre de sapins par unité de surface sur les sols argileux que sur les sols loameux.

Développement comparatif des peuplements (épinette blanche et autres épinettes)

Sur des terres agricoles abandonnées dans les régions des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent au Québec, l'épinette de Norvège semble présenter une croissance intrinsèquement plus rapide et s'adapter davantage aux variations du site que l'épinette blanche indigène (MacArthur, 1964a). Baldwin (1949) s'attendait à ce qu'elle pousse beaucoup plus vite que l'épinette blanche ou rouge. Dans l'Arboretum Morris de Philadelphie, les épinettes de Norvège à croissance libre ont été plus grandes et plus robustes que les épinettes blanches d'âge et de situation similaires (Wright, 1956). Dans les États des Grands Lacs, Rudolf (1950a) a noté que l'épinette de Norvège dépassait l'épinette blanche en termes de taille à 20 ans. Au Nouveau-Brunswick, à la station expérimentale forestière Acadia, McLeod (1956) a observé que la

croissance en hauteur de l'épinette blanche était légèrement supérieure à celle de l'épinette de Norvège après 10 ou 11 saisons de croissance.

À la station expérimentale forestière Acadia, des épinettes rouges et blanches indigènes ont poussé modérément bien, affichant une croissance annuelle en hauteur d'environ 10 cm en moyenne au cours de la première décennie suivant leur plantation (McLeod 1956). Les deux espèces ont assez bien poussé sur les sites F2 (frais, épinette rouge et sapin baumier), mais elles ont mieux poussé sur les sites F1 (frais, érable rouge) bien drainés.

Microsites

La régénération de l'épinette blanche sur les coupes à blanc dans la forêt boréale centrale du Canada est entravée par les gelées printanières tardives, les activités de contrôle des plantations et la concurrence végétative. On a aussi constaté des problèmes de régénération de l'épinette blanche dans toute la forêt boréale occidentale (Zasada 1995). D'autres causes de l'échec de la régénération de l'épinette blanche, comme une préparation biologiquement inappropriée du site, des dégâts causés par les lièvres ou encore des plants mal adaptés aux conditions des microsites, ont aussi été évoquées par Navratil et coll. (1991).

Le rayonnement solaire s'atténue lorsqu'il entre en contact avec les différents étages de végétation. Les chercheurs ont mesuré le rayonnement photosynthétiquement actif (RPA) à trois hauteurs dans le sous-étage de peuplements mixtes au printemps, en été et en automne dans trois types de forêts albertaines : jeunes tremblaies pures, vielles tremblaies pures et vieilles tremblaies mélangées à de l'épinette blanche (Constabel et Lieffers 1994). En été, seulement 6 % de la lumière a atteint le parterre forestier, toutes les forêts confondues. Dans les peuplements mixtes, 87 % de la lumière entrante a été atténuée par le couvert de l'étage supérieur, en plus de 7 % additionnels par le sous-étage. Dans les vieilles tremblaies pures, 70 % de la lumière a été atténuée par l'étage dominant, tandis que 26 % l'ont été par le sous-étage. Dans tous les types de forêts, la plus grande partie de la lumière a atteint le parterre forestier au printemps, avant le débourrement des trembles. Même dans les peuplements mixtes, en moyenne, 18 % de la lumière (environ 240 moles/m^2) ont atteint le sol au printemps.

L'épinette blanche est sensible au choc de la plantation (Nienstaedt et Zasada, 1990). Un plant est dit « stagnant » quand ses contraintes sont telles que sa croissance passe sous un certain seuil. Les termes « stagnant » et « stagnante » sont subjectifs, puisqu'il est impossible de mesurer objectivement si la croissance ou le rendement sont suffisants. De plus, on ne peut pas savoir si la croissance est bonne, normale ou médiocre. Les contraintes dans ce domaine ont certainement pour effet de limiter la croissance sous le potentiel non contraint. Mullin (1964) était d'avis de considérer une épinette plantée comme stagnante jusqu'à ce que son accroissement annuel en hauteur dépasse celui qu'elle aurait pu atteindre en pépinière si elle n'avait pas été perturbée pendant une saison de croissance supplémentaire. Toutefois, une telle définition est presque aussi arbitraire que celle qui consiste à attribuer une valeur arbitraire d'accroissement en hauteur au-delà de laquelle l'arbre sera considéré comme stagnant.

Cette stagnation a été signalée chez plusieurs espèces de conifères, mais elle est surtout associée aux épinettes les plus exigeantes en éléments nutritifs, comme l'épinette blanche. Le

terme « stagnant », ou « check » en anglais, qui signifie une croissance insatisfaisante des conifères plantés, est courant au Royaume-Uni depuis au moins les années 1930 (voir Laing 1932). Il a ensuite été largement utilisé ailleurs, notamment en Ontario (voir Mullin 1960). Ce terme s'applique généralement aux plantations antérieures au stade de taillis. Les termes équivalents dans la documentation européenne continentale sont les suivants : « Zuwachsrückgang » (réduction de l'accroissement) et « Wuchsstöcke » (arrêt de croissance) en allemand (voir Wiedemann 1923); « Veksthemning » (retard) en norvégien (voir Brantseg 1948); « Vaekststandsning » (arrêt de croissance), « Sygnende » (dépérissement) [voir Helms 1911], « Stagnation », « Stilstand » ou « Stagnationstilstand » (stagnation) [voir Oksbjerg 1956] en danois; et « Juromisjakso » (croissance stagnante) en finnois (voir Sirén 1951). La stagnation grave des conifères dans les landes est appelée « Heidekrankheit » (maladie de la bruyère) en Allemagne (voir Cieslar 1921).

Fraser (1933) a établi une distinction utile entre la stagnation initiale et la stagnation secondaire. La stagnation initiale correspond à une croissance insatisfaisante qui survient un ou deux ans après la plantation; la stagnation secondaire ne se développe qu'après plusieurs années de croissance plus ou moins satisfaisante, et elle reflète probablement l'incapacité de certains sites à satisfaire les exigences accrues des arbres une fois qu'ils ont atteint une certaine taille.

Smith et Walters (1963) ont utilisé l'expression « stagnation de plantation » (« planting check ») pour désigner la perte d'accroissement en hauteur directement attribuable aux perturbations liées au prélèvement et à la plantation. Cet usage se rapproche des termes « stagnation de plantation » (« planting check ») et « choc de plantation » (« planting shock ») couramment utilisés dans le commerce des pépinières. Il diffère donc de celui relatif au rendement des plants, qui désigne un ensemble de symptômes indiquant une contrainte grave sur la croissance des arbres avant le stade du taillis : croissance excessivement lente, aiguilles courtes, jaunâtres et mal retenues, bourgeons petits et peu nombreux (Sutton 1968).

Il existe une description du phénomène de stagnation pour différents genres de conifères, mais celui-ci est plus fréquemment associé aux épinettes, y compris les épinettes blanches, de Norvège et de Sitka.

Des cas de stagnation ont été rapportés sur des sols minéraux dans plusieurs régions du monde : Danemark (Müller, 1897), Allemagne (Cieslar, 1921), Saxe (Wiedemann, 1923), Norvège (Brantseg, 1948), France (Duchaufour, 1950), États-Unis (Heiberg et White, 1951), Finlande (Sirén, 1951), Suède (Björkman, 1953), Angleterre (Weatherell, 1953), pays de Galles (Leyton, 1954), Tchécoslovaquie (Němec, 1954), Australie (Moulds, 1957), Écosse (Zehetmayr, 1960), Irlande du Nord (McConaghy et coll., 1960). 1961) et Ontario (Mullin 1963a). Des cas de stagnation ont été observés sur des sols organiques, notamment en Écosse (Fraser 1933), en Angleterre (Ryle 1933) et en Irlande du Nord (McConaghy et coll. 1961).

Symptômes de la stagnation primaire : généralités

La stagnation primaire ou initiale se définit comme étant une période de croissance insatisfaisante qui persiste pendant les 1 ou 2 années qui suivent la plantation (Fraser, 1933). Si le plant survit, l'accroissement en hauteur de l'épinette blanche plantée au printemps dépend

très peu du site et du traitement, et résulte plutôt du développement des primordia présents dans le bourgeon terminal, qui a été formé l'année précédente dans la pépinière (Sutton, 1968). À l'exception des saisons très sèches, l'accroissement en hauteur n'est jamais limité par le stress hydrique, quel que soit le degré d'endommagement des racines ou la qualité de la plantation (Sutton 1968). Les aiguilles de l'année en cours sont habituellement plus courtes que celles de l'année précédente, soit 7 mm contre 15 mm. La croissance en diamètre durant la première année après la plantation est souvent indétectable par les méthodes de mesure habituelles.

La rapidité à laquelle les racines se développent affecte grandement le niveau de stress hydrique et nutritionnel vécu par les plants qui sont transplantés dans un environnement généralement beaucoup plus hostile que celui de la pépinière où ils ont été cultivés. L'élongation des pousses et la croissance précoce des racines se font au détriment des hydrates de carbone stockés. Cependant, la robustesse des nouvelles pousses est un bon indicateur du degré d'adaptation du plant à son nouvel environnement.

La croissance en diamètre est très réduite l'année de la plantation, mais elle est souvent difficile à détecter avec les techniques de mesure actuelles.

Les épinettes sur le point de stagner peuvent commencer à présenter des symptômes dès la première saison. Le feuillage commence à se décolorer, passant du vert glauque (7,5 GY6-7/1-4) des plants de pépinière bien développés au vert plus pâle (5GY6/4) et au jaune verdâtre (10Y5-6/6). Les aiguilles d'un an ou plus peuvent déjà être tombées. Les bourgeons formés sont petits, ne mesurant peut-être que 1 mm de diamètre.

La quantité et le type de croissance des racines d'une épinette au cours de sa première année dépendent fortement de l'état de fertilité du sol, de la concurrence, de l'humidité et de la texture du sol, de la méthode de plantation, etc. Les plants qui entrent en stagnation ont tendance à avoir un système racinaire peu ramifié, clairsemé et superficiel. Le système racinaire peu développé s'endommage facilement, souvent chaque année, voire même plusieurs fois par an, par des épisodes de soulèvement (Sutton 1968, 1992). Ces derniers agissent comme si on taillait les racines à répétition. La minceur des rameaux rend le feuillage particulièrement vulnérable au brunissement hivernal, ce qui entrave encore davantage sa capacité de photosynthèse. De plus, une carence en éléments nutritifs peut diminuer la résistance au froid (Sato et Muto 1951).

L'accroissement en hauteur de la deuxième année sur le terrain pourrait ne représenter que le quart de celui de la première. Les plants peuvent aussi présenter des symptômes typiques de stagnation : aiguilles courtes, jaunâtres et peu nombreuses, mauvaise rétention des aiguilles, faible accroissement en hauteur et bourgeons minuscules. Les épinettes blanches qui ne sont pas en phase de stagnation présentent plutôt un aspect tout à fait différent. L'augmentation de leur hauteur est probablement inférieure à celle de l'année précédente, mais elle pourrait représenter entre 65 et 85 % de celle-ci. Le feuillage est vert, près de 5GY6/4, et bien conservé. Les nouvelles aiguilles peuvent être deux fois plus longues que celles de l'année dernière, et les bourgeons terminaux peuvent atteindre 3 mm de diamètre.

L'épinette blanche, qui est au bord de la mort, possède une capacité potentiellement têtue à s'accrocher à la vie durant plusieurs décennies (Sutton, 1992). La « rupture de la stagnation », soit le début d'une croissance satisfaisante, peut se produire assez subitement après des années d'existence précaire. Il se manifeste par un feuillage plus vert, une meilleure rétention des aiguilles, des aiguilles plus longues et des bourgeons plus gros. Aucun des cas signalés n'est incompatible avec une explication fondée sur l'amélioration des relations nutritives par l'expansion des racines dans un sol plus fertile. À défaut d'une telle amélioration, les plantes meurent. Il y a d'innombrables gradations intermédiaires entre ces deux conditions. Le passage de la stagnation au dynamisme, du développement insatisfaisant au développement satisfaisant, dépend du choix.

Modèle de stagnation primaire

Les réserves d'énergie et d'éléments nutritifs sont des facteurs déterminants de la croissance durant l'année de plantation au printemps. Par la suite, la croissance est principalement déterminée par la fertilité du site. L'élément important est la disponibilité des éléments nutritifs pour les plants. L'épinette entre en stagnation non seulement sur des sols siliceux très infertiles, mais aussi sur des sites où, malgré une fertilité modérée, la concurrence intense de la végétation bien établie réduit la disponibilité des éléments nutritifs jusqu'à l'insuffisance. Elle peut également entrer en stagnation dans des sites où les sols peu profonds ou les conditions anaérobies limitent le volume d'enracinement.

L'état de fertilité effectif d'un site de plantation n'est pas fixé aux concentrations qui déterminent la croissance au cours des premières années, car le système racinaire des plants est en développement. Une épinette sort de la stagnation lorsque ses racines exploitent un sol plus fertile que celui de sa zone racinaire initiale. À ce moment, des augmentations spectaculaires du taux de croissance peuvent survenir. Dès que la croissance commence à s'améliorer, l'épinette commence à faire de l'ombre aux autres plantes. Les éléments nutritifs, jusque-là immobilisés dans d'autres cycles, peuvent être récupérés par le cycle des éléments nutritifs du plant. Toutefois, si ce stade correspond à l'exploitation complète de la masse de sol disponible et qu'il est impossible pour l'absorption de suivre le rythme des besoins en éléments nutritifs, qui tendent à augmenter considérablement au moment de la fermeture du couvert (voir Ovington 1959), une stagnation secondaire s'ensuit.

Lorsque la faible croissance se prolonge sans qu'on s'attaque aux causes profondes, les tentatives pour améliorer le taux de croissance sont vouées à l'échec. Sutton (1992) a étudié deux peuplements juvéniles de résineux blancs stagnants, mais antérieurs au stade de taillis, sur des sites d'anciens champs situés dans la bande argileuse de l'Ontario, près de Cochrane (49° 04′ N 81° 02′ O). Trois traitements herbicides et quatre traitements de fertilisation ont été effectués, chacun avec quatre répétitions aléatoires indépendantes pour chaque site. Une lutte contre les mauvaises herbes (forte, modérée, nulle) a été menée au moyen du glyphosate, du pronamide ou de rien. Le nitrate d'ammonium a été épandu la première année, en quantités variant entre 0,0, 55,9, 112,0 et 167,9 kg/ha. Les parcelles de 15 m × 15 m étaient entourées de zones tampons de 2 mètres. Les données relatives au rendement d'arbres déterminés ont été recueillies pendant six ans, soit durant la deuxième décennie suivant leur plantation. La

mortalité des épinettes a continué d'augmenter durant l'étude, et elle a été influencée de manière significative (P = 0,01) par la taille de l'arbre et par le traitement. Elle a augmenté de manière significative dans les traitements incluant du glyphosate. Cependant, les traitements n'ont pas eu d'effet significatif (P = 0,05) sur les paramètres de croissance mesurés, et aucun traitement n'a eu de conséquences du point de vue sylvicole. Les épinettes gravement stressées ne réagissent que faiblement au désherbage ou à la fertilisation.

Stagnation secondaire

Les arbres peuvent croître assez bien pendant quelques années après avoir été plantés. Toutefois, l'augmentation de leur hauteur et de leur diamètre peut ensuite diminuer; leur feuillage devient jaunâtre, il se conserve moins bien au stade du taillis ou de petite perche. Dans de nombreux cas, le peuplement s'éclaircit naturellement : les arbres les plus faibles meurent, et ceux qui restent deviennent suffisamment robustes pour survivre.

6.6.2 Aménagement des forêts mixtes

Les incertitudes quant à la définition, à l'étendue et au potentiel des types de forêts mixtes imposent la mise en place de limites mesurables dans la gestion de ces forêts. Cela vaut notamment pour la répartition et les sous-types de composantes, les classes d'âge, la régénération préexistante, la productivité et les âges de rotation. La tordeuse des bourgeons de l'épinette est un facteur écologique important en aménagement des forêts mixtes, sans compter le problème de l'insuffisance de la régénération de l'épinette blanche (Scarratt, 1970).[8]

Voici quelques extraits de l'analyse du problème de Scarratt qui illustrent ces préoccupations :

> « …de vastes superficies de forêts coupées, en particulier sur les sites de forêts mixtes de meilleure qualité, ne se régénèrent pas de manière satisfaisante, que ce soit en termes d'espèces ou de quantité… Dans le cours naturel de la succession des coupes et des peuplements protégés contre les incendies, les principales espèces de conifères de la prochaine récolte seront le sapin plutôt que l'épinette… »
>
> Bien que le sapin baumier soit l'essence dominante de la plupart des peuplements de seconde venue, il arrive souvent que sa reproduction soit médiocre sur les terrains déboisés. Dans ces cas, le peuplement subséquent sera probablement dominé par le tremble ou le bouleau blanc. Dans certains cas, même cela peut échouer, donnant lieu à un peuplement d'arbustes totalement improductifs.
>
> Jusqu'à une date relativement récente en Ontario, des efforts ont été faits pour assurer une augmentation de la densité de la régénération de l'épinette blanche. Toutefois, la *Loi sur les bois de la Couronne* de 1961-1962 a transféré au gouvernement provincial la responsabilité de la régénération des zones de coupe. Depuis, de vastes programmes de régénération artificielle ont été lancés dans tous les types de forêts…
>
> Bien que la plupart des conditions de base de la régénération naturelle de l'épinette blanche soient maintenant assez bien établies (Place 1955; MacLean 1959a, b, 1960;

[8] Project 07-24-0 analysis, Artificial regeneration of spruce in the spruce–fir forest type of Ontario. J. B. Scarratt, Service canadien des forêts, Région de l'Ontario, Sault Ste Marie, Ontario. E3933

> Hughes 1967), il est clair que, pour que cette régénération soit un succès opérationnel, il faut que les exploitants forestiers adoptent une attitude beaucoup plus axée sur la sylviculture en termes de traitement des peuplements, de schémas de coupe, etc., que celle qu'on observe présentement…
>
> Les coûts directs des opérations liées à la régénération naturelle (marquage des semenciers, scarifiage, traitements herbicides) sont relativement faibles en regard des coûts globaux par unité de surface d'exploitation forestière. De plus, les coûts similaires associés au scarifiage et au dégagement sont également une caractéristique de la régénération artificielle. Ce sont les coûts indirects élevés associés à la régénération naturelle et à la perte de flexibilité de l'exploitation qui, plus que tout, font baisser la valeur de cette option. Les coûts élevés du report de l'exploitation des arbres réservés, la période d'aménagement prolongée et, surtout, le fait que, dans le type épinette-sapin comportant peu d'épinettes, la préservation de semenciers entraînerait une diminution importante du rendement au moment de la première coupe, tout en laissant un volume insuffisant pour qu'une deuxième coupe de semenciers soit une proposition intéressante.
>
> … La régénération artificielle est le seul moyen pratique de régénérer l'épinette blanche sur la plupart des terres coupées » (Scarratt 1970; traduction libre).

Les associations mixtes d'épinette blanche et de tremble des Prairies présentent une grande diversité, allant du tremble pur à l'épinette blanche pure, en passant par des mélanges des deux. Le peuplier baumier, le bouleau blanc, l'épinette noire, le sapin baumier et les pins peuvent aussi se retrouver dans ces peuplements (Rowe, 1972). Les interventions sylvicoles ont généralement visé à favoriser l'épinette blanche, surtout grâce à la plantation. Le type de peuplement d'une association donnée dépend à la fois du stade de succession, de l'histoire du peuplement (McCune et Allen, 1985) et du type de site (Lieffers et Beck, 1994). Selon la provenance des graines et les conditions du lit de germination, le recrutement de l'épinette blanche peut débuter relativement tôt après la perturbation ou s'étaler sur plusieurs décennies (DeLong, 1991).

Dans les années 1990, l'aménagement des forêts mixtes des Prairies se faisait principalement par coupe à blanc. Lorsque le tremble est l'espèce dominante, peu de traitements sont appliqués sur le site. Toutefois, on minimise autant que possible les tas de rémanents, le compactage du sol et les dommages causés au système racinaire du tremble pour favoriser le drageonnage. Dans la récolte des conifères, on laisse généralement sur pied le tremble non récolté afin de limiter le drageonnage et pour le bien de la faune. La régénération de l'épinette blanche est plus difficile (Lieffers et Beck, 1994). On utilise en général des techniques de plantation, combinées à une préparation mécanique du site après la coupe à blanc. En fonction des conditions du site et de la disponibilité de l'équipement, on peut avoir recours au creusement de tranchées au disque, au passage double de disque, à la préparation du sol, au dessouchage à griffe, au labour Marttiini, au scarifiage de parcelle Bracke, aux mélanges à grande vitesse ou au billonnage de parcelle. Pour la plantation d'épinette blanche, on a tendance à privilégier l'utilisation de grands récipients ou de plants repiqués. Au cours des

premières années suivant la coupe à blanc, la préparation du site et la plantation, la végétation intolérante à l'ombre, comme le tremble, la calamagrostide du Canada ou encore l'aulne crispé, concurrence fortement les jeunes plants, entraînant souvent leur mort (Lieffers et coll.). 1993a, Lieffers et Beck 1994).

Méthode du contrôle

La sylviculture européenne classique a obtenu des résultats impressionnants grâce à des systèmes, tels que la méthode de contrôle d'Henri Biolley en Suisse, qui consiste à déterminer le nombre et la taille des arbres récoltés en fonction des données recueillies sur chaque arbre de chaque peuplement mesuré tous les 7 ans (Biolley 1921).

Bien qu'elle n'ait pas été conçue pour s'appliquer aux forêts boréales mixtes, on présente brièvement la méthode du contrôle afin d'illustrer le degré de complexité que certains forestiers européens peuvent atteindre dans l'aménagement des forêts. L'élaboration de techniques de gestion visant à suivre l'évolution des peuplements et à les orienter vers des voies durables s'éloignait en partie de la gestion passée, notamment dans les pays d'Europe centrale. Elle voulait ainsi contrer les effets négatifs de la création de peuplements purs et uniformes, composés d'espèces souvent mal adaptées au site, qui augmentaient considérablement le risque de dégradation du sol et de maladies biotiques. L'augmentation de la mortalité et la diminution de l'accroissement ont suscité une grande inquiétude, surtout après avoir été renforcées par l'avènement d'autres facteurs environnementaux.

En revanche, les forêts mixtes, composées en partie d'espèces indigènes et traitées de manière naturelle, se sont révélées plus saines et plus résistantes à tous les dangers extérieurs; à long terme, elles sont plus productives et plus faciles à protéger.

Cependant, l'aménagement de ces peuplements est beaucoup plus difficile, car ils sont de structure irrégulière. De nouvelles méthodes et techniques ont dû être développées, notamment en matière d'inventaire, mais aussi de gestion de l'accroissement et de régulation du rendement. En Allemagne, par exemple, depuis le début du XIX^{e} siècle, sous l'influence de G.L. Hartig (1764-1837), la régulation du rendement se fait presque exclusivement par des méthodes d'allotissement ou de formules basées sur la conception d'une forêt normale, uniforme, avec une succession régulière de zones de coupe.

En France, par contre, on a essayé d'appliquer un autre type de gestion forestière, visant à faire que toutes les parties de la forêt soient en mesure de produire au maximum, pour toujours. Le forestier français A. Gurnaud (1825-1898) a décrit une méthode de contrôle permettant de mesurer la croissance et le rendement en 1878. La méthode repose sur le principe qu'une récolte sélective et prudente permet d'améliorer la productivité du peuplement résiduel, car le bois est enlevé comme une opération de culture. Cette méthode permet de mesurer avec précision et périodiquement l'accroissement des peuplements, afin de les convertir graduellement, grâce à un aménagement sélectif et à une expérimentation continue, en une forêt dont la capacité de production sera optimale.

Henri Biolley (1858-1939) a été le premier à appliquer les idées de Gurnaud dans la pratique de la sylviculture. À partir de 1890, il a aménagé les forêts de son district suisse en fonction de ces

principes. Il s'est consacré pendant près de 50 ans à l'étude de l'accroissement et à un traitement des peuplements orienté vers la production la plus élevée. Il a aussi démontré la praticabilité de la méthode du contrôle. En 1920, il publie une étude qui présente les bases théoriques de l'aménagement forestier selon la méthode du contrôle, décrit les procédures à appliquer dans la pratique (qu'il a en partie élaborées et simplifiées) et évalue les résultats.

Le travail de pionnier de Biolley a servi de base pour l'élaboration de la majorité des pratiques d'aménagement forestier en Suisse; ses idées ont été généralement acceptées. De nos jours, alors que la plupart des pays cherchent à intensifier l'aménagement et la productivité des forêts, l'idée et l'application d'un traitement soigneux et continu des peuplements à l'aide de la méthode du contrôle des volumes suscitent un intérêt grandissant.

Préjugé en faveur d'une seule espèce

Les règlementations et les aménagements visant à créer des peuplements presque purs d'épinette blanche sur des sites de forêts mixtes ont été critiqués parce qu'ils sont « probablement inappropriés, compte tenu de notre compréhension actuelle de l'écologie des sites de forêts mixtes, de l'augmentation récente de la valeur des fibres du tremble et de la rentabilité relativement faible des plantations d'épinette blanche » (Lieffers et Beck, 1994, traduction libre). Cette « préférence relative aux conifères » et ce système de plantation ont entraîné d'importants investissements dans la préparation des sites, la plantation et l'entretien. Ils ont aussi fait augmenter les demandes d'herbicides pour protéger ces investissements en éliminant la végétation concurrente. De leur côté, les exploitants de bois feuillus développent aussi une préférence et ne tentent pas toujours d'encourager la culture de l'épinette blanche, même si les conditions sont favorables. Lieffers et Beck (1994) insistent sur le fait que « nos systèmes de gestion et de sylviculture » doivent prendre en considération le fait que « les écosystèmes de forêts mixtes produisent des mélanges d'espèces ».

6.7 CROISSANCE ET RENDEMENT

Prévisions de croissance par site

La croissance d'une épinette blanche dépend de l'interaction entre son potentiel génétique et l'environnement qui l'entoure. Les modèles de croissance et les caractéristiques varient beaucoup et dépendent d'un grand nombre de facteurs, notamment le climat, l'âge, l'emplacement, les conditions du site, la variation intrinsèque, l'expérience antérieure de la photopériode et la qualité des semences (Sutton, 1969b; Alexander et Shepperd, 1984; Nienstaedt et Zasada, 1990; Coates et coll., 1994). De plus, la croissance de l'épinette blanche dans un peuplement, qu'il soit pur ou non, se fait selon les mêmes principes.

La croissance débute lentement. Chez l'épinette d'Engelmann, par exemple, on a observé que la profondeur de pénétration des racines de la première année était en moyenne inférieure à 4 cm, et que, dans des conditions naturelles, les semis de 5 ans atteignaient seulement 2,5 cm. Dans une coupe à blanc, ils ont atteint 5 cm, tandis qu'ils ont été plus petits, soit 5,0 à 7,5 cm, dans des coupes partielles (Alexander, 1958). Dans les forêts denses, les épinettes d'Engelmann de 1,2 à 1,8 m de hauteur avaient entre 45 et 75 ans. Sur des lits de germination scarifiés dans le district forestier de Prince George, en Colombie-Britannique, les semis d'épinette blanche ne mesuraient en moyenne que 10 cm de hauteur après 4 ans (Arlidge, 1967). Les peuplements

régénérés naturellement peuvent être initialement beaucoup plus denses que les plantations. Ces dernières montrent parfois des taux de croissance initiaux considérablement plus lents.

L'épinette blanche peut atteindre une hauteur de plus de 45 m (Nienstaedt 1957, Horton 1958, Eis 1965) et avoir un diamètre à hauteur de poitrine de 122 cm (Brunet 1866, McElhanney 1951, Peattie 1950, Forestry Branch 1961).

Il existe de nombreuses équations de volume pour l'épinette blanche (Rauscher 1984). La plupart d'entre elles se fondent sur des peuplements naturels et non sur des plantations. Rauscher et Harding (1993) ont examiné 15 équations permettant de prévoir le volume (sans écorce) d'épinettes blanches sans tenir compte des défauts, de l'ébranchage ou des cassures. Ils ont cherché à savoir si ces équations sont applicables aux plantations de la région du secteur supérieur des Grands Lacs des États-Unis (tableau 6.55).

La hauteur totale des arbres (H) et le diamètre à 1,3 mètre du sol, sans écorce, sont les deux variables les plus importantes dans la plupart des inventaires forestiers. Les données sur la hauteur des arbres sont relativement difficiles et longues à obtenir. La mesure du diamètre à hauteur de poitrine (dhp) sans écorce de tous les arbres échantillonnés, ainsi que la hauteur d'une partie de ces arbres, est donc une pratique courante dans le cadre des parcelles d'échantillonnage permanentes et temporaires. On peut élaborer un modèle hauteur-diamètre à partir d'arbres dont la hauteur et le diamètre ont été mesurés. Ce dernier peut être utilisé pour prévoir la hauteur des arbres en fonction de leurs mesures de diamètre. L'évaluation de la productivité des sites dans les peuplements inéquiens et mixtes implique généralement l'ajustement des fonctions hauteur-diamètre (Stout et Shumway 1982, Huang et Titus 1993, Vanclay 1994).

Tableau 6.55. Équations pour prédire le volume total de l'arbre sans écorce de l'épinette blanche en Amérique du Nord (d'après Rauscher, 1993).

			Exemples de plages de données			
Code de l'auteur	**Région**	**Origine**	**N**	**DHP**	**Hauteur**	**Référence**
M831	Yukon, Canada	Naturel	246	4 – 54 cm	4 – 38 m	Massie et coll, 1983
M832	Yukon, Canada	Naturel	116	1 – 54 cm	4 – 38 m	Massie et coll, 1983
G55	États des Grands Lacs, États-Unis	Naturel	>2 000	3 – 30 pouces, [7,6 – 76,2 cm]	20 – 100 pieds [6 – 30,5 m]	Ek 1985, Gevorkiantz et Olsen 1955
B8165	Est du Canada	Naturel	>2 000	2 – 50 cm	4 – 28 m	Berry 1981
H67	Est du Canada	Naturel	2 692	1 – 28 pouces, [2,5 – 71 cm]	10 – 120 pieds[3 – 36,6 m]	Honer 1967
H85	Nord Minnesota	Planté	115	1 – 32 cm	2 – 18 m	Harding et Grigal 1985
RH92	N, États des Grands Lacs	Planté	203	1 – 35 cm	2 – 21 m	cette étude de recherche,
B8170	Est du Canada	Naturel	>2 000	2 – 50 cm	4 – 28 m	Berry 1981
B80	Chalk River, ON	Planté	455	10 – 34 cm	6 – 20 m	Berry 1980
P72	St Maurice Valley, QC	Planté	271	3 – 13 pouces, [7,6 – 33 cm]	20 – 70 pieds [6 – 21,3 m]	Popovich 1972
K73	Alberta	Naturel	1 757	3 – 30 cm	10 – 120 pieds [3 – 36,6 m]	Kirby 1973
B74	Black Hills, Dakota du Sud	Naturel	69	7 – 23 pouces, [7 – 58,4 cm]	30 – 90 pieds [9,1 – 27,4 m]	Beagle 1974
EVRT	Est du Canada	Naturel	767	n/k	n/k	Evert, non publiée
AL85	Alberta	Naturel	213	6 – 62 cm	4 – 34 m	Alberta ENR 1985
BCDJ	Colombie-Britannique	Naturel	4 452	10 – 150 cm	3 – 60 m	Kristiansen communication personnelle
BCKL	Colombie-Britannique	Naturel	3 018	10 – 150 cm	3 – 60 m	Kristiansen communication personnelle

Parmi ces 16 équations, Rauscher et Harding (1993) ont constaté que seules six (H85, B8170, EVRT, RH92, B80, P72) n'étaient pas biaisées. Trois seulement (EVRT, RH92, P72) sont en plus exactes. EVRT et RH92 ont été développées à partir d'échantillons régionaux; P72, à partir d'un échantillon local. Rauscher et Harding ont recommandé d'utiliser les équations EVRT ou RH92 révisées pour prévoir le volume des épinettes blanches :

VIB = 0,000 754 + 0,037*X - 0,000203* X^2

$\mathbf{R^2}$ = 0,99, N = 203, *Sy.x*(m^3) = 0,006, *Sy.x*/ *y*(%) = 4,5

et : VOB = 0,001 18 + 0,042*X - 0,000293* X^2

$\mathbf{R^2}$ = 0,99, N = 203, *Sy.x*(m^3) = 0,007, *Sy.x*/ *y*(%) = 4,6

où :

X = D^2*H/1000

VIB = volume total de l'écorce intérieure de l'arbre en m^3

VOB = volume total hors écorce de l'arbr en m^3

D = DHP à 1,3 m en cm

H = hauteur totale en m.

Remarque : Sy.x| y(%) dans l'exemple ci-dessus nécessite y barre au lieu de y, et la barre verticale qui le précède doit être mise en italique, c.-à-d., inclinée.

Un aspect important du processus d'aménagement forestier écosystémique consiste à comprendre la nature des différentes relations qui caractérisent, différencient et influencent l'écosystème. L'établissement de relations entre la croissance et le rendement basées sur les écorégions (p. ex., les modèles hauteur-diamètre) constitue une étape cruciale. Souvent, ces liens varient d'une écorégion à l'autre. Par conséquent, quand les données le permettent et qu'une séparation est statistiquement justifiée, il est toujours préférable d'élaborer des modèles distincts pour chaque écorégion. Ces modèles régionaux permettent de saisir et d'analyser le caractère unique de chaque écorégion. Ils peuvent également fournir des prévisions plus fiables à l'échelle régionale et éviter les erreurs potentielles lorsque ces modèles sont appliqués en dehors de leur domaine d'application.

On a mis au point des modèles de régression linéaires et non linéaires pour estimer la croissance et le rendement de la composante conifère et du peuplement total (et par soustraction de la composante feuillue) en utilisant les données de 193 parcelles semi-permanentes du type épinette-sapin. L'épinette blanche, l'épinette noire et le sapin baumier constituaient au moins 60 % du volume de peuplement (Payandeh, 1988). La variabilité naturelle des peuplements a entraîné des équations de rendement imprécises. Les modèles non linéaires ont été plus souples et plus adaptables aux processus de croissance naturelle que les modèles linéaires, même s'ils ont donné de meilleurs résultats.

Lors du symposium sur les forêts mixtes boréales en 1980, Raymond (1981) a affirmé que l'estimation du volume par des équations non biaisées et exemptes de variables géographiques peut entraîner une mauvaise estimation du volume. Il a affirmé que le travail avec de grandes équations permettait d'en arriver à une compréhension suffisante pour utiliser les petites équations dans le but d'atteindre un objectif donné. Selon les résultats des recherches sur l'abattage (Morawski et coll. 1958), de peuplements de zones sèches bien drainées des forêts boréales mixtes de l'Ontario, on a mesuré le diamètre et la hauteur de chaque arbre dont le dhp était supérieur à 8,89 cm, déterminé l'âge de la souche, sectionné la tige, puis déterminé le volume total brut (VTB), le volume marchand brut et le volume marchand net. Raymond n'a présenté que le VTB. Pour chaque parcelle, on a considéré les variables suivantes : la latitude et la longitude, la pente, l'orientation, le régime d'humidité du sol, la texture, le matériau parental, la texture au niveau des racines, la classe de profondeur, ainsi que la classe de compaction. On a déterminé la hauteur des arbres par parcelle (moyenne des hauteurs des quatre plus grands arbres d'une espèce donnée par parcelle), estimé l'âge des arbres des parcelles après avoir rejeté les arbres surannés et la végétation préexistante. On a calculé les facteurs de forme en comparant le VTB de chaque arbre à un paraboloïde de même hauteur et de diamètre basal égal au dhp, puis on a établi une moyenne harmonique des quatre arbres les plus hauts et de tous les arbres. Les variables additionnelles comprenaient le nombre de tiges, la superficie terrière, le dhp moyen ainsi que les transformations (carrés et cubes) des autres variables, ou encore les interactions entre elles (tableau 6.56).

Raymond a noté que la pertinence d'une équation de régression dépendait de son utilisation prévue. De nombreux statisticiens préfèrent le carré moyen résiduel (ou erreur quadratique moyenne) comme critère de sélection. Il ajoute également qu'il est préférable de considérer ce

dernier, car sa valeur minimale indique une meilleure probabilité, selon Grosenbaugh (1967). Cette meilleure équation peut contenir une ou plusieurs variables qui, individuellement, ne sont pas tout à fait significatives. Toutefois, si son utilisation prévue consiste à comprendre les relations, il n'est pas nécessaire de les rejeter immédiatement.

Raymond présente des équations de régression non pondérées et pondérées « presque meilleures » pour estimer le VTB de l'épinette blanche et de l'épinette noire. Pour l'épinette blanche, l'exposition, la pente, le régime d'humidité et la compaction semblent tous, comme on pouvait s'y attendre, jouer un rôle important dans l'estimation de la précision. De même, la latitude, la longitude et leur interaction semblent très importantes.

Tableau 6.56. Variables de régression utilisées par Raymond (1981).

Nombre	Variable de régression	Nombre	Variable de régression
2	Surface terrière de toutes les espèces principales	21	Pente %
3	Hauteur moyenne de toutes les espèces principales	25	Profondeur du sol
4	Fréquence de l'espèce	26	Régime d'humidité
5	Surface terrière de l'espèce	27	Compaction
6	VTB de l'espèce	28	Texture de la zone d'enracinement
9	DHP moyen de l'espèce	30	Carré de (5)
10	Hauteur moyenne de l'espèce	31,	(5) * (10)
11	Tous les paramètres du facteur de forme de l'arbre	32	(5) au carré * (10)
12	Hauteur des arbres dans la parcelle	33	(10) au carré
13	Étendue de (12)	34	(10) au cube
14	Facteur de forme des 4 plus hauts	35	(10)/âge de la parcelle
15	Latitude	36	(5) * (12)
16	Longitude	37	(5) au carré * (12)
17	Latitude * longitude	38	(12) au carré
18	Racine carrée de (17)	39	(12) au cube
19	Latitude/Longitude	40	(12)/âge de la parcelle
20	Exposition		

Remarque : Les nombres 1, 7 et 8 ne figuraient pas dans le texte original.

On a étudié l'influence de la situation géographique (latitude et longitude, ainsi que leurs interactions) en faisant varier la latitude et la longitude avec les cinq coefficients de régression, tout en maintenant toutes les autres variables incluses constantes à leur valeur moyenne, pour produire une surface où le VTB varie selon la situation géographique. Des isoplèthes peuvent ensuite être tracées, ce qui permet de relier les points ayant des valeurs similaires. Raymond a constaté que, pour l'épinette blanche, les isoplèthes évoluaient en sens inverse de celles de l'épinette noire. Il en a déduit que, pour l'épinette blanche, les résultats semblaient erronés. Il a mentionné qu'il se pouvait que la distribution des catégories de diamètre des tiges d'épinette blanche ait été très incohérente dans les parcelles des études d'abattage. L'épinette blanche

typique d'une parcelle présente quelques individus d'un très grand dhp, quelques-uns d'un très petit dhp, quelques-uns d'un dhp intermédiaire, ou encore toute combinaison de ces valeurs. La présence même d'épinettes blanches dans un peuplement garantit presque des perturbations passées, ce qui entraîne une non-normalité dans ces parcelles. Les sols où pousse l'épinette blanche ont souvent des profils irréguliers, constitués de séries alternées d'horizons B et C. Ils semblent aussi avoir souvent été appelés « loam » quand des couches de sable alternaient avec des couches de limon ou d'argile, sans pour autant être des loams purs.

Raymond a souligné que chaque responsable régional devait avoir soit une petite équation non biaisée localement, soit un moyen simple et peu coûteux de corriger les biais locaux lorsqu'une petite équation standard était utilisée. Il a insisté sur le fait que la meilleure solution au problème consistait à examiner les grandes équations issues de données appropriées.

Indice de site

La caractérisation de la qualité ou de la productivité d'un site est importante en aménagement forestier. Comme il est très difficile de prévoir les taux de croissance précoces des épinettes blanches en plantation, on ne peut pas prolonger les courbes d'indice de site de manière fiable sous 15 ans environ (Stiell, 1976). Par la suite, la croissance en hauteur peut être relativement uniforme jusqu'à ce qu'elle commence à décliner 25 à 35 ans plus tard, comme c'est le cas à Petawawa, où la croissance en hauteur dominante est restée d'environ 30 cm par an à l'âge de 45 à 50 ans (Stiell et Berry, 1973).

Parmi les épinettes blanches d'un peuplement, la croissance en hauteur varie considérablement, avec un coefficient de variation de la hauteur d'environ 30 % (Stiell, 1955). Cette variation peut refléter des expressions différentielles de la stagnation, de la variabilité au sein du lot de semences ou de l'utilisation de semences mal calibrées (Stiell, 1976). Une plantation d'épinettes blanches âgée de 30 ans, d'une densité relative adéquate, établie sur un sable fin loameux reposant sur un loam argileux limoneux, dans le nord du Michigan, illustre à la fois la variabilité de la taille des tiges et la longévité des arbres (tableau 6.57).

Tableau 6.57. Répartition de l'épinette blanche selon les catégories de diamètre dans une plantation de 30 ans d'une densité relative adéquate dans le nord du Michigan (d'après Day et Rudolph, 1970).

Catégorie de diamètre DHP pouces (≈ cm)	**Nombre d'arbres par hectare**	**Volume m^3/ha**
2 (5)	60,3	–
3 (7,5)	253,9	–
4 (10)	484,6	–
5 (12,5)	636,8	15,99
6 (15)	676,3	29,26
7 (17,5)	399,2	24,67
8 (20)	147,5	11,87
9 (22,5)	41,0	4,05
10 (25)	6,9	0,73
11 (27,5)	0,7	0,10
Total	2 707,2	86,67

Des chercheurs du ministère des Forêts de la Colombie-Britannique (Thrower et coll. 1991) ont élaboré les courbes d'indice de site de l'épinette originaire de la Colombie-Britannique intérieure. [Figure 50, tirée de Coates et coll. 1994.] Elles résultent des mesures de 3 212 épinettes (y compris des épinettes noires) de la région intérieure. À partir de ces mesures, on a établi des catégories de sites selon un âge de référence de 50 ans (Hegyi et coll. 1981).

Les courbes d'indice de site à l'âge de base 50 ans de l'épinette blanche plantée et non éclaircie à la station expérimentale forestière de Petawawa, dans l'est de l'Ontario, varient entre 24,38 et 15,24 m (Stiell et Berry, 1973). Elles se situent confortablement dans l'étendue de 30 à 5 m des courbes de la Colombie-Britannique intérieure (Viszlai 1983, Coates et coll. 1994).

Les méthodes permettant de calculer directement un indice de site incluent celle qui fait appel à des données historiques sur le rendement, le volume des peuplements, les saisons de croissance ou encore les relations entre la hauteur et l'âge (indice de site). L'indice de site est le moyen le plus couramment utilisé en Amérique du Nord pour estimer la productivité des sites, même si quelques lacunes subsistent. Les méthodes indirectes incluent des estimations basées sur les relations entre les espèces dominantes, des caractéristiques de végétation moins importantes ou des indicateurs de site, ainsi que des facteurs topographiques, climatiques et édaphiques. Payandeh et Wang (1997) ont proposé un modèle généralisé utilisant des variables directes et indirectes pour établir des équations d'indice de site composite. Le modèle généralisé décrit mieux les deux ensembles de données que le modèle composite d'indice de site (Payandeh 1991) ou le modèle logistique d'indice de site, modèle 3 (Monserud 1984).

Le schéma de croissance en hauteur de l'épinette blanche dans les sous-régions naturelles de l'Alberta, établi à partir des données provinciales d'analyse des tiges de 1 018 arbres dominants et codominants abattus, a fait l'objet d'une comparaison par Wang et Huang (2000) entre les cinq principales sous-régions naturelles (CMX-forêt mixte centrale, DMX-forêt mixte sèche, WMX-forêt mixte sèche humide, UFH-contreforts supérieurs et LFH-contreforts inférieurs). La comparaison a utilisé le rapport entre la hauteur des tiges à 70 ans et à 30 ans (pris au dhp) [rapport Z] comme mesure quantitative du schéma de croissance de la hauteur (c.-à-d., la variable–réaction), l'indice de site (âge à hauteur de poitrine à 50 ans) comme covariable, et la sous-région naturelle comme facteur. Les résultats ont montré ceci : 1) le schéma de croissance en hauteur dans la sous-région naturelle WMX était significativement différent de celui des autres sous-régions naturelles; 2) aucune différence significative dans le schéma de croissance en hauteur n'a été observée parmi les autres sous-régions naturelles. Deux courbes de hauteur polymorphe et d'indice de site invariantes en fonction de l'âge de référence ont été élaborées : l'une pour la sous-région naturelle WMX et l'autre pour le reste des sous-régions. Les comparaisons entre ces deux courbes et celle déjà développée à l'échelle provinciale ont montré que, pour un même indice de site, les arbres de la sous-région WMX ont poussé beaucoup moins vite sur les bons sites (indice de site >15 m) après l'âge de l'indice de site. Lorsque la courbe provinciale de hauteur et d'indice de site a été appliquée à la sous-région naturelle WMX, on a observé des erreurs importantes (jusqu'à 25 %) dans l'estimation du volume brut. Toutefois, les erreurs d'estimation du volume se sont avérées très faibles (<2,5 %) lorsque la courbe provinciale a été appliquée aux quatre autres sous-régions naturelles. Wang et Huang recommandent d'utiliser les courbes fondées sur la sous-région naturelle pour prédire l'indice de site ou la hauteur de l'épinette blanche à tout âge dans la sous-région naturelle WMX.

Les principaux objectifs de l'étude de Huang et coll. (2000) étaient d'élaborer des modèles hauteur-diamètre basés sur les écorégions pour l'épinette blanche dans six écorégions différentes de l'Alberta, puis de comparer les différences dans les relations hauteur-diamètre entre ces écorégions. Au total, on a échantillonné 3 034 épinettes blanches abattues. Les données et la méthode se trouvent dans l'inventaire forestier de la troisième phase de l'Alberta, Tree Sectioning Manual (Alberta Forest Service, 1988). On compte six régions écologiques distinctes (Strong et Leggat, 1992) : 1) forêt mixte centrale (CMX), 2) forêt mixte sèche (DMX), 3) forêt mixte humide (WMX), 4) montagnes Rocheuses (RM), 5) contreforts supérieurs (UFH) et 6) contreforts inférieurs (LFH).

On a utilisé la méthode de la somme supplémentaire non linéaire des carrés pour comparer les différences des modèles hauteur-diamètre entre les différentes écorégions (Bates et Watts 1988, Judge et coll. 1988). Cette méthode est souvent utilisée sur les modèles tenant compte des différences de comportement selon les régions. Huang et coll. (2000) ont observé que les modèles hauteur-diamètre diffèrent d'une écorégion à l'autre. L'application erronée d'un modèle hauteur-diamètre adapté à une écorégion dans des écorégions différentes a entraîné des surestimations de la hauteur allant jusqu'à 29,05 % ou des sous-estimations pouvant atteindre 21,92 %. Cela n'est pas surprenant, puisque les écorégions présentent des conditions biogéoclimatiques très différentes. Par exemple, l'écorégion des forêts mixtes

sèches (DMX) se distingue par son terrain plat ou vallonné. Les dépôts de surface de cette écorégion sont principalement composés de moraines, de collines ou de matériaux lacustres, avec quelques zones de dunes de sable et de plaines d'épandage sablonneuses (Alberta Environmental Protection, 1994). L'écorégion de la forêt mixte centrale (CMX) présente un faible relief et une surface plane à ondulée, avec des dépôts similaires à ceux de l'écorégion DMX. Toutefois, le climat de l'écorégion CMX est plus humide et plus froid que celui de l'écorégion DMX. La région écologique de la forêt mixte humide (WMX) présente un relief presque plat ou légèrement ondulé. L'écorégion WMX se caractérise par d'immenses étendues de milieux humides, comme les tourbières, les marais et les marécages. L'épinette blanche est l'espèce du climax climatique dans ces trois écorégions. Huang et coll. (2000) ont suggéré, en appui à leurs résultats, l'élaboration de modèles distincts pour chacune de ces écorégions.

Une bibliographie annotée sur la croissance et le rendement des forêts boréales du nord-ouest de l'Ontario, portant sur le pin gris, le pin tordu latifolié, le pin rouge, l'épinette noire et l'épinette blanche, a été préparée par Bell et coll. (1989). On y trouve aussi des articles portant sur les espèces liées aux conifères de la forêt boréale du nord-ouest de l'Ontario. Les 14 domaines couverts mettent l'accent sur la croissance et le développement, l'espacement, l'éclaircie, la fertilisation et la qualité du bois.

Imagerie photographique verticale pour l'estimation de la biomasse des semis d'épinette blanche

Il est nécessaire d'avoir des estimations de la biomasse des semis pris individuellement, car cette information sert à diverses applications d'aménagement forestier et de recherche, telles que l'évaluation de la productivité primaire nette et du potentiel de séquestration du carbone des peuplements forestiers, l'inventaire des combustibles forestiers du sous-étage et l'élaboration de directives sylvicoles visant à favoriser la croissance des espèces souhaitées. Ter-Mikaelian et Parker (2000) ont étudié l'imagerie photographique en tant que méthode non destructive prometteuse pour estimer la biomasse aérienne des semis d'épinette blanche qui se développent naturellement dans le sous-étage d'un massif de conifères mixtes du centre de l'Ontario. À l'automne 1997, 45 plantules ont été échantillonnées dans des parcelles soumises à l'un des trois traitements de dégagement mécanique (dégagement au début du printemps, dégagement au milieu de l'été et pas de dégagement [témoin]) en 1994. Chaque plant a été photographié sur le terrain, car on voulait mesurer la surface verticale projetée (surface de la silhouette) de la partie aérienne du plant. On a d'abord récolté les plantules, puis on a mesuré leur diamètre basal, leur hauteur totale et leur biomasse aérienne (feuilles, branches, tige principale). L'analyse de régression a montré des coefficients de détermination pour les équations de régression correspondant aux surfaces projetées respectives de 0,892, 0,918, 0,926 et 0,937 pour la tige principale, les branches, le feuillage et la biomasse aérienne totale. Dans le cas des équations de régression utilisant le diamètre basal, leur coefficient de détermination respectif était de 0,960, 0,945, 0,953 et 0,977. Les équations basées sur la surface de projection de la biomasse aérienne totale et de la biomasse foliaire présentaient quant à elles des différences significatives ($P < 0,005$) entre les traitements de dégagement. Aucune différence significative entre les traitements n'a été observée, que ce soit entre les équations basées sur la surface de projection de la biomasse des branches et de la tige

principale (P > 0,05), ou entre les équations diamètre basal-biomasse (allométriques) de tous les semis (P > 0,1). On a ensuite essayé cette méthode en vérifiant les équations de la biomasse à l'aide d'un jeu de données distinctes, provenant de 35 semis d'épinette blanche du même site, de la même cohorte, mais soumis à des traitements et à des conditions micro-environnementales différentes. Pour chaque semis, on a prédit les composantes de la biomasse à l'aide d'équations allométriques basées sur la projection, puis on a calculé une erreur relative sur la prédiction. L'erreur relative moyenne associée aux prévisions basées sur la projection et la superficie a varié de 20,25 à 3,21 % selon la composante de biomasse, l'écart type de l'erreur variant quant à lui entre 23,04 et 33,44 %. L'erreur relative moyenne associée aux équations allométriques se situe quant à elle entre 2,46 et 21,75 %, avec un écart-type variant entre 23,34 % et 32,61 %. Ces résultats permettent de conclure que : 1) l'imagerie photographique peut servir d'alternative aux méthodes allométriques plus traditionnelles d'estimation de la biomasse et 2) les équations générales (élaborées pour une large gamme de conditions de croissance) dérivées de l'une ou l'autre méthode sont préférables à celles spécifiquement calibrées pour un environnement de croissance donné.

Rendement des épinettes par unité de surface

En discutant des rendements potentiels des forêts d'épinettes canadiennes, Haddock (1961) note que la citation de Wright (1959) sur les rendements d'épinettes dans les îles Britanniques, soit 220 pieds cubes par acre (15,4 m^3/ha) par an, et en Allemagne, soit 175 pieds cubes par acre (12,25 m^3/ha) par an, est trompeuse, au moins si elle signifie qu'on peut espérer atteindre ces rendements dans la région de la forêt boréale du Canada. Haddock pensait que la conclusion de Wright selon laquelle on peut produire de 20 à 40 pieds cubes par acre par an (moyenne 30) était plus réaliste, mais encore un peu optimiste.

Le rendement de l'épinette blanche et du sapin baumier dans un peuplement non perturbé du mont Duck, au Manitoba, a fait l'objet d'une étude de Pike (1955). La parcelle-échantillon permanente avait été installée en 1921 sur une île du lac Singoosh (51° 36' N, 101° 05' W). En 1921, l'âge des épinettes blanches ayant un diamètre [dhp] de 53 cm et une hauteur de 26 m variait entre 30 et 140 ans. Au cours des 25 années allant de 1921 à 1946, le nombre total d'arbres est passé de 1482 à 561 par hectare. On compte 299 épinettes blanches en moins, 573 sapins baumiers en moins et 49 feuillus en moins. Sur la base du nombre total d'arbres, la composition en 1921 était composée de 43 % d'épinettes et de 53 % de sapins; en 1946, ces proportions étaient passées à 60 % et 37 %.

Diamètre

Recknagel (1939) estime que les épinettes blanches de la région de Prince George-McBride, en Colombie-Britannique intérieure, ont mis 8 ans pour atteindre une hauteur de souche moyenne de 75 cm et 150 ans pour atteindre un dhp de 50 cm. Parmi les 402 arbres examinés, les valeurs de dhp ont varié de 23 à 97 cm, mais elles se situaient principalement entre 40 à 56 cm.

Progression du volume

Le manque d'informations sur la croissance et le rendement des épinettes blanches et des épinettes d'Engelmann s'explique en grande partie par le fait que l'exploitation forestière actuelle se fait presque exclusivement dans des peuplements d'origine naturelle non aménagés

(Coates et coll. 1994). On ne dispose pas encore de données permettant de prédire de manière fiable l'évolution à long terme des peuplements régénérés artificiellement après divers types et degrés de préparation de site et diverses interventions sylvicoles.

En fonction des données collectées par Hegyi et coll. 1981, on a mis au point des équations de projection du rendement à densité variable des peuplements purs d'épinette originaire de la Colombie-Britannique intérieure. Ces équations ont permis de déterminer le volume des peuplements à partir de l'indice de site, de l'âge du peuplement et de sa densité, évaluée par surface terrière ou par la fermeture du couvert. (Viszlai 1983, Coates et coll. 1994.) On a également établi des équations propres à l'intérieur du Sud, du centre et du nord-est de la Colombie-Britannique.

Structure et production de biomasse

Des peuplements adjacents de 40 ans d'épinette blanche, de pin rouge, de pin gris et de tremble (*Populus tremuloides*/*Populus grandidentata*) établis sur deux sols (un loam sablonneux très fin et un sable loameux) dans le centre-nord du Minnesota ont été examinés par Alban et coll. (1978), Alban (1982) et Perala et Alban (1982 b). La biomasse totale des arbres était la plus importante chez le pin rouge, puis chez le tremble, l'épinette blanche et enfin le pin gris. Sur les deux sols, les peuplements de trembles et d'épinettes ont accumulé plus d'éléments nutritifs que les peuplements de pins. Ces différences entre espèces se sont reflétées dans la litière. Le poids des éléments nutritifs par arbre (N, P, K, Ca, Mg) le plus élevé a été observé chez les peupliers, puis, « généralement », chez l'épinette blanche, le pin rouge et le pin gris. Des proportions particulièrement importantes de biomasse et d'éléments nutritifs ont été trouvées dans l'écorce des peupliers, ainsi que dans le feuillage et les branches de l'épinette blanche. Bien que le poids du parterre forestier ne diffère pas entre les espèces, l'accumulation d'éléments nutritifs et le pH sont plus importants sous le tremble et l'épinette. De plus, la teneur en calcium est environ deux fois plus élevée sous ces espèces qu'elle ne l'est sous le pin. La biomasse du sous-étage a contribué à moins de 5,0 % du capital nutritif. Le Ca échangeable du sol en surface était beaucoup plus faible sous les peuplements de peupliers et d'épinettes blanches que sous les pins. Aucune différence significative des teneurs en éléments nutritifs du sol entre les espèces n'a été détectée en dessous d'une profondeur de 36 cm. La récolte de toutes les parties aériennes de l'arbre éliminerait jusqu'à trois fois plus d'éléments nutritifs du site que la seule récolte de la tige.

On a mesuré le poids sec des matières aériennes vivantes et mortes de pins blancs, pins rouges, épinettes blanches, sapins baumiers, peupliers faux-trembles, bouleaux blancs et érables rouges de plus de 1,3 m de hauteur, ainsi que leur teneur en éléments nutritifs d'un peuplement mixte de conifères et de feuillus près de Chalk River, dans l'est de l'Ontario (Hendrickson et coll. 1987). L'épinette blanche ne représentait que 8,5 % de la surface terrière totale. La récolte conventionnelle a donné un rendement de 138 000 kg/ha. La récolte d'arbres entiers a permis d'obtenir un rendement supplémentaire de 52 000 kg/ha et d'augmenter l'élimination de l'azote de 191 kg/ha. Hendrickson et coll. ont dressé un tableau des résultats, dont les données relatives à l'épinette blanche sont présentées ci-dessous (tableaux 6.58, 6.59, 6.60, 6.61 et 6.62).

Tableau 6.58. Paramètres des équations de régression ln y = a + b × ln DHP de différentes composantes de la biomasse (y) d'épinette blanche (d'après Hendrickson et coll. 1987).

Tige		Branches					
		< 2,54 cm		Mort		>2,54 cm	
a	b	a	b	a	b	a	b
-3,847	2,689	-2,413	2,022	-4,507	2,406	-22,277	7,065

Tableau 6.59. Biomasse des différentes composantes d'épinette blanche en pourcentage du total (d'après Hendrickson et coll. 1987).

Tige		Branches			
Bois	Écorce	>2,54 cm	0,5–2,54 cm	<0,5 cm	Mort
48,6	6,1	4,1	12,1	16,7	12,5

Tableau 6.60. Fraction d'écorce des différentes composantes de la biomasse d'épinette blanche (d'après Hendrickson et coll. 1987).

Tige		Branches		
>9,0 cm	<9,0 cm	>2,54 cm	0,5–2,54 cm	Mort
0,118	0,160	0,181	0,281	0,141

Tableau 6.61. Biomasse aérienne totale d'épinette blanche et teneur en éléments nutritifs DHP > 9 cm (d'après Hendrickson et coll. 1987).

Composante	Biomasse		N		P		K		Ca		Mg	
	kg/ha	%	g/ha	%	g/ha	%	g/ha	%	g/ha	%	g/ha	%
Arbres à bois de fût	4 440	2,3	2 747	0,8	444	1,1	940	0,5	5 120	0,9	514	0,7
Écorce de fût	594	0,3	1 843	0,5	257	0,6	1 646	0,9	6 858	1,1	480	0,7
Arbres à bois de fût	3 581	1,8	15 353	4,2	1 897	4,5	7 889	4,2	22 835	3,8	2 407	3,3

Binkley et coll. (2003) ont étudié les forêts anciennes d'épinettes d'Engelmann et de sapins subalpins, qui dominent une grande partie du paysage des montagnes Rocheuses. Ils ont caractérisé la structure, la biomasse et la production de 18 forêts anciennes (de 200 à 450 ans) d'épinettes et de sapins dans le parc national des Rocheuses, au Colorado, en plus de l'approvisionnement et de l'utilisation de la lumière et de l'azote à l'échelle du peuplement. Les peuplements ont été choisis pour couvrir une grande variété d'altitudes, d'expositions et de topographies. En moyenne, la biomasse aérienne des arbres dans ces forêts anciennes est de 253 Mg/ha (de 130 à 488 Mg/ha), avec une production primaire nette aérienne de 3 700 kg/ha/an (étendue de 2 700 à 5 200 kg/ha/an). Dans les peuplements, les arbres dont le diamètre est supérieur à 35 cm représentent 70 % de la biomasse aérienne, mais ceux qui sont inférieurs à 35 cm ont contribué à 70 % de la production de biomasse ligneuse. Les différences de pente et d'exposition entre les sites ont fait varier les valeurs annuelles de TJ/ha/an de lumière entrante, qui se situent entre 58 et 74 TJ/ha/an; le couvert forestier a intercepté en moyenne 71 % de la lumière entrante (étendue de 50 à 90 %). La production primaire nette

aérienne (PPNA) des arbres n'a pas été liée à l'apport de lumière ou d'azote. Elle s'est toutefois avérée fortement corrélée avec la quantité de lumière et d'azote utilisée (r^2 = 0,45-0,54, P < 0,01). L'absorption de 1 kg d'azote a été associée à environ 260 kg de PPNA, tandis qu'un TJ de rayonnement à ondes courtes intercepté a produit environ 78 kg de PPNA. Dans l'ensemble de ces peuplements anciens, ceux dont la biomasse est plus importante ont présenté un taux plus élevé de PPNA et d'utilisation des ressources. La variation de la biomasse aérienne a été associée à 24 % de la variation de l'utilisation de l'azote (P = 0,04), à 44 % de l'utilisation de la lumière (P = 0,003) et à 45 % de la PPNA (P = 0,002).

Tableau 6.62. Concentrations en éléments nutritifs (mg/g) dans les composantes de la biomasse d'épinette blanche (d'après Hendrickson et coll. 1987).

Bois				Écorce					
Branches		Tige		Branches		Tige		Feuillage et branches	Branches mortes
0,5–2,5 cm	>2,5 cm	<9,0 cm	>9,0 cm	0,5–2,5 cm	>2,5 cm	<9,0 cm	>9,0 cm	<0,5 cm	
Calcium									
1,33	1,91	1,12	1,17	10,33	17,26	8,86	11,55	9,02	6,78
Potassium									
0,16	0,09	0,41	0,21	2,78	2,11	4,41	2,77	4,71	1,09
Magnésium									
0,23	0,18	0,24	0,12	0,91	0,77	1,23	0,81	1,20	0,35
Azote									
0,94	0,75	0,73	0,62	5,32	4,10	6,41	3,10	8,64	1,95

Aspects climatiques de la productivité de la biomasse du bois d'épinette blanche

Jozsa et Powell (1987) ont prélevé des carottes sur 15 épinettes blanches dominantes ou codominantes. Des disques ont ensuite été coupés à la base et à cinq intervalles égaux le long de la tige de six arbres parmi les 13 arbres situés sur 13 sites situés sur des transects nord-sud, entre le Manitoba (arbres de 125 ans en moyenne) et l'Alberta/Territoires du Nord-Ouest (arbres de 210 ans en moyenne). Les données relatives à la largeur et à la densité des cernes annuels ont été obtenues par densitométrie informatisée aux rayons X. Elles ont servi au calcul de la productivité de la biomasse. On a comparé les résultats entre les peuplements du Nord et du Sud, les transects de l'Est et de l'Ouest, ainsi qu'entre les arbres âgés et jeunes. Pour examiner la productivité de la biomasse à hauteur de poitrine, on a comparé les arbres à 100 ans, situés au milieu de chacun des sites. Le poids des couches de croissance dans la tige de l'année a été calculé en fonction de la distance radiale à partir du cœur à hauteur de poitrine, de la largeur et de la conicité des cernes le long de la tige, de la densité moyenne des cernes et de la distance entre la tige et le sommet. On a également calculé la productivité de la biomasse du bois de la tige, exprimée par le poids des couches de croissance, et on l'a représentée sur une base annuelle. Les quatre sites plus anciens de l'Alberta et des Territoires du Nord-Ouest ont produit en moyenne 1,2 g par an durant les 100 premières années de leur existence. L'âge moyen des peuplements sur ces sites variait entre 180 et 275 ans. Selon les résultats obtenus dans les sites manitobains des plus jeunes peuplements (110-165 ans), leur production annuelle

moyenne a été de 2,8 g de bois pendant leurs 100 premières années. Les disques d'un centimètre d'épaisseur situés à hauteur de poitrine ont révélé ces informations. Le plus vieux peuplement, âgé de 165 ans et situé sur le site de Duck Mountain, affiche une valeur de poids de cernes inférieure à celle des autres sites manitobains, malgré sa position méridionale. Ce peuplement s'était établi au début des années 1800, soit environ 50 ans avant la fin du petit âge glaciaire. Les sites plus jeunes de l'Alberta (moyenne d'âge : 110 ans) ont montré un poids moyen des « cônes » de cernes de 1 cm d'épaisseur à la hauteur de la poitrine de 3,8 g à 100 ans. Cela montre que le réchauffement climatique, qui a commencé en 1850, a entraîné une augmentation de la productivité de la biomasse dans la forêt boréale.

Sources des données sur le rendement

Les articles fournissant des données sur les rendements incluent ceux de Meyer (1929), Barnes (1937), Fraser et Alexander (1949), Taylor et Klein (1953), Bickerstaff (1954), MacLean et Bedell (1955), MacLeod et Blyth (1955), Pike (1955), Lafond (1958), Wilton (1959), Fligg (1960), MacLean (1960), Pogue (1960) et de Recknagel (1960).

Production de litière

Perala et Alban (1982a) ont mesuré la biomasse, la distribution des éléments nutritifs ainsi que la chute de litière dans quatre types de peuplements, soit 1) des peupliers faux-trembles, 2) des épinettes blanches, 3) des pins rouges et 4) des pins gris, sur un sol composé de loam très fin ou de sable loameux. Le classement des espèces selon la biomasse aérienne (3 plus que 1 plus que 2 plus que 4) et l'abondance relative des éléments nutritifs dans les parties aériennes des arbres (1 plus que 2 plus que 3 plus que 4) a été le même sur les deux sols. Des proportions particulièrement importantes de biomasse et d'éléments nutritifs ont été trouvées dans l'écorce du tremble et dans le feuillage et les branches de l'épinette; la récolte d'arbres entiers (parties aériennes seulement) permettrait d'extraire du sol jusqu'à trois fois plus d'éléments nutritifs que la seule récolte de la tige.

6.8 RÉCOLTE

Le moment et les conditions au moment de la récolte, ainsi que le mode de récolte, peuvent avoir des effets durables sur les possibilités de régénération. Dans les peuplements d'épinette blanche pures en Alaska, Wurtz et Zasada (2001) ont étudié les options de la coupe à blanc et de la récolte de coupes progressives.

6.8.1 Produits, utilisations

Les caractéristiques du bois influencent la qualité des produits du bois, notamment la longueur des trachéides et la qualité du papier. La longueur des trachéides varie considérablement, mais les héritabilités individuelles et familiales sont faibles, évaluées à moins de 10 % de la variation (Beaulieu 2002, communication personnelle)[9]. La longueur des trachéides semble plutôt dépendre des caractéristiques de croissance, puisqu'elle est inversement proportionnelle à la densité du bois.

[9] Jean Beaulieu, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Sainte-Foy (Québec), Canada G1V 4C7.

On a déterminé, chez l'épinette blanche, la marge à partir de laquelle le rythme de son taux de croissance serait préjudiciable aux propriétés structurelles de son bois. Une expérience à cette fin a été réalisée dans le nord-est de la Colombie-Britannique sur des sites de qualité (Middleton et Munro 2000). Des épinettes blanches bien développées ont été choisies en nombre égal parmi les catégories de dhp de 30, 40 et 50 cm dans chacun des trois peuplements naturels, dont l'âge moyen était respectivement de 119, 109 et 99 ans. On a coupé des galettes à partir de la souche, à hauteur de poitrine, puis à des intervalles de 20 % de la hauteur de la tige, afin de déterminer les tendances radiales et verticales de la densité relative de base, les proportions de bois de cœur et d'aubier, ainsi que la teneur en humidité, l'incidence et l'intensité de fibre torse et de bois de compression. Des billes coupées à hauteur de poitrine et à 40 % de la hauteur de l'arbre ont été utilisées pour la mesure du retrait longitudinal et des propriétés mécaniques des échantillons de bois sans défaut. La densité du bois, le module d'élasticité à la flexion, le module de rupture, le module d'élasticité à la compression et la contrainte de compression maximale ont tous diminué de manière significative quand la catégorie de dhp de l'arbre est passée de 30 à 50 cm. L'angle de la fibre torse n'a pas été lié au taux de croissance, mais la tendance radiale typique de compensation d'une spirale de gauche à droite n'était pas encore complètement développée. Le retrait longitudinal était plus important près du cœur, et il a augmenté avec la catégorie de dhp de l'arbre dans deux des trois échantillons. Le pourcentage de bois de compression s'est révélé faible et sans rapport avec le taux de croissance. De plus, la proportion de bois de cœur était significativement plus faible dans l'échantillon du plus jeune arbre. Enfin, la taille des branches a augmenté avec la catégorie de dhp. Lorsque l'épinette blanche est cultivée à un rythme permettant d'obtenir un diamètre de poitrine de 50 cm en 100 ans, les valeurs moyennes des propriétés structurales du bois sont généralement inférieures aux moyennes de l'espèce.

Préservation du bois

La demande pour des produits du bois présentant une vaste gamme de propriétés, comme la protection contre les attaques biologiques, la résistance au feu, la propreté, la possibilité d'être peints et leur aspect naturel, a entraîné le développement de divers procédés de préservation. Ceux-ci doivent être stables dans les conditions de stockage et de traitement, mais aussi pénétrer efficacement, même dans les bois difficiles à pénétrer. Comme il était impossible de traiter l'épinette de manière satisfaisante avec les procédés acides utilisés dans les années 1970, Clarke et Rak (1974), du Laboratoire des produits forestiers de l'Est du Service canadien des forêts, ont développé des procédés de conservation à base d'arséniate de cuivre et d'arséniate de zinc combinés à des additifs. Concernant ce traitement, on dissout les sels de conservation dans de l'ammoniaque aqueuse afin que ceux-ci pénètrent dans le bois. Après l'évaporation du solvant, ils y restent bien fixés. Des additifs inorganiques ou organiques peuvent augmenter l'imperméabilité à l'eau sans affecter l'efficacité de l'agent de conservation. Le nouveau procédé, formulé avec du zinc, n'a pas accéléré la combustion incandescente, contrairement à d'autres, notamment ceux à base de chrome ou de cuivre, qui l'accélèrent. Ce procédé a été stable jusqu'à 93 °C (200 °F) en présence de bois ou d'extraits de bois, alors que les conservateurs chrome-cuivre-arsenic (CCA) ne peuvent être utilisés à des

températures supérieures à 49 °C (120 °F) sans risquer de précipiter les composants actifs hors de la solution. Le nouveau procédé pénètre plus rapidement, plus profondément et plus uniformément que les procédés de conservation acides. Les traitements industriels à grande échelle du bois rond d'épinette ont permis d'obtenir des taux de rétention de conservateurs d'environ 192 kg/m^3 et une profondeur moyenne de pénétration de plus de 2,0 cm (Clarke et Rak, 1974).

6.8.2 Décomposition

On a échantillonné des tiges au sol d'épinette blanche et de peuplier faux-tremble à différents stades de décomposition dans des sites non perturbés et dans des sites 1, 14 et 28 ans après un incendie ou après une récolte dans le nord de l'Alberta. Puis, on a analysé ces tiges pour y recenser les différences de communautés de microchampignons associées (Lumley et coll., 2001). Des échantillons de bois ont été placés directement dans six milieux différents, puis des espèces fongiques ont été identifiées et comptées pendant 24 mois. On est parvenu à obtenir environ 10 000 isolats, qui représentent 292 espèces de microchampignons filamenteux, dont 41 ascomycètes, 29 zygomycètes et 222 champignons mitosporiques. Les espèces les plus souvent isolées étaient *Trichoderma viride*, *Rhinocladiella atrovirens*, *Penicillium pinophilum* et *Mortierella ramanniana*. L'analyse et l'ordination des communautés de microchampignons dans les grumes ont permis de conclure que ces espèces avaient eu la plus grande influence sur la composition des communautés d'espèces fongiques. De plus, la composition de la communauté fongique s'est avérée être corrélée au stade de décomposition. La richesse en espèces était la plus élevée dans les tiges provenant de sites non perturbés, et la plus faible dans celles provenant des sites les plus récemment perturbés. La diversité des espèces (basée sur l'indice de diversité de Shannon-Weaver) n'était que légèrement plus élevée dans les sites non perturbés que dans ceux qui l'étaient. Le facteur environnemental le plus important est l'humidité présente dans les grumes, qui augmente proportionnellement au stade de décomposition. Cette humidité est significativement corrélée avec les facteurs climatiques.

Les blessures causées aux arbres résiduels pendant les coupes partielles constituent souvent une porte d'entrée pour les champignons de décomposition. Les arbres touchés sont plus susceptibles de subir un chablis ou un bris dans cette zone; même s'ils survivent jusqu'à l'âge de rotation, leur valeur sera diminuée par les taches et la pourriture du bois. L'influence de la température sur la diversité microbienne dans les blessures des épinettes blanches et noires a fait l'objet d'une étude de Dumas et McLaughlin (2003). Des échantillons ont été prélevés sur des arbres blessés lors d'opérations de coupe partielle et de débardage manuel ou mécanique dans la forêt de Black Sturgeon, à 120 km au nord-est de Thunder Bay (Ontario). On a prélevé des échantillons sur 76 arbres au début du mois d'octobre, lorsque la température moyenne aérienne était supérieure à 0 °C, et sur 23 arbres fin octobre/début novembre, lorsque la température moyenne aérienne était inférieure à 0 °C, pour former les groupes respectifs pré-gel et post-gel. On a ensuite procédé à l'échantillonnage des blessures et les a mises en culture. Le nombre et le rapport de bactéries, d'actinomycètes et de champignons sur les blessures d'une semaine ont varié entre les blessures avant et après la congélation, en fonction de l'emplacement des blessures et du milieu de culture. Cependant, les échantillons aléatoires de

microbes isolés de chaque catégorie, provenant des deux espèces d'épinette, ne montrent aucune différence significative, ce qui indique qu'il n'y a aucun lien entre l'espèce d'arbre et le microbe. Il y a eu davantage de blessures sur les tiges (94) que sur les racines (64) ou sur le pied de l'arbre (33). Les blessures sur les racines ont été en moyenne deux à trois fois plus graves que celles sur les tiges et le pied de l'arbre. On a trouvé plus de bactéries que de champignons sur les blessures avant la congélation, mais ces derniers étaient plus nombreux sur les blessures après la congélation.

6.8.3 Produits forestiers mineurs, usages ethnomédicaux [10]

NAPRALERT(SM) est l'acronyme de Natural Products Alert, qui est une base de données dynamique mise à jour périodiquement. Les droits d'auteur en sont détenus depuis 1975 par le Board of Fidéicommissaires de l'Université de l'Illinois. Tous droits réservés. Les données de la base de données NAPRALERT(SM) sont issues d'une synthèse d'informations provenant de plus de 124 000 articles de revues scientifiques, livres, résumés et brevets, récoltés de manière systématique dans la documentation mondiale depuis 1975. Environ 20 % de la base de données provient de recherches rétrospectives antérieures à 1975. Les informations couvertes concernent principalement les données ethnomédicales sur les plantes, les effets biologiques rapportés sur des extraits d'organismes vivants ainsi que la présence de métabolites chimiques secondaires dans les organismes vivants. Les effets biologiques rapportés sur des composés chimiques provenant de sources naturelles et dont la structure chimique est connue sont également inclus dans la base de données. Ces informations concernent généralement ces composés avant leur commercialisation. La base de données NAPRALERT(SM) est mise à jour tous les trois mois, soit environ 600 articles par mois.

La base de données NAPRALERT(SM) est actuellement gérée par le Program for Collaborative Research in the Pharmaceutical Sciences, qui fait partie du Department of Medicinal Chemistry and Pharmacognosy, du College of Pharmacy de l'University of Illinois at Chicago, 833 South Wood Street (m/c 877), Chicago, IL 60 612.

Les rapports suivants ont été compilés à partir de cette base de données, et étaient à jour au 1er février 1996.

[10] Note de l'éditeur (Phippen 2022); l'information a été laissée telle que présentée par l'auteur.

Informations ethnomédicales sur le Picea %

Picea glauca (Pinaceae) Dried Leaf USA Antibacterial Activity * Etoh (80%) Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Inactive * * *Bacillus subtilis* * K12565

Antibacterial Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Inactive * * *Pseudomonas fluorescens* * K12565 Antibacterial Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Inactive * * *Staphylococcus aureus* * K12565 Anticrustacean Activity * Etoh(80%)Ext * * * * Conc Used 1.0 mg/mL * Inactive * * Artemia salina Larvae * K12565 Assay System Is Intended to Predict for Antitumor Activity. Antifungal Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Inactive * * Trichophyton mentagrophytes * K12565 Antimycobacterial Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Inactive * * *Mycobacterium intracellulare* * K12565 Antiviral Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 150.0 Microliters/well * Inactive * *

Rhinovirus 1-a * K12565 Antiviral Activity * Etoh(80%)Ext * * Cell Culture * * Conc Used 150.0 Microliters/well * Inactive * * *Herpes sim*plex 1 Virus * K12565

Antiyeast Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Inactive * * Candida albicans * K12565 Antiyeast Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Inactive * * *Cryptococcus neoformans* * K12565

Picea glauca (Pinaceae) Fresh Leaf + Stem USA Antimycobacterial Activity * Etoh(95%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used Not Stated / * Strong Activity * * *Mycobacterium tuberculosis* * W01074 Extract Prepared Using 1 Part Fresh Weight of Plant to 3 Parts Solvent Antimycobacterial Activity * Hot H2o Ext * * Agar Plate * * Conc Used Not Stated / * Weak Activity * * *Mycobacterium tuberculosis* * W01074

Extract Prepared Using 1 Part Fresh Weight of Plant to 3 Parts Solvent *Picea glauca* (Pinaceae) Leaf Essential Oil Antibacterial Activity * Essential Oil * * Agar Plate * * Conc Used 10% / * Inactive * * Escherichia Coli * K09605 Antibacterial Activity * Essential Oil * * Agar Plate * * Conc Used 10% / * Inactive * **Staphylococcus aureus* * K09605 Antiyeast Activity * Essential Oil * * Agar Plate * * Conc Used 10% / * Inactive * * Candida albicans * K09605 Irritant Activity * Essential Oil * External * Rat * * Dose 5.0 Gm/kg * Active * * * K09605 Phototoxicity * Essential Oil * External * Mouse * * Conc Used Not Stated / * Inactive * * * K09605 Sensitization(skin) * Essential Oil * External * Human Adult * * Conc Used 20% / * Active * * * K09605 Sensitization(skin) * Essential Oil * Intradermal * Human Adult * * Necrotic Dose S / * Active * * * K09605 Skin Prick Test Was Used. Toxicity Assessment(quantitative) * Essential Oil * External * Rabbit * * LD50 >5.0 Gm/kg * . * * * K09605 Toxicity Assessment (Quantitative) * Essential Oil * Intragastric * Rat * * LD50 >5.0 Gm/kg * . * * * K09605 *Picea glauca* (Pinaceae) Dried Stem USA Antibacterial Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Active * * *Bacillus subtilis* * K12565; Antibacterial Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Inactive * * *Pseudomonas fluorescens* * K12565; Antibacterial Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Inactive * * *Staphylococcus aureus* * K12565; Anticrustacean Activity * Etoh(80%)Ext * * * * Conc Used 1.0 mg/mL * Inactive * * Artemia salina Larvae * K12565;

Assay System Is Intended to Predict for Antitumor Activity. Antifungal Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Inactive * * *Trichophyton mentagrophytes* * K12565; Antimycobacterial Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Inactive * * *Mycobacterium intracellulare* * K12565; Antiviral Activity * Etoh(80%)Ext * * Cell Culture * * Conc Used 150.0 Microliters/well * Active * * Rhinovirus 1-a * K12565; Antiviral Activity * Etoh(80%)Ext * * Cell Culture * * Conc Used 150.0 Microliters/well * Inactive * * Herpes simplex 1 Virus * K12565; Antiyeast Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Inactive * * Candida albicans * K12565; Antiyeast Activity * Etoh(80%)Ext * * Agar Plate * * Conc Used 20.0 mg/mL * Inactive * * *Cryptococcus neoformans* * K12565

Picea canadensis (Pinaceae) Picein Benzenoid Leaf Poland J08908; Piceol Benzenoid Leaf Poland J08908

Picea engelmannii (Pinaceae) Acetone Miscellaneous Buds Usa-co K16805; Astringin Benzenoid Bark USA-WA N04065; Pinidine,epi: Dihydro: Alkaloid Leaf Usa(cult) 00.10363% H07704; Pinidinol Alkaloid Leaf USA(cult) H07704; Root Usa(cult) H07704; Stembark Usa(cult) H07704; Sporophytes Usa(cult) H07704; Leaf Essential Oil A(cult) H07704; Rhapontin,iso: Benzenoid Bark USA-WA N04065.

Picea glauca (Pinaceae) Acetone Miscellaneous Leaf USA-CO K16805; Leaf USA-CO K16805; Alanine Proteid Leaf Canada T08898; Alanine,phenyl: Proteid Leaf Canada T08898; Arginine Proteid Leaf Canada T08898; Aspartic Acid Proteid Leaf Canada T08898; Borneol Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111; Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111; Borneol Acetate Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111; Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111; Butyric Acid, gamma-amino: Proteid Leaf Canada T08898; Camphene Monoterpene Leaf Essential Oil Canada 09.7% K22635; Leaf Essential Oil Canada J04111; Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111; Camphene Hydrate Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111; Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111; Camphor Monoterpene Leaf Essential Oil Canada 15.3% K22635; Car-3-ene Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111; Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111; Cineol,1-8: Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111; Cysteic Acid Proteid Leaf Canada T08898; Ethanolamine Alkaloid-misc Leaf Canada T08898; Glutamic Acid Proteid Leaf Canada T08898; Glycine Proteid Leaf Canada T08898; Leucine Proteid Leaf Canada T08898; Leucine,iso: Proteid Leaf Canada T08898; Limonene Monoterpene Leaf Essential Oil Canada 15.6% K22635; Leaf Essential Oil Canada J04111; Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111; Lysine Proteid Leaf Canada T08898;

Methionine Proteid Leaf Canada T08898; Myrcene Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111; Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111;

Ornithine Proteid Leaf Canada T08898; Phellandrene,beta: Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111; Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111; Pinene,alpha: Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111; Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111; Pinene,beta: Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111;

Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111; Pinidine,epi: Dihydro: Alkaloid Leaf Usa(cult) H07704; Proline Proteid Leaf Canada T08898 Sabinene Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111;

Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111; Santene Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111; Serine Proteid Leaf Canada T08898; Terpinen-4-ol Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111; Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111;

Terpineol,alpha: Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111; Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111; Terpinolene Monoterpene Leaf Essential Oil Canada J04111; Bud Essential Oil Canada J04111; Twig Essential Oil Canada J04111; Threonine Proteid Leaf Canada T08898; Tricyclene Monoterpene Leaf Germany N10322

Documentation justificative[11]:

H07704 : Schneider, M. J.; Montali, J. A.; Hazen, D.; Stanton, C. E. 1991. Alkaloids of Picea. J. Nat. Prod. 54(3): 905-909.

H12458: Tawara, J. N.; Blokhin, A; Foderaro, T. A.; Stermitz, F. R.; Hope, H. 1993. Toxic piperidine alkaloids from pine (Pinus) and spruce (Picea) trees. New structures and a biosynthetic hypothesis. J. Org. Chem. 58(18) 4813–4818.

J08873: Smolenski, S. J.; Silinis H.; Farnsworth, N. R. 1975. Alkaloid Screening. VI. Lloydia. 1975 38(3):225-55. PMID: 1143020.

J08908: Bodalski, T.; Rzadkowska-Bodalska, H. 1975. Some hydroxyacetophenone glycosides in selected species of Picea Lk. genus. Pol. J. Pharmacol. Pharm. 27(1):89-93. PMID: 1114139.

K12968: Merkx, Y. M.; Svendsen, A. B. 1990. Glycosidic bound volatile compounds in some coniferae. Journal of Essential Oil Research, 2:2, 71-72, DOI: 10.1080/10412905.1990.9697826

K16805: Macdonald, R. C.; Fall, R. 1993. Acetone emission from conifer buds. Phytochemistry 34(4):991-994.

K22635: Hachey, J. M.; Simard, S. 1987. Extraction and analysis of the essential oil of the needles and twigs of white spruce *Picea glauca* (Moench) Voss. J. Wood Chem. Technol. 7(3):333-341.

L00564: Kolesnikova, R. D.; Latysh, V. G.; Chernodubov, A. I.; Deriuzhkin, R. I.; et coll. 1976. Detection of N-heptane in the essential oil of representatives of the family Pinaceae. Chem. Nat. Comp. 12(4)490.

M01123: Tyukavkina, N. A.; Medvedeva, S. A.; Ivanova, S. Z.; Lutskii, V. I. 1977. Lignan compounds in the needles of some species of the Pinaceae family. Khim. Drev. 6, p. 94.

M05011: Ivanova, S. Z.; Medvedeva, S. A.; Tyukavkina, N. A. 1978. Acetophenones from needles of some species of the family Pinaceae. Khim. Drev. 1:103-108.

[11] Note de l'éditeur (Phippen, 2022); mise à jour des références aux normes du SCF.

M05434: Tognoni, F.; Lorenzi, R. 1984. Identification of root-promoting substances from *Picea glauca* var. *albertiana*. Hortscience 18(6):893-894.

M07790: Porter, L. J.; Foo, L. Y.; Furneaux, R. H. 1985. Isolation of three naturally occurring O-β-glucopyranosides of procyanidin polymers. Phytochemistry 24(3)567-569.

M11726: Pfeifhofer, H. W.; Grill, D. 1984. Carotenoids in spruce needles. I. Qualitative Studies. Phyton 24(2):283-293.

M12301: Opdyke, D. L. J. 1976. Monographs on fragrance raw materials. Food Cosmet. Toxicol. 14(5):443-81. 14: 775. doi: 10.1016/s0015-6264(76)80184-8. PMID: 1010512.

M13161: Grill, D.; Pfeifhofer, W.; Esterbauer, H. 1984. Carotenoids in Chrysomyxa abietis infected spruce needles. Eur. J. Forest Pathol. 14(4/5):296-301.

M14840: Chalchat J.; Michet, A.; Garry, R. P. 1986. Huiles essentielles de résineux d'auvergne : pin sylvestre, épicéa, sapins pectine et de Vancouver, Douglas. Parfums Cosmétiques Arômes 69:55-58.

M16594: Khan, V. A.; Pankrushina, N. A.; Dubovenko, Z. V.; Pentegova, V. A. 1985. Alpha-bisabolol in needles of the family Pinacae. Chem. Nat. Comp. 21(4):544-545.

M17475: Czeczuga, B. 1987. Different rhodoxanthin contents in the leaves of gymnosperms grown under various light intensities. Biochem. Syst. Ecol. 15(5):531-533.

M17996: Klick, S.; Herrmann, K. 1988. Glucosides and glucose esters of hydroxybenzoic acids in plants. Phytochemistry 27(7):2177-2180.

M24041: Lindstrom, M.; Norin, T.; Roeraade, J. 1990. Gas chromatographic separation of monoterpene hydrocarbon enantiomers on alpha-cyclodextrin. J. Chromatogr. 513(1):315-320.

N04065: Pearson, T. W.; Kriz Jr., G. S.; Taylor, R. J. 1979. Absolute identification of hydroxystilbenes, chemical markers in Engelmann spruce [Picea engelmannii]. Wood Sci 10:93-98.

N10322: Hartmann, E.; Renz, B.; Jung, J. A. 1981. Studies on the bacterial and fungicidal inhibitors in higher plants: Isolation identification and antimicrobial activity of two resin acids from spruce bark. Phytopathol. 101:31-42.

N14301: Brown, B. R.; Shaw, M. R. 1974. Reactions of flavanoids and condensed tannins with sulphur nucleophiles. J. Chem. Soc. Perkin Trans. 1:2036–2049.

T06821: Mankovska, B. 1983. Natural sulfur content in the leaves of forest trees. Biologia(bratislava) 38(1):51-57.

T07438: Atal, C. K.; Srivastava, J. B.; Wali, B. K.; Chakravarty, R. B.; Dhawan, B. N.; Rastogi, R. P. 1978. Screening of Indian plants for biological activity. Part VIII. Indian J. Exp. Biol. 16:330-349.

T07958: Hooper, S. N.; Chandler, R. F. 1984. Herbal remedies of the maritime Indians: Phytosterols and triterpenes of 67 Plants. J. Ethnopharmacol. 10(2):181-194.

T08007: Guo, Y.; Wang, H. D.; Wang, Y. J.; Li, X. B. 1984. Analysis of unusual fatty acid in seed-oils from plants of Pinaceae indigenous to Northeast China. Chih Wu Hsueh Pao 26(3) 290-293.

T08898: MacKenzie, S. L.; Holme, K. R. 1984. Analysis of conifer leaf free amino acids by gas-liquid chromatography. J Chromatogr. 299(2):387-396.

T09720: Chandler, R. F.; Hooper, S. N. 1982. Herbal remedies of the maritime indians: A preliminary screening. Part III. J Ethnopharmacol. 6(3):275-285.

T10336: Chisiu, N. S.; Onica, D.; Major, O.; Mihaescu, S. 1982. Interaction of human igg with flavonoids. Stud. Cercet. Biochim 24:35-49.

T16139: Singh, H.; Saklani, A.; Lal, B. 1990. Ethnobotanical observations on some gymnosperms of Garhwal Himalaya, Uttar Pradesh, India. Econ. Bot. 44(3):349-354.

T16715: Lokar, L. C.; Poldini, l. 1988. Herbal remedies in the traditional medicine of the Venezia Giulia Region (nord-est de l'Italie). J. Ethnopharmacol. 22(3):231-239.

W01074: Frisbey, A.; Roberts, J. M.; Jennings, J. C.; Gottshall, R. Y.; Lucas, E. H. 1953. The occurrence of antibacterial substances in seed plants with special reference to mycobacterium tuberculosis (Third Report). Mich. State Univ. Agr. Appl. Sci. Quart. Bull. 35:392-404.

W03806: Thompson, R. S.; Jacques, D.; Haslam, E.; Tanner, R. J. N. 1972. Plant proanthocyanidins. Part 1. Introduction: the isolation, structure, and distribution in nature of plant procyanidins. J. Chem. Soc. Perkin. Trans. I:1387-1399.

RÉFÉRENCES

Abouguendia, Z. M.; Baschak, L. A. 1987. Response of two western Canadian conifers to simulated acidic precipitation. Water, Air and Soil Pollution 33:15–22.

Ackerman, R. F. 1957. The effect of various seedbed treatments on the germination and survival of white spruce and lodgepole pine seedlings. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Ottawa ON, Note tech. 63, 23 p.

Ackerman, R. F.; Johnson, H. L. 1962. Continuous planting of white spruce throughout the frost-free period. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 117, 13 p.

Adams, M. J.; Groot, A.; Crook, G. W.; Fleming, R. L.; Foreman, F. F. 2005. Direct seeding black spruce and jack pine: a field guide for northern Ontario. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, 254 p.

Addison, J. 1966. Regeneration of spruce. British Columbia Lumberman 50: 42-48.

Addison, P. A.; Malhotra, S. S.; Khan, A. A. 1984. Effect of sulfur dioxide on woody boreal forest species grown on native soils and tailings. J. Environ. Qual. 13(3):333–336.

Addoms, R. M. 1946. Entrance of water into suberized roots of trees. Plant Physiol. 21: 109-111.

Ahlgren, C. E.; Hansen, R. L. 1957. Some effects of temporary flooding on coniferous trees. J. For. 55:647–650.

Ahola, V. K. 1951. Männyn ja kuusen siemenen ilävyyden säilminen. [La durée du pouvoir germinatif des semences de pins et d'épinettes.] Metsä-taloudellinen Aikakausl. 1951:47–48.

Ahrens, J. F.; Flanagan, T. R.; McCormack, M. L. 1969. Chemical control of weeds in Christmas tree plantings. Connecticut Agric. Exp. Sta., Bull. 700, 27 p. Abstr. *dans* Weed Abstr. 1970, 19(5):2069.

Ahti, T.; Hamet-Ahti, L.; Jalas, J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. Annales Botanici Fennici 5:169–211.

Alarik, A. 1925. Moderna huggningsformer tillämpade på Finspång. Skogen 12: 211-243.

Alban, D. H.; Perala, D. A.; Schlaegel, B. E. 1978. Biomass and nutrient distribution in aspen, pine and spruce stands on the same soil type in Minnesota. Can. J. For. Res. 8:290–299.

Alban, D. H. 1982. Effects of nutrient accumulation by aspen, spruce, and pine on soil properties. Soil Sci. Soc. Am. J. 46(4):853–861. (cité par Nienstaedt et Zasada, 1990)

[Alberta ENR] Alberta Energy and Natural Resources. 1985. Alberta Phase 3 Forest Inventory: Single-tree volume tables; volume sampling region 7. ENR Rep. No. Dep. 8Gi, 36 p.

Alberta Environmental Protection. 1994. Natural regions of Alberta. AEP Pub. No., I/531, Edmonton AB.

Alberta Forest Service. 1988. Alberta Phase 3 Forest Inventory: tree sectioning manual. Alberta Forest Service Publ. T/168 (Revised 1988; formerly ENF Rep. Dep. 56) Edmonton AB.

Alberta Forest Service. 1992. Regeneration survey manual.

Albricht, M.; Birzins, P. J. 1982. Relationship between filled seeds per halfcut and filled seeds per cone in Interior spruce. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 33(2):35.

Alden, J. 1985. Biology and management of white spruce seed crops for reforestation in subarctic taiga forests. Univ. Alaska–Fairbanks, School Agric. Land Resource Manage., Agric. For. Exp. Sta., Bull. 69, 51 p.

Alden, J.; Loopstra, C. 1987. Genetic diversity and population structure of *Picea glauca* on an altitudinal gradient in interior Alaska. Can. J. For. Res. 17:1519–1526.

Aldous, C. M.; Aldous, S. E. 1944. The snowshoe hare – a serious enemy of forest plantations. J. For. 42:88–94.

Aldridge, F.; Hudson, R. H. 1958. Growing quality softwoods: variation in strength and density of *Picea abies* specimens taken from a commercial consignment. Quart. J. For. 52(2):107–114.

Alemdag, I. S 1982. Aboveground dry matter of jack pine, black spruce, white spruce and balsam fir trees at two localities in Ontario. For. Chron. 58:26–30.

Alemdag, I. S. 1984. Wood density variation of 28 tree species from Ontario. Agriculture Canada, Service canadien des forêts, Institut forestier national de Petawawa, Chalk River ON, Rap. Inf. PI-X-45, 12 p.

Alexander, R. R. 1958. Silvical characteristics of Engelmann spruce. USDA Forest Service, Rocky Mountain For. Range Exp. Sta., Fort Collins CO, Paper 31, 20 p.

Alexander, R. R. 1973. Partial cutting in old-growth spruce-fir. USDA Forest Service, Rocky Mountain and Range Experiment Station, Fort Collins, CO, Research Paper RM-100, 16 p.

Alexander, R. R. 1974. Silviculture of subalpine forests in the central and southern Rocky Mountains: the status of our knowledge. USDA Forest Service, Rocky Mount. For. Range Exp. Sta., Fort Collins CO, Res. Pap. RM-121, 88 p.

Alexander, R. R. 1983. Seed: seedling ratios of Engelmann spruce after clearcutting in the central Rocky Mountains. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO. Research Note RM-426, 6 p.

Alexander, R. R. 1984. Natural regeneration of Engelmann spruce after clearcutting in the central Rocky Mountains in relation to environmental factors. USDA Forest Service, Rocky Mountain For. Range Exp. Sta., Fort Collins CO, Res. Pap. RM-254, 17 p.

Alexander, R. R. 1987. Ecology, silviculture, and management of the Engelmann spruce–subalpine fir type in the central and southern Rocky Mountains. USDA Forest Service, Washington DC, Agric. Handb. 659, 144 p.

Alexander, R. R.; Edminster, C. B. 1980. Management of spruce-fir in even-aged stands in the Rocky Mountains. USDA Forest Service, Rocky Mountain and Range Experiment Station, Fort Collins, CO, Research Paper RM-217, 14 p.

Alexander, R. R.; Edminster, C. B. 1983. Engelmann spruce seed dispersal in the central Rocky Mountains (*Picea engelmanii*). USDA Forest Service, Rocky Mountain and Range Experiment Station, Fort Collins, CO, Research Note RM-424, 4 p.

Alexander, R. R.; Shearer, R. C.; Shepperd, W. D. 1984. Silvical characteristics of subalpine fir. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. RM-115, 29 p.

Alexander, R. R.; Shepperd, W. D. 1984. Silvical characteristics of Engelmann spruce. USDA Forest Service, Rocky Mountain For. Range Exp. Sta., Fort Collins CO, Gen. Tech. Rep. RM-114, 38 p.

Alexander, R. R.; Watkins, R. K.; Edminster, C. B. 1982. Engelmann spruce seed production on the Fraser Experimental Forest, Colorado. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO. Research Note RM-419, 6 p.

Allen, G. S. 1957. Storage behavior of conifer seeds in sealed containers held at 0F., 32F., and room temperature. J. For. 55:278–281.

Alm, A. A.; Vaughn, V. M.; Rauscher, H. M. 1991. Bareroot nursery production and practices for white spruce: a literature review. USDA Forest Service, St. Paul MN, Gen. Tech. Rep. NC-142, 25 p.

Altmann, D.; Lafleur, L. 1982. Underground seed cold storage facilities. p. 1–5 *dans* B. S. P. Wang et J. A. Pitel, eds. Seed Problems. Proc. Internat. Sympos. on Forest Tree Seed Storage, Institut forestier national de Petawawa, Chalk River ON, Sept. 1980.

Amiro, B. D.; Stocks, B. J.; Alexander, M. E.; Flannigan, M. D.; Wotton, B. M. 2001. Fire, climate change, carbon and fuel management in the Canadian boreal forest. Internat. J. Wildland Fire 10:405–413.

Anderson, E. 1948. Hybridization of the habitat. Evoloution 2:1-9.

Anderson, E. 1949. Introgressive Hybridization. Wiley & Sons, New York NY, 109 p.

Anderson, J. H. 1975. A palynological study of late Holocene vegetation and climate in the Healy Lake area of Alaska. Arctic 28(1):62–69.

Anderson, P. M. 1985. Late Quaternary vegetational change in the Kotzebue Sound area northwest Alaska. Quat. Res. 24:307–321. (cité par Ritchie et MacDonald, 1986).

Andrews, J. T. 1973. The Wisconsin Laurentide ice sheet: dispersal centers, problems of rates of retreat and climatic implications. Arct. Alp. Res. 5:185–199. (cité par Ritchie et MacDonald, 1986).

Anon. (C. P. J.) 1879. Fir. pp. 222-225 *dans* vol IX. Encyclopedia Britannica, 9th ed.

Anon. 1931. Om förvaring av frö. [Le stockage des semences.] Skogen 18:14.

Anon. 1951. Help wanted. New York Forester 8:4.

Anon. 1961. Northern conifer planting stock produced under long photoperiods in Florida. p. 9–13 *dans* 1960 Rep., Lake States For. Exp. Sta.

Anon 2005. Crafting a competitive edge: white spruce regeneration in Alaska. USDA, Pacific Northwest Research Station, Portland OR, Science Findings 69, 5 p.

Archibald, D. J.; Bowling, C. 1995. Jack pine density management diagram for boreal Ontario. Ont. Min. Nat. Resour., Northeast Science & Technology, Tech. Note TN-005 NWST TN-31. 20 p.

Archibold, O. W. 1989. Seed banks and vegetation processes in coniferous forests. pp. 108–122 *dans* M. A. Leck, V. T. Parker et R. L. Simpson, eds. Ecology of soil seed banks. Toronto, Academic Press.

Archibold, O. W.; Acton, C.; Ripley, E. A. 2000. Effect of site preparation on soil properties and vegetation cover, and the growth and survival of white spruce (*Picea glauca*) seedlings in Saskatchewan. For. Ecol. Manage. 131(1–3):127–141.

Arlidge, J. W. C. 1967. The durability of scarified seedbeds for spruce regeneration. B.C. For. Serv., Victoria BC, Res. Note 42, 20 p.

Armit, D. 1970. Comparison of mattock- and bar-planting methods with white spruce in northcentral British Columbia. B.C. For. Serv., Victoria BC, Res. Note 53, 12 p.

Armson, K. A. 1958. The effect of two planting methods on the survival and growth of white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss) in eastern Ontario. For. Chron. 34:376–379.

Armson, K. A. 1960. White spruce seedlings: the growth and seasonal absorption of nitrogen, phosphorus, and potassium. Univ. Toronto, Toronto ON, For. Bull., No. 6, 37 p.

Armson, K. A.; Carman, R. D. 1961. Forest tree nursery soil management. Ont. Dep. Lands & Forests, Timber Branch, Ottawa ON, 74 p.

Armson, K. A. 1962. The growth of white spruce seedlings in relation to temperature summation indices. For. Chron. 38(4):439–444.

Armson, K. A. 1963a. The effects of levels and times of fertilizer application on the growth and white spruce seedlings. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 27:596–597.

Armson, K. A. 1963b. The growth and seasonal absorption of nutrients by fertilized and unfertilized two-year-old white spruce. Ont. Dep. Lands & Forests, Timber Branch, Toronto ON, Tech. Bull. IT-15, 11 p.

Armson, K. A.; Reese, K. H.; Carman, R. D. 1963. Time of fertilizer application affects size of conifer seedlings. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 59:9–12.

Armson, K. A. 1964. Growth measurements of white spruce seedlings. p. 7 *dans* Univ. Toronto, Faculty For., Ann. Rep. For. Res. Glendon Hall Lab., Toronto ON.

Armson, K. A. 1965. Seasonal patterns of nutrient absorption by forest trees. p. 65–75 *dans* C.T. Youngberg, ed. Forest–soil Relationships in North America. Oregon State Univ. Press, Corvallis OR.

Armson, K. A. 1965. Soil and tissue analysis interpretation. p. 73–76 *dans* Proc. Nursery Soil Improvement Sessions, New York State Univ. Coll. For. at Syracuse NY.

Armson, K. A. 1965. The effects of soil fertility and seedbed density on the growth of white spruce and red pine seedlings. Ont. Dep. Lands & Forests, Timber Branch, Toronto ON, Tech. Bull. 17-18, 15 p. Final Report.

Armson, K. A. 1966. The growth and absorption of nutrients by fertilized and unfertilized white spruce seedlings. For. Chron. 42(2):127–136.

Armson, K. A. 1968a. The effects of fertilization and seedbed density on the growth and nutrient content of white spruce and red pine seedlings. Univ. Toronto, Faculty For., Toronto ON, Tech. Rep. No. 10, 16 p.

Armson, K. A. 1968b. Forest fertilization studies at the Englehart Management Unit. Pulp & Paper Mag. Can., Montreal QC, 2 p.

Armson, K. A.; Sadreika, V. 1974. Forest tree nursery soil management and related practices. Ont. Min. Nat. Resour., Div. For. For. Manage. Branch, Toronto ON, 177 p.

Armson, K. A.; Sadreika, V. 1979. Forest tree nursery soil management and related practices – metric edition. Ont. Min. Nat. Resour., Div. For. For. Manage. Branch, Toronto ON, 179 p.

Armson, K. A. 1986. Reflections in nursery stock production in Ontario. Keynote address, 7 p., Fitness for Purpose, Stock Production Development Activity, Stock Standards and early Planting Performance, Dec. 1986, Timmins ON, Ont. Min. Nat. Resour., Div. For. For. Manage. Branch, Toronto ON, sections paginées séparément.

Armstrong, R. H. 1953. Experimental tree planting to compare survival and growth using various methods. Spruce Falls Power and Paper Co., Ltd., Kapuskasing ON, File Rep., 4 p.

Arney, J. D. 1972. Computer simulation of Douglas-fir tree and stand growth. Oregon State Univ., Corvallis OR, Ph.D. thesis. (cité par Morris et MacDonald, 1991)

Arno, S. F. 1984. Timberline: Mountain and Arctic Forest Frontiers. The Mountaineers, Seattle, WA. 304 p.

Arnott, J. T. 1974. Germination and seedling establishment. p. 55–66 *dans* J. H. Cayford, ed. Direct Seeding Symposium, Timmins ON, Sept. 1973, ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Proc., Publ. 1339.

Arnott, J. T. 1979. Effect of light intensity during extended photoperiod on growth of amabalis fir, mountain hemlock, and white and Engelmann spruce seedlings. Can. J. For. Res. 9:82–89.

Ashihara, H.; Loukanina, N.; Stasolla, C.; Thorpe, T. A. 2001a. Pyrimidine metabolism during somatic embryo development in white spruce (*Picea glauca*). J. Plant Physiol. 158:613–621.

Ashihara, H.; Stasolla, C.; Loukanina, N.; Thorpe, T. A. 2001b. Purine metabolism during white spruce somatic embryo development: salvage of adenine, adenosine, and inosine. Plant Sci. 160:647–657.

Atkins, E. S. 1957. Light measurement in a study of white pine reproduction. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 60, 18 p.

Atwood, C. E. 1945. The status of the spruce budworm in Ontario and western Quebec. Entomol. Soc. Ont., 74th Ann. Rep.:52–54.

Aussenac, G. 1987. Effets de l'éclaircie sur l'écophysiologie des peuplements forestiers. Schweiz. Z. Forst. 138: 685–700.

Axelrod, D. I. 1985. Rise of the grassland biome, central North America. Bot. Rev 51, 163–201.

Bajzak, D.; Roberts, B. A. 1996. Development of ecological land classification and mapping in support of forest management in northern Newfoundland, Canada. Environ. Monitoring Assessment 39:199–213.

Baker, F. S. 1944. Mountain climates of the western United States. Ecol. Monogr. 14:223–254.

Baker, F. S. 1950. Principles of Silviculture. McGraw-Hill, New York NY, 414 p.

Baker, R. G.; Rhodes, R. S.; Frest, T. J.; Schwert, D. P.; Ashworth, A. C. 1982. A full-glacial biota from Iowa, Midwestern USA. p. 18 *dans* Abstracts Vol. II, Internat. Union for Quaternary Research, XI Congress, Moscow, 1982.

Bakuzis, E. V.; Hansen, H. L. 1965. Balsam fir, *Abies balsamea* (Linnaeus) Miller: A monographic review. University of Minneapolis Press, Minneapolis, MN, 445 p.

Balch, R. E. 1936a. The European spruce sawfly outbreak in 1935. For. Chron. 12(2):144–151.

Balch, R. E. 1936b. European spruce sawfly outbreak in 1935. Can. Ent. 68:23–31.

Balch, R. E. 1937. The spruce sawfly outbreak in 1936. Pulp Pap. Mag. Can. Feb. 1937.

Balch, R. E.; Webb, F. E.; Morris, R. F. 1954. Results of spraying against spruce budworm in New Brunswick. Ministère de l'Agriculture, Division de biologie forestière, Ottawa ON, rapport bimensuel 10(1).

Baldwin, H. I. 1927. A humus study in Norway. Ecology 8:380–383.

Baldwin, H. I. 1933. The density of spruce and fir reproduction related to the direction of exposure. Ecology 14:152–156.

Baldwin, H. I. 1938. Planting experiments in the northeast. J. For. 36:758–760.

Baldwin, H. I. 1942. Forest Tree Seed. Chronica Botanica, Waltham MA, 240 p.

Baldwin, H. I. 1949. Height growth of Norway spruce plantations. New Hampshire For. & Recreation Dep., Fox For. Note 38.

Baldwin, H. I.; Pleasanton, A. 1952. Cold storage of nursery stock. New Hampshire For. & Recreation Dep., Fox Forest Note 43, 2 p.

Baldwin, V. C. 1977. Regeneration following shelterwood cutting in a New Brunswick softwood stand. Ministère des Pêches et de l'Environnement, Service canadien des forêts, Fredericton NB, Rap. Inf. M-X-76, 23 p.

Balisky, A. C.; Salonius, P.; Walli, C.; Brinkman, D. 1995. Seedling roots and the forest floor: misplaced and neglected aspects of British Columbia's reforestation effort. For. Chron. 71:59–65.

Ball, W. J.; Dyck, J. R. 1991. Effect of stock type and disc trenching on establishment of two spruce species on winter-bladed sites, Manitoba. For. Can., Northwest Region, Winnipeg, Man., File Report

Ball, W. J.; Kolabinski, V. S. 1979. An aerial reconnaissance of softwood regeneration on mixedwood sites in Saskatchewan. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-216, 14 p.

Ballard, T. M. 1985. Spruce nutrition problems in the central interior and their relationship with site preparation. Proc. Interior spruce seedling performance: state of the art Symposium. Northern Silviculture Committee Workshop, Feb. 1985, Prince George BC.

Ballard, T. M.; Carter, R. E. 1986. Evaluating forest stand nutrient status. B.C. Min. For., Victoria BC, Land Manage. Rep. 20. (cité par Coates et coll., 1994; orig. non consulté)

Bannan, M. W. 1940. The root systems of northern Ontario conifers growing in sand. Amer. J. Bot. 27:108–114.

Bannan, M. W. 1942. Notes on the origin of adventitious roots in native Ontario conifers. Amer. J. Bot. 29:593–598.

Bannan, M. W. 1963. Cambial behavior with reference to cell length and ring width in *Picea*. Can. J. Bot. 41:811–822.

Barber, S. A. 1962. A diffusion and mass-flow concept of soil nutrient availability. Soil Sci. 93: 39-49.

Barber, V. A.; Juday, G. P.; Finney, B. P. 2000. Reduced growth of Alaskan white spruce in the twentieth century from temperature-induced drought stress. Nature (London) 405(6787)668–673.

Barbey, A. 1922. L'épicéa et la sécheresse de 1921. Soc. Franche-Comté et Belfort Bull. Trimest. 114: 237-241.

Barley, K. P. 1970. The configuration of the root system in relation to nutrient uptake. Adv. Agron. 22:159–210.

Barnes, G. H. 1937. The development of uneven-aged stands of Engelmann spruce, and probable development after logging. For. Chron. 13(3):417–457.

Barnett, J. P.; Brissette, J. C. 1986. Producing southern pine seedlings in containers. USDA Forest Service, Gen. Tech. Rep. SO-59, 71 p.

Barr, P. M. 1930. The effect of soil moisture on the establishment of spruce reproduction in British Columbia. Yale Univ., New Haven CT, Bull. 26, 77 p.

Barrett, J. W. 1980. The Northeastern Region. p. 25–65 *dans* J. W. Barrett, ed. 1980. Regional Silviculture of the United States, 2nd ed. Wiley-Interscience, New York NY, 551 p.

Bärring, U. 1986. Herbicides in Swedish forestry. p. 9–33 *dans* Herbicides in forestry. Proc. Sympos., Strasbourg, Sept. 1984. IUFRO Project Group P1.13-00.

Baskerville, G. L. 1961. Response of young fir and spruce to release from shrub competition. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Ottawa ON, Division des recherches forestières, Note tech. 98, 14 p. (cité dans Coates et coll.. 1994)

Baskerville, G. L.; MacLean, D. A. 1979. Budworm-caused mortality and 20-year recovery in immature balsam fir stands. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Fredericton NB, Rap. Inf. M-X-102.

Bassman, J. H. 1989. Influence of two site preparation treatments on ecophysiology of planted *Picea engelmannii* × *glauca* seedlings. Can. J. For. Res. 19(11):1359–1370.

Basu, R. N.; Roy, B. N.; Bose, T. K. 1970. Interaction of abscisic acid and auxin in rooting of cuttings. Plant & Cell Physiol. 11:681–684.

Bates, C. G.; Roeser, J. 1924. Relative resistance of tree seedlings to excessive heat. USDA Forest Service, Dep. Bull. 1263, 16 p.

Bates, D. M.; Watts, D. G., 1988. Nonlinear Regression Analysis and its Applications. John Wiley and Sons, New York, NY.

Baumgardner, M. F.; Silva, L. F.; Biehl, L. L.; Stoner, E. R. 1985. Reflectance properties of soils. Adv. Agron. 38:1–44.

Bazilevich, N. J.; Rodin, L. Y. 1971. Geographical regularities in productivity and the circulation of chemical elements in earth's main vegetation types. Soviet Geography Review and Translation 12:24–53.

Bazzaz, F. A.; Pickett, S. T. A. 1980. Physiological ecology of tropical succession: A comparative review. Ann. Rev. Ecol. Syst. 11: 287-310.

British Columbia Ministry of Forests (BCMOF). 1995. Establishment to free growing guidebook, Prince George Forest Region. 159 p.

British Columbia Ministry of Forests (BCMOF). 1998. Provincial seedling stock type selection and ordering guidelines. Ministry of Forests, Forestry Division Services Branch. 71 p.

Beagle, L. D. 1974. Cubic-foot volume tables for white spruce in the Black Hills. USDA Forest Service, Rocky Mount. For. Range. Exp. Sta., Fort Collins CO, Res. Note RM-266, 2 p.

Beardmore, T. L.; Wetzel, S.; Regan, S. M. 1997. Poplar seed storage proteins. Chapt. 17, p. 131–142 *dans* N. B. Klopfenstein, Y. W. Chun, M.-S. Kim et M. R. Ahuja, eds. M. C. Dillon, R. C. Carman et L. G. Eskew, tech. eds. 1997. Micropropagation, genetic engineering, and molecular biology of *Populus*. USDA Forest Service, Rocky Mountain Res. Sta., Fort Collins CO, Gen. Tech. Rep. RM-GTR-297.

Beaudry, L. J.; McCulloch, L. D. 1989. Forest regeneration in ICHg, Prince Rupert Forest Region: a problem analysis. For. Can. and B.C. Min. For., Victoria BC, FRDA Rep. 090, 65 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Becwar, M. R.; Rajashekar, C.; Bristow, K. J. H.; Burke, M. J. 1981. Deep undercooling of tissue water and winter hardiness limitations in timberline flora. Plant Physiol. 68:111–114.

Bedell, G. H. D. 1948. White spruce reproduction in Manitoba. Ministère des Mines et des Ressources, Direction des mines, des forêts et des services scientifiques, Service fédéral de sylviculture, Ottawa ON, Note de rech. sylv. 87, 16 p.

Bedford, L.; McMinn, R. G. 1990. Trials to appraise the biological effectiveness of mechanical site preparation equipment in British Columbia: FRDA Project 1.10. p. 3–12 *dans* B. D. Titus, M. B. Lavigne, P. E. Newton et W. J. Meades, eds. The Silvics and Ecology of Boreal Spruces. Proc. IUFRO Working Party S1.05-12 Symp., Gander and Grand Falls NL, Aug. 1989, For. Can., St. John's NL, Inf. Rep. N-X-271.

Bedford, L.; Sutton, R. F.; Stordeur, L.; Grismer, M. 2000. Establishing white spruce in the Boreal White and Black Spruce zone: site preparation trials at Wonowon and Iron Creek, British Columbia. New For. 20:213–233.

Bell, F. W. 1991. Critical silvics of conifer crop species and selected competitive vegetation in northwestern Ontario. For. Can., Sault Ste. Marie, Ont./Ont. Min. Nat. Resour., Northwestern Ont. For. Tech. Devel. Unit, Thunder Bay ON, COFRDA Rep. 3310/ NWOFTDU Tech. Rep. 19, 177 p.

Bell, W.; Hanmore, C. J.; Willcocks, A. J. 1989. Growth and yield of northwestern Ontario boreal (coniferous) forest species: an annotated bibliography. Ont. Min. Nat. Resour., Northwestern Ont. For. Tech. Devel. Unit, Thunder Bay ON, Tech. Rep. 31, 211 p.

Bella, I. E. 1968. Growth of white spruce planted in the Turtle Mountains. For. Chron. 44:45–46.

Bella, I. E. 1971. A new competition model for individual trees. For. Sci. 17:364–372.

Bella, I. E.; De Franceschi, J. P. 1980. Spacing effects 15 years after planting three conifers in Manitoba. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-223 10 p.

Bella, I. E. 1986. Spacing effects 20 years after planting three conifers in Manitoba. Service canadien des forêts, Edmonton AB, Bull. de la gestion forestière No. 39, 10 p.

Belyea, R. M. 1952. Death and deterioration of balsam fir weakened by spruce budworm defoliation in Ontario. J. For. 50:729–738.

Belyea, R. M.; Prebble, M. L. 1951. Mortality of white spruce, Lake Nipigon area. Ministère de l'Agriculture, Service des sciences, Division de biologie forestière, Ottawa ON, rapport bimensuel 7(6):2.

Bennet-Clark, T. A. 1959. Water relations of cells. pp. 105–191 *dans* F. C. Steward, ed. Plant physiology. vol II. Plants in relation to water and solutes. New York, Academic Press.

Benskin, H. J. 1975. Preliminary study of windthrow losses in the white spruce–subalpine fir forests of the Prince George Forest District. B.C. For. Serv., Victoria BC, Project E.P.755.

Benzian, B. 1965. Experiments on nutrition problems in forest nurseries. U.K. Forestry Commission, London, U.K., Bull. 37, 251 p. (Vol. I) and 265 p. (Vol II).

Benzian, B.; Freeman, S. C. R. 1967. Effect of 'late-season' N and K top dressings applied to conifer seedlings and transplants, on nutrient concentrations in the whole plant and on growth after transplanting. Rep. Forest Res., London 1967: 135–140.

Bergeron, J.-M.; Tardif, J. 1988. Winter browsing preferences of snowshoe hares for coniferous seedlings and its implication in large-scale reforestation programs. Can. J. For. Res. 18:280–282.

Bergeron, Y.; Gauthier, S.; Kafka, V.; Lefort, P.; Lesieur, D. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. Can. J. For. Res. 31:384–391.

Bernier, P. Y.; Lamhamedi, M. S.; Simpson, D. G. 1995. Shoot:root ratio is of limited use in evaluating the quality of container conifer stock. USDA, Tree Plant. Notes 46:102–106.

Berry, A. B. 1963. Crop tree thinning white spruce plantations: Project P-254. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, rapport d'implantation du projet.

Berry, A. B. 1980. Metric volumes for plantation white spruce. For. Chron. 56(3):115.

Berry, A. B. 1981. Metric form class volume tables. Environ. Can., Service canadien des forêts, Chalk River ON, Rap. Inf. PI-X-10, 24 p.

Berry, A. B. 1987. Plantation white spruce variable density volume and biomass yield tables to age 60 at the Petawawa National Forestry Institute. Gouvernement du Canada, Service canadien des forêts, Chalk River ON, Rap. Inf. PI-X-71, 21 p.

Bichon, R. 1995. Canopy population and late instar dispersal of eastern spruce budworm: balsam fir versus white spruce. p. 25 *dans* A. L. Carroll et A. G. Raske, ed./comp. Proc. Eastern Spruce Budworm Research Conference, St. John's NL, April 1994.

Bickerstaff, A. 1954. Condition of present forests. For. Chron. 30:123–127.

Bigras, F. J. 2000. Selection of white spruce families in the context of climate change: heat tolerance. Tree Physiol. 20:1227–1234.

Binder, W. D.; Fielder, P. 1988. The effects of elevated post-storage temperatures on the physiology and survival of white spruce seedlings. p. 122–126 *dans* T. D. Landis, tech. coord. Proc. Combined Meeting Western For. Nursery Assoc'ns. USDA Forest Service, Rocky Mount. For. Range Exp. Sta., Fort Collins CO, Gen. Tech., Rep. RM-167, 227 p.

Binder, W. D.; Spittlehouse, D. L.; Draper, D. A. 1987. Post-planting studies of the physiology of white spruce 1984-1985. E.P. 966. B.C. Min. For. Prog. Rep 5 (rapport non publié)

Binkley, D.; Olsson, U.; Rochelle, R.; Stohlgren, T.; Nikolov, N. 2003. Structure, production and resource use in some old-growth spruce/fir forests in the Front Range of the Rocky Mountains, USA. For. Ecol. Manage. 172:271–279.

Biolley, H. E. 1921. L'Aménagement des forêts par la méthode expérimentale et spécialement la méthode du contrôle. Attinger, Paris, 90 p.

Björkman, E. 1953. Om orsakerna till granens tillväxtsvårighteter efter plantering i nordsvensk skogsmark. Norrlands SkogsvForb. Tidske.: 285–316.

Black, C. A. 1957. Soil-plant relationships. New York, Wiley and Sons, 332 p.

Blais, J. R. 1954. The recurrence of spruce budworm infestations in the past century in the Lac Seul area of northwestern Ontario. Ecology 35:62–71.

Blais, J. R. 1958a. Effects of defoliation by spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* (Clem.) on radial growth at breast height of balsam fir (*Abies balsamea* [L.] Mill.) and white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss). For. Chron. 34:39–47.

Blais, J. R. 1958b. The vulnerability of balsam fir to spruce budworm attack in northwestern Ontario, with special reference to the physiological age of the tree. For. Chron. 34(4):405–422.

Blais, J. R.; Martineau, R. 1960. A recent spruce budworm outbreak in the lower St. Lawrence and Gaspé Peninsula with reference to aerial spraying operations. For. Chron. 36(3):209–224.

Blais, J. R. 1961a. Spruce budworm outbreaks in the lower St. Lawrence and Gaspé regions. For. Chron. 37(3):192–202.

Blais, J. R. 1961b. Aerial application of insecticides and the suppression of incipient budworm outbreaks. For. Chron. 37(3):203–210.

Blais, J. R. 1962. Collection and analysis of radial-growth data from trees for evidence of past spruce budworm outbreaks. For. Chron. 38(4):474–484.

Blais, J. R. 1964. Account of a recent spruce budworm outbreak in the Laurentide Park region of Quebec and measures for reducing damage in future outbreaks. For. Chron. 40(3):313–323.

Blais, J. R. 1965. Spruce budworm outbreaks in the past three centuries in the Laurentide Park, Quebec. For. Sci. 11(2):130–138.

Blais, J. R. 1968. Regional variation in susceptibility of eastern North American forests to budworm attack based on history of outbreaks. For. Chron. 44(3):17–23.

Blais, J. R. 1976. Preliminary observations on the vulnerability of white spruce to spruce budworm defoliation in western Quebec. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Notes de recherche bimensuelles 32(2):10–11.

Blais, J. R. 1980. Condition du sapin et de l'épinette blanche dans la région du parc des Laurentides en 1979 face à l'épidémie de la tordeuse et prévision des pertes. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy (QC), Rap. Inf. LAU-X-43, 16 p.

Blais, J. R. 1981a. Effects of late spring frosts in 1980 on spruce budworm and its host trees in the Laurentian Park region of Quebec. Service canadien des forêts, Ottawa, ON. Notes de recherche 1(3):16–17.

Blais, J. R. 1981b. Mortality of balsam fir and white spruce following a spruce budworm outbreak in the Ottawa River watershed in Quebec. Can. J. For. Res. 11(3):620–629.

Blais, J. R.; Archambault, L. 1982. Vulnérabilité du sapin baumier aux attaques de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec. Service canadien des forêts, Sainte-Foy (QC), Rapport d'information. LAU-X-51F, 21 p.

Blais, J. R. 1985. The ecology of the eastern spruce budworm: a review and discussion. p. 49–59 *dans* C. J. Sanders, R. W. Stark, E. J. Mullins et J. Murphy, eds. Recent Advances in Spruce Budworms Research. CANUSA Spruce Budworms Research Symp. Proc., Bangor ME, Sept. 1984. Can For. Serv./USDA Forest Service, Ottawa ON.

Blenis, P.; Titus, S.; Mallet, K. 1995. Impact of Armillaria root rot in intensively managed white spruce/aspen stands. Nat. Resour. Can./Alberta Land and For. Serv., Edmonton AB, Can./Alberta For. Resour. Devel. Agree. (FRDA), Project A5023-129 Rep., 5 p.

Böhning, R. H.; Lusanandana, B. 1952. A comparative study of gradual and abrupt changes in root temperature on water absorption. Plant Physiol. 27:475–488.

Bonner, E. 1960. Reforestation problems in eastern spruce forests. For. Chron. 36:153–155.

Bookhout, T. A. 1965. The snowshoe hare in Upper Michigan: its biology and feeding coactions with white-tailed deer. Michigan Dep. Conserv., Res. Dev., East Lansing MI, Rep. 38, 191 p.

Bowden-Green, R. 1988. Province of British Columbia Ministry of Forests Seed Centre. p. 10 *dans* T. D. Landis, tech. coord. Proc. Meet. Western Forest Nursery Assoc. USDA Forest Service, Rocky Mount. For. Range Exp. Sta., Gen. Tech. Rep. RM-167.

Bowman, A. B. 1944. Growth and occurrence of spruce and fir on pulpwood lands in northern Michigan. Michigan State Coll. Agric. Exp. Sta., Section of Forestry, East Lansing MI, Tech. Bull. 188, 82 p.

Braathe, P. 1950. Granas veksthemning på Lyngmark: en hypotese – et eksperiment. Tidsskr. Skogr. 58:42–45.

Braathe, P. 1980. Developing a program for research and applied management related to forest regeneration. *dans* Forest regeneration at high latitudes. M. Murray and R.M. Van Veldhuizen, eds. USDA Forest Service, Pac. NW For. Exp. Sta., Gen. Tech. Rep. PNW-107, pp. 5-6.

Brace, L.; Bella, I. 1988. Understanding the understorey: dilemma and opportunity. *Dans* White spruce understories. Canada–Alberta Agreement, Projects 1480, 1488, 20204. Forêts Canada, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB. (cité dans Coates et coll., 1994)

Brace, L. 1989. Protecting understorey white spruce when harvesting aspen. *dans* White spruce understories, Canada–Alberta Agreement, Projects 1480, 1488, 20204. Forêts Canada, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB.

Brace, L. 1990. A test of three logging systems in Alberta. *dans* White spruce understories, Canada–Alberta Agreement, Projects 1480, 1488, 20204. Forêts Canada, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB.

Brace, L. G. 1963. The influence of planting method and planting stock height on the establishment and early growth of white spruce. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Project P-241, Mimeo 63-P-13, 18 p.

Brace, L. G. 1964. Early development of white spruce as related to planting method and planting stock height. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Publ. 1049, 15 p.

Brand, D. G. 1986. A competition index for predicting the vigour of planted Douglas-fir in southwestern British Columbia. Can. J. For. Res. 16:23–29.

Brand, D. G.; Janas, P. S. 1988. Growth and acclimation of planted white pine and white spruce seedlings in response to environmental conditions. Can. J. For. Res. 18(3):320–329.

Brand, D. G.; Penner, M. 1990. Interactions between vegetation competition, nutrient availability, soil surface modification and the early growth of planted spruce. p. 25–33 *dans* B. D. Titus, M. D. Lavigne, P. F. Newton et W. J. Meades, eds. The Silvics and Ecology of Boreal Spruces, Proc. IUFRO Symp., central Newfoundland, August 1989, Forêts Canada, Service canadien des forêts, St. John's NL, Rap. Inf. N-X-271.

Brandt, J. P. 2000. A sequential sampling plan for classification of damage caused by spruce gall midge (*Mayetiola piceae* [Felt]). Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Edmonton AB, Bull. de la gestion forestière 65, 7 p.

Brantseg, A. 1948. Granas veksthemning. Skogen og Klimaet Rep.:63–78.

Brix, H. 1962. The effects of water stress on the rates of photosynthesis and respiration in tomato plants and loblolly pine seedlings. Physiol. Plantarium 15: 10-20.

Brouwer, R. 1954. The regulating influence of transpiration and suction tension on water and salt uptake of intact *Vicia faba* plants. Acta Botan. Neerl. 3: 264-312.

Brown, G. R.; Myland, T. R. 1978. Effects of increased peat incorporation and nitrogen fertilization at the Dryden Nursery. Ont. Min. Nat. Resour., Nursery Notes No. 54, 3 p.

Brown, K.; Higginbotham, K. O. 1986. Effects of carbon dioxide enrichment and nitrogen supply on growth of boreal tree seedlings. Tree Physiol. 2(1/3):223–232.

Brown, K. M.; Merritt, C. 1970. Simulated sunlight duration maps of forest openings. Proc. Indiana Acad. Sci. 80(1970):220–224, Purdue Univ. Agric. Exp. Sta., W. Lafayette IN, Sta. Pap. 4291.

Brown, R. G. 1971. Spruce budworm in British Columbia. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Victoria BC, Relevé des insectes et des maladies des arbres, Forest Pest Leaflet 31, 4 p.

Brown, R. M. 1975. Chemical control of weeds in the forest. U.K. Forest Comm. Booklet 40.

Brunet, O. 1866. On the Canadian species of the genus *Picea*. Can. Naturalist and Geologist New Series, Dec. III:102–110.

Bryant, J. P.; Chapin, F. S.; Clausen, T. P.; Reichardt, P. R. 1987. Effect of resource availability on woody plant-mammal interaction. p. 3–8 *dans* Symposium on Plant–Herbivore Interactions, Proceedings. F. D. Provenza, J. T. Flinders et E. D. McArthur, compilers. USDA Forest Service, Gen. Tech. Rep. INT-222.

Buckman, H. O.; Brady, N. C. 1969. The Nature and Properties of Soils, 7th ed. Macmillan NY, 653 p.

Bunting, W. R. 1971. Preliminary report, cold storage tests of white pine, red pine and white spruce, 1968–1971. Ont. Min. Nat. Resour., Orono ON, Prelim. Rep. on Co-op. Res. Proj. RH 17-3, 1971, 18 p.

Bunting, W. R. 1980. Seedling quality: growth and development – soil relationships, seedling growth and development, density control relationships. p. 21–42 *dans* Proc. N. Amer. For. Tree Nursery Soils Workshop, July–Aug. 1980, Syracuse NY. USDA Forest Service/State Univ. N.Y. at Syracuse NY/Can. For. Serv. Ottawa, ON.

Bunting, W. R. 1984. The effect of increasing nitrogen fertilizer rates on seedling growth and post-planting survival and growth. Ont. Min. Nat. Resour., Toronto ON, Nursery Notes, No. 109, 12 p.

Burdett, A. N. 1979. New methods for measuring root growth capacity: their value in assessing lodgepole pine stock quality. Can. J. For. Res. 9:63–67.

Burdett, A. N.; Simpson, D. G.; Thompson, C. F. 1983. Root development and plantation establishment success. Plant and Soil 71(1–3):103–110.

Burgar, R. J.; Lyon, N. F. 1968. Survival and growth of stored and unstored white spruce planted through the frost-free period. Ont. Dep. Lands Forests, Toronto ON, Res. Rep. 84, 37 p.

Burger, H. 1927. Untersuchungen über das Hohenwachstum verschiedener Holzarten. Mitt. Schweiz. Anst. forstl. Versuchsw.: 1-29.

Burgess, D.; Larocque, G. R.; Brand, D. G. 2001. Forest growth and future yields: the importance of today's regeneration practices. P. 603–624 *dans* R. G. Wagner et S. J. Colombo, eds. Regenerating the Canadian Forest: Principles and Practice for Ontario. Fitzhenry & Whiteside, Markham ON in co-operation with Ontario Min. Nat. Resour., 650 p.

Burke, M. J.; Gusta, L. V.; Quamme, H. A.; Weiser, C. J.; Li, P. H. 1976. Freezing and injury in plants. Annual Rev. Plant Physiol. 27:507–528.

Burton, P.; Bedford, L.; Goldstein, M.; Osberg, M. 2000. Effect of disk trench orientation and planting spot position on the ten-year performance of lodgepole pine. New For. 20:23–44.

Buse, L. J.; Day, R. J. 1989. Conditioning three boreal conifers by root pruning and wrenching. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 40(2):33–39.

Buse, L. J.; Baker, W. D. 1991. Determining necessity and priority for tending in young spruce plantations in northwestern Ontario. Ont. Min. Nat. Resour., Northwestern Ont. For. Technol. Devel. Unit, Thunder Bay ON, Tech. Note TN-08, 4 p.

Buse, L. J. 1992. Critical silvics of bracken fern as related to vegetation management. Ont. Min. Nat. Resour., Northwestern Ont. For. Technol. Devel. Unit, Thunder Bay ON, Tech. Note TN-16. 8 p.

Büsgen, M.; Münch, E. 1929. The Structure and Life of Forest Trees, 3rd ed. Transl. T. Thomson. Wiley and Sons, New York NY, 436 p.

Butt, G. 1988a. Backlog forest land rehabilitation in the SBS and BWBS zones in the northern interior of British Columbia. Can./B.C. FRDA Rep. 023, 125 p.

Butt, G. 1988b. Forest regeneration in the ESSFa subzone: a problem analysis. For. Can. and B.C. Min. For., Victoria, B.C. FRDA Project 3.39, rapport non publié.

Butt, G.; Bancroft, B.; Folk, R. 1989. Ingress of Engelmann spruce and subalpine fir in southern interior ESSF. For. Can./B.C. Min. For., Victoria BC, Project 3.61, rapport non publié. (cité dans Coates et coll., 1994)

Butt, G. 1990a. Ingress of Engelmann spruce and subalpine fir in southeastern British Columbia. For. Can./B.C. Min. For., Victoria BC, FRDA Project 3.61, rapport non publié. (cité dans Coates et coll., 1994)

Butt, G. 1990b. Forest regeneration in the ESSFa subzone: a problem analysis. Canada/B.C. FRDA Rep. 118, 47 p.

Buxton, G. F.; Cyr, D. R.; Dumbroff, E. B.; Webb, D. P. 1985. Physiological responses of three northern conifers to rapid and slow induction of moisture stress. Can. J. Bot. 63(7):1171–1176.

Byram, G. M. 1959. Combustion of forest fuels. Chapt. 6 *dans* K. P. Davis, ed. Forest Fire: Control and Use. McGraw-Hill, New York, NY.

Caldicott, N. 1989. An evaluation of direct seeding in British Columbia, 1989. S×89301. B.C. Min. For., Silv. Branch, Victoria BC, rapport non publié 58 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Caldwell, M. M. 1987. Competition between root systems in natural communities. p. 167–185 *dans* P. J. Gregory, J. V. Lake et D. A. Rose, eds. Root Development and Function. Cambridge Univ. Press, London, U.K.

Cameron, D. A. 1975a. Testing and evaluation of mechanical tree planters. p. 59–69 *dans* Mechanization of silviculture in northern Ontario. Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, actes du symposium O-P-3.

Cameron, D. A. 1975b. A guide to planting machine operation in the boreal forest of Ontario. Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Rap. Inf. O-X-234, 22 p.

Cameron, D. A. 1976. Operational testing of planting machines in the boreal forest of Ontario. II. Taylor Drum Tree Planter. Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Rap. Inf. O-X-242, 31 p.

Cameron, D. A. 1980. A guide to planting machine operation in the boreal forest of Ontario. Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Rap. Inf. O-X-317, 37 p.

Camm, E. L.; Goetze, D. C.; Silim, S. N.; Lavender, D. P. 1994. Cold storage of conifer seedlings: an update from the British Columbia perspective. For. Chron. 70:311–316.

Camm, E. L.; Guy, R. D.; Kubien, D. S.; Goetze, D. C.; Silim, S. N.; Burton, P. J. 1995. Physiological recovery of freezer-stored white and Engelmann spruce seedlings planted following different thawing regimes. New For. 10(1):55–77.

Campagna, J. P.; Fortin, J. M. 1971. Le reboisement au Québec - réalisations et objectifs. pp 191-199 *dans* E. K. Morgenstern, ed. Proc. 12th Meet. Comm. For. Tree Breed. Can. Part 2. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Service canadien des forêts.

Campagna, J. P.; White, D. P. 1969. Phosphorus deficiency of white spruce and red pine seedlings following nursery soil fumigation. Mich. Acad. 2:105–112.

Campagna, J. P.; White, D. P. 1973. Nursery soil fumigation affects growth and phosphorus nutrition of pine and spruce seedlings. For. Chron. 49:219–223.

Campbell, A. J. 1966. Shallow land planting on the Smiths Falls limestone plain. Ontario Dept. Lands and Forests, Conf. on Art. Regen. in Ontario, Proceed. pp. 40-48.

Campbell, R. H. 1913. Work of the Dominion Forestry Branch. p. 129–131 *dans* C. Leavitt, 1913. Forest Protection in Canada, 1912. Commission of Conservation Canada, Committee on Forests, Bryant Press, Toronto ON.

Candy, R. H. 1929. Seedlings versus transplants at Petawawa Forest Experiment Station. For. Chron. 5(4):17–20.

Candy, R. H. 1951. Reproduction on cut-over and burned-over land in Canada. Ministère des Ressources et du Développement, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note de rech. sylv. 92, 224 p.

Canham, C. D.; Denslow, J. S.; Platt, W. J.; Runkle, J. R.; Spies, T. A.; White, P. S. 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. Can. J. For. Res. 20:620–631.

Carleton, T. J.; Maycock, P. F. 1978. Dynamics of the boreal forest south of James Bay. Can. J. Bot. 56:1157–1173.

Carlson, L. W.; Endean, F. 1976. The effect of rooting volume and container configuration on the early growth of white spruce seedlings. Can. J. For. Res. 6:221–225.

Carlson, L. W. 1979. Guidelines for rearing containerized conifer seedlings in the prairie provinces. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-214, 62 p. (cité dans Nienstaedt et Zasada, 1990).

Carlson, L. W. 1983. Guidelines for rearing containerized conifer seedlings in the prairie provinces. Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton, Alberta, rapport d'information NOR-X-214.

Carmichael, A. J. 1958. Determination of the maximum air temperature tolerated by red pine, jack pine, white spruce and black spruce seeds at low relative humidities. For. Chron. 34(4):387–392.

Caron, G. E.; Wang, B. S. P.; Schooley, H. O. 1989. Germination of apparently mature white spruce seeds following cone storage and prechilling. p. 342–347 *dans* J. Worrall et coll., eds. Proc. 10th North Amer. For. Biol. Workshop, Vancouver BC, Univ. B.C., Vancouver BC.

Caron, G. E.; Wang, B. S. P.; Schooley, H. O. 1990. Effect of tree spacing, cone storage, and prechilling on germination of *Picea glauca* seed. For. Chron. 66(4):388–392.

Caron, G. E.; Wang, B. S. P.; Schooley, H. O. 1993. Variation in *Picea glauca* seed germination associated with the year of cone collection. Can. J. For. Res. 23(7):1306–1313.

Carter, K. K.; Simpson, J. D. 1985. Status and outlook for tree improvement programs in the Northeast. North. J. Appl. For. 2:127–131. (cité dans Coates et coll., 1994).

Carter, G. A.; Smith, W. K.; Hadley, J. L. 1988. Stomatal conductance in three conifer species at different elevations during summer in Wyoming. Can. J. For. Res. 18:242–246.

Cayford, J. H.; Hildahl, V.; Nairn, L. D.; Wheaton, M. P. H. 1959. Injury to trees from winter drying and frost in Manitoba and Saskatchewan in 1958. For. Chron. 35:282–290.

Cayford, J. H. 1961. Furrowing improves first-year survival of planted spruce and pine in Manitoba. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 48:13–14.

Cayford, J. H.; Waldron, R. M. 1962. Some effects of leaf and needle litter on greenhouse germination of white spruce and jack pine seed. For. Chron. 38:229–231. (cité dans Coates et coll., 1994).

Cayford, J. H. 1963. Planting spruce and pine, Interlake area, Manitoba. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Winnipeg MB, rapport d'étape, Project MS-190, Mimeo 63-MS-6, 14 p.

Cayford, J. H.; Waldron, R. M. 1963. Regeneration trials with jack pine on clay soils in western Manitoba. For. Chron. 39(4): 398–400.

Cayford, J. H., editor. 1974. Direct seeding symposium, Timmins ON, September 1973. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Publ. 1339, 178 p.

Chalupa, V.; Fraser, D. A. 1968. Effect of soil and air temperature on soluble sugars and growth of white spruce (*Picea glauca*) seedlings. Can. J. Bot. 46:65–69.

Chan, D.; Struik, L. C. 1995. Spruce tree chemistry to assist in geological mapping of an overburden-covered extensional fault, central British Columbia. Ressources naturelle Canada, Commission géologique du Canada, Bull. 480, 48 p.

Chanway, C. P.; Shishido, M.; Nairn, J.; Jungwirth, S.; Markham, J.; Xiao, G.; Holl, F. B. 2000. Endophytic colonization and field responses of hybrid spruce seedlings after inoculation with plant growth-promoting rhizobacteria. For. Ecol. Manage. 133:81–88.

Chapin, F. S.; Tryon, P. R.; Van Cleve, K. 1983. Influence of phosphorus on growth and biomass distribution of Alaskan taiga tree seedlings. Can. J. For. Res. 13:1092–1098. (cité dans Coates et coll., 1994)

Chapman, H. D., editor. 1966. Diagnostic Criteria for Plants and Soils. Univ. California, Office of Agric. Publ., 794 p.

Cheyney, E. G. 1942. American Silvics and Silviculture. Univ. Minnesota Press, Minneapolis MN, 472 p.

Chomba, B. M.; Guy, R. D.; Weger, H. G. 1993. Carbohydrate reserve accumulation and depletion in Engelmann spruce (*Picea engelmannii* Parry): effects of cold storage and pre-storage CO_2 enrichment. Tree Physiol. 13:351–364.

Christie, H. R. 1913. Forestry planting in British Columbia. p. 117–127 *dans* C. Leavitt. 1913. Forest Protection in Canada, 1912. Commission of Conservation Canada, Committee on Forests, Bryant Press, Toronto ON.

Cieslar, A. 1907. Einige Beziehungen zwischen Holzzvwachs und Witterung. Centbl. Gesam. Forstw. 33: 233–246, 289–311.

Cieslar, A. 1921. Heidekrankheit reiner Föhrenbestockung. Centbl. Gesam. Forstw. 47: 150–154.

Clark, J. 1961. Photosynthesis and respiration in white spruce and balsam fir. N.Y. State Coll. For., Syracuse NY, Tech. Bull. 85, 72 p.

Clark, M. B. 1969. Direct seeding experiments in the southern interior region of British Columbia. B.C. Dep. Lands, For. Water, For. Serv., Victoria BC, Res. Note 49, 10 p.

Clarke, M. R.; Rak, J. R. 1974. New developments of water-borne preservatives for forest products. For. Chron. 50:114.

Clausen, J. C.; Mace, A. C., Jr. 1972. Accumulation and snowmelt on north–south versus east–west oriented clearcut strips. Univ. Minnesota, Coll. For., St. Paul MN, Minn. For. Res. Notes No. 34. 4 p.

Cleary, B. D.; Greaves, R. D.; Hermann, R. K., compilers and editors. 1978. Regenerating Oregon's Forests. Oregon State Univ. Exten. Serv., Corvallis OR, 287 p.

Cline, M. G. 1961. Soils and soil associations of New York. Cornell Univ., Ithaca NY, Exten. Bull. 930, 64 p.

Coates, K. D. 2000. Conifer seedling response to northern temperate forest gaps. For. Ecol. Manage. 127 (1–3):249–269.

Coates, K. D.; Burton, P. J. 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. For. Ecol. Manage. 99:337–354.

Coates, K. D.; Emmingham, W. H.; Radosevich, S. R. 1991. Conifer-seedling success and microclimate at different levels of herb and shrub cover in a *Rhododendron–Vaccinium–Menziesia* community of south-central British Columbia. Can. J. For. Res. 21:858–866.

Coates, D.; Haeussler, S. 1987. A guide to the use of mechanical site preparation equipment in north central B.C. Agriculture Canada, Ministry of State for Forestry and Mines, Pacific and Yukon Region, Victoria, BC. FRDA Handbook 002, Co-published by the BC Ministry of Forests.

Coates, K. D.; Haeussler, S.; Lindeburgh, S.; Pojar, R.; Stock, A.J. 1994. Ecology and silviculture of interior spruce in British Columbia. Canada/British Columbia Partnership Agreement For. Resour. Devel., Victoria BC, FRDA Rep. 220, 182 p.

Coclough, M. L. 1991. The induction of thermotolerance and heat shock protein synthesis in *Picea mariana* seedlings by heat conditioning. M.Sc. Thesis, University of Toronto, Toronto, Ontario.

Collins, W. B. 2001. Heavy grazing of Canadian bluejoint to enhance hardwood and white spruce regeneration. North. J. Appl. For. 18:19–21.

Colombo, S. J. 1997. The role of operational frost hardiness testing in the development of container stock hardening regimes in Ontario. New. For. 13:449–467.

Colombo, S. J.; Colclough, M. L.; Timmer, V. R.; Blumwald, E. 1992. Clonal variation in heat tolerance and heat shock protein expression in black spruce. Silvae Gent. 41:234–239.

Colombo, S. J.; Hickie, D. F. 1987. A one-day test for determining frost hardiness using the electrical conductivity technique. Ont. Min. Nat. Resour., For. Res. Note 45, 4 p.

Colombo, S. J.; Timmer, V. R.; Colclough, M. L.; Blumwald, E. 1995. Diurnal variation in heat tolerance and heat shock protein expression in black spruce (*Picea mariana*). Can. J. For. Res. 25(3): 369–375.

Colombo, S. J.; Webb, D. P.; Glerum, C. 1981. Cold hardiness and bud development under short days in black spruce and white spruce seedlings.

Comeau, P. G. 2000. Relationships between stand parameters and understory light in boreal aspen stands. B.C. Journal of Ecosystems and Management Volume 1, Number 2, 2001.

Comeau, P. G.; Kabzems, R.; McClarnon, J.; Heineman, J. L. 2005. Implications of selected approaches for regenerating and managing western boreal mixedwoods. For. Chron. 81(4):559–574.

Comeau, P. G.; Wang, J.; Letchford, T.; Coopersmith, D. 1999. Effects of spacing paperbirch–mixedwood stands in central British Columbia. B.C. Min. For., Res. Program, Victoria BC, FRBC Project HQ96423-RE (MOF EP 1193). [cité par Green, 2004]

Constabel, A. J.; Lieffers, V. J. 1994. Seasonal changes in light reaching ground and shrub levels in boreal forest mixedwoods. Abstr. in Innovative Silviculture Systems in Boreal Forests. Conf. Abstr., Edmonton AB, Oct. 1994.

Cooper, A. J. 1973. Root temperature and plant growth: A review. Commonwealth Agricultural Bureaux, Research Review No. 4, 73 p.

Coopersmith, D. 1990 Direct seeding revisited. B.C. Min. For., For. Sci. Section, Prince George Region. The Natural Enquirer 1:8.

Cope, J. A.; Spaeth, J. N. 1931. The killing of trees with sodium arsenite. J. For. 29:775–783.

Corns, I. G. W.; Annas, R. M. 1986. Field guide to ecosystems of west central Alberta. Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB, 251 p. 80 illustrations en couleur, 80 planches botaniques, 1 carte(pliée).

Corns, I. G. W. 1988. Compaction by forestry equipment and effects on coniferous seedling growth on four soils in the Alberta foothills. Can. J. For. Res. 18(1):75–84.

Corriveau, A.; Boudoux, M. 1971. Le développement des provenances d'épinette blanche de la région forestière des Grands-Lacs et du St-Laurent au Québec. Service canadien des forêts, Laboratoire de recherches forestières, Rap. Inf. Q-F-X-15, 38 p. (cité par Li et coll., 1997)

Cottrell, C. B. 1978. Spruce beetle in British Columbia. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Victoria BC, For. Pest Leafl. 13, 4 p.

Coursolle, C.; Bigras, F. J.; Margolis, H. A. 2000. Assessment of root freezing damage of two-year-old white spruce, black spruce and jack pine seedlings. Scand. J. For. Res. 15:343–353.

Coutts, M. P. 1981. Effects of waterlogging on water relations of actively growing and dormant Sitka spruce seedlings. Ann. Bot. 47:747–753.

Cram, W. H. 1951. Spruce seed viability: dormancy of seed from four species of spruce. For. Chron. 27(4):349–357.

Crane, P. E. 2001. Morphology, taxonomy, and nomenclature of the *Chrysomyxa ledi* complex and related rust fungi on spruce and Ericaceae in North America and Europe. Can. J. Bot. 79:957–982.

Crossley, D. I. 1949. Reproduction of white spruce in a mixedwood stand following mechanical disturbance of the forest floor. Ministère des Mines et des Ressources, Direction des mines, des forêts et des services scientifiques, Service fédéral de sylviculture, Ottawa ON, Note de rech. sylv. 90, 25 p.

Crossley, D. I.; Skov, L. 1951. Cold soaking as a pre-germination treatment for white spruce seed. Ministère des Ressources et du Développement, Direction des Forêts, Ottawa ON, Silv. Leafl. 59, 4 p.

Crossley, D. I. 1952a. The survival of white spruce reproduction originating from mechanical disturbance of the forest floor. Ministère des Ressources et du Développement, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Silv. Leaflet 63, 4 p.

Crossley, D. I. 1952b. White spruce reproduction resulting from various methods of forest soil scarification. Ministère des Ressources et du Développement, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note de rech. sylv. 102, 18 p.

Crossley, D. I. 1953. Seed maturity in white spruce. Ministère des Ressources et du Développement, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note de rech. sylv. 104, 16 p.

Crossley, D. I. 1955a. Mechanical scarification to induce white spruce regeneration in old cut-over spruce stands. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech .24, 13 p.

Crossley, D. I. 1955b. Survival of white spruce reproduction resulting from various methods of forest soil scarification. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 10, 9 p.

Crossley, D. I. 1956. The possibility of continuous planting of white spruce throughout the frost-free period. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 32, 31 p.

Cui, M.; Smith, W. K. 1991. Photosynthesis, water relations and mortality in *Abies lasiocarpa* seedlings during natural establishment. Tree Physiology 8: 37-46.

Cullen, H. 1993. Vegetation management on mixedwood sites for the practitioner: Waskesiu, Saskatchewan, August 24-27,1992. North. For. Veg. Manage. April 1993:11-12.

Cunningham, R. A. 1971. Genotype × environment interactions in white spruce. Univ. Wisconsin, Ph.D. thesis, 141 p.

Curl, E. A.; Truelove, B. 1986. The Rhizosphere. Springer-Verlag, Berlin, 288 p.

Daniels, R. F. 1976. Simple competition indices and their correlation with annual loblolly pine tree growth. For. Sci. 22:454–456.

Davis, C. 1997. [September 24] Tree talk. The Sault Star, Sault Ste. Marie, Ontario. Wednesday, September 24, 1997. p. B2.

Davis, L. S.; Johnson, K. N. 1987. Forest Management, 3rd ed. McGraw-Hill, New York, NY, 790 p.

Day, M. W. 1945. Spruce–fir silviculture. Mich. Agric. Exp. Sta., East Lansing MI, Quart. Bull. 28:59–65.

Day, M. W. 1967. Pre-commercial thinning in conifers with silvicides. Michigan State Univ., Agric. Exp. Sta., East Lansing MI, Quarterly Bull 50:59–62.

Day, M. W.; Rudolph, V. J. 1970. Development of a white spruce plantation. Michigan State Univ., Agric. Exp. Sta., East Lansing MI, Res. Pap. 111, 4 p.

Day, M. W.; Rudolph, V. J. 1974. Thinning planted white spruce – 5-year results. Michigan State Univ., Agric. Exp. Sta., East Lansing MI, Rep. 242, 18 p.

Day, R. J. 1963a. Regeneration in old cut-over spruce stands eleven years after scarification. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, rapport non publié.

Day, R. J. 1963b. Spruce seedling mortality caused by adverse summer microclimate in the Rocky Mountains. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Publ. 1003, 36 p.

Day, R. J. 1964. The microenvironments occupied by spruce and fir regeneration in the Rocky Mountains. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Publ. 1037, 25 p.

Day, R. J. 1970. Shelterwood felling in late successional stands in Alberta's Rocky Mountain Subalpine forest. For. Chron. 46:380–386. (cité dans Coates et coll., 1994)

Day, R. J. 1972. Stand structure, succession, and use of southern Alberta's Rocky Mountain forest. Ecology 53:472–478. (cité dans Coates et coll., 1994)

Day, R. J. 1985. Basic seedling physiology: essential information for producing and planting nursery stock. *dans* Interior spruce seedling performance: state of the art. [B.C.] Northern Silv. Committee Proc., Prince George BC, Feb. 1985.

Day, R. J.; Breunig, E. 1997. Root generation of 3+0 white spruce varies with root system size, post-planting moisture and climate. B.Sc.F. Thesis, Lakehead University, Thunder Bay, Ontario. 38 p.

Day, R. J.; Duffy, P. J. B. 1963. Regeneration after logging in the Crowsnest forest. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Publ. 1007, 32 p.

Day, R. J.; MacGillivray, G.R. 1975. Root regeneration of fall-lifted white spruce nursery stock in relation to soil moisture content. For. Chron. 51:196–199.

Day, T. A.; DeLucia, E. H.; Smith, W. K. 1989. Influence of cold soil and snowcover on photosynthesis and leaf conductance in two Rocky Mountain conifers. Oecologia 80(4):546–552.

Day, T. A.; DeLucia, E. H.; Smith, W. K. 1990. Effect of soil temperature on stem flow, shoot gas exchange and water potential of *Picea engelmannii* (Parry) during snowmelt. Oecologia 84(4):474–481.

Day, R. J.; Stupendick, J. T.; Butler, J. M. 1977. Root periodicity and root regeneration potential are keys to successful plantation establishment. pp 19-21 *dans* R. F. Sutton, ed. Plantation establishment symposium. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs, Sault Ste. Marie, Ontario, actes du symposium O-P-5.

Decie, T. P. 1962. Planting white spruce throughout the growing season. British Columbia For. Serv., Res. Review, rapport non publié. (cité par Revel et Coates, 1976)

Della-Bianca, L.; Dills, R. E. 1960. Some effects of stand density in a red pine plantation on soil moisture, soil temperature, and radial growth. J. For. 58: 373-377.

DeLong, C. 1988. A field guide for identification and interpretation of seral aspen ecosystems of the BWBSc1, Prince George Forest Region. B.C. Min. For. and Lands, Res. Branch, Victoria BC, Land Manage. Handb. 16. (cité dans Coates et coll., 1994)

DeLong, C. 1991. Dynamics of boreal mixedwood ecosystems. p.30–31 *dans* Northern Mixedwood '89: Proceedings of a symposium held at Fort St. John, B.C., Sept. 1989. A. Shortreid (Ed.), Forêts Canada, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria BC, FRDA Report 164.

Delucia, E. H. 1987. The effect of freezing nights on photosynthesis, stomatal conductance, and internal CO_2 concentration in seedlings of Engelmann spruce (*Picea engelmannii* Parry). Plant Cell and Environ. 10:333–338.

Densmore, R. 1979. Aspects of the seed ecology of woody plants of the Alaskan taiga and tundra. Ph.D. thesis, Duke Univ., Durham, NC, 285 p. (cité dans Nienstaedt et Zasada, 1990)

Denyer, W. B.; Riley, C. G. 1964. Drought effects on young spruce stands in poor sites. For. Chron. 40:206–208.

De Roo, H. C. 1961. Deep tillage and root growth. Connecticut Agric. Exp. Sta. Bull. 644, 48 p.

Dhir, N. K.; Vincent, R. K. 1978. Tree improvement in Alberta, 1976–77. p. 161–165 *dans* Proc. 16th Meet. Can. Tree Improv, Assoc. Part 1., Univ. Manitoba, Winnipeg MB, June 1977.

Dobbs, R. C. 1972. Regeneration of white and Engelmann spruce: a literature review with special reference to the British Columbia Interior. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Victoria BC, Rap. Inf. BC-X-69, 77 p.

Dobbs, R. C. 1976a. Effect of initial mass of white spruce and lodgepole pine planting stock on field performance in the British Columbia Interior. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Victoria BC, Rap. Inf. BC-X-149, 14 p.

Dobbs, R. C. 1976b. White spruce seed dispersal in central British Columbia. For. Chron. 52:225–228.

Dominy, S. W. J.; Wood, J. E. 1986. Shelter spot seeding trials with jack pine, black spruce and white spruce in northern Ontario. For. Chron. 62(5):446–450.

Doorenbos, J. 1953. Review of the literature on dormancy in buds of woody plants. Medelingen van de Landbouwhogeschool te Wageningen, The Netherlands 53:1–24.

Doran, K.; Ruess, R. W.; Plumley, F. G.; Wurtz, T. L. 2001. Photosynthetic responses of white spruce saplings (*Picea glauca*) to controlled density gradients of spruce and green alder (*Alnus crispa*). Ecoscience 8:76–88.

Drake, M.; Vengris, J.; Colby, W. G. 1951. Cation-exchange capacity of plant roots. Soil Sci. 72:139–147.

Draper, D.; Binder, W.; Fahlman, R.; Spittlehouse, D. 1985. Post-planting ecophysiology of Interior spruce. Interior Spruce Seedling Performance: State of the Art. Northern Silvic. Committee, Prince George BC, 18 p.

Draper, N. R.; Smith, H. 1981. Applied Regression Analysis. Wiley, New York NY.

Drew, J. T.; Flewelling, J. W. 1979. Stand density management: an alternative approach and its application to Douglas-fir plantations. For. Sci. 25:518–532.

Drew, T. J. 1988. Managing white spruce in Alberta's mixedwood forest: the dilemma. p. 35–40 *dans* J. K. Samoil, ed. Management and Utilization of Northern Mixedwoods. Actes du symposium. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-296. (cité dans Coates et coll., 1994).

Drinkwater, M. H. 1957a. Field spruce in Nova Scotia. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 65, 23 p.

Drinkwater, M. H. 1957b. Seeding and planting white spruce on tolerant hardwood lands. Pulp Paper Mag. Can. 58(6): Woodlands Rev.159(197–198).

Duchaufour, P. 1950. Observations sur "la faim d'azote" de l'épicea. Rev. For. Fr. 1950(1):1–4.

Dumas, M. T.; McLaughlin, J. A. 2003. Microbes inhabiting *Picea* wounds and their antagonism to *Haematostereum sanguinolentum* p. 181–193 *dans* G. Laflamme, J. A. Bérubé et G. Bussières, eds. Root and Butt Rots of Forest Trees. Proc. 10th Internat. Conf. on Root and Butt Rots, IUFRO Working Party 7.02.01, Quebec QC, Sept. 2001. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Rap. Inf. LAU-X-126, 450 p.

Dunn, C. E. 1983. Uranium biogeochemistry of the NEA/IAEA Athabasca test area. p. 127–132 *dans* E. M. Cameron, ed. Uranium exploration in Athabasca Basin, Saskatchewan, Canada. Geol. Surv. Can., Paper 82-11.

Dunn, C. E. 1989. Reconnaisance-level biogeochemical surveys for gold in Canada. Trans. Instit. Mining Metall. (Sect. B: Appl. Earth Sci.) 98: B255–270.

Dunn, C. E. 1991. Assessment of biogeochemical mapping at low sample density. Trans. Instit. Mining Metall., Vol. 100: B130–B133.

Dunn, S.; Lyford, W. H. 1946. Influence of soil texture upon growth of plants. New Hampshire Univ. Agric. Exp. Sta. Tech. Bull. 90, 27 p.

Dunstan, D.[I]; Bekkaous, F.; Pilon, M.; Fowke, L. C.; Abrams, S. R. 1988. Effects of abscisic acid and analogues on the maturation of white spruce (*Picea glauca*) somatic embryos. Plant. Sci. 58:77–84. (cité dans Beardmore et coll., 1997)

Duryea, M. L.; Landis, T. D., editors. 1984. Forest Nursery Manual: Production of Bareroot Seedlings. Nijhoff/Junk, Boston MA, 386 p.

Duryea, M. L.; McClain, K. M. 1984. Altering seedling physiology to improve reforestation success. pp. 77–114 *dans* M. L. Duryea et G. N. Brown, eds. Seedling physiology and reforestation success. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk, The Hague.

Durzan, D. J.; Steward, F. C. 1967. The nitrogen metabolism of *Picea glauca* (Moench) Voss and *Pinus banksiana* Lamb. as influenced by mineral nutrition. Can. J. Bot. 45:695–710.

Dwight, T. W. 1929. Letter regarding growth of unevenaged stands. British Columbia Forest Service, File 080302. (cité par Barnes, 1937)

Dyck, J. R. 1994. Converting aspen stands to white spruce–aspen mixedwoods by planting and seeding, Manitoba: Manitoba forestry demonstration areas. Can./Manitoba Partnership in For., unnumbered rep., 28 p.

Dyer, E. D. A. 1967. Relation of attack by ambrosia beetle (*Trypodendron lineatum* [Oliv.]) to felling date of spruce in central British Columbia. Forêts Canada, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Notes de recherche bimensuelles 23(2):11.

Dyer, E. D. A.; Taylor, D. W. 1971. Spruce beetle brood production in logging slash and wind-thrown trees in British Columbia. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria, BC, Rap. Inf. BC-X-62, 16 p.

Dyrness, C. T.; Viereck, L. A.; Foote, M. J.; Zasada, J. C. 1988. The effect on vegetation and soil temperature of logging flood-plain white spruce. USDA Forest Service, Pacific Northwest Res. Sta., Portland OR, Res. Pap. PNW-RP-392, 45 p.

Eastham, A. M.; Jull, M. J. 1999. Factors affecting natural regeneration of *Abies lasiocarpa* and *Picea engelmannii* in a subalpine silvicultural systems trial. Can. J. For. Res. 29:1847–1855.

Edlin, H. L. 1949. British Woodland Trees, 3rd ed. Batsford, London, UK., 182 p.

Edwards, D. G. W. 1978. Tree seed research, Pacific Forest Research Centre, B.C. p. 209–216 *dans* Proc. 16th Meet. Can. Tree Improv. Assoc., Part 1, C.W. Yeatman, ed. June 1977, Winnipeg, MB.

Edwards, D. G. W. 1987. Methods and procedures for testing tree seeds in Canada. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Victoria BC, Rapport technique 36.

Edwards, I.[K.] 1981a. Soil amendments and fertilizers improve bare-root seedling growth in tree nurseries. p. 7–10 *dans* Environnement Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB, Rapp. For. 24.

Edwards, I.[K.] 1981b. Maintaining soil fertility in forest nurseries in the prairie provinces. p. 47–54 *dans* Proc. Intermountain Nurserymen's Assoc. Meeting, Aug. 1981, Edmonton AB. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-241.

Eis, S. 1965. Development of white spruce and alpine fir seedlings on cutover areas in the central interior of British Columbia. For. Chron. 41:419–431.

Eis, S. 1967a. Establishment and early development of white spruce in the interior of British Columbia. For. Chron. 43:174–177.

Eis, S. 1967b. Cone crops of white and black spruce are predictable. For. Chron. 43(3):247–252.

Eis, S. 1970. Root-growth relationships of juvenile white spruce, alpine fir, and lodgepole pine on three soils in the interior of British Columbia. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Publ. 1276, 10 p.

Eis, S.; Inkster, J. 1972. White spruce cone production and prediction of cone crops. Can. J. For. Res.2:460–466.

Ek, A. R.; Monserud, R. A. 1974. Trials with program FOREST: Growth and reproduction simulation of mixed species forest stands. p. 56–73 *dans* J. Fries, ed. Growth Models for Tree and Stand Simulation. R. Coll. For., Dep. For. Yield Res., Res. Note 30.

Ek, A. R. 1985. A formula for the total cubic foot stem volume of small trees in the Lake States. North. J. Appl. For. 2:2.

Endean, F.; Carlson, L. W. 1975. The effect of rooting volume on the early growth of lodgepole seedlings. Can. J. For. Res. 5:55–60.

Endean, F.; Johnstone, W. D. 1974. Prescribed fire and regeneration on clearcut spruce–fir sites in the foothills of Alberta. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-126, 33 p.

Etter, H. M. 1971. Nitrogen and phosphorus requirements during the early growth of white spruce seedlings. Can. J. Plant Sci. 5161–63.

Etter, H. M. 1972. Effect of nitrogen nutrition upon sugar content and dry weight of juvenile lodgepole pine and white spruce. Can. J. For. Res. 2:434–440. (cité dans Coates et coll., 1994)

Evans, G. C. 1972. The Quantitative Analysis of Plant Growth. Blackwell Scientific, Oxford U.K., 734 p.

Fabricius, L. 1927. Der Einfluss des Wurzelwettbewerbs des Schirmstandes auf die Entwicklung des Jungwuchses. Forst. Centr. 49:329–345.

Farnden, C. 1994. Forest regeneration in the ESSF zone of north-central British Columbia. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Région du Pacifique et du Yukon, Rap. Inf. BC-X-351, 31 p.

Farrar, J. L.; Nicholson, J. J. M. 1967. Response of ten provenances of white spruce seedlings to variable concentration of calcium in the nutrient medium. p. 39–42 *dans* 14th Northeast. For. Tree Improv. Conf. Proc., Toronto ON.

Felt, E. P. 1926. A new spruce gall midge (Itonidae). Can. Entomol. 58:229–230.

Fiedler, C. E., McCuaghey, W. W.; Schmidt, W. C. 1985. Natural regeneration in intermountain spruce–fir forests: a gradual process. USDA Forest Service, Intermount. For. Range Exp. Sta., Res. Pap. INT-343, 12 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Finnigan, J. J.; Brunet, Y. 1995. Turbulent airflow in forests on flat and hilly terrain. p. 3–40 *dans* Wind and Trees. M. P. Coutts et J. Grace, eds. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.

Flannigan, M. D.; Bergeron, Y.; Engelmark, O.; Wotton, B. M. 1998. Future wildfire in circumboreal forests in relation to global warming. J. Veg. Sci. 9:469–476.

Fleming, R.[A]; Groot, A.; Adams, M.; Van Damme, L.; Foreman, F. 2001. Direct seeding. Chapt. 18, p. 351–373 *dans* R. G. Wagner et S. J. Colombo, eds. 2001. Regenerating the Canadian Forest: Principles and Practice for Ontario. Fitzhenry and Whiteside, Markham ON.

Fleming, R. A.; Wood, J. E. 1996. Modelling the effects of herbicide release on early growth and survival of *Picea mariana*. New Zealand J. For. Sci. 26:202–221.

Flesch, T. K.; Wilson, J. D. 1993. Extreme value analysis of wind gusts in Alberta. Can./Alberta Partnership Agree. For., Edmonton AB, Rep. Project A-8033-107, 46 p.

Fligg, D. M. 1960. Empirical yield tables. B.C. Dep. Lands & For., For. Serv., Victoria BC, For. Survey Notes 6. (cité par Haddock, 1961)

Flinn, B. S.; Roberts, D. R.; Taylor, I. E. P. 1991a Evaluation of somatic embryos of interior spruce: characterization and developmental regulation of storage proteins. Physiol. Plant. 82:624–632.

Flinn, B. S.; Roberts, D. R.; Webb, D. T.; Sutton, B. C. 1991b Storage protein changes during zygotic embryogenesis in interior spruce. Tree Physiol. 8:71–81. (cité dans Beardmore et coll., 1997)

Ford-Robertson, F. C., editor. 1971. Terminology of Forest Science, Technology, Practice and Products. English language version. Soc. Amer. For., Washington DC, 349 p.

Forestry Branch. 1960. Petawawa Forest Experiment Station. pp. 17-21 *dans* Annual Report on Forest Research, year ended March 31, 1960. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON.

Forestry Branch. 1961. Native Trees of Canada, 6th ed. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Ottawa ON, Bull. 61, 291 p.

Forestry Commission. 1951. Forestry practice. U.K. For. Commission, London, U.K., Bull. 14, 90 p.

Fowells, H. A. 1965. *Picea* (spruces). p. 287–327 *dans* Silvics of Forest Trees of the United States. H. A. Fowells, compiler. U.S. Dep. Agric., Forest Service, Washington DC, Agric. Handbook No. 271.

Fowle, C. D. 1983. The impact of spruce budworm on the forest community. p. 7–14 *dans* C. J. Sanders et J. R. Carrow, cochair. The Spruce Budworm Problem in Ontario – Real or Imaginary? Actes du symposium. Sept. 1982, Timmins ON. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, COJFRC Actes du symposium O-P-11.

Fox, R. T. V. 2000. *Armillaria* Root Rot: Biology and Control of Honey Fungus. Intercept, Andover, Hants., England, 222 p.

François, F.; Mertens, P.; André, P.; Devillez, F. 1984. Égouttement en jeunes pessières et intensité de la première éclaircie. Ann. Sci. For. 41: 439-448.

François, F.; André, P.; Devillez, F. 1985. Effet de l'intensité de l'éclaircie sur l'extinction du rayonnement solaire en jeunes futaies de *Picea abies* (L.) Karsten. ann. Sci. For. 42: 323-338.

Fraser, A. R.; Alexander, J. D. 1949. The development of the spruce–balsam type in the Aleza Lake Experimental Forest. B.C. For. Serv., Victoria BC, Bull. T32, 41 p.

Fraser, D. A. 1956. Ecological studies of forest trees at Chalk River, Ontario, Canada. II. Ecological conditions and radial increment. Ecology 37: 777–789.

Fraser, D. A. 1971. Temperature–photoperiod interaction on growth of white and black spruce. Paper presented at Jan. 1971 Meeting, Eastern Section, Can. Soc. Plant Physiol., Carleton Univ., Ottawa ON.

Fraser, D. A.; Belanger, L.; McGuire, D.; Zdrazil, Z. 1964. Total growth of the aerial parts of a white spruce tree at Chalk River, Ontario, Canada. Can. J. Bot. 42:159–179.

Fraser, G. K. 1933. Studies of certain Scottish Moorlands in relation to tree growth. For. Commission, HMSO, London, U.K., 112 p.

Fraser, J. W. 1965. Frost and regeneration. p. 5–13 *dans* Conference on Artificial Regeneration in Ontario, Proc., Richmond Hill ON, February 1965.

Fraser, J. W. 1952. Seed-spotting of conifers under a mixed hardwood stand. Ministère des Ressources et du Développement, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Silv. Leafl. 67, 3 p.

Fraser, J. W. 1971. Cardinal temperatures for germination of six provenances of white spruce seed. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Publ. 1290, 10 p.

Freeman, T. N. 1947. A new generic assignment for *Archips fumiferana* (Clemens), the spruce budworm. Can. Entomol. 79:21.

Freeman, T. N. 1958. The Archipinae of North America (Lepidoptera: Tortricidae). Supplement 7. The Canadian Entomologist, 90: 1–89.

Freeman, T. N. 1967. On coniferophagous species of *Choristoneura* (Lepidoptera: Tortricidae) in North America. I. Some new forms of *Choristoneura* allied to *C. fumiferana*. Can. Entomol. 99:449–455.

Fricke, K. 1904. "Licht-und Schattenholzarten," ein wissenschaftlich nicht begrùndetes Dogma. Centralb. Gesam. Forstw. 30: 315–325.

Gagnon, D. 1961. Rainfall and the width of annual rings in planted white spruce. For. Chron. 37(2):96–101.

Gardner, A. C. 1980. Regeneration problems and options for white spruce on river floodplains in the Yukon Territory. p. 19–24 *dans* M. Murray et R. M. Van Veldhuizen, eds. Forest Regeneration at High Latitudes. Proc. Workshop, Fairbanks, Alaska, Nov. 1979. USDA Forest Service, Pacific Northwest For. Exp. Sta., Portland OR, Gen. Tech. Rep., PNW-107, 52 p.

Gardner, A. C. 1983. White spruce regeneration options on river floodplains in the Yukon Territory. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria BC, Rap. Inf. BC-X-240 p., 27 p.

Genys, J. B. 1965. Growth potentials of fifteen provenances of white spruce from Canada, tested in Maryland. Chesapeake Science 6:82–85.

Gessel, S. P.; Walker, R. B. 1958. Diagnosing nutrient needs of forest trees. p. 20–27, 30–31 *dans* Forest Fertilization. The American Potash Inst., Washington, DC.

Gevorkiantz, S. R.; Olson, L. P. 1955. Composite volume tables for timber and their application in the Lake States. USDA Forest Service, Tech. Bull. 1104, 51 p.

Gill, D. 1975. Influence of white spruce trees on permafrost-table microtopography, Mackenzie River Delta. Can. J. Earth Sci. 12(2):263–272.

Gill, W. R.; Miller, R. D. 1956. A method for study of the influence of mechanical impedance and aeration on the growth of seedling roots. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 20: 154–157.

Gilmour, J. G.; Konishi, J. 1965. Scarification in the spruce alpine fir type of the Prince George Forest District. Preliminary evaluation of methods and resulting regeneration. B.C. For. Serv., Victoria BC, For. Manage. Notes 4. (cité dans Coates et coll., 1994)

Ginn, S. E.; Seiler, J. R.; Cazell, B. H.; Kreh, R. E. 1991. Physiological and growth responses of eight-year-old loblolly pine stands to thinning. For. Sci. 37: 1030-1040.

Glerum, C. 1985. Frost hardiness of coniferous seedlings: principles and applications. p. 107–123 *dans* M. L. Duryea, ed. Proceedings: Evaluating seedling quality: principles, procedures, and predictive abilities of major tests. Workshop, October 1984, Oregon State Univ., For. Res. Lab., Corvallis OR.

Glerum, C.; Farrar, J. L. 1965. A note on internal frost damage in white spruce needles. Can. J. Bot. 43:1590–1591.

Glerum, C.; Farrar, J. L. 1966. Frost ring formation in the stems of some coniferous species. Can. J. Bot. 44:879–885.

Glew, D. R. 1963. The results of stand treatment in the white spruce–alpine fir type of the northern interior of British Columbia. B.C. Dep. Lands For. Water Resour., B.C. For. Serv., Victoria BC, For. Manage. Note 1, 27 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Gordon, A. M.; Van Cleve, K. 1987. Nitrogen concentrations in biomass components of white spruce seedlings in interior Alaska. For. Sci. 33(4):1075–1080. (cité dans Coates et coll., 1994)

Goulet, F. 1995. Frost heaving of forest tree seedlings: a review. New For. 9(1):67–94.

Graves, A. H. 1914. Notes on diseases of trees in the southern Appalachians. Phytopath. 4:63–72.

Green, D. S. 2004. Describing condition-specific determinants of competition in boreal and sub-boreal mixedwood stands. For. Chron. 80(6):736–742.

Greene, D. F.; Zasada, J. C.; Sirois, L.; Kneeshaw, D.; Morin, H.; Charron, L.; Simard, M.-J. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. Can. J. For. Res. 29:824–839.

Greifenhagen, S.; Pitt, D. G.; Wester, M. C.; Bell, F. W. 2005. Juvenile response to conifer release alternatives on aspen–white spruce boreal mixedwood sites. Part II: Quality of aspen regeneration. For. Chron. 81(4):548–558.

Griffin, R. H.; Carr, B. W. 1974. Aerial seeding of spruce in Maine. p. 131–138 *dans* Proc. Direct Seeding Sympos., Timmins, Sept.1973. Ministère canadien de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Publ. 1339.

Griffin, R. H. 1977. Direct seeding in northern forest types. p. 111–125 *dans* Proc. Symp. Intensive Culture Northern Forest Types, July 1976, Orono ME, USDA Forest Service, NE For. Exp. Sta., Gen. Tech. Rep. NE-29.

Groot, A. 1992. Small forest openings to promote the establishment and growth of white spruce in boreal mixedwood stands. Draft NODA proposal, with comments by R. F. Sutton.

Groot, A.; Carlson, D. W.; Fleming, R. L.; Wood, J. E. 1997. Small openings in trembling aspen forest: microclimate and regeneration of white spruce and trembling aspen. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, NODA/NFP Rap. Tech. TR-47, 25 p.

Groot, A.; Carlson, D. W.; Wood, J. E. 1994. Microclimate and regeneration of white spruce and trembling aspen in small forest openings. Innovative Silviculture Systems in Boreal Forests. Conf. Abstr., Edmonton AB, Oct. 1994.

Grosenbaugh, L. R. 1967. REX–Fortran-4 system for combinatorial screening or conventional analysis of multivariate regressions. USDA Forest Service, Res. Pap. PSW-44, 47 p.

Gross, H. L. 1979. Results of multileader investigations for 1978. Centre de foresterie des Grands Lacs, Sault Ste. Marie ON, Rapport de dossier, 30 p.

Grossnickle, S. C. 1987. Influence of flooding and soil temperature on the water relations and morphological development of cold-stored black spruce and white spruce seedlings. Can. J. For. Res. 17(8):821–828.

Grossnickle, S. C. 1988. Planting stress in newly planted jack pine and white spruce. I. Factors influencing water uptake. Tree Physiol. 4(1):71–83.

Grossnickle, S. C. 2000. Ecophysiology of northern spruce species: the performance of planted seedlings. NRC Research Press, Ottawa ON, 409 p.

Grossnickle, S. C.; Blake, T. J. 1986. Environmental and physiological control of needle conductance for bare-root black spruce, white spruce, and jack pine seedlings on boreal cutover sites. Can. J. Bot. 64(5):943–949.

Grossnickle, S. C.; Blake, T. J. 1987a. Water relation patterns of bare-root and container jack pine and black spruce seedlings planted on boreal cut-over sites. New For. 1:101–116.

Grossnickle, S. C.; Blake, T. J. 1987b. Water relations and morphological development of bareroot jack pine and white spruce seedlings: seedling establishment on a boreal cut-over site. For. Ecol. Manage. 18:299–318.

Grossnickle, S. C.; Major, J. E. 1994. Interior spruce seedlings compared to emblings produced from somatic embryogenesis. III. Physiological response and morphological development on a reforestation site. Can. J. For. Res. 24:1397–1407.

Grossnickle, S. C.; Sutton, B. C. S.; Fan, S.; King, J. 1997. Characterization of Sitka × interior spruce hybrids: a biotechnological approach to seedlot determination. For. Chron. 73(3):357–362.

Grubb, P. J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities. The importance of the regeneration niche. Biol. Rev. 52:107–145.

Grümmer, G. 1961. The role of toxic substances in the interrelationships between higher plants. p. 219–228 *dans* Mechanisms in Biological Competition. Sympos. Soc. Exp. Biol. 15, Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.

Guillebaud, W. H. 1934. Forest manuring: a survey. Forestry 8:136–149.

Gustafson, F. G. 1943. Influence of light upon tree growth. J. For. 41:212–213.

Habonimana, B. 2000. Effet de l'intensité d'éclaircie sur le microclimat et la croissance du pin larico de Corse (*Pinus nigra* Arnold subsp. *laricio* Poir.). Thèse de Doctorat. Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve.

Haddock, P. G. 1961. Silvicultural views on the Canadian spruce forests. For. Chron. 37(4):376–389.

Haddon, B. D.; Winston, D. A. 1982. Germination after two years storage of artificially ripened white spruce seed. p. 75–80 *dans* B. S. P. Wang et J. A. Pitel, eds. Proc. Internat. Sympos. Forest Tree Seed Storage, Sept. 1980, Chalk River ON. Environnement Canada, Service canadien des forêts. (cité dans Coates et coll., 1994)

Haig, R. A. 1959a. Result of an experimental seeding in 1920 of white spruce and jack pine in western Manitoba. For. Chron. 35(1):7–12.

Haig, R. A. 1959b. Reforestation by planting, 1918–1930, Riding and Duck mountains, Manitoba and Saskatchewan. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Région du Manitoba et de la Saskatchewan, Winnipeg. (manuscrit non publié)

Haig, R. A.; Curtis, F. W. 1974. Cost effectiveness of four methods of establishing white spruce on a cut-over mixedwood site in the Goulais River area, Ont. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Rap. Inf. O-X-210, 17 p.

Hall, J. P. 1970. Survival of Scots pine superior to spruces on ploughed peat bog. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Service canadien des forêts, St. John's NL, Woody Points 2(7):8–9.

Hallgren, G. 1947. Studies on the influence of precipitation on crop yields in Sweden with special reference to field irrigation. Roy. agric. Coll. Sweden, Ann. 14: 173-289.

Hallett, R. D. 1980. Experience in the use of soil analysis data. p. 296–298 *dans* Proc. N. Amer. For. Tree Nursery Soils Workshop, July/Aug. 1980, Syracuse NY. USDA Forest Service, State Univ. of New York at Syracuse NY/ Can. For. Serv., Ottawa ON.

Halliday, W. E. D. 1937. A forest classification for Canada. Ministère des Mines et des Ressources, Service fédéral de sylviculture, Ottawa ON, Bull. 89, 50 p.

Hambly, E. S. L. 1973. The periodicity of root regeneration potential of black and white spruce and jack pine nursery seedlings. M.Sc. thesis, Univ. Toronto, Fac. For., Toronto ON, 66 p.

Hambly, E. S. L. 1980. Growth of young black and white spruce in northern Ontario. Ont. Min. Nat. Resour., For. Manage. Sect., Toronto ON, 53 p.

Hamilton, G. J. 1969. The dependence of volume increment of individual trees on dominance, crown dimensions and competition. Forestry 62: 133-144.

Hanson, W. A. 1979. Preliminary results of the Bear Creek fire effects studies. U.S. Dep. Int., Bur. Land Manage., Anchorage, Alaska. 83. pp.

Hard, J. S. 1985. Spruce beetles attack slowly growing spruce. For. Sci. 31(4):839–850. (cité dans Coates et coll., 1994)

Hard, J. S.; Holsten, E. H. 1985. Managing white and Lutz spruce stands in south-central Alaska for increased resistance to spruce beetle. USDA Forest Service, Pacific NW For. Range Exp. Sta., Portland OR, Gen. Tech. Rep. PNW-188, 21 p.

Hard, J. S.; Werner, R. A.; Holsten, E. H. 1983. Susceptibility of white spruce to attack by spruce beetles during the early years of an outbreak in Alaska. Can. J. For. Res. 13(4):678–684. (cité dans Coates et coll., 1994).

Harding, R. B. 1986. Terminal leader failure in white spruce plantations in northern Minnesota. Can. J. For. Res. 16(3):648–650.

Hare, F. K. 1950. Climate and zonal divisions of the boreal forest formation in eastern Canada. Geogr. Rev. 40:615–635.

Hare, F. K.; Ritchie, J. 1972. The boreal bioclimates. Geogr. Rev. 62:333–365.

Harlow, W. M.; Harrar, E. S. 1950. Textbook of Dendrology, 3rd ed. McGraw-Hill, New York NY, 555 p.

Harper, G. J.; Camm, E. L. 1993. Effects of frozen storage duration and soil temperature on the stomatal conductance and net photosynthesis of *Picea glauca* seedlings. Can. J. For. Res. 23(12):2459–2466.

Harper, J. L. 1961. Approaches to the study of plant competition. p. 1–39 *dans* Mechanisms in Biological Competition. Sympos. Soc. Exp. Biol. 15, Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.

Harrington, C. A.; Murray, M. D. 1982. Ecology of sub alpine fir. pages 53-58 *dans* C. D. Oliver et R. M. Kendy, eds. True fir, proceedings of the biology and management of true fir in the Pacific Northwest symposium, Feb. 24-26, 1981, Seattle, Washington. USDA Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon and University of Washington, Seattle, Washington.

Harrison-Smith, J. L. 1963. Progress in poison thinning. New Zealand Timber Journal, Oct. 1963:25–27.

Hartley, C. 1918. Stem lesions caused by excessive heat. J. Agric. Res. 14:595–604.

Harvey, B. D.; Bergeron, Y. 1989. Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Quebec. Can. J. For. Res. 19:1458–1469.

Harvey, G. T. 1985. The taxonomy of the coniferophagous *Choristoneura* (Lepidoptera: Tortricidae): a review. p. 16–48 *dans* C. J. Sanders, R. W. Stark, E. J. Mullins et J. Murphy, eds. Recent Advances in Spruce Budworms Research. CANUSA Spruce Budworms Research Symp. Proc., Bangor ME, Sept. 1984. Can For. Serv./USDA Forest Service, Ottawa ON.

Hausenbuiller, R. L. 1985. Soil Science: Principles and Practices, 3rd ed. William C. Brown, Dubuque IA, 610 p.

Havis, J. R. 1976. Root hardiness of woody ornamentals. Hort. Science 11:385–386.

Hawkins, C. D. B.; Draper, D. A. 1988. Height control of interior spruce by means of photoperiodic induction. p. 45–49 *dans* T. D. Landis, tech. coord., Proc. Combined Meeting. USDA Forest Service, Fort Collins CO, Gen. Tech. Rep., RM-167.

Hearnden, K. W.; Millson, S. V.; Wilson, W. C. 1996. Ontario Independent Forest Audit Committee. Ont. Min. Nat. Resour., Sault Ste. Marie ON, 117 p.

Hedin, I. B. 1987. Field assessment of inverted humus mounds produced by three site preparation implements in north central British Columbia. Canada/B.C., Victoria BC, FRDA Rep. 008 (FERIC Special Rep. SR-44), 38 p.

Hedlin, A.F.; Yates, H.O.; Tovar, D.C.; Ebel, B.H.; Koerber, T.W.; Merkel, E.P. 1980. Cone and seed insects of North American conifers. Can. For. Serv./USDA Forest Service/Secretaría Agric. Recursos Hidráulicos, Mexico, 122 p. (A publication instigated at the 10th meeting of the Study Group on Forest Insects and Diseases, North American Forestry Commission, FAO, held in Canada in 1974).

Hegyi, F. 1974. A simulation model for managing jack pine stands. p. 74–90 *dans* J. Fries, ed. Growth Models for Tree and Stand Simulation. R. Coll. For., Dep. For. Yield Res., Res. Note 30.

Hegyi, F.; Jelinek, J.; Carpenter, D. B. 1981. Site index equations and curves for the major tree species in British Columbia, revised ed. B.C. Min. For., Victoria BC, For. Invent. Rep. 1, 51 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Heiberg, S. O.; White, D. P. 1951. Potassium deficiency of reforested pine and spruce stands in northern New York. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 15:369–376.

Heiberg, S. O.; White, D. P. 1956. A site evaluation concept. J. for. 54: 7–10.

Heiberg, S. O.; Loewenstein, H. 1958. Depletion and rehabilitation of a sandy outwash plain in northern New York. p. 172–180 *dans* Proc. 1st North Amer. For. Soils Conf.

Heineman, J. 1999. Settling of mechanically prepared mounds in northern B.C.: 10-year summary. B.C. Min. For., For. Practices Branch, Victoria BC, Silvic. Note 22, 6 p.

Heineman, J. 2000. Root development of 12-year-old white spruce growing on inverted mineral mounds and untreated ground in the BWBS zone of northern BC. B.C. Min. For., For. Practices Branch, For. Site Manage. Sect., Victoria BC, Silvic. Note 23 (final draft), 3 p.

Heinselman, M. L. 1973. Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. Quart. Res. 3:329–382.

Heinselman, M. L. 1981. Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems. p. 7–57 *dans* Proceedings of the Conference: Fire Regimes in Ecosystem Properties, Dec. 1978, Honolulu, Hawaii. USDA Forest Service, Washington DC, Gen. Tech. Rep. WO-26.

Heit, C. E. 1949. Physiology of germination. p.42–43 *dans* New York State Agric. Exp. Sta., Geneva NY, 68th Ann. Rep.

Heit, C. E. 1961. Laboratory determination and recommended testing methods for 16 spruce (*Picea*) species. p. 165–171 *dans* Assoc. Off. Seed Anal. 51st Annu. Meet. Proc. (cité dans Coates et coll., 1994)

Helgerson, O. T. 1990. Heat damage in tree seedlings and its prevention. New For. 3:333–358.

Hellum, A. K. 1968. A case against cold stratification of white spruce seed prior to nursery seeding. Ministère des Forêts et du Développement rural, Direction des Forêts, Ottawa ON, Publ. 1243, 12 p.

Hellum, A. K. 1972. Germination and early growth of white spruce on rotten woods and peat moss in laboratory and nursery. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-39, 12 p.

Helmers, A. E. 1948. Early results from thinning seed spots. USDA Forest Service, N. Rocky Mount. For. & Range Exp. Sta., Missoula MT, Res. Note 58, 5 p.

Helms, J. 1911. Nogle gødningsforsøg i sygnende grankultur paa hedejord. (Expériences avec des engrais dans une plantation d'épinettes stagnante sur de la terre de bruyère.) Tidsskrift for Skovvaesen 23:66–85.

Henckel, P. A. 1964. Physiology of plants under drought. Ann. Rev. Plant Physiol. 15: 363-386.

Henderson, C.J. 1988. Managing aspen in the mixedwood forest. p. 50–52 *dans* J. K. Samoil, ed. Management and utilization of northern mixedwoods. Gouvernement du Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-296.

Henderson, G. S.; Stone, E. L. 1970. Interactions of phosphorus availability, mycorrhizae, and soil fumigation on coniferous seedlings. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34:314–318.

Hendrickson, O. Q.; Burgess, D. M.; Chatarpaul, L. 1987. Biomass and nutrients in Great Lakes–St. Lawrence forest species: implications for whole-tree and conventional harvest. Can. J. For. Res. 17:210–218. (cité dans Coates et coll., 1994)

Heninger, R. L.; White, D. P. 1974. Tree seedling growth at different soil temperatures. For. Sci. 20:363–367.

Henne, A. 1936. Der Kleindarre zum Abschied. [Prévention contre la déshydratation.] Schweiz. Ztschr. F. Forstw. 87:82–90.

Henry, B. S. 1996. Spruce budworm parasitoid investigations in southern Ontario white spruce plantations. MSc thesis, Univ. Guelph, Guelph ON, 187 p.

Hermelin, J. 1991. Spacing in eastern Canada: the New Brunswick experience. p. 27–29 *dans* V. F. Haavisto, C. R. Smith et C. Mason, eds. Space to grow: spacing and thinning in northern Ontario. Proc. Sympos., June 1990, Sault Ste. Marie ON, For. Can., Ont. Region/Ont. Min. Nat. Resour. Joint Rep. 15.

Herring, L. J.; McMinn, R. G. 1980. Natural and advanced regeneration of Engelmann spruce and subalpine fir compared 21 years after site treatment. For. Chron. 56:55–57.

Herring, L. J. 1987. Winter injury of white spruce in the boreal forest of British Columbia. B.C. Min. For., For. Sci. section, Prince George BC, rapport non publié. (FRDA Memo 160, 1990; Coates et Haeussler)

Hesselman, H. 1910. Om vattnets syrehalt och dess inverkan på skogsmarkens försumpning och skogens växtlighet. Meddel. Statens Skogsförsöksanst. 7:91–125.

Higgins, T. J. V. 1984. Synthesis and regulation of major proteins in seeds. Annu. Rev. Plant Physiol. 35:191–221. (cité dans Beardmore et coll., 1997)

Hill, J. A. 1965. Methyl bromide gas controls weeds, nematodes and root rots in seedbeds. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 21:11–24.

Hills, G. A. 1952. The classification and evaluation of site for forestry. Ont. Dep. Lands For., Res. Div., Toronto ON, Res. Rep. 24, 41 p.

Hills, S. C.; Morris, D. M. 1992. The function of seed banks in northern forest ecosystems: a literature review. Ont. Min. Nat. Resour., Ont. For. Res. Instit., Sault Ste. Marie ON, For. Res. Inf. Pap., No. 107, 25 p.

Himmelfreundpointner, K. 1966. Ein Düngungsversuch in einem Fichtenbestand. Allgemeine Forstzeitung 77(3):48–56.

Hinckley, T.M.; Lassoie, J.P.; Running, S.W. 1978. Temporal and spatial variations in the water status of forest trees. For. Sci. Monogr. 20, 72 p.

Hiratsuka, Y. 1987. Forest tree diseases of the prairie provinces. Gouvernement du Canada, Service canadien des forêts, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-286, 142 p.

Hocking, D. 1972. Effects of stratification of Alberta white spruce and lodgepole pine seeds on emergence in operational seedbeds. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Notes de recherche bimensuelles 28(4):26–27.

Hocking, D.; Mitchell, D. L. 1975. The influences of rooting volume, seedling espacement and substratum density on greenhouse growth of lodgepole pine, white spruce, and Douglas fir grown in extruded peat cylinders. Can. J. For. Res. 5:440–451. (cité dans Coates et coll., 1994)

Hocking, D.; Nyland, R. D. 1971. Cold storage of coniferous seedlings. New York State Univ. Coll. For., Applied For. Res. Instit., Syracuse NY, AFRI Res. Rep. 6, 70 p.

Holst, M. J. 1960. Genetics as a factor in quality control. Pulp Paper Mag. Can. 61:140–144.

Holst, M. J. 1962. Seed selection and tree breeding in Canada. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 115, 20 p.

Holst, M. J. 1963. Growth of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) provenances in eastern North America. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières. Pub. 1022, 15 p.

Holst, M. J. 1969. White spruce provenance experiments in eastern Canada. Station d'expériences forestières de Petawawa, Chalk River ON, manuscrit non publié. (cité dans Roche et coll., 1969)

Holst, M. J.; Teich, A. 1969. Heritability estimates in Ontario white spruce. Silvae Genetica 18:23–27.

Holsten, E. H.; Werner, R. A.; Laurent, T. H. 1980. Insects and diseases of Alaskan forests. USDA Forest Service, Alaska Region Report No. 75, 185 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Holt, L. 1955. White spruce seedbeds as related to natural regeneration. Pulp Paper Res. Instit. Can., Montreal QC, 28 p.

Honer, T. G. 1967. Standard volume tables and merchantable conversion factors for the commercial tree species of central and eastern Canada. Service canadien des forêts, Institut des recherches et services en aménagement forestier, Ottawa ON, Rap. Inf. FMR-X-5, 21 p.

Horton, K. W. 1958. Big timber in the far north. Timber of Canada, Dec., 2 p.

Horton, K. W.; Wang, B.S.P. 1969. Experimental seeding of conifers in scarified strips. For. Chron. 45(1):22–29.

Horvat-Marolt, S. 1979. Structure of young subalpine spruce forest and its stability. p. 219–231 *dans* E. Klimo, ed. Proc. Internat. Sympos. on Stability of Spruce Forest Ecosystems, Brno, Czechoslovakia, Oct. 1979. (cité dans Coates et coll., 1994)

Hosie, R. C. 1953. Forest regeneration in Ontario. Univ. Toronto, Toronto ON, For. Bull. 2, 134 p.

Howard, A. 1925. The effect of grass on trees. Roy. Soc., London, U.K., Proc. B 97:284–321.

Howard, K. M.; Newton, M. 1984. Overtopping by successional coast range vegetation slows Douglas-fir seedlings. J. For. 82:178–180.

Huang, S.; Titus, S. J. 1993. An index of site productivity for uneven-aged or mixed species stands. Can. J. For. Res. 23(3):558–562.

Huang, S. M.; Price, D.; Titus, S. J. 2000. Development of ecoregion-based height–diameter models for white spruce in boreal forests. For. Ecol. Manage. 129:125–141.

Hughes, E. L. 1967. Studies in stand and seedbed treatment to obtain spruce and fir reproduction on the mixedwood slope type of northwestern Ontario. Ministère des Forêts, Direction des Forêts, Ottawa ON, Publ. 1189, 138 p.

Hughes, M. B.; Weir, A.; Rogers, S. O. 2003. Phylogenetic reconstruction of North American *Armillaria* species and related European taxa based on nuclear ribosomal DNA internal transcribed spacers. p. 32 *dans* G. Laflamme, J. A. Bérubé et G. Bussières, eds. Root and Butt Rots of Forest Trees. Proc. 10th International Conference of Root and Butt Rots, IUFRO Working Party 7.02.01, Quebec (QC), Sept. 2001. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy (QC). Rapport d'information. LAU-X-126, 450 p.

Hunt, J. 1998. Site preparation on a backlog site in the BWBSmw1 Subzone: Stewart Lake. B.C. Min. For., For. Practices Branch, For. Site Manage. Sect., Victoria BC, Silvic. Note 23, 4 p.

Hunt, J. A.; McMinn, R. G. 1988. Mechanical site preparation and forest regeneration in Sweden and Finland: Implications for technology transfer. Forestry Canada, Pacific and Yukon Region and BC Ministry of Forests, Victoria, BC, FRDA Report 031.

Hustich, I. 1966. On the forest–tundra and the northern tree-lines. Annales Univ. Turku A.II, Vol. 36:7–47.

Ingestad, T. 1960. Magnesiumbrist hos gran. (Déficit de magnésium des épinettes) Svenska SkogsvForen. Tidskr. 58:69–76.

Ingestad, T. 1976. Nitrogen and cation nutrition of three ecologically different plant species. Physiol. Plant. 38:29–34.

International Seed Testing Association. 1976. Seed science and technology 4(1).

International Seed Testing Association. 1985. International rules for seed testing. Seed Sci. & Technol. 13. Suppl. 2.

International Seed Testing Association 1996. International rules for seed testing. Seed Sci. & Technol. 21 (Suppl.) :1-288.

Ives, W. G. H.; Wong, H. R. 1988. Tree and shrub insects of the prairie provinces. Gouvernement du Canada, Service canadien des forêts, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-292, 327 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Iyer, J. G. 1977. Effect of micronutrient fertilizers on the growth of white spruce nursery stock. Univ. Wisconsin, Madison WI, Dep. For., For. Res. Notes 203, 4 p.

Jablanczy, A. 1969. Conifer reproduction in old-field spruce stands in the Maritimes. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Ottawa ON, Notes de recherche bimensuelles 25(3):27.

Jablanczy, A.; Baskerville, G. L. 1969. Morphology and development of white spruce and balsam fir seedlings in feather moss. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Service canadien des forêts, Fredericton NB, Rap. Inf. M-X-19, 10 p.

Jacobs, K.; Hollstedt, C. 1994. An Annotated Bibliography on Site Preparation: Mechanical, Chemical and Combined Mechanical/chemical. Ontario Ministry of Natural Resources, Northwest Region Science and Technology, 86 p.

Jameson, J. S. 1963. Comparison of tree growth on two sites in the Riding Mountain Forest Experimental Area. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Publ. 1019, 36 p.

Jaquish, B 1982. Variation studies in interior spruces (E.P.646,672). p. 61–62 *dans* For. Res. Review 1981–82. B.C. Min. For., Res. Branch, Victoria BC. (cité dans Coates et coll., 1994)

Jarvis, P. G.; Jarvis, M. S. 1963. The water relations of tree seedlings. I. Growth and water use in relation to soil potential. II. Transpiration in relation to soil water potential. Physiol. Plantarum 16: 215-235; 236-253.

Jeffers, R. M. 1968. Parent-progeny growth correlations in white spruce. p. 213–221 *dans* Proc. 11th Meet. Committee For. Tree Breed. Can., Macdonald College, Aug. 1968.

Jeffrey, W. W. 1959. White spruce rooting modifications on the fluvial deposits of the lower Peace River. For. Chron. 35:304–311.

Jeffrey, W. W. 1964. Forest types along lower Liard River, Northwest Territories. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Publ. 1035, 103 p.

Jeglum, J. K.; Kershaw, H. M.; Morris, D. M.; Cameron, D. A. 2003. Best forestry practices: A guide for the boreal forest in Ontario. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, co-publié par le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Sault Ste. Marie ON, 110 p.

Jobidon, R. 2000. Density-dependent effects of northern hardwood competition on selected environmental resources and young white spruce (*Picea glauca*) plantation growth, mineral nutrition, and stand structural development – a 5-year study. For. Ecol. Manage. 130:77–97.

Jobidon, R.; Charette, L.; Bernier, P. Y. 1998. Initial size and competing vegetation on water stress and growth of *Picea mariana* (Mill.) B.S.P. seedlings planted in three different environments. For. Ecol. Manage. 103:293–305.

Jobidon, R.; Thibault, J. R. 1982. Allelopathic growth inhibition of nodulated and unnodulated *Alnus crispa* seedlings by *Populus balsamifera*. Amer. J. Bot. 69:1213–1223.

Johnson, H. J. 1973. An evaluation of scarification and direct seeding in Alberta. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-71, 27 p.

Johnstone, W. D. 1976a. Ingress of lodgepole pine and white spruce regeneration following logging and scarification in west-central Alberta. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-170, 12 p.

Johnstone, W. D. 1976b. Juvenile height growth of white spruce and lodgepole pine following logging and scarification in west-central Alberta. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-171, 9 p.

Johnstone, W. D. 1978. Growth of fir and spruce advance growth and logging residuals following logging in west-central Alberta. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-203, 16 p.

Jones, R. K.; Pierpoint, G.; Wickware, G. M.; Jeglum, J. K.; Arnup, R. W.; Bowles, J. M. 1983. Field guide to forest ecosystem classification for the Clay Belt, Site Region 3E. Ont. Min. Nat. Resour., Toronto ON, 121 p.

Jones, W. W. 1966. Nitrogen. Chap. 22, p. 310–323 *dans* H. D. Chapman, ed. Diagnostic Criteria for Plants and Soils. Univ. Calif., Div. Agric. Sci., Riverside CA.

Jonsson, B. G.; Dynesius, M. 1993. Uprooting in boreal spruce forests: long-term variation in disturbance rate. Can. J. For. Res. 23(11):2383–2388.

Jonsson, B. G.; Esseen, P. A.; Jonsson, B. 1990. Treefall disturbance maintains high bryophyte diversity in a boreal spruce forest. J. Ecology 78(4):924–936.

Jorgensen, E.; Cafley, J. D. 1961. Branch and stem cankers of white and Norway spruces in Ontario. For. Chron. 37(4):394–400.

Jorgensen, E.; Stanek, W. K. L. 1962. Overwinter storage of coniferous seedlings as a means of preventing late frost damage. For. Chron. 38(2):192–202.

Joyce, D.; Nitschke, P.; Mosseler, A. 2001. Genetic resource management. P. 141–154 *dans* R. G. Wagner et S. J. Colombo, eds. Regenerating the Canadian Forest: Principles and Practice for Ontario. Fitzhenry and Whiteside, Markham ON.

Jozsa, L. A.; Powell, J. M. 1987. Some climatic aspects of biomass productivity of white spruce stem wood. Can. J. For. Res. 17(9):1075–1079.

Judge, G. G.; Hill, R. C.; Griffiths, W. E.; Lütkepohl, H.; Lee, T.C., 1988. Introduction to the Theory and Practice of Econometrics, 2nd ed. John Wiley & Sons, New York NY.

Kabzems, A. 1971. Growth and yield of well stocked white spruce in the mixedwood section, Saskatchewan. Saskatchewan Dep. Nat. Resour., For. Branch, Prince Albert SK, Tech. Bull. 5, 75 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Kabzems, R.; Lousier, J. D. 1989. Investigation of factors affecting the regeneration, growth and development of *Picea glauca* under *Populus* spp. canopy in the Boreal White and Black Spruce (BWBS) Biogeoclimatic Zone. rapport non publié. (cité dans Coates et coll., 1994)

Kagis, I. 1952. Some problems of mixedwood stands. For. Chron. 28(2):6–18.

Kahle, H. P.; Spiecker, H. 1996. Adaptability of radial growth of Norway spruce to climate variations: Results of a site-specific dendroecological study in high elevations of the Black Forest (Germany). pp. 785–801 *dans* J. S. Dean, D. M. Meko et T. W. Setnam, eds. Tree rings, environment and humanity. The University of Arizona, Tuscon, AZ.

Kaufmann, M. R. 1984a. A canopy model (RM-CWU) for determining transpiration of subalpine forests. I. Model development. Can. J. For. Res. 14:218–226.

Kaufmann, M. R. 1984b. A canopy model (RM-CWU) for determining transpiration of subalpine forests. II. Consumptive water use in two watersheds. Can. J. For. Res. 14:227–232.

Kaufmann, M. R. 1985. Annual transpiration in subalpine forests: large differences among four tree species. For. Ecol. Manage. 13:235–246.

Keay, J. 1964. Nutrient deficiencies in conifers. Scottish For. 18:22–29.

Keenan, R. J.; Kimmins, J. P. 1993. The ecological effects of clear-cutting. Environmental Reviews 1:121-144.

Kenety, W. H. 1917. Preliminary study of white spruce in Minnesota. Univ. Minnesota, Cloquet Exp. Sta. MN, Bull. 168, 30 p.

Kennedy, A. J.; Penner, D. F.; Green, J. E. 1989. Small rodent populations and conifer seedling damage on a reclaimed area in west central Alberta. For. Chron. 65(4):271–275.

Ker, M. F. 1981. Early response of balsam fir to spacing in northwestern New Brunswick. Service canadien des forêts, Fredericton NB, Rap. Inf. M-X- 129, 36 p.

Key, J. L.; Lin, C. Y.; Chen, Y. M. 1981. Heat shock proteins of higher plants. Proc. U.S. Acad. Sci. 78:3526–3530.

Khalil, M. A. K. 1975. Early growth of progenies from some phenotypically superior white spruce provenances in central Newfoundland. Silvae Genet. 24(5/6):160–163.

Khalil, M. A. K. 1978. Early growth of some progenies from two phenotypically superior white spruce provenances in central Newfoundland. II. Heritability and genetic gain. Silvae Genet. 27(5):193–196. (cité dans Coates et coll., 1994)

Kiil, A. D. 1965. Weight and size distribution of slash of white spruce and lodgepole pine. For. Chron. 41:432–437.

Kiil, A. D. 1968. Weight of the fuel complex in 70-year-old lodgepole pine stands of different densities. Ministère des Forêts et du Développement rural, Laboratoire de recherches forestières, Calgary, Alberta. Publication ministérielle 1228, 13 p.

Kiil, A. D.; Grigel. J. E. 1969. The May 1968 forest conflagrations in central Alberta – a review of fire weather, fuels and fire behaviour. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Direction des Forêts, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-10.

Kiil, A. D.; Chrosciewicz, Z. 1970. Prescribed fire – its place in reforestation. For. Chron. 46:448–451.

Kimpel, J. A.; Key, J. L. 1985a. Heat shock in plants. Trends Biochem. Sci. 10:353–357.

Kimpel, J. A.; Key, J. L. 1985b. Presence of heat shock mRNAs in field grown soybeans. Plant Physiol. 79:672–678.

King, J. P.; Nienstaedt, H.; Macon, J. 1965. Super-spruce seedlings show continued superiority. USDA Forest Service, Lake States For. Exp. Sta., Res. Note LS-66, 2 p.

King, J. P.; Rudolf, P. O. 1969. Development of white and Norway spruce trees from several seed sources 29 years after planting. USDA Forest Service, North Central For. Exp. Sta., Res. Note NC-70, 4 p.

Kinghorn, J. M. 1978. Minimizing potential root problems through container design. p. 311–318 *dans* E. Van Eerden et J. M. Kinghorn, eds. Root Form of Planted Trees Symposium Proc. B.C. Min. For./Can. For. Serv., Victoria BC, Joint Rep. 8.

Kirby, C. L. 1973. Tree volume equations and volume basal–area ratios for white spruce and lodgepole pine in Alberta. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Edmonton AB, rapport non publié 22 p. (cité par Rauscher, 1993)

Kiss, G. K.; Yeh, F. C. 1988. Heritability estimates for height for young interior spruce in British Columbia. Can. J. For. Res. 18(2):158–162. (cité dans Coates et coll., 1994)

Kiss, G. K. 1989. Genetic improvement of white and Engelmann spruce. p. 132 *dans* S. Magnussen et T. J. B. Boyle, eds. Proc. Part 1, 22nd Meet. Can. Tree Improv. Assoc., Edmonton AB, Aug. 1989.

Kittredge, J. 1929. Forest planting in the Lake States. USDA Forest Service, Washington DC, Agric. Bull. 1497, 87 p.

Kittredge, J., Jr.; Gevorkiantz, S. R. 1929. Forest possibilities of aspen lands in the Lake States. Minnesota Agricultural Experiment Station, Minneapolis, Minnesota, Technical Bulletin 60.

Klages, M. G.; Ryerson, D. E. 1965. Effect of nitrogen and irrigation on yield and botanical composition of western Montana range. Agron. J. 57: 78-81.

Klaiber, H. M. 1977. Even-aged intensive management: two case histories. p. 63–66 *dans* Proc. Symp. Intensive Culture Northern Forest Types, July 1976, Orono ME. USDA Forest Service, NE For. Exp. Sta., Gen. Tech. Rep. NE-29.

Klapprat, R. A. 1988. Techniculture transplants: an innovation in planting stock production. pp. 31-33 *dans* C. R. Smith et R. J. Reffle, eds. Taking stock. The role of nursery practice in forest renewal. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs, Sault Ste. Marie, Ont., OFRC actes du symposium O-P-16.

Klein, D. R. 1977. Winter food preferences of snowshoe hares (*Lepus americanus*) in interior Alaska. XIIIth Congress Game Biologists, Proc.:266–275.

Knapp, A. K.; Smith, W. K. 1982. Factors influencing understory seedling establishment of Engelmann spruce (*Picea engelmannii*) and subalpine fir (*Abies lasiocarpa*) in southeast Wyoming. Can. J. Bot. 60:2753–2761. (cité dans Coates et coll., 1994)

Koch, G. G.; Elashoff, J. D.; Amara, L. A. 1988. Repeated measures – Design and analysis. p. 46–73 *dans* S. Kotz, N. L. Johnson et C. B. Read, eds. Encyclopedia of Statistical Sciences, Vo. 6. Wiley, New York NY.

Kolotelo, D. 1997. Anatomy and morphology of conifer tree seed. Forest Nursery Technical Series 1.1 B.C. Min. For., 70 p.

Konishi, J. 1979. Seed registration and zoning in Canada with particular reference to British Columbia. p. 35–48 *dans* Tree seed production and tree improvement in Canada: research and development needs 1977–1987. Service canadien des forêts, Rap. Inf. PS-X-74.

Kononova, M. M. 1961. Soil Organic Matter. Transl. Nowakowski, T. Z. et Greenwood, G. A. Ferguson Press, New York NY, 450 p.

Kooistra, C. M.; Bakker, J. D. 2002. Planting frozen conifer seedlings: warming trends and effects on seedling performance. New For. 23:225–237.

Koppenaal, R. S.; Colombo, S. J. 1988. Heat tolerance of actively growing, bud initiated and dormant black spruce seedlings. Canadian Journal of Forest Research 18: 1103–1105.

Koppenaal, R. S.; Colombo, S. J.; Blumwald, E. 1991a. Acquired thermotolerance of jack pine, white spruce and black spruce seedlings. Tree Physiol. 8(1):83–91.

Koppenaal, R. S.; Tschaplinski, T. J.; Colombo, S. J. 1991b. Carbohydrate accumulation and turgor maintenance in seedling shoots and roots of two boreal conifers subjected to water stress. Can. J. Bot. 69(11):2522–2528.

Korstian, C. F.; Fetherolf, N. J. 1921. Control of stem-girdle of spruce transplants caused by excessive heat. Phytopathology 11:485–490. (cité dans Newton, 1964)

Korstian, C. F.; Baker, F. S. 1925. Forest planting in the Intermountain region. USDA Forest Service, Washington DC, Agric. Bull. 1264, 56 p.

Köstler, J. 1956. Silviculture. Transl. M. L. Anderson from "Waldbau" (1949). Oliver and Boyd, Edinburgh and London, U.K., 416 p.

Kozlowski, T. T.; Pallardy, S. G. 1984. Effect of flooding on water, carbohydrates and mineral relations. p. 165–193 *dans* T. T. Kozlowski, ed. Flooding and Plant Growth. Academic Press, Orlando, Florida.

Krajina, V. J.; Klinka, K.; Worrall, J. 1982. Distribution and ecological characteristics of trees and some shrubs of British Columbia. Univ. B.C., Fac. For., Vancouver BC, 131 p.

Kramer, P. J. 1942. Species differences with respect to water absorption by plants at low temperatures. Amer. J. Bot. 29:828–832.

Kramer, P. J. 1959. Transpiration and the water economy of plants. pp. 607-726 *dans* F. C. Stewart, ed. Plant physiology. vol II. Plants in relation to water and solutes. New York, Academic Press, 758 p.

Kramer, P. J.; Bullock, H. C. 1966. Seasonal variations in the proportions of suberized and unsuberized roots of trees in relation to the absorption of water. am. J. Bot. 53: 200-204.

Kramer, P. J.; Kozlowski, T. T. 1960. Physiology of trees. McGraw Hill, New York.

Krasny, M. E.; Vogt, K. A.; Zasada, J. C. 1984. Root and shoot biomass and mycorrhizal development of white spruce seedlings naturally regenerating in interior Alaskan floodplain communities. Can. J. For. Res. 14(4):554–558.

Krefting, L. W. 1975. The effect of white-tailed deer and snowshoe hare browsing on trees and shrubs in northern Minnesota. Univ. Minn., Agric. Exp. Sta., For. Series 18, Tech. Bull. 302, 43 p.

Kronzucker, H. J.; Siddiqi, M. Y.; Glass, A. D. M. 1997. Conifer root discrimination against soil nitrate and the ecology of forest succession. Nature 385 (6611):59–61.

Kubin, E.; Kemppainen, L. 1991. Effect of clearcutting of boreal spruce forest on air and soil temperature conditions. Acta Forestalia Fennica No. 225, 42 p.

Kuhnke, D. H. 1989. Silviculture statistics for Canada: an 11-year summary. Forêts Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-301, 81 p.

Lachance, D. 1978. The effect of decay on growth rate in a white spruce plantation. For. Chron. 54(1):20–23.

Lafond, A. 1958. Les déficiences en potassium et magnésium de quelques plantations de *Pinus strobus, Pinus resinosa* et *Picea glauca* dans la province de Québec. Fonds de Rech. Forestières de l'Université Laval, Québec (QC) No. 1, 24 p.

Lähde, F.; Tuohisaari, O. 1976. An ecological study on the effects of shelters on germination and germling development of Scotch pine, Norway spruce and Siberian larch. Comm. Inst. For. Reprint 88.1, 35 p.

Laing, E. V. 1932. Studies on tree roots. For. Commission, London, U.K., Bull. 13, 72 p.

Laitakari, E. 1934. The root system of birch. Acta For. Fenn. 41:1–216.

Lajzerowicz, C. C.; Walters, M. B.; Krasowski, M.; Massicotte, H. B. 2004. Light and temperature differently colimit subalpine fir and Engelmann spruce seedling growth in partial cut subalpine forests. Can. J. For. Res., 34:249–260.

Lajzerowicz, C. C.; Vyse, A.; Jull, M.; Newsome, T. 2006. Performance of planted Engelmann spruce and subalpine fir seedlings in British Columbia's southern mountains. For. Chron. 82(1):84–94.

Lambert, J. L.; Gardner, W. R.; Boyle, J. R. 1971. Hydrologic response of a young pine plantation to weed removal. Water Resour. Res. 7: 1013–1019.

Langvall, O.; Ottosson Löfvenius, M. 2002. Effect of shelterwood density on nocturnal near-ground temperature, frost-injury risk and budburst date of Norway spruce. For. Ecol. Manage. 168:149–161.

La Roi, G. H. 1967. Ecological studies in the boreal spruce–fir forests of the North American taiga. I. Analysis of the vascular flora. Ecol. Monogr. 37:229–253.

La Roi, G. H.; Stringer, M. H. 1976. Ecological studies in the boreal spruce–fir forests of the North American taiga. II. Analysis of the bryophyte flora. Can. J. Bot. 54:619–643. (cité dans Nienstaedt et Zasada, 1990)

Latimer, R. B.; Skeates, D. A. 1982. Seed storage in Ontario. p. 6–12 *dans* B. S. P. Wang et J. A. Pitel, eds. Seed Problems. Proc. Internat. Sympos. on Forest Tree Seed Storage, Institut forestier national de Petawawa, Chalk River ON, Sept. 1980.

Lavender, D. P.; Sweet, G. B.; Zaerr, J. B.; Hermann, R. K. 1973. Spring shoot growth in Douglas-fir may be initiated by gibberellin exported from the roots. Science 182:838–839.

Lavender, D. P. 1985. Bud dormancy. p. 7–15 *dans* M. L. Duryea, ed. Evaluating seedling quality: principles, procedures, and predictive abilities of major tests. Proc. workshop, Oct. 1984. Oregon State Univ., For. Res. Lab., Corvallis OR.

Lavender, D. P.; Parish, R.; Johnson, C. M.; Montgomery, G.; Vyse, A.; Willis, R. A.; Winston, D., editors. 1990. Regenerating British Columbia's Forests. Univ. B.C. Press, Vancouver BC, 372 p.

Law, B. E.; Riitters, K. H.; Ohmann, L. F. 1992. Growth in relation to canopy light interception in a red pine (*Pinus resinosa*) thinning study. For. Sci. 38: 199-202.

Leadem, C. 1982. Seed viability of *Abies, Picea*, and *Tsuga* after storage in the cones. p. 57–67 *dans* B. S. P. Wang et J. A. Pitel, eds. Seed Problems. Proc. Internat. Sympos. on Forest Tree Seed Storage, Institut forestier national de Petawawa, Chalk River ON, Sept. 1980.

Leavitt, C. 1913. Forest Protection in Canada, 1912. Commission of Conservation Canada, Committee on Forests, Bryant Press, Toronto ON, 174 p.

LeBarron, R. K.; Fox, G.; Blythe, R. H. 1938. The effect of season of planting and other factors on early survival of forest plantations. J. For. 36:1211–1215.

Leblanc, M. ; Bélanger, L. 2000. La sapinière vierge de la forêt Montmorency et de sa région: une forêt boréale distincte. Forêt Québec, Mémoire de recherche forestière 136.

Lee, S. C. 1924. Factors controlling forest successions at Lake Itasca, Minnesota. Bot. Gaz 78:129–174.

Lees, J. C. 1964. Tolerance of white spruce seedlings to flooding. For. Chron. 40(2):221–225.

Lees, J. C. 1970a. Natural regeneration of white spruce under spruce–aspen shelterwood, B-18a Forest Section, Alberta. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Publ. 1274, 14 p.

Lees, J. C. 1970b. A test of silvicultural practices designed to secure spruce reproduction in partially cut mixedwood stands in Alberta. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Service canadien des forêts, Laboratoire de recherches forestières, Edmonton AB, Rapport interne A31, 10 p.

Lees, J. C. 1972. Site factors contributing to the spruce regeneration problem in Alberta's mixedwood. p. 8–14 *dans* R. G. McMinn, ed. White Spruce: the Ecology of a Northern Resource. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-40.

Lehtpere, R. 1960. The crown expansion of Japanese larch after heavy thinning. Forestry 33: 140–148.

Lester, D. T.; Ying, C. C.; Konishi, J. D. 1990. Genetic control and improvement of planting stock. p. 180–192 *dans* D. P. Lavender, R. Parish, C. M. Johnson, G. Montgomery, A. Vyse, R. A. Willis et D. Winston, eds. Regenerating British Columbia's Forests. Univ. B.C. Press, Vancouver BC. (cité dans Coates et coll., 1994)

Levan, M. A.; Riha, S. J. 1986. Response of root systems of northern conifer transplants to flooding. Can. J. For. Res. 16:42–46.

Levitt, J. 1980. Responses of Plants to Environmental Stresses. Volume 1. Chilling, Freezing, and High Temperature Stresses, 2nd ed. Academic Press, New York NY, 497 p.

Leyton, L. 1954. The growth and mineral nutrition of spruce and pine in heathland plantations. Imperial For. Instit., Oxford, England, Pap. 31, 109 p.

Li, P.; Beaulieu, J.; Bousquet, J. 1997. Genetic structure and patterns of genetic variation among populations in eastern white spruce (*Picea glauca*). Can. J. For. Res. 27:189–198.

Lieffers, V. J.; MacDonald, S. E.; Hogg, E. H. 1993a. Ecology of and control strategies for *Calamagrostis canadensis* in boreal forest sites. Can. J. For. Res. 23(10):2070–2077.

Lieffers, V. J.; Mugasha, A. G.; MacDonald, S. E. 1993b. Ecophysiology of shade needles of *Picea glauca* saplings in relation to removal of competing hardwoods and degree of prior shading. Tree Physiol. 12:271–289.

Lieffers, V. J.; Beck, J. A. 1994. A semi-natural approach to mixedwood management in the prairie provinces. For. Chron. 70(3):260–264.

Lieffers, V. J.; Stadt, K. J.; Navratil, S. 1996. Age structure and growth and understory white spruce under aspen. Can. J. For. Res. 26(6):1002–1007.

Lieffers, V. J.; Pinno, B.; Stadt, K. J. 2002. Light dynamics and free-to-grow standards in aspen-dominated mixedwood forests. For. Chron. 78(1):137–145.

Lindström, A.; Mattsson, A. 1989. Equipment for freezing roots and its use to test cold resistance of young and mature roots of Norway spruce seedlings. Scand. J. For. Res. 4:59–66.

Lister, G. R.; Binder, W. D. 1985. Cold storage physiology of conifer seedlings: Physiological degradation of interior bare root spruce during cold, dark storage. Unpublished data from B.C. Min. For. and Lands Project EP 737.

Little, M. T. 1988. Harvest of spruce and aspen in the Hudson Bay Region: the Jack Spratt principle. p. 56–60 *dans* J. K. Samoil, ed. Management and utilization of northern mixedwoods. Gouvernement du Canada, Service canadien des forêts, Edmonton AB, actes du symposium. April 1988. Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-296.

Little, S. N.; Klock, G. O. 1985. The influence of residue removal and prescribed fire on distribution of forest nutrients. USDA Forest Service, Res. Pap. PNW-333.

Littlefield, E. W.; Schoomaker, W. J.; Cook, D. B. 1946. Field mouse damage to coniferous plantations. J. For. 44:745–749.

Livingston, N. J.; Black, T. A. 1987. Water stress and survival of three species of conifer seedlings planted on a high elevation south-facing clear-cut. Canadian Journal of Forest Research 17: 1115–1123.

Lloyd, G. D. 1991. Juvenile spacing in the sub-boreal spruce biogeoclimatic region of British Columbia. p. 20–26 *dans* V. F. Haavisto, C. R. Smith et C. Mason, eds. Space to grow: spacing and thinning in northern Ontario. Proc. sympos., June 1990, Sault Ste. Marie ON, For. Can., Ont. Region/Ont. Min. Nat. Resour. Joint Rep. 15.

Logan, K. T. 1951. Development of one-year-old Norway spruce and white spruce planted beneath a girdled mixedwood stand. Ministère des Ressources et du Développement, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Silv. Leaf. 53, 2p.

Logan, K. T. 1969. Growth of tree seedlings as affected by light intensity. IV. Black spruce, white spruce, balsam fir and eastern white cedar. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Publ. 1256, 12 p.

Logan, K. T. 1977. Photoperiodic induction of free growth in juvenile white spruce and black spruce. Ministère des Pêches et de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Notes de recherche bimensuelles 33(4):29–30.

Logan, K. T.; Pollard, D. F. W. 1976. Growth acceleration of tree seedlings in controlled environments at Petawawa. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Station d'expériences forestières de Petawawa, Chalk River ON, Rap. Inf. PS-X-62, 11 p.

Long, H. D. 1946. Investigations of the factors affecting the regeneration of spruce in eastern Canada. Pulp Paper Res. Instit. Can., Montreal QC, Woodlands Section, Index No. 875 (F-2), 14 p.

Loucks, O. L. 1966. Topographic exposure as a factor in classifying the productivity of forest land from aerial photographs. Ecol. Soc. Amer. Bull. 47:106.

Luciuk, G. S. 1984. Effect of climatic factors on post-diapause emergence and survival of spruce budworm larvae (Lepidoptera: Tortricidae). Can. Entomol. 116:1077–1083.

Lumley, T. C.; Gignac, L. D.; Currah, R. S. 2001. Microfungus communities of white spruce and trembling aspen logs at different stages of decay in disturbed and undisturbed sites in the boreal mixedwood region of Alberta. Can. J. Bot. 79:76–92.

Lunt, H. A. 1946. Effect of fertilizer treatment on field-planted spruce. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 10:406–409.

Lutz, H. J. 1951. Damage to trees by black bears in Alaska. J. For. 49:522–523.

Lyford, W. H. 1963. Importance of ants to Brown Podzolic Soil genesis in New England. Harvard Univ., Harvard For., Petersham MA, Harvard For. Pap. 7, 18 p.

Lyford, W. H.; MacLean, D. W. 1966. Mound and pit microrelief in relation to soil disturbance and tree distribution in New Brunswick, Canada. Harvard For Pap. 15, 18 p.

Lyon, N. F. 1953. Silvicultural research projects in northwestern Ontario. Pulp Paper Assoc. Can., Woodlands Section, Rep. WS 1315 (F-2), 9 p.

Lyons, J. M.; Raison, J. K.; Steponkus, P. L. 1979. The plant membrane in response to low temperature: an overview. p. 1–24 *dans* J. M. Lyons, D. Graham et J. K. Raison, eds. Low Temperature Stress in Crop Plants. Academic Press, New York NY.

Lyons, R. W. 1925. Artificial regeneration of white spruce. For. Chron. 1(2):9–19.

Lyr, H.; Hoffmann, G. 1967. Growth rates and growth periodicity of tree roots. p. 181–236 *dans* J. A. Romberger et P. Mikola, eds. International Review of Forest Research, Vol. 2, Academic Press, New York NY.

Macadam, A. M. 1987. Effects of broadcast slash burning on fuels and soil chemical properties in the sub-boreal spruce zone of central British Columbia. Can. J. For. Res. 17(12):1577–1584.

Macadam, A. 1998. A preliminary assessment of the effects of mounding on tree nutrition and soil chemical properties in three 10-year-old research trials. B.C. Min. For., For. Practices Branch, For. Site Manage. Section, Victoria BC, Silv. Note 19, 8 p.

Macadam, A.; Bedford, L. 1998. Mounding in the Sub-Boreal Spruce Zone of west-central British Columbia: 8-year results. For. Chron. 74(3):421–427.

MacArthur, J. D.; Fraser, J. W. 1963. Low temperature germination of some eastern Canadian tree seed. For. Chron. 39(4):478–479.

MacArthur, J. D. 1964a. Norway spruce plantations in Quebec. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Publ. 1059, 44 p.

MacArthur, J. D. 1964b. Field planting trials in the Clay Belt, Quebec. Pulp Paper Mag. Can., Woodlands Review Section, convention issue: 3–6.

MacArthur, J. D. 1964c. Black spruce transplants unharmed by overdosage with spirits. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 64:32–33.

MacArthur, J. D. 1964d. Planting methods to overcome strong competition from dense, herbaceous vegetation. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 66:5–29.

MacArthur, J. D. 1964e. A study of regeneration after fire in the Gaspé region. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Publ. 1074, 20 p.

MacDonald, D. R. 1968. Management of spruce budworm populations. For. Chron. 44(3):33–36.

Macey, D. E.; Winder, R. S. 2007. Contrôle biologique et gestion de *Calamagrostis canadensis* (foin bleu). Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria (BC), Notes de transfert technologique 25f. 6 p

MacGillivray, H. G. 1955. Germination of spruce and fir seed following different stratification periods. For. Chron. 31(4):365. (cité dans Coates et coll., 1994)

MacKay, T. 1991. Reducing stem density with herbicides: what are the options? p. 99–103 *dans* V. F. Haavisto, C. R. Smith et C. Mason, eds. Space to grow: spacing and thinning in northern Ontario. Proc. sympos., June 1990, Sault Ste. Marie ON, For. Can., Ont. Region/Ont. Min. Nat. Resour. Joint Rep. 15.

Mackey, B. G.; McKenney, D. W.; Yang, Y.-Q.; McMahon, J. P.; Hutchinson, M. F. 1996. Site regions revisited: a climatic analysis of Hills' site regions for the province of Ontario using a parametric method. Can. J. For. Res. 26:333–354.

MacKinnon, G. E. 1974. Survival and growth of tree plantations on Crown lands in Ontario. Ont. Min. Nat. Resour., Div. For., For. Manage. Branch, Toronto ON, 15 p.

MacLean, D. W.; Bedell, G. H. D. 1955. Northern Clay Belt growth and yield survey. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 20, 31p.

MacLean, D. W. 1959a. Five-year progress report on Project RC-17. Pulp Paper Res. Instit. Can., Montreal QC, Woodlands Res. Index 112, 142 p.

MacLean, D. W. 1959b. The highlights of a five-year progress report on Project RC-17. Pulp Paper Mag. Can., Woodlands Review 60(3):2–4.

MacLean, D. W. 1960. Some aspects of the aspen–birch–spruce–fir type in Ontario. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 94, 24 p.

Macleod, W. K.; Blyth, A. W. 1955. Yield of even-aged fully stocked spruce–poplar stands in northern Alberta. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 18, 33 p.

Magasi, L. P. 1983. Forest pest conditions in the Maritimes in 1983. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Fredericton NB, Rap. Inf. M-X-141.

Makil, D. S.; Colombo, S. J. 2001. Early detection of the effects of warm storage on conifer seedlings using physiological tests. For. Ecol. Manage. 154:237–249.

Mallett, K. I. 1990. *Armillaria* root rot pathogens of the Canadian prairie provinces. Can. J. For. Res. 20:1859–1863.

Mallett, K. I. 1992. *Armillaria* root rot in the Canadian Prairie Provinces. Service canadien des forêts, Région du Nord-Ouest, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-329, 22 p.

Mallett, K. I.; Hiratsuka, Y. 1985. The "trap-log" method to survey the distribution of *Armillaria mellea* in forest soils. Canadian Journal of Forest Research 15: 1191-1193.

Man, R.; Lieffers, V. J. 1997. Seasonal photosynthetic responses to light and temperature in white spruce (*Picea glauca*) seedlings planted under an aspen (*Populus tremuloides*) canopy and in the open. Tree Physiol. 15:437–444.

Man, R.; Lieffers, V. J. 1999. Are mixtures of aspen and white spruce more productive than single species stands? For. Chron. 75(3):505–513.

Marek, M. V.; Markova, I.; Kalina, J.; Janous, D. 1997. Effect of thinning on parameters of photosynthetic characteristics of Norway spruce canopy. I. Light penetration and photosynthesis. Lesnictvi-Forestry 43: 141-153.

Marsden, B. J.; Lieffers, V. J.; Zwiazek, J. J. 1996. The effect of humidity on photosynthesis and water relations of white spruce seedlings during the early establishment phase. Can. J. For. Res. 26(6):1015–1021.

Martinsson, O. 1986. Tap root formation and early root/shoot ratio of *Pinus contorta* and *Pinus sylvestris*. Scand. J. For. Res. 1:233–242.

Massie, M. R. C.; Manning, G. H.; McCloskey, K. R. 1983. Metric single-tree total volume tables for the Yukon Territory. Service canadien des forêts, Victoria BC, Rap. Inf. BC-X-242, 19 p.

Mayer, A. M.; Poljakoff-Mayber, A. 1963. The Germination of Seeds. Pergamon Press, Oxford, U.K., 236 p.

Maxwell, J. W. 1988. Macro and Micronutrient Programmes in B.C. Bareroot Nurseries. *dans* T.D. Landis, tech. coord., Proceedings, Combined Meeting of the Western Forest Nursery Associations. USDA Forest Service General Technical Report RM-167.

Mazur, P. 1977. The role of intracellular freezing in the death of cells cooled at supraoptimal rates. Cryobiology 14: 251–272.

McCaughey, W. W.; Schmidt, W. C. 1982. Understory tree release following harvest cutting in spruce–fir forests of the Intermountain West. USDA Forest Service, Intermountain For. Range Exp. Sta., Res. Pap. INT-285. (cité dans Coates et coll., 1994)

McCaughey, W. W.; Schmidt, W. C. 1987. Seed dispersal of Engelmann spruce in the Intermountain West. Northwest Sci. 61(1):1–6. (cité dans Coates et coll., 1994)

McCaughey, W. W.; Ferguson, D. E. 1988. Response of advance regeneration to release in the Inland Mountain West: a summary. p. 255–266 *dans* W. C. Schmidt, compiler. Proc. Future Forests of the Mountain West: A Stand Culture Symposium, Sept./Oct. 1986, Missoula MT. USDA Forest Service, Intermount. Res. Sta., Ogden UT, Gen. Tech. Rep. INT-243, 402 p.

McClain, K. M. 1975. Continuous planting of seedling black spruce. p. 177–194 *dans* Black Spruce Symposium Proc., Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, actes du symposium O-P-4.

McClain, K. M. 1979. A review on the possibility of extending the planting season. Ont. Min. Nat. Resour., Northern For. Res. Unit, Thunder Bay ON, 44 p.

McClain, K. M.; Armson, K. A. 1976. Effect of water supply, nitrogen, and seedbed density on white spruce seedling growth. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 40(3):443–446.

McComb, A. L.; Loomis, W. E. 1944. Subclimax prairie. Torrey Bot. Club Bull. 71:46–76.

McConaghy, S.; McAllister, J. S. V.; Parkin, K. F.; Parker, R. E. 1961. The growth of Sitka spruce on deep peat in Northern Ireland. I. The effect of fertilizers and other treatments on the growth of young trees. Northern Ireland Min. Agric., Res. & Exp. Record 10: 151–162.

McCune, B.; Allen, T. F. H. 1985. Will similar forests develop on similar sites? Can. J. Bot. 63:367–376.

McElhanney, T. A. 1951. Commercial timbers of Canada. Chap. 2, p. 23–53 *dans* Canadian Woods: Their Properties and Uses. Ministère des Ressources et du Développement, Direction des Forêts, Service des laboratoires des produits forestiers, Ottawa ON.

McFee, W. W. 1966. Ammonium and nitrate as nitrogen sources for *Pinus radiata* and *Picea glauca*. Cornell Univ., Ithaca NY, Ph.D. thesis, 62 p.

McFee, W. W.; Stone, E. L. 1968. Ammonium and nitrate as nitrogen sources for *Pinus radiata* and *Picea glauca*. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 32(6):879–884.

McGilvray, J. M.; Barnett, J. P. 1982. Relating seedling morphology to field performance of containerized southern pines. pp. 39–46 *dans* R. W. Guildin et J. P. Barnett, eds. Proceedings, southern containerized forest tree seedling conference. USDA Forest Service. General Technical Report S0-37.

McKay, H. 1994. The effect of stresses between lifting and planting on seedling quality and performance. Paper presented at Making the Grade, internat. sympos. on planting stock performance and quality assessment. Sault Ste. Marie ON, September 1994.

McKay, H. M. 1997. A review of the effect of stresses between lifting and planting on nursery stock quality and performance. New For. 13(1–3):369–399.

McKinnon, F. S. 1940. Spruce regeneration in Canada – British Columbia. For. Chron. 16:38–45. (cité dans Coates et coll., 1994)

McKinnon, L. M.; Mitchell, A. K.; Vyse, A. 2002. The effects of soil temperature and site preparation on subalpine and boreal tree species: a bibliography. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Victoria BC, Rap. Inf. BC-X-394, 29 p.

McLeod, J. W. 1953. Covering nursery seed-beds to encourage germination of coniferous seed. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Ottawa ON, Silv. Leafl. 98, 5 p.

McLeod, J. W. 1956. Plantations of the Acadia Forest Experiment Station. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 31, 25 p.

McLeod, J. W. 1961. Planting white spruce on haul roads in northwestern New Brunswick. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Mimeo 61–20, 4 p.

McLeod, J. W. 1964. Planting white spruce on wet brushy land. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Publ. 1067, 4 p.

McMinn, R. G.; Dobbs, R. C. 1972. Some effects of site preparation in spruce/fir types in the north central interior of British Columbia. Paper presented at Annu. Meet. Can. Bot. Assoc., Halifax NS, 19 June 1972, 7 p.

McMinn, R. G. 1980. Root growth capacity and field performance of various types and sizes of white spruce stock following outplanting in the central interior of British Columbia. p. 37–41 *dans* H. Schmidt-Vogt, ed. Characterization of Plant Material. Proc. IUFRO Working Group S1.05-04 Meet., Waldbau-Institut, Univ. Freiburg, Germany.

McMinn, R. G. 1982. Size of container-grown seedlings should be matched to site conditions. p. 307–312 *dans* J. B. Scarratt, C. Glerum et C. A. Plexman, eds. Proc. Can. Containerized Tree Seedling Symp., Toronto ON, September 1981. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, COJFRC Actes du symposium O-P-10. (Coates et coll., 1994)

McMinn, R. G. 1984. Field performance of various sizes of white spruce stock in recently cut and backlog sites. Service canadien des forêts, Victoria BC, Rapport de dossier PC 48-357, Exp. 78-F1, 4 p.

McMinn, R.G. 1985a. Effect of initial mass on the field performance of white spruce planting stock. Service canadien des forêts, Victoria BC, Rapport de dossier PC 48-357, Exp. 72-F2, 5 p.

McMinn, R. G. 1985b. Successful spruce stock types and sizes. 14 p. *dans* Interior Spruce Seedling Performance: state of the art. Symposium Proc., Northern [B.C.] Silviculture Committee., Prince George BC.

McMinn, R. G. 1985c. Mechanical site preparation and spruce performance. Paper presented at the seminar: Interior Spruce Seedling Performance: state of the art. Northern [B.C.] Silviculture Committee., Prince George BC, 6 p.

McMinn, R. G. 1986. Comparative productivity of seedbed, natural and planted regeneration following various site treatments in white spruce clearcuts. p. 31–33 *dans* M. Murray, ed. The Yield Advantages of Artificial Regeneration at High Latitudes. Proc. 6th Internat. Workshop on Forest Regeneration. USDA Forest Service, Pacific Northwest For. Range Exp. Sta., Gen. Tech. Rep. PNW-194, 60 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

McMinn, R. G.; Hedin, I. B. 1990. Site preparation: Mechanical and manual. pp. 150–163 *dans* D. P. Lavender, R. Parish, C. M. Johnson, G. Montgomery, A. Vyse, R. A. Willis et D. Winston, eds. Regenerating British Columbia's forests. For. Can. and B.C. Min. For., UBC Press, Vancouver, BC, 372 p.

Mercier, S. 1991. Maturation et indices de maturité des semences d'épinette blanche. Ministère des Forêts, Québec (QC), Mémoire de recherche forestière 103, 62 p.

Meredith, M. P.; Stehman, S. V. 1991. Repeated measures experiments in forestry: focus on analysis of response curves. Can. J. For. Res. 21:957–965.

Mergen, F. 1954. Heteroplastic micrografting of slash pines. USDA Forest Service, Southeast. For. Exp. Sta., Paper No. 47, 17 p.

Mergen, F. J.; Thielges, B. A. 1967. Intraspecific variation in nuclear volume in four conifers. Evolution 21:720–724.

Merz, R. W.; Funk, D. T. 1959. Preplanting ground treatment tests for white pine is southeastern Ohio. U.S. Forest Service, Central States Expt. Sta., Tech. Paper 167, 8 p.

Meuli, L. J.; Shirley, H. L. 1937. The effect of seed origin on drought resistance of green ash in the prairie-plains states. J. For. 35: 1060–1062.

Meyer, W. H. 1929. Yields of second-growth spruce and fir in the Northeast. USDA Forest Service, Tech. Bull. 142. 52 p.

Michael, J. L. 1985. Growth of loblolly pine treated with hexazinone, sulfometuron, methyl and metsulfuron methyl for herbaceous weed control. Southern Journal of Applied Forestry 9: 20–26.

Middleton, G.; Munro, D. 2000. Influence of growth rate on strength and related wood properties of boreal white spruce. Forintek Can., Western Div., Vancouver BC, Technote 00-08W, 2 p.

Miksche, J. P. 1968. Quantitative study of intraspecific variation of DNA per cell in *Picea glauca* and *Pinus banksiana*. Can. J. Genet. Cytol. 10:590–600.

Miller, C. A.; Renault, T. R. 1976. Incidence of parasitoids attacking endemic spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) populations in New Brunswick. Can. Ent. 108:1045–1052.

Milne, R. 1995, Modelling mechanical stresses is living Sitka spruce stems. p. 165–181. *dans* Wind and Trees. M. P. Coutts et J. Grace, eds. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Milthorpe, F. L. 1961. The nature and analysis of competition between plants of different species. p. 330–355 *dans* Mechanisms in Biological Competition. Sympos. Soc. Exp. Biol. 15, Cambridge Univ. Press, Cambridge, U.K.

Misra, S.; Attree, S. M.; Leal, I.; Fowke, L. C. 1993. Effect of abscisic acid, osmoticum, and desiccation on synthesis of storage proteins during the development of white spruce somatic embryos. Annals Bot. 71(1):11–22.

Misson, L.; Vincke, C.; Devillez, F. 2003. Frequency responses of radial growth series after different thinning intensities in Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) stands. For. Ecol. Manage. 177(1–3):51–63.

Mitchell, K. J. 1963. Relationship between the crown width–diameter ratio of white spruce trees and stand density, age, and site in the interior of British Columbia. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, rapport d'implantation du projet BC-25, Mimeo 63-BC-9, 7 p.

Mitchell, W. K.; Dunsworth, G.; Simpson, D. F.; Vyse, A. 1980. Planting and seeding. p. 235–253 *dans* D. P. Lavender, R. Parish, C. M. Johnson, G. Montgomery, A. Vyse, R. A. Willis et E. Winston, eds. Regenerating British Columbia's Forests. Univ. B.C. Press, Vancouver BC. (cité dans Coates et coll., 1994)

Mittal, R. K.; Wang, B. S. P. 1987. Fungi associated with seeds of eastern white pine and white spruce during cone processing and seed extraction. Can. J. For. Res. 19(9):1026–1034.

Mittal, R. K.; Wang, B. S. P.; Harmsworth, D. 1987. Effects of extended prechilling on laboratory germination and fungal infection in seeds of white spruce and eastern white pine. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 38(4):6–9.

Mityga, H. G.; Lanphear, F. O. 1971. Factors influencing the cold hardiness of *Taxus cuspidata* roots. J. Amer. Soc. Hort. Sci. 96:83–86.

Mize, C. W.; Schultz, R. C. 1985. Comparing treatment means correctly and appropriately. Can. J. For. Res. 15:1142–1148.

Molisch, H. 1937. Der Einfluß einer Pflanze auf die andere – Allelopathie. Fischer, Jena, Germany. (cité dans Curl et Truelove, 1986)

Monserud, R. A. 1984. Problems with site index: an opinionated review. p. 167–180 *dans* J. G. Bockheim, ed. Proc. Symp. Forest Land Classification: Experiences, Problems, Perspectives. Sept. 1983, Madison WI. USDA Forest Service, North Central For. Exp. Sta., St. Paul MN Rep. NC-102, 209 p.

Moore, B. 1926. Influence of certain soil and light conditions on the establishment of reproduction in northeastern conifers. Ecology 7(2):191–220.

Morawski, Z. J. R.; Basham, J. T.; Turner, K. B. 1958. A survey of a pathological condition in the forests of Ontario. Ont. Dep. Lands For., Div. Timb., Toronto ON, For. Resour. Invent. Rep. 25, 96 p.

Morgan, J. M. 1984. Osmoregulation and water stress in higher plants. Annu. Rev. Plant Physiol. 35:299–319.

Morikawa, Y.; Hattori, S.; Kiyono, Y. 1986. Transpiration of a 3-year-old *Chamaecyparis obtusa* Endl. stand before and after thinning. Tree Physiol. 2: 105-114.

Mork, E. 1933. Temperature as a factor of regeneration in the spruce forests of Northern Trondhjem. Meddelelser fra Det Norske Skogforsøkvesen No. 16 Vol. V, No. 1. [Examinés par J. For. 32:1024, 1934]

Mork, E.; Bjorgung, E. 1954. Experiments with different planting methods for transplanted 4-year-old spruce. (En norvégien, résumé en anglais.) Medd. norske skogforoskav. 43: 377–389. (cité par Mullin, 1966a)

Morrison, I. K.; Armson, K. A. 1968. The rhizometer – a new device for measuring roots of tree seedlings. For. Chron. 44: 21–23.

Moulds, R. F. 1957. Southern pines in Australia. Forest Farmer 16(10): 6–7.

Mueller-Dombois, D. 1964. Effect of depth to water table on height growth of tree seedlings in a greenhouse. For. Sci. 10(3):306–316.

Mueller-Dombois, D.; Sims, H. P. 1965. Effect of depth to water table and grass competition on height growth of tree seedlings in a greenhouse. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Mimeo 65-MS-3, 23 p.

Müller, P. E. 1897. De invude Erfaringer angaaende rene Grankultuere i gammel vestjydsk Bakkeohede. Beretning om en Skovbrugsekskursion till Jylland, 20-25 Sept. 1897: 16–21.

Mullin, R. E. 1960. Effects of root and top pruning on size and planting success of white spruce nursery stock. Ph.D. thesis, Yale Univ., New Haven CT, 146 p.

Mullin, R. E. 1963a. Growth of white spruce in the nursery. For. Sci. 9(1):68–72.

Mullin, R. E. 1963b. Planting check in spruce. For. Chron. 39(3):252–259.

Mullin, R. E. 1964. Reduction in growth of white spruce after outplanting. For. Chron. 40(4):488–493, 502.

Mullin, R. E. 1965. Effects of mulches on nursery seedbeds of white spruce. For. Chron. 41(4):454–465.

Mullin, R. E. 1966a. Influence of depth and method of planting on white spruce. J. For. 64:466–468.

Mullin, R. E. 1966b. Overwinter storage of baled nursery stock in northern Ontario. Commonw. For. Rev. 45(3):224–230.

Mullin, R. E. 1968. Comparisons between seedlings and transplants in fall and spring plantings. Ont. Dep. Lands For., Res. Div., Toronto ON, Res. Rep. 85, 40 p.

Mullin, R. E. 1970. Old field planting of white spruce in southern Ontario. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 21(3):27–30.

Mullin, R. E. 1971. Some effects of root dipping, root exposure and extended planting dates with white spruce. For. Chron. 47(2):90–93.

Mullin, R. E. 1974. Some planting effects still significant after 20 years. For. Chron. 50:191–193.

Mullin, R. E. 1978. Tests of frozen spring storage for white spruce and red pine planting stock. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 29(4):26–29.

Mullin, R. E.; Bowdery, L. 1977. Effects of seedbed density and nursery fertilization on survival and growth of white spruce. For. Chron. 53:83–86.

Mullin, R. E.; Bunting, W. R. 1972. Refrigerated overwinter storage of nursery stock. J. For. 70(6):354–358.

Mullin, R. E.; Christl, C. 1981. Morphological grading of white spruce nursery stock. For. Chron. 57(3):126–130. (cité dans Coates et coll., 1994)

Mullin, R.E.; Forcier, L. 1976. Effect of lifting and planting dates on survival and growth of spring stored nursery stock. Ont. Min, Nat. Resour., For. Res. Branch, Toronto ON, For. Res. Notes 3, 4 p.

Mullin, R. E.; Howard, C. P. 1973. Transplants do better than seedlings, and... For. Chron. 49(5):213–218.

Mullin, R. E.; Parker, J. D. 1976. Provisional guidelines for fall lifting for frozen overwinter storage of nursery stock. For. Chron. 52(1):22–25.

Mullin, R. E.; Reffle, R. J. 1980. Effects of dates of lifting and planting on success of frozen spring storage at Swastika Nursery. Ont. Min, Nat. Resour., Toronto ON, Nursery Notes 66, 5 p.

Murray, G.; Skeates, D. A. 1985. Variation in height of white spruce provenances after 10 and 20 years in five field tests. p.82–89 *dans* E. M. Demeritt, ed. Proc. 29th Northeastern Forest Tree Improvement Conference, Univ. West Virginia, Morgantown WV.

Nachtigall. 1916. Der Gang des Höhenwachstums in jungen Fichtenbeständen im Jahre 1913 und die begleitenden Bedingungen. Forstwissenschaftliches Centralblatt 38, 61–77.

Navratil, S. 1982. Storaging of bare-root planting stock. Proc. Fed.–Prov. Nurserymen's Meeting, Smoky Lake AB, Nov. 1982. Alberta Energy & Nat. Resour., 13 p.

Navratil, S.; Brace, L. G.; Edwards, I. K. 1986. Planting stock quality monitoring. Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton, Alberta NOR-X-279.

Navratil, S.; Branter, K.; Zasada, J. 1991. Regeneration in the mixedwoods. p. 32–48 *dans* A. Shortreid, ed. Proc. Northern Mixedwood '89: a symposium at Fort St. John, B.C., Sept. 1989. Forêts Canada, Centre de foresterie du Pacifique, Victoria BC, FRDA Report 164.

Neilson, J. A. 1964. Autoradiography for studying individual root systems in mixed herbaceous stands. Ecology 45:643–646.

Němec, A. 1954. Kreni a nezdar lesních kultur na hadcovych pudách jíznich cech nasledkem intoxikace niklem, kobaltern a chromen. Práce Vyzkwn. Ust. Lesn. CSR 6:5–54.

Newman, E. I.; Rovira, A. D. 1975. Allelopathy among some British grassland species. J. Ecol. 63:727–737.

Newton, M. 1968. Forest weed control. pp. 191-202 In Oregon Weed Control Handbook. Oregon State University, Coop. Ext. Serv.

Newton, M.; Cole, E. C.; McCormack, M. L.; White, D. E. 1992. Young spruce–fir forests released by herbicides. II. Conifer response to residual hardwoods and overstocking. North. J. Appl. For. 9:130–135.

Newton, M.; Cole, E. C.; White, D. E. 1993. Tall planting stock for enhanced growth and domination of brush in the Douglas-fir region. New For. 7:107–121.

Nicks, B. D. 1983. Impact of the spruce budworm in the Northern Region – past and present. p. 99–102 *dans* C. J. Sanders et J. R. Carrow, cochair. The Spruce Budworm Problem in Ontario – Real or Imaginary? Actes du symposium. Sept. 1982, Timmins ON. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, COJFRC Actes du symposium O-P-11.

Nicks. B. D. 1991. A company perspective on spacing and thinning. p. 62–67 *dans* V. F. Haavisto, C. R. Smith et C. Mason, eds. Space to grow: spacing and thinning in northern Ontario. Proc. sympos., June 1990, Sault Ste. Marie ON, For. Can., Ont. Region/Ont. Min. Nat. Resour. Joint Rep. 15.

Nienstaedt, H. 1957. Silvical characteristics of white spruce (*Picea glauca*). USDA Forest Service, Lake States For. Exp. Sta., St. Paul MN, Pap. 55, 24 p.

Nienstaedt, H. 1964. White spruce slide show comments. Proc. 9th Meeting, Committee of Forest Tree Breeding in Canada, Petawawa ON, Sept.

Nienstaedt, H. 1968. White spruce seed source variation and adaptation to 14 planting sites in northeastern United States and Canada. p. 183–194 *dans* Proc. 11th Meet. Committee of For. Tree Breeding in Canada, Macdonald College, Ste. Anne de Bellevue QC. (cité par Li et coll., 1997)

Nienstaedt, H. 1969. White spruce seed source variation and adaptation to 14 planting sites in northeastern United States and Canada. p.183–194 *dans* Proc. Part 2, 11th Meet. Committee For. Tree Breed., Macdonald College, Ste. Anne de Bellevue QC, 1968. (cité dans Ying et Morgenstern, 1988).

Nienstaedt, H.; King, J. P. 1970. Breeding for delayed budbreak in *Picea glauca* (Moench) Voss – potential frost avoidance and growth gains. 2nd World Consultation on Forest Tree Breeding, Washington DC, August 1969, FAO, Rome, Italy, Paper FO-FTB-69-2/5, 14 p. Also, Proc. Vol. 1:61–80.

Nienstaedt, H.; Teich, A. 1972. The genetics of white spruce. USDA Forest Service, Res. Pap. WO-15, 24 p.

Nienstaedt, H. 1981a. Top pruning white spruce seed orchard grafts does not reduce cone production. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 32(2):9–13. (cité dans Coates et coll., 1994)

Nienstaedt, H. 1981b. "Super" spruce seedlings continue superior growth for 18 years. USDA Forest Service, North Central Forest Exp. Sta., St. Paul MN, Res. Note NC-265, 4 p.

Nienstaedt, H. 1985. Inheritance and correlations of frost injury, growth, flowering, and cone characteristics in white spruce, *Picea glauca* (Moench) Voss. Can. J. For. Res. 15(3):498–504.

Nienstaedt, H.; Zasada, J. C. 1990. *Picea glauca* (Moench) Voss. p. 204–226 *dans* R. M. Burns et B. H. Honkala, tech. coord. Silvics of North America, Vol. 1, Conifers. USDA Forest Service, Washington DC, Agric. Handbook 654.

Nisbet, J. 1905. The Forester. Blackwood and Sons, Edinburgh and London, U.K., Vol. 1, 506 p.

Noble, D. L. 1973. Engelmann spruce seedling roots reach depth of 3 to 4 inches their first season. USDA Forest Service, Res. Note RM-241. 3 p.

Noble, D. L.; Ronco, F. 1978. Seedfall and establishment of Engelmann spruce and subalpine fir in clearcut openings in Colorado. USDA Forest Service, Rocky Mountain For. Range Exp. Sta., Res. Pap. RM-200, 12 p.

Noland, T. L.; Mohammed, G. H.; Seymour, N. 2001. Testing tree seed viability with FDA: what does it tell you? p. 23 *dans* Proc. Working together for our common future. LUSTR Co-op. Ann. Gen. Meet. & Workshop, Feb. 2001, Timmins ON.

Ogren, E. 1997. Relationship between temperature, respiratory loss of sugar and premature hardening in dormant Scots pine seedlings. Tree Physiology 17: 47-51.

Ohsawa, M.; Langor, D.; Hiratsuka, Y.; Yamaoka, Y. 2000. Fungi associated with *Dendroctonus rufipennis* and *Polygraphus rufipennis* and white spruce inoculation tests. Can. J. Plant Pathol. 22:254–257.

Oksbjerg, E. 1954. Et forsøg med vanding og gødskning af sandjord. Dansk. Skovforen. Tidsskr. 39:143-147. (Expérience d'arrosage et de fertilisation des sols sablonneux. Traduction du danois par Anderson, M. L., ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Richmond Hill ON, rapport 65-O-1, 4 p.)

Oksbjerg, E. 1956. Om rodgranens naeringsoptagelse pa fattig jord. Hedesclsk. Tidsskr. 77(6): 103-116.

Oksbjerg, E. 1961. Transpiration of growing shoots in Norway spruce (*Picea abies*) with some notes on drought phenomena. Svensk. Bot. tidskr. 55(2): 397-415.

Olmi, M.; Currado, I.; Sampo, A. 1984. In Italia un nuova nemico per l'abete rosso. *Paroudablis piceae* (Low) (*Hemiptera: Pseudococcidae*). Nota preventiva. Univ. Torino, Turin, Fac. Sci. Agrarie, Annali 1979-1982. 12:1–6.

Olsen, H. C.; Rafn, J.; Scheurer, E. 1960. Revision af et Gødningsforsøg i en stagnerende Rødgrankultur i Faengselsvaesenets plantage ved sdr. Omme. Sommaire en anglais : Inspection of a fertilizer experiment in a stagnating Norway spruce stand in the Faengselvaesen's plantation near S. Omme, (central Jutland). Forstl. Forsøgsv. Danm. 26:325–338.

Ontario Ministry of Natural Resources. 1989. Forest management research area Thunder Bay spacing trial. OMNR, Toronto ON, Queen's Printer, 9 p.

Ontario Ministry of Natural Resources. 1997. Seed zones of Ontario. Toronto ON, Policy Directive No. FOR 03 02 06 500 02, 5 p. (cité par Joyce et coll., 2005)

Ontario Class Environmental Assessment for Timber Management. 1989. Ont. Min. Nat. Resour. Witness Statements, Evidence Panels I to XVII. Compilée 1989.02,22, Sections paginées séparément.

Örlander, G.; Gemmel, P.; Hunt, J. 1990. Site preparation: a Swedish overview. site preparation. Gov't Can., For. Can./B.C. Min. For., Res. Branch, Victoria BC, FRDA Rep. 105, 61 p.

Orlov, A.J. 1957. Nablyudeniya nad sosushchimi kornyami eli (*Picea excelsa* Link) v estestvennykh usloviyakh. Botanicheskii zhurnal 42:1172–1181. Observations on absorbing roots of spruce (*Picea excelsa* Link) in natural conditions. Traduite par Israel Program for Scientific Translations, for Nat. Science Foundation and Dep. Agric., Washington DC.

Orlov, A. J. 1960. Rost i vozrastnye izmeneni.ja sosuscih kornej eli *Picea excelsa* Link. (Growth and age changes of absorbing roots of *Picea excelsa* Link.) Botanicheskii zhurnal 45:888–896.

Ouellette, G. B.; Bard, G. 1962. Observations on a canker and resinosis in white and Norway spruce. Ministère des Forêts, Direction de l'entomolige et de la pathologie forestières, Ottawa ON, rapport bimensuel 18(2):2.

Ouellette, G. B.; Conway, J.M.; Bard, G. 1965. Fréquence et intensité du chancre cytosporéen dans les plantations d'épinette du Québec. For. Chron. 41(4):444–453.

Ovington, J. D. 1959. The circulation of minerals in plantations of Pinus sylvestris L. Ann. Bot. 23: 229-239.

Owens, J. N.; Molder, M. 1977. Bud development in *Picea glauca*. II. Cone differentiation and early development. Can. J. Bot. 55:2746–2760.

Owens, J. N.; Molder, M.; Langer, H. 1977. Bud development in *Picea glauca*. 1. Annual growth cycle of vegetative buds and shoot elongation as they relate to date and temperature sums. Can. J. Bot. 55:2728–2745.

Paine, L. A. 1960. Studies in forest pathology. XXII. Nutrient deficiencies and climatic factors causing low volume production and active deterioration in white spruce. Ministère de l'agriculture, Division de biologie forestière, Ottawa ON, Publ. 1067, 29 p.

Paterson, J. M.; Hutchison, R. E. 1989. Red pine, white pine, white spruce stock type comparisons. Ont. Min. Nat. Resour., For. Res. Note 47, 4 p.

Patton, R. F.; Vasquez Bravo, R. 1967. Armillaria root rot *Armillaria mellea* (Vahl ex Fr.) Kummer. p. 37–38 *dans* A. G. Davidson et R. M. Prentice, compilers and eds. Important forest insects and diseases of mutual concern to Canada, the United States, and Mexico. Can. Dep. For. Rural Devel., Ottawa ON, Pub. 1180.

Pavlychenko, T. K. 1940. Investigations relating to weed control in western Canada. Imperial Agric. Bur. Herb., Bull. 27:9–26.

Payandeh, B. 1988. Preliminary yield functions and tables for spruce–fir stands on northwestern Ontario. Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Rap. Inf. O-X-389, 11 p.

Payandeh, B. 1991. Composite site-productivity functions for Northeastern Ontario black spruce. New Forests 5(1): 1-12.

Payandeh, B.; Sutton, R. F. 1989. Modeling early plantation performance: identification of critical factors. Scand. J. For. Res. 4(1):75–86.

Payandeh, B.; Wang, Y. 1997. A generalized model for developing composite site index equations. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Frontline, Note tech. 99, 4 p.

Peattie, D. C. 1950. A Natural History of Trees of Eastern and Central North America. Houghton, Mifflin, Boston MA, 606 p.

Peirson, H. B. 1922. Mound-building ants in forest plantations. J. For. 20(4):325–336.

Perala, D. A. 1983. Shearing restores full productivity to sparse aspen stands. USDA Forest Service, North Central For. Exp. Sta., St. Paul MN, Res. Paper NC-186, 7 p.

Perala, D. A. 1987. Effect of soil and vegetation on growth of planted white spruce. USDA Forest Service, North Central For. Exp. Sta., St. Paul, Minnesota, Res. Pap. NC-281, 8 p.

Perala, D. A.; Alban, D. H. 1982a. Biomass, nutrient distribution and litterfall in *Populus*, *Pinus* and *Picea* stands on two different soils in Minnesota. Plant Soil 64(2):177–192. [Boreal productiv. Anon 1994]

Perala, D. A.; Alban, D. H. 1982b. Rates of forest floor decomposition and nutrient turnover in aspen, pine, and spruce stands on two soils. USDA Forest Service, North Central For. Exp. Sta., St. Paul MN, Res. Pap. NC-227, 5 p.

Peters, V. S.; Macdonald, S. E.; Dale, M. R. T. 2005. The interaction between masting and fire is key to white spruce regeneration. Ecology 86(7):1744–1750.

Peterson, E. B.; Peterson, N. M. 1994. Synopsis of information on white, Engelmann, and black spruce natural regeneration in North America. Can./Alberta – Can. /Manitoba FRDA, Winnipeg MB, Rep., 221 p.

Pfeffer, W. 1893. Druck-und Arbeitsleistung durck wachsende Pflanzen. Abh. math-phys. Class. Kön. Sachs. Ges. Wiss. 20: 235–475.

Phelps, V. H. 1940a. Cut-over and burned-over white spruce lands, northern Saskatchewan survey, 1938. Ministère de Mines et des Ressources, Direction des terres, parcs et forêts, Service fédéral de sylviculture, Ottawa ON, rapport non publié. (cité dans Rowe, 1955)

Phelps, V. H. 1940b. Spruce regeneration in Canada – the Prairie Provinces. For. Chron. 16:30–37.

Phelps, V. H. 1951. Survival of white spruce seedlings. Ministère des Ressources et du Développement, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Silvic. Leafl. 56, 2 p.

Phipps, H. M.; Noste, N. V. 1976. Some problems of establishing and managing intensively cultured planted stands. pp. 47-50 *dans* Intensive plantation culture - 5 years research. U.S. Dept. Agric. for. Serv., North Cent. For. Exp. Stn., St. Paul, Minnesota, Gen. Tech. Rep. NC-21.

Piché, G. C. 1913. Forest planting in Quebec. p. 134–136 *dans* C. Leavitt. 1913. Forest Protection in Canada, 1912. Commission of Conservation Canada, Committee on Forests, Bryant Press, Toronto ON.

Pike, R. T. 1955. Yield of white spruce and balsam fir in an undisturbed stand, Duck Mountain, Manitoba. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 11, 3 p.

Pisek, A.; Tranquillini, W. 1954. Assimilation und Kohlenstoffhaushalt in der Krone von Fichten (*Picea excelsa* Link) und Rotbuchenbäum (*Fagus silvatica* L.). Flora, Jena 141:237–270.

Pitcher, J. A. 1966. Cone and seed yields in white spruce seed production areas. p. 76–77 *dans* Joint Proc. 2nd Genetics Workshop, Soc. Amer. For. and 7th Lake states For. Tree Improv. Conf., Oct. 1965. USDA Forest Service, N. Central For. Exp. Sta., Res. Pap. NC-6.

Pitt, D. G.; Bell, F. W. 2005. Juvenile response to conifer release alternatives on aspen-white spruce boreal mixedwood sites. Part I. Stand structure and composition. Forestry Chronicle 81: 538–547.

Pittman, B. C. 1991. Effect of planting depth on survival, growth and nutrient status of black spruce. Univ. New Brunswick, Fredericton NB, B.Sc.F. Undergrad. Thesis, 92 p.

Place, I. C. M. 1955. The influence of seed-bed conditions on the regeneration of spruce and balsam fir. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Bull. 117, 87 p.

Platt, W. J.; Strong, D. R. 1989. Special feature: gaps in forest ecology. Ecology 70: 535–576.

Pogue, H. M. 1946. Regeneration and growth of white spruce after logging. Department of Lands and Forests, British Columbia Forest Service, Economics Division. 26 pp.

Pogue, H. M. 1949. Regeneration and growth of white spruce after logging. B.C. Dep. Lands For., For. Serv., Victoria BC, Tech. Bull., 2nd ed., T-29, 26 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Pogue, H. M. 1960 [1959?]. Forestry in the North. p. 35–40 *dans* 12th British Columbia Natural Resources Conference, Victoria BC.

Pollack, J. C.; van Thienen, F.; Nash, T. 1985. A plantation performance assessment guide for the Prince Rupert Forest Region. B.C. Min. For., Victoria, B.C. B.C. Land Manage. Rep. 35, 40 p. + appendices.

Pollack, J. C.; Johnstone, W.; Coates, K. D.; LePage, P. 1992. The influence of initial espacement on the growth of a 32-year-old white spruce plantation. B.C. Min. For., Victoria BC, Res. Note 111, 16 p.

Pollard, D. F. W. 1973. Provenance variation in phenology of needle initiation in white spruce. Can. J. For. Res. 3:589–593.

Pollard, D. F. W.; Logan, K. T. 1976. Prescription for the aerial environment for a plastic greenhouse nursery. p.181–191 *dans* Proc. 12th Lake States For. Tree Improv. Conf. 1975. USDA Forest Service, North Central For. Exp. Sta., St. Paul MN, Gen. Tech. Rep. NC-26.

Pollard, D. F. W.; Logan, K. T. 1977. The effects of light intensity, photoperiod, soil moisture potential, and temperature of bud morphogenesis in *Picea* species. Can. J. For. Res. 7(2):415–421.

Pomerleau, R.; Ray, R. G. 1955. Occurrence and effects of summer frost in a conifer plantation. Can. Pulp Paper Assoc., Woodlands Index W. S. 1504 (F-1), 7 (15) p.

Prochnau, A. E. 1963. Direct seeding experiments with white spruce, alpine fir, Douglas fir and lodgepole pine in the central interior of British Columbia. B.C. Min. For. Lands, Victoria BC, MOFL No. 37, Res Note. 24 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Pulling, H. E. 1918. Root habit and plant distribution in the far north. Plant World 21:223–233.

Putnam, A. R. and Tang, C.-S., editors. 1986. The Science of Allelopathy. Wiley InterScience, New York NY, 317 p.

Putman, W. E.; Zasada, J. C. 1985. Raven damage to plastic seeding shelters in interior Alaska. North. J. Appl. For. 2(2):41–43. (cité dans Coates et coll., 1994)

Putman, W. E.; Zasada, J. C. 1986. Direct seeding techniques to regenerate white spruce in interior Alaska. Can. J. For. Res. 16(3):660–664.

Pylypec, B.; Redmann, R. E. 1984. Acid-buffering capacity of foliage from boreal forest species. Can. J. Bot. 62(12):2650–2653.

Quaite, J. 1956. Survival of white spruce seedlings resulting from scarification in a partially cut mixedwood stand. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 44, 9 p.

Quine, C. P. 1995. Assessing the risk of wind damage to forests. p. 379–403 *dans* Wind and Trees. M. P. Coutts et J. Grace, eds. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Quiring, D.; Turgeon, J.; Simpson, D.; Smith, A. 1991. Genetically based differences in susceptibility of white spruce to the spruce bud moth. Can. J. For. Res. 21(1):42–47.

Quirk, W. A.; Sykes, D. J. 1971. White spruce stringers in a fire-patterned landscape in interior Alaska. p. 179–197 *dans* C. W. Slaughter, R. J. Barney et G. M. Hansen, eds. Proc. Fire in the Northern Environment – a Symposium. USDA Forest Service, Pacific Northwest For. and Range Exp. Sta., Portland OR.

Radvanyi, A. 1970a. A new coating treatment for coniferous seeds. For. Chron. 46:406–408.

Radvanyi, A. 1970b. Small mammals and regeneration of white spruce forests in western Alberta. Ecology 51(6):1102–1105.

Radvanyi, A. 1972. Small mammals and regeneration of white spruce in western Alberta. p. 21–23 *dans* R. G. McMinn, ed. White Spruce: Ecology of a Northern Resource. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-40.

Radvanyi, A. 1974. Seed losses to small mammals and birds. p. 65–75 *dans* J. H. Cayford, ed. Proc. The Direct Seeding Symposium, September 11–13, 1973, Timmins, Ont. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Publ. 1339. (cité dans Coates et coll., 1994)

Rafn, J. 1915. The testing of forest seeds during 25 years, 1887–1912. Copenhagen, Denmark, 91 p. (cité dans Toumey et Korstian, 1954)

Raitanen, E. M. 1988. Stock production trends at Swastika. (résumé d'affiche.) p. 109–110 *dans* Smith, C. R. et Reffle, R. J. (Eds.). Taking Stock: The Role of Nursery Practice in Forest Renewal. Actes du symposium, sept. 1987, Kirkland Lake ON, Gouvernement du Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, OFRC Actes du symposium O-P-16, 123 p.

Rannard, C. D. 1988, Boreal mixedwood management in Manitoba – the past in perspective. p. 18–22 *dans* J.K. Samoil, ed. Management and Utilization of Northern Mixedwoods. Actes du symposium, avr. 1988, Edmonton AB. Gouvernement du Canada, Service canadien des forêts, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-296, 163 p.

Raup, H. M.; Denny, C. S. 1950. Photointerpretation of the terrain along the southern part of the Alaska highway. US Geol. Surv. Bull. 963-D:95–135.

Rauscher, H. M. 1984. Growth and yield of white spruce plantations in the Lake States: a literature review. USDA Forest Service, North Central For. Exp. Sta., St. Paul MN, Res. Pap. NC-253, 46 p.

Rauscher, H. M. 1987. White spruce plantations in the Upper Great Lakes Region: status and problem-solving needs. North. J. Appl. For. 4(3):146–149.

Rauscher, H. M.; Harding, R. B. 1993. Testing the accuracy of white spruce total-tree volume equations. North. J. Appl. For. 10(3):112–116.

Raymond, F. L. 1981. Some factors affecting yields of spruce (*Picea glauca* and *P. mariana*) on loamy parent materials in boreal Ontario. p. 83–96 *dans* R. D. Whitney et K. M. McClain, co-chairs. Boreal Mixedwood Symposium. Thunder Bay ON, Sept. 1980. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, COJFRC Actes du symposium O-P-9. (cité dans Coates et coll., 1994)

Recknagel, A. B. 1939. Notes on the Upper Fraser River Valley spruce of British Columbia. J. For. 37(8):656–657.

Recknagel, A. B. 1960. Comments on “The Canadian Spruce Forest”. J. For. 58:4:326.

Rediske, J. H.; Nicholson, D. C. 1965. Maturation of noble fir seed – a biochemical study. Weyerhaeuser Co., Centralia, Washington, For. Pap. 2. (cité dans Caron et coll., 1993; orig. non consulté)

Reeks, W. A.; Barter, G. W. 1951. Growth reduction and mortality of spruce caused by the European spruce sawfly *Gilpinia hercyniae* (Hymenoptera: Diprionidae). For. Chron. 27(2):140–156.

Reid, D. M.; Beall, F. D.; Pharis, R. P. 1991. Environmental cues in plant growth and development. p. 65–181, Chapt. 2, *dans* Plant Physiology: A Treatise. Vol. X. Growth and Development. Academic Press, Orlando FL.

Reifsnyder, W. E.; Lull, H. W. 1965. Radiant Energy in Relation to Forests. USDA Forest Service Washington DC, Tech. Bull. 1344, 111 p.

Revel, J.; Coates, H. 1976. Planting white spruce throughout the growing season on high site areas in the Sub-Boreal Forest Region of B.C. B.C. For. Serv., Res. Div., Victoria BC, Rep. E.P.668, 37 p.

Revel, J. 1985. Planting white spruce throughout the growing season in the Prince George Forest Region. *dans* Interior spruce seedling performance: state of the art. Northern [B.C.] Silvic. Committee Proc., Prince George BC, February. (cité dans Coates et coll., 1994)

Revel, J.; Lavender, D. P.; Charleson, L. 1990. Summer planting of white spruce and lodgepole pine seedlings. For. Can./B.C. Min. For., Victoria BC, FRDA Rep. 145. (cité dans Coates et coll., 1994)

Reynolds, P. E.; Bell, F. W.; Lautenschlager, R. A.; Simpson, J. A.; Gordon, A. M.; Gresch, D. A.; Buckley, D. A.; Winters, J. A. 2000a. Microclimate changes following alternative conifer release treatments continues through three post-treatment growing seasons. J. Sustainable For. 10(3/4):267–275.

Reynolds, P. E.; Bell, F. W.; Simpson, J. A.; Lautenschlager, R. A.; Gordon, A. M.; Gresch, D. A.; Buckley, D. A. 2000b. Alternative conifer release treatments affect competition levels, available light, net assimilation rates, and growth of white spruce seedlings. J. Sustainable For. 10(3/4):277–286.

Rice, E. L. 1984. Allelopathy, 2nd ed. Academic Press, Orlando FL, 422 p.

Richard, S.; Drevet, C.; Jouanin, L.; Seguin, A. 1999. Isolation and characterization of a cDNA clone encoding a putative white spruce glycine-rich RNA binding protein. Gene 240:379–388.

Richard, S. Lapointe, G.; Rutledge, R. G.; Seguin, A. 2000. Induction of chalcone synthase expression in white spruce by wounding and jasmonate. Plant Cell Physiol. 41:982–987.

Richard, S.; Morency, M. J.; Drevet, C.; Jouanin, L.; Seguin, A. 2000. Isolation and characterization of a dehydrin gene from white spruce induced upon wounding, drought and cold stresses. Plant Molecular Biol. 43:1–10.

Richards, N. A.; Leaf, A. L.; Bickelhaupt, D. H. 1973. Growth and nutrient uptake of coniferous seedlings: comparison among 10 species at various seedbed densities. Plant Soil 38:125–143.

Richardson, J. 1974. Direct seeding the spruces. p. 157–166 *dans* J. H. Cayford, ed. Proc. Direct Seeding Sympos., Timmins ON, 1973. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Publ. 1339.

Rigg, G. B.; Harrar, E. S. 1931. The root systems of trees growing in Sphagnum. Amer. J. Bot. 18:391–387.

Riley, L. F. 1975. Operational testing of planting machines in the boreal forest of Ontario. I. Reynolds-Lowther Heavy Duty Crank Axle Planter. Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Rap. Inf. O-X-219, 37 p.

Ritchie, G. A. 1982. Carbohydrate reserves and root growth potential in Douglas-fir seedlings before and after cold storage. Can. J. For. Res. 12: 905–912.

Ritchie, G. A.; Dunlap, J. R. 1980. Root growth potential: its development and expression in forest tree seedlings. New Zealand J. For. Sci. 10:218–248.

Ritchie, G. A.; Roden, J. R.; Kleyn, N. 1985. Physiological quality of lodgepole pine and interior spruce seedlings: effects of lift date and duration of freezer storage. Can. J. For. Res. 15(4):636–645.

Ritchie, J. C. 1956. The vegetation of northern Manitoba. I. Studies in the southern spruce forest zone. Can. J. Bot. 34(4):523–561.

Robak, H. 1950. Growth check in young spruce on heath in western Norway. 7th Internat. Bot. Congr. Proc. X(1):252–253 (résumé).

Roberts, E. H.; Ellis, R. H. 1982. Physiological, ultrastructural and metabolic aspects of seed viability. p. 465–485 *dans* A. A. Khan, ed. The Physiology and Biochemistry of Seed Development, Dormancy and Germination. Elsevier Biomedical, Amsterdam.

Robertson, G. W. 1965. Dry spell - Ottawa. Ministère de l'agriculture, Institut de recherches sur les végétaux, Section d'agrométéorologie, Mimeo 21-6-65, 1 p.

Robertson, W. M. 1926. Analysis of direct seeding methods. J. For. 24: 260–264.

Robertson, W. M. 1927. Cutting for reproduction in spruce stands. For. Chron. 3(3):7–10.

Robinson, F. C. 1973. Forest regeneration in Ontario. Pulp Pap. Mag. Can. 74 (2): 29–32, 35.

Roche, L.; Holst, M. S.; Teich, A. H. 1969. Genetic variation and its exploitation in white and Engelmann spruce. For. Chron. 45:445–448.

Roe, E. I. 1948. Early seed production by balsam fir and white spruce. J. For. 46(7):529.

Roe, E. I. 1963. Direct seeding of conifers in the Lake States: a review of past trials. USDA Forest Service, Lake States For. Exp. Sta., St. Paul MN, Res. Pap. LS-33, 16 p.

Ronco, F. 1961. Bibliography of Engelmann spruce and subalpine fir. USDA Forest Service, Rocky Mountain For. Range. Exp. Sta., Paper 57, 58 p.

Ronco, F. 1970a. Chlorosis of planted Engelmann spruce seedlings unrelated to nitrogen content. Can. J. Bot. 48(5):851–853.

Ronco, F. 1970b. Shading and other factors affect survival of planted Engelmann spruce seedlings in central Rocky Mountains. USDA Forest Service, Res. Note RM-163, 7 p.

Ronco, F. 1970c. Influence of high light intensity on survival of planted Engelmann spruce. For. Sci. 16(3):331–339.

Ronco, F. 1972a. Planting Engelmann spruce. USDA Forest Service, Fort Collins CO, Res. Pap. RM-89, 24 p.

Ronco, F. 1972b. Planting Engelmann spruce: a field guide. USDA Forest Service, Fort Collins CO, Res. Pap. RM-89A, 11 p.

Ronco, F. 1975. Diagnosis: sunburned trees. J. For. 73(1):31–35. (cité dans Coates et al. 1994)

Rose, A. H.; Lindquist, O. H. 1985. Insects of eastern spruces, fir and hemlock, revised edition. Gouvernement du Canada, Service canadien des forêts, Ottawa, Rap. tech. 23, 159 p. (cité dans Coates et coll., 1994; édition originale citée [1977])

Rouse, W. R. 1984. Microclimate at arctic tree line. 1. Radiation balance of tundra and forest. Water Resources Res. 20:57–66.

Roussel, L. 1948. Couvert et photométrie. Bull. Soc. Forest Franche-Comté 25:313–326. For. Abs. 10:458–459, 1949.

Rowe, J. S. 1952. Squirrel damage to white spruce. Ministère des Ressources et du Développement, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Silv. Leafl. 61, 2 p.

Rowe, J. S. 1955. Factors influencing white spruce reproduction in Manitoba and Saskatchewan. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Project MS-135, Note tech. 3, 27 p.

Rowe, J. S. 1959. Forest regions of Canada. Ottawa, Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, 71 p.

Rowe, J. S. 1970. Spruce and fire in northwest Canada and Alaska. p. 245–254 *dans* E. V. Komarek, ed. Proc. 10th Annual Tall Timbers Fire Ecology Conference, Tallahassee FL.

Rowe, J. S 1972. Forest regions of Canada. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Publ. 1300, 172 p.

Rowe, J. S.; Scotter, G. W. 1973. Fire in the boreal forest. Quaternary Res. 3:444–464. (Coates et coll., 1994)

Rudolf, P. O. 1939. Why forest plantations fail. Journal of Forestry 37: 377–383.

Rudolf, P. O. 1950a. Forest plantations in the Lake States. USDA Forest Service, Tech. Bull. 1010, 171 p.

Rudolf, P. O. 1950b. Cold soaking – a short-cut substitute for stratification? J. For. 48(1):31–32.

Rudolph, J. T. 1974. Direct seeding versus other regeneration techniques: silvicultural aspects. pp. 29-34 *dans* J. H. Cayford, ed. Direct seeding symposium. Timmins, Ont., September 1973. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa, Ont. Pub 1339, 178 p.

Ruel, J.-C.; Pineau, M. 2002. Windthrow as an important process for white spruce regeneration. For. Chron. 78:732–738.

Russell, E. W. 1961. Soil Conditions and Plant Growth, 9th ed. Longmans Green, London, U.K., 688 p.

Ryle, G. B. 1933. Afforestation on peat or bog land. Quart. J. For. 27(2): 114–121.

Sachs, J. 1860. [The formation of crystals on freezing, and changes in cell membranes on thawing of sap-containing plant parts.] Bericht über die Verhandlungen der Kgl. Sächsischen Gesellschaften (Math. -Phys. Kl.), Leipzig 12:1–50.

Safford, L. O. 1974. *Picea* A. Dietr. Spruce. p. 587–597 *dans* C.S. Schopmeyer, tech. coord. Seeds of Woody Plants in the United States. USDA Forest Service, Washington DC, Agric. Handb. 450 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Safranyik, L. 1985. Infestation incidence and mortality in white spruce stands by *Dendroctonus rufipennis* Kirby (Coleoptera: Scolytidae) in central British Columbia. J. Appl. Ent. 99(1):86–93. (cité dans Coates et coll., 1994)

Sahlén, K.; Goulet, F. 2002. Reduction of frost heaving of Norway spruce and Scots pine seedlings by planting in mounds or in humus. New For. 24:175–182.

Sakai, A.; Okada, S. 1971. Freezing resistance of conifers. Silvae Genet. 20(3):91–97.

Sakai, A. 1979a. Freezing avoidance mechanism of primordial shoots of conifer buds. Plant Cell Physiol. 20:1381–1390.

Sakai, A. 1979b. Deep supercooling of winter flower buds of *Cornus florida* L. HortSci. 14:69–70.

Sakai, A.; Larcher, W., editors. 1987. Frost Survival of Plants. Springer-Verlag, New York NY, 321 p.

Salim, M. H.; Todd, G. W.; Schlehuber, A. M. 1965. Root development of wheat, oats, and barley under conditions of soil moisture stress. Agron. J. 57:603–607.

Salonius, P. O. 1978. Efficiency of nitrogen recovery from plastic-coated urea in a white spruce plantation. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Notes de recherche bimensuelles 34(4):23–24.

Salonius, P.; Beaton, K.; Roze, B. 2000. Effets de la taille et de l'espacement des cellules sur la densité radiculaire et sur le rendement en plein champ de l'épinette noire cultivée dans des conteneurs. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie de l'Atlantique, Fredericton (NB), Rapport d'information M-X-208F.

Salonius, P. O.; Hallett, R. D.; Beaton, K. P.; French, C. 2002. L'élevage prolongé en pépinière porte atteinte au rendement sur le terrain des semis de résineux cultivés en conteneur. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie de l'Atlantique, Fredericton (NB). Rapport d'information, M-X-214F, 21 p.

Salter, P .J.; Goode, J. E. 1967. Crop responses to water at different stages of growth. Commonw. Agric. Bur., Res. Rev. No. 2, 264 p.

Sanders, C. J. 1991. Biology of North American spruce budworms. p. 579–520 *dans* L. P. S. van der Geest et H. H. Evenhuis, eds. Tortricid Pests, their Biology, Natural Enemies and Control. Elsevier Science, Amsterdam (Dordrecht?), The Netherlands.

Santon, J. 1970. Effect of stratification on germination of freshly harvested seed of several spruce and pine species in eastern Canada. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Service canadien des forêts, Station d'expériences forestières de Petawawa, Chalk River ON, Rap. Inf. PS-X-17, 22 p.

Sargent, C. S. 1898. The Silva of North America. A description of the trees which grow naturally in North America exclusive of Mexico. Vol. XII. Coniferae. Houghton Mifflin, Riverside Press, Cambridge, Boston MA 144 p.

Sato, Y.; Muto, K. 1951. (Factors affecting cold resistance of tree seedlings. II. On the effect of potassium salts.) Hokkaido Univ., Coll. Agric., Coll. Exp. Forests, Res. Bull. 15:81–96.

Sauder, E. A. 1989. Mixedwood harvesting. Paper included in White spruce understories, Canada–Alberta Agreement, Projects 1480, 1488, 20204. Forêts Canada, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB.

Sauder, E. A. 1995. Strategies to protect advanced conifer regeneration when harvesting mixedwood stands. Paper presented at the Convention "Managing Forests to Meet Peoples' Needs," held September 18-22, 1994, Anchorage, Alaska. Society of American Foresters. Convention (USA), p. 430–435.

Sauder, E. A.; Sinclair, A. W. J. 1989. Harvesting in the mixedwood forest. Paper included in White spruce understories, Canada–Alberta Agreement, Projects 1480, 1488, 20204. Forêts Canada, Centre de foresterie du Nord, Edmonton AB.

Scagel, C. F.; Linderman, R. G. 2001. Modification of root IAA concentrations, tree growth, and survival by application of plant growth regulating substances to container-grown conifers. New For. 21:159–186.

Scarratt. J. B. 1970. Artificial regeneration of spruce in the spruce–fir forest type of Ontario. Project Analysis, Project O7-24-0.

Schantz-Hansen, T. 1945. The effect of planting method on root development. J. For. 43:447–448.

Scherbatskoy, T.; Klein, R. M. 1983. Response of spruce and birch foliage to leaching by acidic mists. J. Environ. Qual. 12:189–195.

Schmid, J. M.; Mitchell, J. C.; Stevens, R. E. 1981. *Cydia youngana* Kearfott (Lepidoptera:Toryicidae) and associates in Engelmann spruce cones. Fraser Experimental Forest, Colorado 1974–1977. USDA Forest Service, Rocky Mountain For. & Range Exp. Sta., Fort Collins CO, Res. Note RM-394, 5 p.

Schmidt-Vogt, H., editor. 1980. Characterization of plant material. Proc. IUFRO Meet. Div. 1, Freiburg, Germany.

Schmoldt, D. 1984. Rule-based inference systems and their applications to forestry. Paper presented at Midwest Forest Mensurationists Meeting. Mackinac Island, Michigan. September 1984. 15 p.

Schneider, G. W.; Childers, N. F. 1941. Influence of soil moisture on photosynthesis, respiration and transpiration of apple leaves. Plant Physiol. 16: 565–-583.

Schooley, H. O.; Mullin, T. J. 1988. Seed production strategies: current vs. future. p. 155–169 *dans* E. K. Morgenstern et T. J. B. Boyle, eds. Tree Improvement – Progressing Together Sympos., Truro NS, Aug. 1987. Proc. Part 2, 21st Meet. Can. Tree Improv. Assoc.

Schopmeyer, C. S.; Helmers, A. E. 1947. Seeding as a means of reforestation in the northern Rocky Mountain Region. USDA Forest Service, Washington DC, Circular 772, 30 p.

Schopmeyer, C. S., tech. coord. 1974. Seeds of Woody Plants in the United States. USDA Forest Service, Washington DC, Agric. Handb. 450, 883 p.

Schramm, J. R. 1958. The mechanism of frost heaving of tree seedlings. Amer. Philos. Soc. Proc. 102:333–350.

Schwan, T. 1994. Planting depth and its influence on survival and growth: a literature review with emphasis on jack pine, black spruce, and white spruce. Ont. Min. Nat. Resour., Northeast Sci. Tech., Timmins ON, NEST Tech. Rep. TR-017, 35 p.

Scott, J. D. 1970. Direct seeding in Ontario. For. Chron. 46(6):453–457.

Segaran, S. 1978. Nursery growth patterns of all range provenance trials of white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss). Manitoba Dep. Mines, Natural Resour. and Environ. For. Div., Winnipeg MB, Manuscript Rep. 78-72, 21 p.

Segaran, S.; McColm, G.; Ardron, G.; Bell, F. W. 1984. First-year assessments of direct seeding trials in forest renewal efforts in the Western Forest Region. Manitoba Dep. Mines and Natural Resour., For. Branch, Winnipeg MB, Rep. MS 84-3, 43 p.

Shenefelt, R. D.; Benjamin, D. M. 1955. Insects of Wisconsin forests. Univ. Wisconsin, Coll. Agric., Exten. Serv. – Experiment Sta. and Wisc. Conserv. Dep., Madison WI, 110 p.

Shirley, H. L. 1936a. Lethal high temperatures for conifers and the cooling effect of transpiration. J. Agric. Res. 53:239–258. (cité dans Newton, 1964)

Shirley, H. L. 1936b. The effects of light intensity upon seed plants. p. 727–762 *dans* B. M. Duggar, ed. Biological Effects of Radiation, Vol. II. McGraw-Hill, New York NY.

Shirley, H. L. 1945. Reproduction of upland conifers in the Lake States as affected by root competition and light. Amer. Midland Naturalist 33:537–612.

Sidhu, S. S.; Feng, J. C. 1990. Environmental impacts of vegetation management by mechanical and chemical (hexazinone) methods including residue chemistry. Forêts Canada, Service canadien des forêts, Edmonton AB, Rap. fin. FRDA Project 1412–97.

Sidhu, J. C. 1994. Foliar nutrient status in three boreal species for three years following hexazinone application. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 25:2997–3007.

Silen, R. R. 1960. Lethal surface temperatures and their interpretation for Douglas-fir. Ph.D. thesis. Ore. State Univ., Corvallis. 170 pp.

Silem, S. N.; Guy, R. D. 1998. Influence of thawing duration on performance of conifer seedlings. p. 155–162 *dans* C. M. Kooistra, tech. coord. Proc. 1995, 1996, and 1997 Ann. Meet. For. Nursery Assoc., B.C., For.

Simard, S. 1996. Mixtures of paper birch and conifers: An ecological balancing act. pp. 15–22 *dans*: P. G. Comeau et K. D. Thomas, eds. Silviculture of temperate boreal broadleaf-conifer mixtures. BC Ministry of Forests, Research Branch, Victoria, BC. Land Management Handbook 36. Nursery Assoc. B.C., Vernon BC.

Siminovitch, D. 1963. Evidence from increase in ribonucleic acid and protein synthesis in autumn for increase in protoplasm during the frost-hardening of black locust bark cells. Can. J. Bot. 41: 1301–1308.

Simons, P. 1992. The secret feeling of plants. New Scientist 17 Oct.:29–33.

Simpson, D. G. 1991. Growing density and container volume affect nursery and field growth of interior spruce seedlings. North. J. Appl. For. 8(4):160–165.

Simpson, D. G.; Ritchie, G. A. 1997. Does RGP predict field performance? A debate. New For. 13:253–277.

Simpson, J. D.; Wang, B. S. P.; Daigle, B. I. 2004. Long-term storage of various Canadian hardwoods and conifers. Seed Sci. & Technol. 32:561–572.

Simpson, J. D.; Daigle, B. I.; Hayes D. 2007. Impact of storage on viability of white spruce seed. Tree Planters' Notes 52(2):4–8.

Simpson, J. D.; Daigle, B. I. 2012. National Tree Seed Centre annual report 2011. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie de l'Atlantique, Fredericton, NB.

Sinclair, C.; Boyd, R. J. 1973. Survival comparisons of three fall and spring plantings of four coniferous species in northern Idaho. USDA Forest Service, Intermount. For. Range Exp. Sta., Ogden UT, Res. Pap. INT-139, 20 p.

Sippell, W. L. 1983. A review of the spruce budworm and its outbreak history. p. 17–25 *dans* C. J. Sanders et J.R. Carrow, eds. The spruce budworm problem in Ontario – real or imaginary? Can.–Ont. Joint For. Res. Committee Sympos., Timmins ON, Sept. 1982. COJFRC Sympos. Proc. O-P-11.

Sippell, W. L.; Gross, H. L. 1977. Background information on the occurrence of multi-leadered seedlings in Ontario forest nurseries. Centre de foresterie des Grands Lacs, Sault Ste. Marie ON, rapport de dossier.

Sirén, G. 1951. Alikasvoskuusten biologiaa. (Sur la biologie des épinettes de sous-bois) Acta Forestalia Fenn. 58(2):1–90.

Slayton, S. H. 1969. A new technique for cone collection. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 20(3):13. (cité dans Nienstaedt et Zasada, 1990)

Smith, B. J. 1949. Silvicultural work at the Sault Ste. Marie Division (of Abitibi Power and Paper Co. Ltd.). Can. Pulp Paper Assoc., Woodlands Section, Woodlands Section Index No. 1050 (F-2), 4 p.

Smith, C. C. 1952. The life-history and galls of a spruce gall midge, *Phytophaga piceae* Felt (Diptera: Cecidomyiidae). Can. Entomol. 84:272–275.

Smith, C. R. 1979. Silvicultural equipment reference catalogue for northern Ontario. Ontario Min. Nat. Resour., For. Resour. Branch, Toronto ON.

Smith, D. M. 1962. The Practice of Silviculture, 7th ed. Wiley & Sons, New York NY, 378 p.

Smith, F. W. 1987. Silvicultural research in coniferous subalpine forests of the central Rocky Mountains. p. 15–20 *dans* C. A. Troendle, M. R. Kaufmann, R. H. Hamre et R. P. Winokur, tech. coord. Management of Subalpine Forests: Building on 50 years of Research. USDA Forest Service, Rocky Mount. For. Range Exp. Sta., Gen. Tech. Rep. RM-149, 253 p. (cité dans Coates et coll., 1994).

Smith, J. H. G. 1955. Some factors affecting reproduction of Engelmann spruce and alpine fir. British Columbia Dep. Lands For., For. Serv., Victoria BC, Tech. Publ. 43, 43 p. (cité dans Coates et coll., 1994; Nienstaedt et Teich, 1972)

Smith, J. H. G.; Clark, M. B. 1960. Growth and survival of Engelmann spruce and alpine fir on seed spots at Bolean Lake, B.V. 1954–59. For. Chron. 36(1):46–49, 51. (cité dans Coates et coll., 1994)

Smith, J. H. G.; Walters, J. 1963. Plant-check (reduction in height growth) of planted Douglas-fir seedlings. University of British Columbia, Faculty of Forestry Res. Note 42, 4p.

Smith, N. J.; Brand, D. G. 1988. Compatible growth models and stand density diagrams. p. 636–643 *dans* A. R. Ek. S. R. Shifley et T. E. Burk, eds. Forest Growth Modelling and Prediction. Vol. 2. Proc. IUFRO Conf., August 1987, Minneapolis MN.

Smith, R. B.; Wass, E. F. 1979. Tree growth on and adjacent to contour skid roads in the subalpine zone, southeastern British Columbia. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Victoria BC, Rapport BC-R-2, 26 p.

Smith, S. M.; Hubbes, M.; Carrow, J. R. 1986. Factors affecting inundative releases of *Trichogramma minutum* Ril. against the spruce budworm. J. Appl. Entomol. 101(1):29–39.

Smith, W. K.; Delucia, E. H.; Knapp, A. K. 1987. Environmental limitations to photosynthesis in subalpine plants of the central Rocky Mountains, USA. p. 199–206 *dans*, C. A., Troendle, M. R. Kaufmann, R. H. Hamre et R. P. Winokur, tech. coord. Management of Subalpine Forests: Building on 50 years of Research. USDA Forest Service, Rocky Mount. For. Range Exp. Sta., Gen. Tech. Rep. RM-149, 253 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Smithers, L. A. 1965. Direct seeding in eastern Canada. p. 15–23 *dans* H. G. Abbott, ed. Proc. Symposium on Direct Seeding in the Northeast, Aug. 1964, Univ. Massachusetts, Coll. Agric. Exp. Sta., Amherst MA.

Smyth, J. H.; Karaim, B. W. 1972. An economic analysis of reforestation costs in Alberta. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-41, 51 p.

Spittlehouse, D. L.; Stathers, R. J. 1990. Seedling microclimate. B.C. Min. For., Victoria BC, Land Manage. Rep. 65, 28 p.

Spomer. G. G. 1973. The concepts of "interaction" and "operational environment" in environmental analysis. Ecology 54: 200-204.

Spurr, S. H. 1956. Plantation success in the Harvard Forest as related to planting site and cleaning, 1907–47. J. For. 54(9):577–579.

Staples, T. E.; van Rees, K. C. J. 2001. Wood/sludge ash effects on white spruce seedling growth. Can. J. Soil Sci. 81:85–92.

Starr, J. B. 1979. White spruce seed production areas within the Cochrane forest district. p. 197–201 *dans* J. B. Scarratt, coord. Proc. Tree Improv. Symp., Toronto ON, Sept. 1978.

Stathers, R. J. 1989. Summer frost in young forest plantations. Can./B.C., Victoria BC, FRDA Rep. 073, 24 p.

Stehr, G. W. 1967. On coniferophagous species of *Choristoneura* (Lepidoptera: Tortricidae) in North America. II. Geographic distribution in accordance with forest regions. Can. Entomol. 99:456–463.

Stephens, G. R. 1985. A wasp parasite helps control the spruce gall midge. Connecticut Agric. Exp. Sta., New Haven CT, Front. Plant Sci. 38(1):7–8.

Stettler, R. F. 1958a. Development of a residual stand of interior spruce–alpine fir during the first twenty-eight years following cutting to a 12-inch diameter limit. [B.C.?] For. Serv., Victoria BC, Res. Note 34, 15 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Stettler, R. F. 1958b. Some factors affecting radial-release growth of a residual stand in interior spruce/alpine fir. B.C. For. Serv., [report on] For. Res. 1957–58:25–26.

Stevens, W. C. 1970. Hand and machine tree planting in northern Ontario. For. Chron. 46:477–478.

Stewart, J. D.; Landhäusser, S. M.; Stadt, K. J.; Lieffers, V. J. 2000. Regeneration of white spruce under aspen canopies: seeding, planting and site preparation. West. J. Appl. For. 15:177–182.

Stewart, J. D.; Landhäusser, S. M.; Stadt, K. J.; Lieffers, V. J. 2001. Predicting natural regeneration of white spruce in boreal mixedwood understories. For. Chron. 77(6):1006–1013.

Stiell, W. M. 1955. The Petawawa plantations. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 21, 46 p.

Stiell, W. M. 1958a. Pulpwood plantations in Ontario and Quebec. Can. Pulp Pap. Assoc., Woodlands Section, Index No. 1770 (F-2), 42 p.

Stiell, W. M. 1958b. A planting experiment method with white spruce. Pulp Paper Mag. Can. 59(6):207–208.

Stiell, W. M. 1958c. Spacing and survival tables for plantations. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, S&M 58-2, 6 p.

Stiell, W. M. 1960. A co-operative experimental planting project in Ontario. Pulp Paper Mag. Can. 61(2):114–117.

Stiell, W. M. 1962. Pellet fertilizing white spruce at planting. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Project P-252, rapport d'implantation du projet. Mimeo PET 62-12, 16 p.

Stiell, W. M. 1976. White spruce: artificial regeneration in Canada. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Rap. Inf. FMR-X-85, 275 p.

Stiell, W. M.; Berry, A. B. 1973. Development of unthinned white spruce plantations to age 50 at Petawawa Forest Experiment Station. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Publ. 1317, 18 p.

Stjernberg, E. I. 1996. Handling and bulk transport of tree cones in Alberta, FERIC West, Vancouver BC, Tech. Note TN-246, 6 p.

Stocker, O. 1928. Des Wasserhaushalt ägyptischer Wüsten- und Salzpflanzen. Bot. Abhandlungen (Jena) 13:200.

Stocker, O. 1929a. Das Wasserdefizit von Gefässpflanzen in verschiedenen Klimazonen. Planta 7: 382–387.

Stocker, O. 1929b. Vizsgálatok Különbözö termöhelyn nött Novények víshiányának nagyságáról. Über die Hóhe des Wasserdefizites bei Pflanzen verschiedener Standorte. Erdészeti Kisérletek (Sopron) 31: 63–76; 104–114.

Stoeckeler, J. H. 1938. Soil adaptability of white spruce. J. For. 36:1145–1147.

Stoeckeler, J. H.; Limstrom, G. A. 1942. Ecological factors influencing reforestation in northern Wisconsin. Ecol. Monogr. 12:191–212.

Stoeckeler, J. H.; Limstrom, G. A. 1950. Reforestation research findings in northern Wisconsin and Upper Michigan. USDA Forest Service, Lake States For. Exp. Sta., St. Paul MN, Sta. Paper 23, 34 p.

Stoeckeler, J. H.; Sump, A. W. 1940. Successful direct seeding of northern conifers on shallow-water-table areas. J. For. 38:572–577.

Stone, E. C. 1955. Poor survival and the physiological condition of planting stock. for. Sci. 1: 90-94.

Stoneman, G. L.; Crombie, D. S.; Whitford, K.; Hingston, F. J.; Giles, R.; Portlock, C. C.; Galbraith, J. H.; Dimmock, G. M. 1996. Growth and water relations of *Eucalyptus marginata* (jarrah) stands in response to thinning and fertilisation. Tree Physiol. 16: 267-274.

Stout, B. B.; Shumway, D. L., 1982. Site quality estimation using height and diameter. For. Sci. 28:639–645.

Stroempl, G. 1990. Deeper planting of seedlings and transplants increase plantation survival. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 41(4):17–21.

Strong, W. L.; La Roi, G. H. 1983. Root-system morphology of common boreal forest trees in Alberta, Canada. Can. J. For. Res. 13(6):1164–1173.

Strong, W. L.; Leggat, K. R. 1992. Ecoregions of Alberta. Alberta Forestry, Lands & Wildlife, Edmonton, Alberta. Pub. No. T/245. Map at 1:1,000,000.

Sullivan, T. P. n.d.[a]. Identification and management of wildlife damage in forests of the Pacific Northwest. Pocket handbook, Univ. B.C., Fac. For., Vancouver, BC. 47 p.

Sullivan, T. P. n.d.[b]. Forest herbicide use: vegetation and small mammals. Applied Mammal Research Instit., Summerland BC, brochure, 14 p.

Sullivan, T. P.; Sullivan, D. S. 1981. Barking damage by snowshoe hare and red squirrels in lodgepole pine stands in central British Columbia. Can. J. For. Res. 12:443–448.

Sullivan, T. P.; Sullivan, D. S. 1984. Operational direct seeding of Douglas-fir and lodgepole pine with alternative foods in British Columbia. M.C. Min. For., Victoria, BC, Res. Note 97.

Sullivan, T. P.; Harestad, A. H.; Wikeem, B. M. 1990. Control of mammal damage. pp 302–318 *dans*: D. P. Lavender, R. Parish, C. M. Johnson, G. Montgomery, A. Vyse, R. A. Willis et D. Winston, eds. Regenerating British Columbia's forests. UBC Press, Vancouver, BC.

Sutcliffe, J. 1977. Plants and Temperature. Arnold, London, U.K., 58 p.

Sutherland, B. J.; Foreman, F. F. 1995. Guide to the use of mechanical site preparation equipment in northwestern Ontario. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste Marie ON, NODA Project 4113, 186 p.

Sutherland, J. R.; Woods, T. A. D.; Miller, G. E. 1984. Effect of selected insecticides and fungicides on germination of Douglas-fir and white spruce pollen. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 35(1):22–24. (cité dans Coates et coll., 1994)

Sutton, R. F. 1965a. Stand improvement with white spruce planted with concurrent Dybar (fenuron) herbicide treatment. For. Chron. 41(1):108–111.

Sutton, R. F. 1965b. Rehabilitation of overmature mixedwood with white spruce after Dybar (fenuron) treatment. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Publ. 1124, 14 p.

Sutton, R. F. 1967a. Dybar (fenuron): a silviculturally underrated brush killer. Pulp and Paper Mag. Can., Woodlands Review, March:127–131.

Sutton, R. F. 1967b. Influence of planting depth on early growth of conifers. Commonw. For. Rev. 46(4):282–295.

Sutton, R. F. 1968. Ecology of young white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss). Ph.D. thesis, Cornell Univ., Ithaca NY, Univ. Microfilms, Ann Arbor, Michigan MI, 68–11645, 500 p.

Sutton, R. F. 1969a. Silvics of white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss). Ministère des Pêcheries et des Forêts, Direction des Forêts, Ottawa ON, Publ. 1250, 57 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Sutton, R. F. 1969b. Site-influenced variation in flushing time of white spruce. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Notes de recherche bimensuelles 25:36–37.

Sutton, R. F. 1969c. Form and development of conifer root systems. Commonw. For. Bureau, Oxford, U.K., Tech. Communication No. 7, 131 p.

Sutton, R. F. 1970. Chemical herbicides and reforestation. Forestry Chronicle 46: 458–465.

Sutton, R. F. 1975a. Biological aspects of mechanized regeneration. p. 98–122 *dans* Mechanization of Silviculture in northern Ontario. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Actes du symposium O-P-3.

Sutton, R. F. 1975b. Nutrition and growth of white spruce outplants: enhancement by herbicidal site preparation. Can. J. For. Res. 5:217–223.

Sutton, R. F. 1978. Root system development in young outplants, particularly white spruce. p. 172–185 *dans* E. Van Eerden et J. M. Kinghorn, eds. Proc. Root Form of Planted Trees Symposium, Victoria BC, May 1978, B.C. Min. For./Can. For. Serv., Victoria BC, Joint Rep. 8.

Sutton, R. F. 1979. Plantation establishment in the boreal forest: nutrient redistribution during mechanized planting. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Rap. Inf. O-X-303, 16 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Sutton, R. F. 1982. Plantation establishment in the boreal forest: planting season extension. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Rap. Inf. O-X-344, 129 p.

Sutton, R. F. 1984a. Plantation establishment in the boreal forest: glyphosate, hexazinone, and manual weed control. For. Chron. 60:282–287.

Sutton, R. F. 1984b. Bare-root planting season options. For. Chron. 60(6):328–334.

Sutton, R. F. 1986. Hexazinone Gridballs™ applied with concurrent underplanting of white spruce in boreal mixedwoods: 7-year results. For. Chron. 62(4):226–232.

Sutton, R. F. 1987. Plantation establishment in boreal Ontario: a study of spring planting and mechanization. Gouvernement du Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Rap. Inf. O-X-383, 26 p.

Sutton, R. F. 1989. Silvicultural prescription for stand establishment: Biological considerations. pp. 87–105 *dans* R. F. Sutton et L. F. Riley, eds. Proceedings of a Symposium on the equipment/silviculture interface in stand establishment, research and operations (IUFRO S3.02-01 Stand Establishment Operations). Forêts Canada, Région de l'Ontario, Sault Ste. Marie, Ontario. Rap. Inf. O-X-401.

Sutton, R. F. 1990. Root growth capacity in coniferous forest trees. HortSci. 25:259–266.

Sutton, R. F. 1991. Soil properties and root development in forest trees: a review. Forêts Canada, Région de l'Ontario, Sault Ste. Marie ON, Rap. Inf. O-X-413, 42 p.

Sutton, R. F. 1992. White spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss): stagnating boreal old-field plantations unresponsive to fertilization and weed control. For. Chron. 68:249–258.

Sutton, R. F. 1993. Species composition in two boreal mixedwoods before and 10 years after hexazinone treatment for establishing underplanting underplanted *Picea glauca* (Moench) Voss. For. Ecol. Manage. 57:201–212.

Sutton, R. F. 1995a. Establishing white spruce plantations. Letter, For. Chron. 71:261.

Sutton, R. F. 1995b. White spruce establishment: initial fertilization, weed control, and irrigation evaluated after three decades. New For. 9:123–133.

Sutton, R. F. 1995c. Advantages of deep planting black spruce. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Note tech. 50, 4 p.

Sutton, R. F.; Bedford, L.; Stordeur, L.; Grismer, M. 2001. Site preparation for establishing interior spruce in British Columbia; trials at Upper Coalmine and Mackenzie. West. J. Appl. For. 16:9–17.

Sutton, R. F.; Edmonds, R. M. 1996. Methodologies for maintaining the softwood component in boreal mixedwoods. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste Marie ON, NODA/NFP Rap. Tech. TR-41, 9 p.

Sutton, R. F.; Stone, E. L. 1974. White grubs: a description for foresters, and an evaluation of their silvicultural significance. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Rap. Inf. O-X-212, 21 p.

Sutton, R. F.; Stone, E. L. 1975. White grubs and white spruce establishment. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 26(2):9–11. (cité dans Coates et coll., 1994)

Sutton, R. F.; Tinus, R. W. 1983. Root and root system terminology. For. Sci. Monogr. 24, 137 p.

Sutton, R. F.; Weldon, T. P. 1996. White spruce establishment in boreal mixedwoods using pelleted hexazinone. p. 141–143 *dans* C. R. Smith et G. W. Crook, compilers. Advancing Boreal Mixedwood Management in Ontario. Proc. Workshop, Sault Ste. Marie ON, Oct. 1995. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv./ Ont. Min. Nat. Resour. Sault Ste. Marie ON.

Swaine, J. M.; Craighead, F. C.; Bailey, J. W. 1924. Studies on the spruce budworm *Cacoecia fumiferana* Clem. Ministère de l'Agriculture, Ottawa ON, Bull. Tech. 37.

Swan, H. S. D. 1960a. The mineral nutrition of Canadian pulpwood species. 1. The influence of nitrogen, phosphorus, potassium and magnesium deficiencies on the growth and development of white spruce, black spruce, jack pine and western hemlock seedlings grown in a controlled environment. Pulp Paper Res. Instit. Can., Montreal QC, Woodlands Res. Index No. 116, Tech. Rep. 168, 66 p.

Swan, H. S. D. 1960b. The mineral nutrition of Canadian pulpwood species. Phase II. Fertilizer pellet field trials. Progress Rep. 1. Pulp Pap. Res. Instit. Can., Montreal QC, Woodlands Res. Index No. 115, Inst. Project IR-W133, Res. Note No. 10, 6 p.

Swan, H. S. D. 1962a. The mineral nutrition of Canadian pulpwood species. Phase II. Fertilizer pellet field trials. Progress Rep. 3. Pulp Pap. Res. Instit. Can., Montreal QC, Woodlands Res. Index No. 135, Res. Note No. 34, 7 p.

Swan, H. S. D. 1962b. The mineral nutrition of the Grand'Mère plantations. Pulp Pap. Res. Instit. Can., Montreal QC, Tech. Rep. 276, 14 p.

Swan, H. S. D. 1962c. The scientific use of fertilizers in forestry. p. 13-24 *dans* La Fertilisation Forestière au Canada. Fonds de Recherches Forestières, Université Laval, Québec (QC), Bull. 5.

Swan, H. S. D. 1971a. Relationships between nutrient supply, growth and nutrient concentrations in the foliage of white and red spruce. Pulp Pap. Res. Inst. Can., Woodlands Pap. WR/34, 27 p.

Swan, H. S. D. 1971b. Nutrition and growth of white and red spruce. Pulp Pap. Res. Inst. Can., Paprican Rep.

Switzer, A. L. K. 1960. Spruce management for the future. For. Chron. 36(2):163–165.

Syme, P. D.; Nystrom, K.L . 1988. Insects and mites associated with Ontario forests: Classification, common names, main hosts and importance. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs, Sault Ste Marie, Ontario. Rap. Inf. O-X-392, 131 p.

Tabbush, P. M. 1986a. Rough handling reduces the root growth potential and survival of barerooted conifer transplants. Quart. J. For. 80:185–188.

Tabbush, P. M. 1986b. Rough handling, soil temperature, and root development in outplanted Sitka spruce and Douglas-fir. Can. J. For. Res. 16:1385–1388.

Talli, A. R. 1967. Growth and nutrition of *Picea glauca* (Moench) Voss seedlings. Diss. Abstr. Sect. B 27(9):2949B.

Tarrant, R. F. 1954. Effect of slash burning on soil pH. USDA Forest Service, Pacific Northwest For. and Range Exp. Sta., Portland OR, Res. Note 102, 5 p.

Taylor, H. M. 1983. Managing root systems for efficient water use: an overview, p. 87–113 *dans* H. H. Taylor et coll. eds. Limitations to Efficient Water Use in Crop Production. ASA, CCSA, and SSSA, Madison WI.

Taylor, R. F.; Klein, J. A. 1953. Preliminary yield tables for Alaska's interior forests. USDA Forest Service, Alaska For. Res. Center, Juneau AK, Tech. Note 14, 6 p.

Taylor, S. W.; Feller, M. C. 1987. Initial effects of slashburning on the nutrient status of Sub-boreal Spruce Zone ecosystems. *dans* Papers presented at the Fire Management Symposium, April 1987, Prince George BC, Central Interior Fire Protection Committee, Smithers BC.

Teich, A.H. 1969. Genetic improvement of white spruce by provenance and individual tree selection. Station d'expériences forestières de Petawawa, Chalk River ON, manuscrit non publié. (cité dans Roche et coll., 1969)

Teich, A. H. 1970a. Genetic control of female flower color and random mating in white spruce. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Notes de recherche bimensuelles 26:2.

Teich, A. H. 1970b. Research on the genetic basis of white spruce improvement: Petawawa 1968-1970. p. 95-99 in 12th Meet. Comm. For. Tree Breed. Can. Quebec QC.

Ter-Mikaelian, M. T.; Parker, W. C. 2000. Estimating biomass of white spruce seedlings with vertical photo imagery. New For. 20:145–162.

Thevathasan, N. V.; Reynolds, P. E.; Kuessner, R.; Bell, F. W. 2000. Effects of controlled weed densities and soil types on soil nitrate accumulation, spruce growth, and weed growth. For. Ecol. Manage. 133:135–144.

Thomas, J. B. 1958. Mortality of white spruce in the Lake Nipigon region of Ontario. For. Chron. 34:393–404.

Thomas, M.; Ranson, S. L.; Richardson, J. A. 1956. Plant Physiology, 4th ed. Churchill, London, U.K. 692 p

Thompson, C. 1995. Preliminary height expectations of Engelmann spruce plantations for three elevations in the Nelson Forest Region. B.C. Min. For. Nelson For. Region, Res. Sum RS-020. (cité par Lajzerowicz et coll., 2006)

Thompson, C. F. 1988. The effect of glyphosate treatments on a mixed brush community in the ICHd Subzone (SX 83407). p. 57–60 *dans* E. Hamilton et S. Watts, compilers. Vegetation Competition and Responses. Proc. 3rd Ann. Vegetation Management Workshop. Canada/B.C. FRDA, Victoria BC, FRDA Rep. 026, 85 p.

Thomson, A. J.; McMinn, R. G. 1989a. Height growth rates of young white spruce and lodgepole pine. Can. J. For. Res. 19(2):257–261.

Thomson, A. J.; McMinn, R. G. 1989b. Effects of stock type and site preparation on growth to crown closure of white spruce and lodgepole pine. Can. J. For. Res. 19(2):262–269.

Thornbury, W. D. 1954. Principles of geomorphology. New York, Wiley and Sons, 618 p.

Thrower, J. S.; Nussbaum, A. F.; DiLucca, C. M. 1991. Site index curves and tables for British Columbia: interior species. B.C. Min. For., Victoria BC, Land Manage. Handb. Field Guide Insert No. 6. (cité dans Coates et coll., 1994)

Timmis, R.; Tanaka, Y. 1976. Effects of container density and plant water stress on growth and cold hardiness of Douglas-fir seedlings. For. Sci. 22:167–172.

Timmis, R.; Worrall, J. 1975. Environmental control of cold acclimation in Douglas-fir during germination, active growth, and rest. Can. J. For. Res. 5: 464–477.

Timoney, K. P.; La Roi, G. H.; Zoltai, S. C.; Robinson, A. L. 1992. The high subarctic forest–tundra of northwestern Canada: position, width, and vegetation gradients in relation to climate. Arctic 45:1–9.

Timonin, M. I. 1966. Effect of ultra-sound on the germination of white spruce and jack pine. Can. J. Bot. 44:113–115. (cité dans Coates et coll., 1994)

Tinus, R. W. 1984. Optimum temperatures for growth of southern Rocky Mountain Engelmann spruce and Douglas-fir seedlings. USDA Forest Service, Rocky Mount. For. Range Exp. Sta., Fort Collins CO, Res. Note RM-442, 5 p.

Tinus, R. W.; Bourque, J. E.; Wallner, S. J. 1985. Estimation of cold hardiness of Douglas-fir and Engelmann spruce seedlings by differential thermal analysis of buds. Ann. Appl. Biol. 106:393–397.

Tinus, R. W.; McDonald, S. E. 1979. How to grow tree seedlings in containers in greenhouses. USDA Forest Service, Rocky Mountain For. Range Exp. Sta., Fort Collins CO, Gen. Tech. Rep. RM-60, 256 p. (cité dans Nienstaedt et Zasada, 1990)

Tomlin, E. S.; Antonejevic, E.; Alfaro, R. I.; Borden, J. H. 2000. Changes in volatile terpene and diterpene resin acid composition of resistant and susceptible white spruce leaders exposed to simulated white pine weevil damage. Tree Physiol. 20:1087–1095.

Toumey, J. W. 1929. Initial root habit in American trees and its bearing on regeneration. Internat. Congr. Plant Sci., Ithaca NY, 1926. Proc. I:713–728.

Toumey, J. W.; Kienholz, R. 1931. Trenched plots under forest canopies. Yale Univ., Forest School Bull. 30, 30 p.

Toumey, J. W.; Korstian, C. F. 1942. Seeding and planting in the forestry practice. Ed. 3. John Wiley & Sons Inc., New York

Toumey, J. W.; Korstian, C. F. 1954. Seeding and Planting in the Practice of Forestry., 3rd ed. Wiley & Son, New York NY, 520 p.

Toumey, J. W.; Stevens, C. L. 1928. The testing of coniferous tree seeds at the School of Forestry, Yale University, 1906–1926. Yale Univ. School For., New Haven CT, For. Bull. 21, 46 p.

Tripp, H. A.; Robins, J. K.; Blauel, R. A. 1970. Alberta–Northwest Territories–Yukon region. Ministère des Pêcheries et des Forêts, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Relevé des insectes et des maladies des arbres, Rapport annuel:84–96.

Tucker, R. E.; Jarvis, J. M. 1967. Prescribed burning in a white spruce-trembling aspen stand in Manitoba. Woodlands Review July WR 333-335.

Tucker, R. E.; Jarvis, J. M.; Waldron, R. M. 1968. Early survival and growth of white spruce plantations, Riding Mountain National Park, Manitoba. Ministère des Forêts et du Développement rural, Direction des Forêts, Ottawa ON, Publ. 1239, 26 p.

Turner, K. B. 1952. The relation of mortality of balsam fir caused by the spruce budworm to forest composition in the Algoma forest of Ontario. Ministère de l'Agriculture, Ottawa ON, Publ. 875, 107 p.

Turner, N. C.; Jarvis, P. G. 1975. Photosynthesis in Sitka spruce (*Picea sitchensis* Bong.). IV. Response to soil temperature. J. Appl. Ecol. 12:561–576.

Ulanova, N. G. 2000. The effects of windblow on forests at different spatial scales: a review. For. Ecol. Manage. 135:155–168.

USDA Forest Service. 1937. Heat more injurious than lack of moisture during drought. USDA Forest Service, Lake States For. Exp. Sta., St. Paul MN, Tech. Note 125.

USDA Forest Service. 1940. Nursery section of timber management handbook. USDA Forest Service Region 9. Mimeographed 85 p. (cité par Toumey et Korstian, 1954)

USDA Forest Service. 1948. Woody-plant Seed Manual. USDA Forest Service, Washington DC, Misc. Publ. 654, 416 p.

Urban, S. T.; Lieffers, V. J.; Macdonald, S. E. 1994. Release in radial growth in the trunk and structural roots of white spruce as measured by dendrochronology. Can J. For. Res. 24(8):1550–1556.

Vanclay, J. K. 1994. Modelling Forest Growth and Yield – Application to Mixed Tropical Forests. CAB Internat., UK.

Van Cleve, K.; Dyrness, R.; Viereck, L. 1980. Nutrient cycling in interior Alaska flood plains. p. 11–18 *dans* M. Murray et R. M. Van Veldhuizen, eds. Proc. Workshop, Fairbanks, Alaska, Nov. 1979. USDA Forest Service, Pacific Northwest For. Exp. Sta., Portland OR, Gen. Tech. Rep., PNW-107, 52 p.

van den Driessche, R. 1969. Forest nursery handbook. B.C. For. Serv., Victoria BC, Res. Notes 48, 44 p.

van den Driessche, R. 1976. How far do seedling standards reflect seedling quality? p. 50–52 *dans* Proc. XVI IUFRO World Congr. Div. II, For. Plants For. Prot., Oslo, Norway.

van den Driessche, R. 1980. (E.P. 640.66), Growth of Douglas-fir and white spruce seedlings treated with slow release fertilizers in the nursery. B.C. Min. For., Victoria BC, Res. Memo 39, 2 p.

van den Driessche, R. 1982. Relationship between spacing and nitrogen fertilization of seedlings in the nursery, seedling size, and outplanting performance. Can. J. For. Res. 12:865–875.

van den Driessche, R. 1984a. Soil fertility in forest nurseries. p. 63–74 *dans* M. L. Duryea et T. D. Landis, eds. Forest Nursery Manual: Production of Bareroot Seedlings. Nijhoff/Junk, Boston MA, 386 p.

van den Driessche, R. 1984b. Seedling spacing in the nursery in relation to growth, yield, and performance of stock. For. Chron. 60(6):345–355.

Van der Linde, J. 1962. Trees outside the forest. p. 141–208 *dans* Forest Influences, United Nations, FAO, For. For. Prod. Studies, No. 15.

Vanderwaal, J. A. 1982. Energy exchange of transplanted Douglas-fir seedlings on two cutover sites in southwestern Oregon. Master's Thesis. Oregon State University, Corvallis, Oregon, 110 p.

Van Eerden, E.; Gates, J. W. 1990. Seedling production and processing: container. p. 226–234 *dans* D. P. Lavender, R. Parish, C. M. Johnson, G. Montgomery, A. Vyse, R. A. Willis et D. Winston, eds. Regenerating British Columbia’s Forests. Univ. B.C. Press, Vancouver BC. (cité dans Coates et coll., 1994)

Vanhinsberg, N. B.; Colombo, S. J. 1990. Effect of temperature on needle anatomy and transpiration of *Picea mariana* after bud initiation. Can. J. For. Res. 20(5):598–601.

Van Wagner, C. E. 1978. Age-class distribution and the forest cycle. Can. J. For. Res. 8: 220–227.

Viereck, L. A. 1970. Soil temperatures in river bottom stands in interior Alaska. p. 223–233 *dans* Proc. Ecology of the Subarctic Regions, July–Aug. 1966, Helsinki, Finland, UNESCO. [Nienstaedt et Zasada, 1990]

Vincent, A. B. 1952. Logging damage to spruce and fir advance growth. Ministère des Ressources et du Développement, Direction des Forêts, Ottawa ON, Silv. Leafl. 69, 4 p.

Vincent, G. 1937. Uskladňování smrkovýh semen. [Stockage de semences d’épinettes.] Českoslov. Akad. Zeměděl. Sborn. 12:469–474.

Viszlai, J. 1983. Variable density yield projection coefficients for pure stands in British Columbia. B.C. Min. of For., Inv. Br., Victoria, BC. Report 3, 138 p.

Voigt, G. K.; Stoeckler, J. H.; Wilde, S. A. 1958. Response of coniferous seedlings to soil applications of calcium and magnesium fertilizers. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 22:343–345.

von Althen, F. W. 1961. A comparison of height growth of red pine and white spruce in pure and mixed plantations. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, dossier 2148, non publié. (cité par Brace, 1964)

von Mohl, H. 1860. (Anatomical changes in the leaf 'joint' which cause the abscission of leaves.) Botanische Zeitung, Leipzig 18:9–17.

Vyse, A. 1981. Growth of young spruce plantations in interior British Columbia. For. Chron. 57(4):174–180.

Vyse, A. 1982. Field performance of small-volume container-grown seedlings in the central interior of British Columbia. p. 291–297 *dans* J. B. Scarratt, C. Glerum et C. A. Plexman, eds. Proc. Containerized Tree Seedling Sympos., Ministère canadien de l'Environnement, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, COJFRC Actes du symposium O-P-10. (cité dans Coates et coll., 1994)

Wadsworth, R. M. 1959. An optimum wind speed for plant growth. Ann. Bot. 23(89):195–199.

Wagg, J. W. B. 1963. Notes on food habits of small mammals of the white spruce forest. For. Chron. 39(4):436–445.

Wagg, J. W. G. 1964a. White spruce regeneration on the Peace and Slave River lowlands. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Publ. 1069, 35 p.

Wagg, J. W. B. 1964b. Viability of white spruce seed from squirrel-cut cones. For. Chron. 40(1):98–110.

Wagg, J. W. B. 1967. Origin and development of white spruce root-forms. Ministère des Forêts et du Développement rural, Direction des Forêts, Ottawa ON, Publ. 1192, 45 p.

Wagner, R. G. 1982. A method for assessing severity of weeds in young plantations. *dans* The Use of Herbicides in Forest Vegetation Management. Co-ordinated Research on Alternative Forestry Treatments and Systems (CRAFTS). Univ. Oregon, Dep. For. Sci., Portland OR. (cité par Morris et MacDonald, 1991)

Wagner, R. G.; Columbo, S. J., editors. 2001. Regenerating the Canadian forest: Principles and practice for Ontario. Fitzhenry & Whiteside, Markham, Ont.

Wakely, P. C. 1954. Planting the southern pines. USDA Forest Service. Monograph 18, 233 p.

Waldron, R. M. 1961. Seedbed preparation for white spruce regeneration in the white spruce–aspen stands in Manitoba. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Mimeo 61-19, 15 p.

Waldron, R. M. 1962. Converting aspen stands to white spruce by planting and seeding on scalped strips, Manitoba. Project plan MS-226. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Winnipeg MB, non publié. Mimeo Man–Sask 62-16, 13 p.

Waldron, R. M. 1964. The effect of preplanting ground treatment on early survival and growth of planted white spruce. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 65:6–8.

Waldron, R. M. 1966. Factors affecting natural white spruce regeneration on prepared seedbeds at the Riding Mountain Forest Experimental Area, Manitoba. Ministère des Forêts et du Développement rural, Direction des Forêts, Ottawa ON, Publ. Minist. 1169, 41 p.

Waldron, R. M. 1974. Direct seeding in Canada 1900–1972. p. 11–27 *dans* J. H. Cayford, ed. Direct Seeding Symposium, Timmins ON, Sept. 1973. Ministère canadien de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa ON. (cité dans Coates et coll., 1994)

Waldron, R. M.; Cayford, J. H. 1964. Effects of seed treatment with fungicides and repellents on the germination of white spruce, jack and red pine. Ministère des Forêts, Direction des Forêts. Mimeo 65-MS-4, 33p.

Walker, L. C. 1955. Foliar analysis as a method of indicating potassium deficient soils for reforestation. Soil Sci. soc. Am. Proceedings 19: 233–236.

Walker, L. R.; Chapin, F. S. 1986. Physiological controls over seedling growth in primary succession on an Alaskan floodplain. Ecology 67:1508–1523.

Walker, L. R.; Zasada, J. C.; Chapin, F. S. 1986. The role of life history processes in primary succession on an Alaskan floodplain. Ecology 67(5):1243–1253.

Walker, N. R.; Johnson, H. J. 1980. Containerized conifer seedling field performance in Alberta and the Northwest Territories. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Edmonton AB, Rap. Inf. NOR-X-218, 32 p.

Wang, B. S. P. 1974a. Testing and treatment of Canadian white spruce seed to overcome dormancy. Assoc. Official Seed Analysts Proc. 64:72–79.

Wang, B. S. P. 1974b. Tree-seed storage. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Publ. 1335, 32 p.

Wang, B. S. P. 1982. Long-term storage of *Abies, Betula, Larix, Picea, Pinus,* and *Populus* seeds. P. 212–218 *dans* B. S. P. Wang et J. A. Pitel, eds. Seed Problems. Proc. Internat. Sympos. on Forest Tree Seed Storage, Institut forestier national de Petawawa, Chalk River ON, Sept. 1980.

Wang, B. S. P.; Pitel, J. A., editors. 1982. Seed Problems. Proc. International Symposium on Forest Tree Seed Storage, Petawawa National Forestry Institute, Chalk River ON, Sept. 1980. Service canadien des forêts, Institut forestier national de Petawawa, Chalk River, Ontario, 243 p.

Wang, B. S. P. 1987. The beneficial effects of stratification on germination of tree seeds. p. 56–75 *dans* Proc. Nurserymen's Meeting, Dryden ON, June 15–19, 1987. OMNR, Toronto ON.

Wang, B. S. P.; Berjak, P. 2000. Beneficial effects of moist chilling on the seeds of black spruce *(Picea mariana* [Mill.] B.S.P.). Annals Bot. 86:29–36.

Wang, B. S. P.; Fogal, W. H.; Schooley, H. O. 1988. National tree seed centre 1985–1987. p. 72–77 *dans* E. K. Morgenstern et T. J. B. Boyle, eds. Tree Improvement – Progressing Together Sympos., Truro NS, Aug. 1987. Proc. Part 1, 21st Meet. Can. Tree Improv. Assoc.

Wang. B. S. P.; Haddon, B. D. 1976. Forest tree seed centre, 1973–74. p. 129–134 *dans* Proc. 15th Meet. Can. Tree Improv. Assoc., Part 1.

Wang, B. S. P.; Horton, K. W. 1965. An underplanting experiment with white pine and white spruce seedling and transplant stock in scarified hardwood stands. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Mimeo 65-O-5, 20 p.

Wang, G. G.; Siemens, A.; Keenan, V.; Philippot, D. 2000. Survival and growth of black and white spruce seedlings in relation to stock type, site preparation and plantation type in southeastern Manitoba. For. Chron. 76(5):775–782.

Wang, G. G.; Huang, S. M. 2000. Height growth pattern of white spruce in natural subregions in Alberta, Canada. For. Ecol. Manage. 134:271–279.

Wang, Y.; Zwiazek, J. J. 1999. Effects of early spring photosynthesis on carbohydrate content, bud flushing and root and shoot growth of *Picea glauca* bareroot seedlings. Scand. J. For. Res. 14:295–302.

Watt, A. S.; Fraser, G. K. 1933. Tree roots and the field layer. J. Ecol. 21: 404–414.

Weatherell, J. 1953. The checking of forest trees by heather. Forestry 26:37–40.

Weetman, G.; Vyse, A. 1990. Natural regeneration. p. 118–130 *dans* D. P. Lavender, R. Parish, C. M. Johnson, G. Montgomery, A. Vyse, R. A. Willis et D. Winston, eds. Regenerating British Columbia's Forests. Univ. B.C. Press, Vancouver BC. (cité dans Coates et coll., 1994).

Wehrmann, J. 1961. Die auswirkung dre Trockenheit von 1959 auf die Nährelement-versorgung bayerischer Kiefernbestände. Forstwiss. Cbl. 80 (9/10): 272–287.

Weiner, J. 1984. Neighbourhood interference amongst *Pinus rigida* individuals. J. Ecol. 72:183–195.

Westveld. R. H. 1949. Applied Silviculture in the United States, 2nd ed. Wiley and Sons, New York NY, 590 p.

White, D. P. 1958. Available water: The key to forest site evaluation. pp. 6-11 *dans* First North American Forest soils Conference (Proceedings). Agricultural Exp. Sta., Michigan State U., East Lansing, MI, 226 p.

White, D. P. 1960. Effect of fertilization and weed control on the establishment, survival and early growth of spruce plantations. p. 355–362 *dans* Vol. III, Trans. 7th Internat. Congr. Soil Sci., Madison WI.

White, D. P. 1967. Chemical control of weeds in new forest tree plantations. Presented at 22nd North Central Weed Control Conf., Fargo ND, 7 p.

White, D. P.; Wood, R. S. 1958. Growth variations in a red pine plantation influenced by deep-lying fine soil layer. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 22: 174–177.

Whitehead, D.; Jarvis, P. G.; Waring, R. H. 1984. Stomatal conductance, transpiration, and resistance to water uptake in a *Pinus sylvestris* spacing experiment. Can. J. For. Res. 14:692–700.

Whitney, R. D. 1962. *Polyporus tomentosus* Fr. as a major factor in stand-opening disease of white spruce. Can. J. Bot. 40:1631–1658.

Whitney, R. D. 1964. Inoculation of eight Saskatchewan trees with *Polyporus tomentosus*. Ministère des Forêts, Ottawa ON, Notes de recherche bimensuelles 28(4):24.

Whitney, R. D. 1977. *Polyporus tomentosus* root rot of conifers. Ministère canadien de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Rap. Tech. 18, 12 p.

Whitney, R. D. 1978. *Polyporus tomentosus* root and butt rot of trees in Canada. p. 283–297 *dans* L. Dimitri, ed. Proc. 5th Internat. IUFRO Conf. on Problems of root and butt rot in conifers, Aug. 1978, Kassell. Germany.

Whitney, R. D. 1993. Damage by Tomentosus root rot in white spruce plantations in Ontario, and the effects of thinning on the disease. For. Chron. 69(4):44.

Whitney, R. D.; Timmer, V. R. 1983. Chlorosis in planted white spruce at Limestone Lake, Ontario. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Rap. Inf. O-X-346, 16 p.

Wiedemann, E. 1923. Zuwachsrückgang und Wuchsstockungen der Fichte. Abteilung für Standortslehre und der botanische Abteilung der forstlichen Versuchsanstalt Tharandt. W. Laur, Tharandt, 180 p.

Wiegman, C. 1953. Trees to News: A Chronicle of the Ontario Paper Company's Origin and Development. McClelland & Stewart, Toronto ON, 364 p.

Wiersum, L. K. 1957. The relationship of the size and structural rigidity of pores to their penetration by roots. Plant and soil 9: 75-85.

Wiersum, L. K. 1958. Density of root branching as affected by substrate and separate ions. Acta Botan. Neerl. 7: 174-190.

Wiersum, L. K. 1961. Utilization of soil by the plant root system. Plant and Soil 15: 189-192.

Wilde, S. A.; Corey, R. B.; Iyer, J. G.; Voigt, G. K. 1979. Soil and Plant Analysis for Tree Culture. Oxford and IBH Publishing, New Delhi, India, 224 p.

Wilde, S. A. 1958. Forest soils: Their properties and relation to silviculture. The Ronald Press, New York, 537 p.

Wilde, S. A.; Voight, G. K. 1967. The effect of different methods of tree planting on survival and growth of pine plantations on clay soils. J. For. 65: 99–101.

Wilde, S. A.; Voigt, G. K.; Pierce, R. S. 1954. The relationship of soils and forest growth in the Algoma district of Ontario, Canada. J. Soil Sci. 5:22–38.

Wilde, S. A.; Wilson, F. G.; White, D. P. 1949. Soils of Wisconsin in relation to silviculture. Wisconsin Conserv. Dep., Madison WI, Publ. 525–49, 171 p.

Willcocks, A.[J.]; Bell, W. 1995. How initial forest plantation density affects future stand growth. OMNR, Northeast Science & Technology, NEST Tech. Note TN-008, 16 p.

Willen, P.; Sutton, R. F. 1980. Evaluation of planting stock quality: Evaluation of stock after planting. New Zealand J. For. Sci. 10: 297–299.

Williams, P. A.; Gordon, A. M.; Moeller, A. W. 1990. Effects of five antitranspirants on white spruce and white pine seedlings subjected to greenhouse drought. USDA Forest Service, Tree Plant. Notes 41(1):34–38.

Wilson, E. 1913. Planting by the Laurentide Company, p. 136–137 *dans* C. Leavitt, 1913. Forest Protection in Canada, 1912. Commission of Conservation Canada, Committee on Forests, Bryant Press, Toronto ON.

Wilson, E. 1931. Seeding and planting in Canada. For. Chron. 7(2);114–116.

Wilton, W. C. 1959. Forest types of the Grand Lake and northwestern Lake Melville areas of Labrador. Ministère des Affaires du Nord et des Ressources nationales, Direction des Forêts, Division des recherches forestières, Ottawa ON, Note tech. 83, 30 p.

Wilton, R. F. 1964. The forests of Labrador. Ministère des Forêts, Direction des recherches forestières, Ottawa ON, Publ. 1066, 72 p.

Winston, D. A.; Haddon, B. D. 1981. Effects of early cone collection and artificial ripening on white spruce and red pine germination. Can. J. For. Res. 11:817–826.

Wood, J. E.; Dominy, S. W. J. 1985. Black spruce, white spruce, and jack pine outplantings in boreal Ontario: bare-root vs. paperpot stock and spring vs. summer planting. Gouvernement du Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, Rap. Inf. O-X-368, 67 p.

Wright, E. F.; Coates, K. D.; Canham, C. D.; Bartemucci, P. 1998. Species variability in growth response to light across climatic regions in northwestern British Columbia. Can. J. For. Res. 28:871–886.

Wright, J. W. 1956. Cultivated spruces in the Philadelphia area. Morris Arboretum Bull. 7, 4 p.

Wright, T. G. 1959. The Canadian spruce forest. For. Chron. 35(4):291–297.

Wurtz, T. L.; Zasada, J. C. 1987. An exceptional case of natural regeneration of white spruce in interior Alaska. p. 86–88 *dans* Current Topics in Forest Research: Emphasis on Contributions by Women Scientists. Proc. National Sympos. 1986, Gainesville FL. USDA Forest Service, Southeastern For. Exp. Sta., Asheville NC, Gen. Tech. Rep. SE-46. (cité dans Coates et coll., 1994)

Wurtz, T. L.; Zasada, J. C. 2001. An alternative to clear-cutting in the boreal forest of Alaska: a 27-year study of regeneration after shelterwood harvesting. Can. J. For. Res. 31:999–1011.

Wygant, N. D.; Lejeune, R. R. 1967. Engelmann spruce beetle *Dendroctonus obesus* (Mann.) (= *D. engelmanni* Hopk.). p. 93–95 *dans* A. G. Davidson et R. M. Prentice, compilers and eds. Important forest insects and diseases of mutual concern to Canada, the United States, and Mexico. Can. Dep. For. Rural Devel., Ottawa ON, Pub. 1180.

Yang, R. C.; Fry, R. D. 1981. Natural succession following harvesting in the boreal mixedwood forest. p. 65–77 *dans* R. D. Whitney et K. M. McClain, eds. Proc. Boreal Mixedwood Symposium, Sept. 1980, Thunder Bay ON, Ministère canadien de l'Environnement, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie ON, COJFRC Actes du symposium O-P-9.

Youngblood, A.; Newton, M.; Cole, E. C. 1999. Adaptability of tree seedlings for forest reforestation in south-central Alaska. p. 51–56 *dans* J. Alden, tech. ed. Proc. Alaska Reforestation Council Workshop, initial stocking standards and operational reforestation methods for optimum growth and wood quality of Alaska's forests. Univ. Alaska Fairbanks, Agric. and For. Exp. Sta., Fairbanks AK, Misc. Publ. 99-8.

Youngblood, A. P.; Zasada, J. C. 1991. White spruce artificial regeneration options on river floodplains in interior Alaska. Can. J. For. Res. 21(4):423–433.

Zasada, J. C.; Viereck, L. A. 1970. White spruce cone and seed production in interior Alaska, 1957–68. USDA Forest Service, Pacific NW For. Range Exp. Sta., Portland OR, Res. Note PNW-129, 11 p. (cité dans Coates et coll., 1994)

Zasada, J. C. 1972. Guidelines for obtaining natural regeneration of white spruce in Alaska. USDA Forest Service, Pacific Northwest For. Range Exp. Sta., Portland OR, 16 p.

Zasada, J. C. 1980. Some considerations in the natural regeneration of white spruce in interior Alaska. p. 25–29 *dans* M. Murray et R. M. Van Veldhuizen, eds. Forest Regeneration at High Latitudes. Proc. Workshop, Fairbanks AK, Nov. 1979. USDA Forest Service, Pacific Northwest For. Exp. Sta., Portland OR, Gen. Tech. Rep., PNW-107, 52 p.

Zasada, J. C. 1985. Production, dispersal and germination, and first-year seedling survival of white spruce and birch in the Rosie Creek burn. p.34–37 *dans* G. P. Juday et C. T. Dyrness, eds. Early Results of the Rosie Creek Fire Research Project, 1984. Univ. Alaska, Agric. For. Exp. Sta., Fairbanks AK, Misc. Publ. 85-2.

Zasada, J. 1986. Natural regeneration of trees and tall shrubs on forest sites in interior Alaska. p. 44–73 *dans* K. Van Cleve, F. S. Chapin, P. W. Flanagan, L. A. Viereck et C. T. Dyrness, eds. Forest Ecosystems in the Alaskan Taiga: a Synthesis of Structure and Function. Springer-Verlag New York NY.

Zasada, J. 1990. Developing silvicultural alternatives for the boreal forest: an Alaskan perspective on regeneration of white spruce. Univ. Alberta, Edmonton AB, For. Industry Lecture 25, 44 p.

Zasada, J. C. 1995. Natural regeneration of white spruce – information needs and experience from the Alaskan boreal forest. p. 40–46 *dans* C. R. Bamsey, ed. Proceedings: Innovative Silvicultural Systems in Boreal Forests. Symposium, Edmonton AB, Oct. 1994, Can./Alberta FRDA Rep.

Zasada, J. C.; Foote, M. J.; Deneke, F. J.; Parkerson, R. H. 1978. Case history of an excellent white spruce cone and seed crop in interior Alaska: cone and seed production, germination and seedling survival. USDA Forest Service, Pacific NW For. Range Exp. Sta., Portland OR, Gen. Tech. Rep. PNW-65, 53 p.

Zasada, J. C.; Gregory, R. A. 1969. Regeneration of white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss) with reference to interior Alaska: a literature review. USDA Forest Service, Pacific Northwest For. Range Exp. Sta., Portland OR, Res. Pap. PNW-79, 37 p.

Zasada, J. C.; Grigal, D. F. 1978. The effects of silvicultural system and seed bed preparation on natural regeneration of white spruce and associated species in interior Alaska. p. 213–220 *dans* C. A. Hollis et A. E. Squillace, eds. and compilers. Proc. 5th North American Forest Biology Workshop. Univ. Florida, School For. Res. and Conservation, Gainesville FL. (cité dans Coates et coll., 1994)

Zasada, J. C.; Norum, R. 1986. Prescribed burning white spruce slash in interior Alaska. North. J. Appl. For. 3(1):16–18.

Zasada, J. C.; Van Cleve, K.; Werner, R. A.; McQueen, J. A.; Nyland, E. 1977. Forest biology and management in high-latitude North American forests. p. 137–195 *dans* Proc. North American Forest Lands at Latitudes North of 60 degrees. Sympos., Univ. Alaska, Fairbanks AK, Sept. 19–22, 1977.

Zavitz, E. J. 1913. Forest planting in Ontario. p. 132–134 *dans* C. Leavitt. Forest Protection in Canada, 1912. Commission of Conservation Canada, Committee on Forests, Bryant Press, Toronto ON.

Zedaker, S. M. 1982. Growth and development of young Douglas-fir in relation to intra- and inter-specific competition. Oregon State Univ., Corvallis OR, Ph.D. thesis. (cité par Morris et MacDonald, 1991)

Zehetmayr, J. W. L. 1960. Afforestation of upland heaths. U.K. Forestry Commission, Bull. 32, 145 p.

Ziller, W. G. 1974. The tree rusts of western Canada. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Ottawa ON, Publ. 1329, 272 p.

Zinkan, C. G.; Jeglum, J. K.; Harvey, D. E. 1974. Oxygen in water culture influences growth and nutrient uptake of jack pine, black spruce, and white spruce seedlings. Can. J. Plant Sci. 54(3):553–558.

ANNEXE

Nom scientifique dans le rapport [1]	Nom commun [1]	Nom anglais commun [1]	Nom scientifique mis à jour [2]	Nom anglais mis à jour [2]
Abies balsamea (L.) Mill.	sapin baumier	balsam fir	*Abies balsamea*	balsam fir
Abies lasiocarpa (Hook.) Nutt.	sapin subalpin	subalpine fir	*Abies lasiocarpa*	subalpine fir
Abies Mill.	sapin	fir	*Abies*	-
Acer rubrum L.	érable rouge	red maple	*Acer rubrum*	red maple
Acer saccharum Marsh.	érable à sucre	sugar maple	-	sugar maple
Acer spicatum Lamarck	érable à épis	mountain maple	-	mountain maple
Adelges abietis L.	-	eastern spruce gall adelgid	*Adelges abietis* Linnaeus	eastern spruce gall adelgid
Adelges cooleyi Gill.	puceron de l'épinette de Sitka	Cooley spruce gall adelgid	*Adelges cooleyi* Gillette	Cooley spruce gall adelgid
Adelges lariciatus Patch	puceron gallicole de l'épinette	spruce gall adelgid	*Adelges lariciatus* Patch	spruce gall adelgid
Alces alces	orignal	moose	*Alces alces*	moose
Alnus Mill.	aulne	alder	*Alnus*	-
Alnus alnobetula (Ehrhart) K. Koch	aulne vert	green alder	*Alnus viridis*	green alder
Alnus incana ssp. *rugosa* (Du Roi) R.T. Clausen	aulne rugueux	speckled alder	*Alnus rugosa*	speckled alder
Alnus incana ssp. *tenuifolia* (Nutt.) Breitung	aulne à feuilles minces	mountain alder	*Alnus tenuifolia*	thinleaf alder
Amelanchier alnifolia (Nuttall) Nuttall ex M. Roemer	amélanchier à feuilles d'aulne	saskatoon	*Amelanchier*	saskatoon
Aralia L.	-	spikenard	*Aralia*	-
Archips packardiana	tordeuse verte de l'épinette	spring spruce needle moth	*Archips packardiana*	-
Archips strianus Fernald	-	striated tortrix moth	*Archips strianus* Fernald	-
Argyresthia picea Freeman	-	shiny head-standing moth	*Argyresthia picea* Freeman	bud and twig miner
Avenella flexuosa (L.) Drejer	deschampsie flexueuse	wavy hairgrass	*Deschampsia flexuosa*	-
Barbara mappana Freeman	-	cone moth*	*Barbara mappana* Freeman	cone moth
Betula alleghaniensis Britt.	bouleau jaune	yellow birch	*Betula alleghaniensis*	yellow birch
Betula L.	bouleau	birch	*Betula*	-
Betula papyrifera Marsh.	bouleau à papier	paper birch	*Betula papyrifera*	white birch
Calamagrostis Adanson spp.	-	reedgrass	-	Reed grass

Nom scientifique dans le rapport [1]	Nom commun [1]	Nom anglais commun [1]	Nom scientifique mis à jour [2]	Nom anglais mis à jour [2]
Calamagrostis canadensis (Michaux) Palisot de Beauvois	calamagrostide du Canada	bluejoint reedgrass	*Calamagrostis canadensis* (Michx.) Beauv.	bluejoint (marsh reed) grass
Calluna vulgaris (L.) Hull	bruyère commune	Scottish heather	*Calluna vulgaris* L.	heather
Campaea perlata Guenée	arpenteuse perlée	pale beauty moth	*Campaea perlata* Guenée	fringed looper
Carex L.	carex	Sedge	*Carex*	-
Caripeta divisata Walker	arpenteuse grise de l'épinette	gray spruce looper	*Caripeta divisata* Walker	spruce looper
Cephalcia fascipennis Cresson	pamphile à lignes orangées	spruce webspinning sawfly	*Cephalcia fascipennis*	spruce webspinning sawfly
Cervus elaphus manitobensis	wapiti	elk	*Cervus canadensis manitobensis* Millais	elk
Chamaenerion angustifolium (L.) Scopoli	épilobe à feuilles étroites	fireweed	*Epilobium angustifolium* L.	fireweed
Chionaspis pinifoliae Fitch	cochenille des aiguilles du pin	pine needle scale	*Chionaspis pinifoliae* Fitch	pine needle scale
Choristoneura biennis	-	-	*C. biennis*	two-year-cycle budworm
Choristoneura fumiferana Clemens	tordeuse des bourgeons de l'épinette	spruce budworm	*Choristoneura fumiferana* [Clemens]	spruce budworm
Choristoneura pinus pinus Free.	-	jack pine budworm	*Choristoneura pinus* Free.	-
Cladara limitaria Walker	-	mottled gray carpet	*Cladara limitaria* Walker	yellowlined conifer looper
Clepsis persicana Fitch	tortrix à triangle blanc	white-triangle leafroller	*Clepsis persicana* Fitch.	-
Coleotechnites piceaella Kearfott	mineuse rosée de l'épinette	orange spruce needleminer	*Coleotechnites piceaella* Kearfott	orange spruce needleminer
Cornus L.	-	dogwood	*Cornus*	-
Corvus brachyrhynchos	corneille d'Amérique	American crow	-	crows
Corvus corax	-	common raven	-	Ravens
Corylus cornuta Marshall	noisetier à long bec	beaked hazlenut	*Corylus cornuta*	-
Cydia strobilella L.	tordeuse des graines de l'épinette	spruce seed moth	*Laspeyresia youngana* Kearfott	spruce seed moth
			Cydia youngana Kearfott = *Laspeyresia youngana*	spruce seedworm
Dasineura rachiphaga Tripp	-	spruce cone-axis midge	*Dasineura rachiphaga* Tripp	spruce cone-axis midge
Dasineura swainei Felt	cécidomyie de l'épinette	spruce bud midge	*Rhabdophaga swainei* Felt	spruce bud midge
Dasychira grisefacta Dyar	chenille à houppes du pin	pine tussock moth	*Dasychira plagiata* Walker	pine tussock moth

Nom scientifique dans le rapport [1]	Nom commun [1]	Nom anglais commun [1]	Nom scientifique mis à jour [2]	Nom anglais mis à jour [2]
Dendroctonus rufipennis Kirby	dendroctone de l'épinette	spruce beetle	*Dendroctonus rufipennis* [Kirby]	spruce beetle
			Dendroctonus piceaperda Hopk.	spruce beetle
Dioryctria reniculelloides Mutuura & Munroe	pyrale des cônes de l'épinette	spruce coneworm	*Dioryctria reniculelloides* Mutuura & Munroe	spruce coneworm
Dryopteris Adan.	-	shield fern	*Dryopteris*	-
Ectropis crepuscularia Denis and Schiffermüller	arpenteuse bossue de la pruche	saddleback looper	*Ectropis crepuscularia* Denis and Schiffermüller	saddleback looper
Elaphria versicolor Grote	arlequin du sapin	fir harlequin	*Elaphria versicolor* Grote	fir harlequin
Elymus repens (L.) Gould	chiendent commun	quackgrass	*Agropyron repens* [L.] Beauv.	couch grass
Epinotia nanana Treitschke	-	European spruce needleminer	*Epinotia nanana* Treitschke	European spruce needleminer
Epinotia radicana Heinr.	mineuse à lignes rosées	redstriped needle worm	*Epinotia radicana* Heinrich	red-striped needle worm
Erethizon dorsatum	porc-épic	porcupine	*Erethizon dorsatum*	Porcupines
Eufidonia notataria Walker	-	powder moth	*Eufidonia notataria* Walker	whitelined looper
Eupithecia spp.	-	-	*Eupithecia* spp.	-
Eurybia macrophylla (L.) Cassini	aster à grandes feuilles	large-leaved aster	*Eurybia macrophylla*	largeleaf aster
Fagus L.	hêtre	beech	-	beech
Feralia jocosa Gn.	féralie joyeuse	redlined conifer caterpillar	*Feralia jocosa* Guenée	red-marked caterpillar
Formica exsectoides Forel	-	Allegheny mound ant	*Formica exsectoides*	mound-building ants
Gilpinia hercyniae (Hartig)	diprion européen de l'épinette	European spruce sawfly	*Gilpinia hercyniae* [Hartig]	European spruce sawfly
Hemiberlesia ithacae Ferris	chermès de la pruche	hemlock scale	*Abgrallaspis ithacae* Ferris	hemlock scale
Henricus fuscodorsana Kearfott	-	cone cochylid	*Henricus fuscodorsana* Kearfott	cone cochylid
Hydriomena divisaria Walker	arpenteuse à bandes transversales	transversebanded looper	*Hydriomena divisaria* Walker	transversebanded looper
Hylema spp.	-	-	*Hylema* spp.	-
Hylobius warreni Wood	charançon de Warren	Warren's root collar weevil	*Hylobius warreni* Wood	Warren's rootcollar weevil
Hypagyrtis piniata Pack.	apenteuse du pin	pine measuringworm moth	*Hypagyrtis piniata* (Pack.)	-
Ips perturbatus Eichh.	-	northern spruce engraver	*Ips perturbatus* Eichh.	-
Lambdina fiscellaria fiscellaria Guenée	arpenteuse de la pruche	hemlock looper	*Lambdina fiscellaria fiscellaria* Guenée	hemlock looper

Nom scientifique dans le rapport [1]	Nom commun [1]	Nom anglais commun [1]	Nom scientifique mis à jour [2]	Nom anglais mis à jour [2]
Larix kaempferi (Lambert) Carrière	mélèze du Japon	Japanese larch	*Larix leptolepis* [Sieb. & Zucc] Gord.	Japanese larch
Larix laricina (Du Roi) K. Koch	mélèze laricin	tamarack	*Larix larcina*	tamarack
Larix occidentalis Nutt.	mélèze de l'Ouest	western larch	*Larix occidentalis*	western larch
Leptographium abietinum	-	-	*Leptographium abietinum*	-
Lepus americanus	lièvre d'Amérique	snowshoe hare	*Lepus americanus*	snowshoe hare
Macaria fissinota Walker	-	hemlock angle	*Semiothisa fissinotata* Walker	-
Mayetiola piceae Felt	-	spruce gall midge	*Mayetiola piceae* Felt	spruce gall midge
Megastigmus atedius Walker	-	spruce seed chalcid	*Megastigmus atedius atedius* Walker	spruce seed chalcid
Megastigmus piceae Felt.)	-	spruce seed chalcid	*M. piceae*	-
Microtus montanus	campagnol montagnards	montane voles	*Microtus montanus*	mountain voles
Microtus pennsylvanicus	campagnol des champs	meadow vole	*Microtus pennsylvanicus* Ord	short-tailed meadow vole
Microtus spp.	-	-	*Microtus*	-
Monochamus scutellatus Say	longicorne noir	whitespotted sawyer	*Monochamus scutellatus* Say	whitespotted sawyer
Myodes spp.	-	red-backed vole	*Myodes*	red-backed vole
Neotamias minimus	tamia mineurs	least chipmunk	*Eutamias minimus*	chipmunks
Nepytia canosaria Walker	arpenteuse (fausse) de la pruche	false hemlock looper moth	*Nepytia canosaria* (Walker)	false hemlock looper moth
Odocoileus virginianus	cerf de Virginie	white-tailed deer	*Odocoileus virginianus*	deer
Oligonychus ununguis Jacobi	tétranyque de l'épinette	spruce spider mite	*Oligonychus ununguis* Jacob	spruce spider mite
Orgyia antiqua L.	chenille à houppes rousses	rusty tussock moth	*Orgyia antiqua nova* Fitch	rusty tussock moth
Orgyia leucostigma J.E. Smith	chenille à houppes blanches	whitemarked tussock moth	*Orgyia leucostigma* J.E. Smith	whitemarked tussock moth
Otiorhynchus ovatus Linnaeus	charançon de la racine du fraisier	strawberry root weevil	*Otiorhynchus ovatus* Linnaeus	strawberry root weevil
Oxalis montana Rafinesque	oxalide de montagne	white wood-sorrel	*Oxalis acetosella*	-
Palthis angulalis Hübner	-	dark-spotted palthis moth	*Palthis angulalis* Hübner	spruce harlequin
Pegohylemia spp.	-	cone maggots	*Pegohylemia* spp.	cone maggots
Peromyscus spp.	-	-	*Peromyscus*	-
Peromyscus spp.	-	white-footed mouse	-	white-footed mice
Peromyscus leucopus	souris à pattes blanches	deer mouse	*Peromyscus maniculatus*	deer mice

Nom scientifique dans le rapport [1]	Nom commun [1]	Nom anglais commun [1]	Nom scientifique mis à jour [2]	Nom anglais mis à jour [2]
Phenacoccus picea Lw.	-	spruce mealy bug	*Phenacoccus picea* (Lw.)	-
Phyllophaga anxia Lec.	-	forest-ogre June beetle	*Phyllophaga anxia* Lec.	-
Phyllophaga fusca Froel.	-	northern June beetle	*P. fusca* Froel.	-
Phyllophaga spp.	-	-	*Phyllophaga*	-
Physocarpus (Cambessèdes) Rafinesque spp.	-	ninebark	*Physocarpus*	ninebark
Physokermes piceae Schr.	cochenille des bourgeons de l'épinette	spruce bud scale	*Physokermes piceae* Schrank	spruce bud scale
Picea A. Dietrich	épinettes	spruces	*Picea*	spruces
Picea abies (L.) Karst	épinette de Norvège	Norway spruce	*Picea abies*	Norway spruce
Picea engelmannii Engelmann	épinette d'Engelmann	Engelmann spruce	*P. engelmannii*	Engelmann spruce
Picea glauca (Moench) Voss	épinette blanche	white spruce	*Picea glauca*	white spruce
Picea x *albertiana* S. Brown	épinette intérieur	interior spruce	*Picea glauca* var. *Albertiana* [S. Brown] Sarg.	western white spruce
Picea glauca x engelmannii	épinette intérieur	interior spruce	*Picea glauca* x *engelmannii*	interior spruce
Picea mariana (Mill.) B.S.P.	épinette noire	black spruce	*Picea mariana*	black spruce
Picea pungens Engelm.	épinette du Colorado	blue spruce	*Picea pungens*	blue spruce
Picea rubens Sarg.	épinette rouge	red spruce	-	red spruce
Picea sitchensis (Bong.) Carrière	épinette de Sitka	Sitka spruce	*Picea sitchensis*	Sitka spruce
Pikonema alaskensis Rohwer	tenthrède à tête jaune de l'épinette	yellow-headed spruce sawfly	*Pikonema alaskensis* Rohwer	yellow-headed spruce sawfly
Pikonema dimmockii Cresson	tenthrède à tête verte de l'épinette	greenheaded spruce sawfly	*Pikonema dimmockii*	green-headed spruce sawfly
Pineus patchae Börner	puceron à galle allongée de l'épinette	ragged spruce gall adelgid	*Pineus similis* Gillette	ragged spruce gall adelgid
Pineus pinifoliae Fitch	puceron des aiguilles du pin	pine leaf adelgid	*Pineus pinifoliae* Fitch	pine leaf adelgid
Pinus banksiana Lamb.	pin gris	jack pine	*Pinus banksiana*	jack pine
Pinus contorta Dougl. ex Loudon	pin tordu latifolié	lodgepole pine	-	lodgepole pine
Pinus elliottii Engelm.	pitchpin américain	slash pine	*Pinus elliottii* Engelm.	slash pine
Pinus L.	-	-	*Pinus*	-
Pinus radiata D. Don	pin de Monterey	radiata pine	*Pinus radiata* D. Don	-

Nom scientifique dans le rapport [1]	Nom commun [1]	Nom anglais commun [1]	Nom scientifique mis à jour [2]	Nom anglais mis à jour [2]
Pinus resinosa (Ait.)	pin rouge	red pine	-	red pine
Pinus strobus (L.)	pin blanc	white pine	*Pinus strobus*	white pine
Pinus sylvestris L.	pin sylvestre	Scots pine	*Pinus sylvestris*	Scots pine
Pissodes strobi Peck	charançon du pin blanc	white pine weevil	*Pissodes strobi* Peck	white pine weevil
Polygraphus rufipennis Kirby	polygraphe de l'épinette	four-eyed spruce bark beetle	*Polygraphus rufipennis* Kirby	foureyed spruce bark beetle
Populus balsamifera L.	peuplier baumier	balsam poplar	*Populus balsamifera*	balsam poplar
Populus L.	peuplier	poplar	-	poplar
Populus tremuloides Michx.	peuplier faux-tremble	trembling aspen	*Populus tremuloides* Michx.	trembling aspen
Pristiphora lena Kincaid	-	little spruce sawfly	*Pristiphora lena* Kincaid	little spruce sawfly
Protoboarmia porcelaria indicataria Walker	-	porcelain gray moth	*Protoboarmia porcelaria indicataria* Walker	dash-lined looper
Prunus pensylvanica L.	cerisier de Pennsylvanie	pin cherry	*Prunus pensylvanica*	pin cherry
Pseudotsgua menziesii (Mirb.) Franco	Douglas de Menzies	Douglas-fir	*Pesudotsgua menziesii*	Douglas-fir
Pteridium aquilinum var. *latiusculum* (Desvaux) Hultén ex R.T. Clausen	fougère-aigle de l'Est	eastern bracken fern	-	bracken fern
Rhododendron groenlandicum (Oeder) Kron & Judd	thé du Labrador	Labrador tea	-	Labrador tea
Rubus idaeus L.	framboisier rouge	red raspberry	*Rubus idaeus*	-
Salix L.	saule	willow	-	willow
Salix alaxensis (Andersson) Coville	saule feutré	Alaska willow	*Salix alaxensis*	feltleaf willow
Salix interior Rowl.	saule de l'intérieur	sandbar willow	*Salix interior*	sandbar willow
Salix scouleriana Barratt ex Hook.	saule de Scouler	Scouler's willow	*Salix scouleriana*	scouler willow
Sacchiphantes viridis Ratz.	-	Adelges viridis	*Sacchiphantes viridis* Ratz.	-
Semiothisa signaria dispuncta Walker	arpenteuse verte des conifères	spruce-fir looper	*Semiothisa signaria dispuncta* Walker	common spruce-fir looper
Sorex spp.	-	shrews	-	shrews
Sphyrapicus varius	pic maculé	yellow-bellied sapsucker	*Sphyrapicus varius varius*	yellow-bellied sapsucker
Strobilomyia anthracina Czerny	-	spiral cone borer	*Hylemya anthracina* Czerny	-
Strobilomyia neanthracina Michelsen	-	spruce cone maggot	*Delia anthracina* Czerny	spruce cone maggot
Sylvilagus floridanus	lapin à queue blanche	eastern cottontail	*Lepus sylvilagus floridanus*	cottontail

Nom scientifique dans le rapport [1]	**Nom commun [1]**	**Nom anglais commun [1]**	**Nom scientifique mis à jour [2]**	**Nom anglais mis à jour [2]**
Symphoricarpos Duhamel spp.	-	snowberry	*Symphoricarpos*	snowberry
Synanthedon pini Kellicott	nodulier du pin	pitch mass borer	*Synanthedon pini* Kellicott	pitch mass borer
Syngrapha	-	-	*Syngrapha*	false loopers
Tamias spp.	-	chipmunk	*Eutamias*	chipmunk
Tamiasciurus hudsonicus	écureuil roux	North American red squirrel	*Tamiasciurus hudsonicus* fremonti Audubon and Bachman	pine squirrels
Taniva albolineana Kearfott	-	spruce needleminer moth	*Endothenia albolineana* Kearfott	spruce needleminer
Thuja occidentalis (L.)	thuya occidental	eastern white cedar	-	white cedar
Trypodendron lineatum Oliv.	scolyte birayé	striped ambrosia beetle	*Trypodendron lineatum* (Oliv.)	-
Ursus americanus americanus	ours noir	black bear	*Euarctos americanus perniger*	black bear
Viburnum edule (Michaux) Rafinesque	viorne comestible	squashberry	-	Low- and highbush cranberries
Viburnum opulus var. *americanum* (Aiton)	viorne trilobée	highbush cranberry	-	-
Xestia elimata Gn.	-	southern variable dart moth	*Anomogyna elimata* Guenée	variable climbing cutworm
Zeiraphera canadensis Mutuura and Freeman	-	spruce bud moth	*Zeiraphera canadensis* Mutuura and Freeman	-
Zeiraphera fortunana Kearfott	-	yellow spruce budworm	*Zeiraphera fortunana* Kearfott	-
Zeiraphera unfortunana Ferris and Kruse	tordeuse à bandes pourprées	purple-striped shootworm moth	*Zeiraphera unfortunana* Powell	-

[1] Noms communs et noms scientifiques mis à jour.

[2] Noms scientifiques et noms anglais originaux, tels qu'ils figurent dans le rapport.

Source de renseignements :

Baldwin, K. et coll.2020. Zones de végétation du Canada : une perspective biogéoclimatique (Rapport d'information GLC-X-25F). Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs. 190p. (https://cfs.nrcan.gc.ca/publications?id=40508)

Baldwin, K. et coll. 2020. Vegetation Zones of Canada: a Biogeoclimatic Perspective (Information Report GLC-X-25). Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Great Lakes Forestry Centre 172 p. (https://cfs.nrcan.gc.ca/publications?id=40507)

Canadensys : http://www.canadensys.net/

Kim Chapman, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs

EPPO Global Database : https://gd.eppo.int/

Ressources naturelles Canada - Arbres : https://aimfc.rncan.gc.ca/fr/arbres

Fire Effects Information System (FEIS) – USDA : https://www.feis-crs.org/feis/

Fleurs Fruits Feuilles de : https://fleurs-fruits-feuilles-de.com/

Société québécoise de bryologie : http://www.societequebecoisedebryologie.org/

À PROPOS DE L'AUTEUR

Le 2 juin 2008, dans sa 82e année, Roy Sutton décède chez lui à Sault Ste. Marie en Ontario au terme d'une longue maladie. Roy naît en 1926 à Stourbridge, Worcestershire en Angleterre. Il grandit à Birmingham en Angleterre et va à l'école secondaire jusqu'à ce qu'il ait presque 16 ans. L'exposition de Roy à la foresterie débute tôt à des camps d'été rattachés à la Forestry Commission du Royaume-Uni, où on lui confie des tâches comme écorcer les étais de mine et couper la partie supérieure des chênes en bois de corde destiné à la fabrication du charbon de bois.

Roy est appelé à effectuer son service militaire à l'âge de 18 ans; on l'affecte à la Royal Signal Communications Unit en août 1944. En août 1945, Roy est déployé à l'étranger et sert en Inde, à Ceylan, à Singapour et à Hong Kong.

En 1947, Roy rentre en Angleterre puis s'engage comme travailleur forestier pour la Forestry Commission en 1948. Il est rapidement sélectionné pour une formation de deux ans à Parkend dans le Gloucestershire, une des quatre écoles de formation forestière de la Forestry Commission. Après avoir obtenu son diplôme, Roy travaille un an aux opérations forestières à titre de forestier de terrain pour la Forestry Commission. On l'encourage à s'inscrire au programme de baccalauréat ès science forestière à l'Université d'Edinburgh, où il obtiendra son diplôme en 1955 en plus des meilleurs résultats scolaires de sa classe. Roy reçoit une bourse de recherche de deuxième cycle, la Beaverbrook Post-Graduate Fellowship, pour étudier la foresterie au Canada, ce qui le mène à la première étape de sa brillante carrière en science forestière canadienne. En 1957, il obtient son diplôme de maîtrise ès science forestière de l'Université du Nouveau-Brunswick, dont la thèse porte sur la morphologie de l'humus forestier.

En 1956, Roy joint le gouvernement fédéral et commence ce qu'il aura décrit par la suite comme son « histoire d'amour de 50 ans avec les ministères de foresterie fédéraux successifs suivis des Affaires du Nord et Ressources naturelles », travaillant d'abord à Ottawa (1956 à 1960), puis à Richmond Hill (1960 à 1966), avant de finalement déménager à Sault Ste. Marie en 1966.

En juin 1992, un article du Forestry Chronicle cite Roy : « ma passion, c'est l'épinette blanche ». Cette passion aura débuté avec ses études de doctorat à l'Université Cornell à New York. Il y obtient son diplôme en 1968 après avoir présenté une thèse de 500 pages qu'il aura intitulée Ecology of young white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss).

Au sein du Service canadien des forêts, une grande partie de la carrière hautement productive de Roy aura porté sur la sylviculture de l'épinette blanche. Il aura été l'auteur de plus de 100 publications; les travaux de ce chercheur dévoué, minutieux et tenu en estime de tous font progresser la science et la pratique de la foresterie. Le départ à la retraite officielle de Roy en 1993 changera peu le rythme de ses activités de recherche. À titre de scientifique émérite, il continuera jusqu'en 2007 de travailler et de publier. Dans la foulée des travaux effectués pour

sa thèse de doctorat, Roy se donne comme projet de retraité d'intégrer le vaste corpus de recherche publié sur l'épinette blanche dans une importante monographie. Cette monographie, en voie de traverser les étapes du processus de publication, contient toute la contribution de Roy à l'avancée des connaissances sur l'épinette blanche, le legs de toute une vie de dévouement consacrée à son espèce de prédilection. Roy aura apporté une contribution importante à l'Institut forestier du Canada/Canadian Institute of Forestry, en jouant le rôle de directeur de la critique de livres pour The Forestry Chronicle de juin 1973 à décembre 1991. Au cours de cette période, il s'occupe des critiques de livres de chaque numéro et en écrit lui-même un grand nombre. En 1985, l'IFC/CIF reconnaît les services exceptionnels que Roy leur a rendus en lui attribuant un prix spécial. Sa contribution de longue date à l'IFC/CIF et à la science forestière est aussi reconnue en 1999 lorsqu'il est admis comme membre (ou Fellow) de l'Institut.

Les intérêts de Roy pour la foresterie n'auront pas seulement été limités aux aspects scientifiques. Il aura pu en apprécier les aspects pratiques sur son propre lot forestier en appliquant les connaissances que ses résultats de recherche lui avaient livrés. De plus, il aura compté parmi les membres de l'Ontario Woodlot Association.

Bien que Roy ait axé sa vie professionnelle sur la science forestière, cela ne l'aura pas empêché de jouer un rôle de premier plan au sein de la communauté artistique de Sault Ste. Marie. Il aura été président du Conseil des arts de Sault Ste. Marie et secrétaire et membre du conseil d'administration du Community Theatre Board. En 2005, la ville lui décerne le prix de reconnaissance communautaire du Cultural Advisory Board pour « sa contribution et son engagement importants au bien-être culturel de la communauté. »

Roy aura été un époux et un père dévoué. Il laisse derrière lui son épouse Maria et ses deux filles, Penelope et Patience.[12]

**Utilisé avec la permission de l'Institut forestier du Canada/Canadian Institute of Forestry (2022)*.

[12] September/October 2008, Vol. 84, No. 5 — The Forestry Chronicle.

Pour voir plus de publications liées à la foresterie, rendez-vous sur le

site Web des publications du Service canadien des forêts