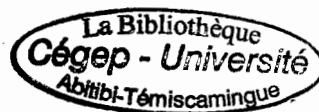


UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

ÉTUDE SUR DES BARRIÈRES VISANT À LIMITER L'IMPACT DE
L'INFILTRATION DES RACINES SUR LA PERFORMANCE DES
RECOUVREMENTS MULTICOUCHES

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE EXTENSIONNÉE DE
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PAR
SANDRA TRÉPANIER



AVRIL 2005



Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans Depositum, site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous.

L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre. Il est donc interdit de reproduire ou de publier en totalité ou en partie ce document sans l'autorisation de l'auteur.

REMERCIEMENTS

Il me serait difficile d'imaginer meilleur directeur de recherche que Bruno Bussière. Bien que fort occupé, il a toujours su doser supervision et confiance, me laissant beaucoup de latitude dans l'élaboration et la conduite de ce projet. Merci beaucoup Bruno. Je tiens également à remercier ma directrice de recherche Francine Tremblay. Ses conseils m'ont permis de teinter d'un peu de biologie l'ingénieure que je suis.

Je tiens à dire un merci particulier aux filles du D-207. Sans vous, ces trois années n'auraient jamais été aussi motivantes et agréables au quotidien. Merci Anne-Marie pour tes nombreuses idées et ton immense générosité. Merci Jovette pour cette belle complicité, pour ta grande capacité d'écoute et pour ton énergie si contagieuse. Merci Caroline pour ta joie de vivre, ta précieuse amitié et ta très grande disponibilité pour mes multiples questions "biologiques". Le café n'a plus la même saveur depuis que je vous connais les filles.

Merci aux gens de l'URSTM (qui ont suivi avec intérêt la croissance de mes plantes chéries!) pour l'aide technique apportée durant le projet. Un merci particulier à Steve Kelly pour sa précieuse collaboration lors du démantèlement des pots et à Nil Gaudet pour l'aide sur le terrain. Merci également à Thuy Nguyen pour l'identification des plantes et aux gens de foresterie du Cégep pour le prêt de la serre.

Je tiens à remercier la Chaire industrielle CRSNG-Polytechnique-UQAT en Environnement et gestion des rejets miniers pour son support financier.

Finalement, je réserve ces derniers remerciements pour ma famille. Merci Marc-Antoine et Juliette de donner un sens à mon travail quotidien. À toi Martin, merci d'être toujours là et de croire autant en moi. Merci infiniment.

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES	iii
LISTE DES FIGURES	v
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES SYMBOLES	vii
RÉSUMÉ	viii
1. INTRODUCTION.....	1
1.1 GÉNÉRALITÉS.....	1
1.2 PROBLÉMATIQUE.....	3
1.3 OBJECTIFS DU PROJET.....	5
2. REMISE EN ÉTAT DE SITES MINIERS.....	6
2.1 DRAINAGE MINIER ACIDE (DMA).....	7
2.2 REMISE EN ÉTAT DE SITES MINIERS GÉNÉRATEURS DE DMA.....	9
2.2.1 <i>Les recouvrements aqueux.....</i>	<i>10</i>
2.2.2 <i>Les recouvrements multicouches de type CEBC.....</i>	<i>12</i>
2.2.3 <i>Autres méthodes pour la remise en état des sites miniers.....</i>	<i>19</i>
2.3 MISE EN VÉGÉTATION DE PARCS À REJETS.....	20
2.4 INTÉGRATION DE LA VÉGÉTATION SUR UNE CEBC.....	21
3. INTÉGRATION DE NOTIONS D'ÉCOLOGIE AUX SYSTÈMES D'INGÉNIERIE.....	23
3.1 IMPLANTATION DE LA VÉGÉTATION SUR UNE CEBC.....	23
3.2 SYSTÈME RACINAIRE D'UNE PLANTE	25
3.2.1 <i>Description générale.....</i>	<i>25</i>
3.2.2 <i>Interaction entre le sol et les racines.....</i>	<i>26</i>
3.3 TYPES DE BARRIÈRES AUX INTRUSIONS DE RACINES.....	27
3.3.1 <i>Barrière chimique.....</i>	<i>28</i>
3.3.2 <i>Barrière physique.....</i>	<i>29</i>
3.4 PHÉNOMÈNE DE SUCCESSION VÉGÉTALE	32
3.4.1 <i>Définition de la succession végétale.....</i>	<i>33</i>
3.4.2 <i>Impacts de la succession végétale</i>	<i>34</i>
3.5 ALLÉLOPATHIE	36
3.5.1 <i>Définition.....</i>	<i>36</i>
3.5.2 <i>Exemples d'allélopathie</i>	<i>36</i>
3.5.3 <i>Utilisation de l'allélopathie comme barrière écologique</i>	<i>38</i>

4. MATÉRIEL ET MÉTHODES	41
4.1 CARACTÉRISATION DE LA VÉGÉTATION SUR UNE CEBC.....	41
4.1.1 <i>Objectifs</i>	41
4.1.2 <i>Description et localisation de l'aire d'étude</i>	42
4.1.3 <i>Relevé de la végétation</i>	44
4.1.4 <i>Observations des racines</i>	46
4.2 ESSAIS EN LABORATOIRE D'UNE BARRIÈRE PHYSIQUE AUX INTRUSIONS DE RACINES	47
4.2.1 <i>Objectifs</i>	47
4.2.2 <i>Dispositifs expérimentaux</i>	47
4.2.3 <i>Mise en place et caractéristiques des matériaux</i>	49
4.2.4 <i>Conditions environnantes des essais</i>	53
4.2.5 <i>Procédure expérimentale de démantèlement des pots</i>	55
4.3 ANALYSES STATISTIQUES.....	58
5. RÉSULTATS.....	60
5.1 CARACTÉRISATION DE LA VÉGÉTATION SUR LA CEBC LTA.....	60
5.1.1 <i>Relevés de végétation</i>	60
5.1.2 <i>Excavation de racines</i>	63
5.2 ESSAIS EN LABORATOIRE D'UNE BARRIÈRE PHYSIQUE AUX INTRUSIONS DE RACINES	65
6. DISCUSSION.....	71
6.1 IMPACTS DE LA VÉGÉTATION SUR LA CEBC	71
6.2 EFFET DE LA SERPENTINE SUR LA CROISSANCE DES RACINES	73
6.3 PERTINENCE D'UNE BARRIÈRE ÉCOLOGIQUE	76
7. CONCLUSION ET RECOMMANDATION.....	78
7.1 CONCLUSION DU PROJET	78
7.2 PERSPECTIVES.....	80
8. RÉFÉRENCES.....	82
ANNEXE A	93
ANNEXE B	94
ANNEXE C	96
ANNEXE D	97

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1	Processus affectant l'efficacité des recouvrements en eau. (Tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 2002, inspiré de Li <i>et al.</i> , 1997.).....	12
Figure 2.2	Relation entre le coefficient de diffusion effectif (D_e) et le degré de saturation (S_r). (Tirée de Mbonimpa <i>et al.</i> , 2003).....	13
Figure 2.3	Fonctions hydriques schématisées. (Tirée d'Aubertin <i>et al.</i> , 1995).....	15
Figure 2.4	Configuration typique d'une CEBC. (Tirée d'Aubertin <i>et al.</i> , 1995.)	16
Figure 3.1	Les premières étapes du développement de l'appareil racinaire du pois (<i>Pisum sativum</i>), tirée de Camefort, 1977.	26
Figure 4.1	Localisation du site minier LTA.	42
Figure 4.2	Représentation schématique de la CEBC du site LTA. (Tiré de Bussière <i>et al.</i> , 2003)	43
Figure 4.3	Illustration d'une grappe de placettes. (Tiré de OIFQ, 1996.)	45
Figure 4.4	Positionnement des virées effectuées sur les pentes du parc à résidus LTA.	46
Figure 4.5	Exemple de l'excavation de racines sur la CEBC à LTA.....	47
Figure 4.6	Plan d'expérimentation des essais en laboratoire sur l'utilisation d'une barrière physique aux intrusions biologiques.	48
Figure 4.7	Montage expérimental des essais en laboratoire sur l'utilisation d'une barrière physique aux intrusions biologiques.	49
Figure 4.8	Courbe granulométrique de la serpentine.	51
Figure 4.9	Courbe granulométrique du sable gravier.	52
Figure 4.10	Installation au début des essais en serre (Serres du Cégep).	54
Figure 4.11	Installation après le transfert dans le laboratoire de l'URSTM.	55
Figure 4.12	Exemple d'un pot avant le démantèlement.	56
Figure 4.13	Exemple de mesures à l'intérieur du pot.	57
Figure 4.14	Exemple de lavage des racines.	57
Figure 4.15	Exemple de racines dénudées.	58
Figure 5.1	Représentation graphique de l'analyse discriminante effectuée sur les résultats du relevé de végétation de LTA.	62

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1	Principales caractéristiques des matériaux utilisés pour la construction de la CEBC du site LTA (Tiré de Bussière <i>et al.</i> , 2003)	43
Tableau 4.2	Composition du mélange de semences utilisées pour la revégétation du parc à résidus LTA (Lanouette, 2003)	44
Tableau 4.3	Principales caractéristiques des matériaux utilisés pour le montage des pots.....	50
Tableau 4.4	Quantification des principaux minéraux présents dans les résidus utilisés pour le montage expérimental	50
Tableau 4.5	Caractéristiques chimiques de la serpentine utilisée pour le montage expérimental	51
Tableau 5.1	Fréquence d'apparition des espèces pour toutes les parcelles d'échantillonnage effectuées sur les pentes du site LTA (D'après Marie-Victorin, 1964.)	61
Tableau 5.2	Observations faites lors de l'excavation de racines sur le site LTA (n=1 pour chaque espèce).....	64
Tableau 5.3	Valeurs moyennes (cm) des observations faites (\pm écart-types) dans les différents traitements.....	66
Tableau 5.4	Analyses de variance effectuées sur les profondeurs des racines.....	68
Tableau 5.5	Distribution du pourcentage de pots dont les racines ont traversé la couche de sable gravier.....	69
Tableau 5.6	Analyses de variance entre la classe 1 et la classe 2 des rapports racines/sable gravier.....	69
Tableau 5.7	Analyses de variance des rapports racines/sable gravier	70

LISTE DES SYMBOLES

C_{O_2}	concentration d'oxygène
C_U	coefficient d'uniformité (D_{60}/D_{10})
D_{10}	diamètre effectif (10% passant de la courbe granulométrique)
D_e	coefficient de diffusion effective
D_a^O	coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air
D_w^O	coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau
F	flux diffusif de l'oxygène dans l'eau (flux par unité de surface)
k	conductivité hydraulique
k_{sat}	conductivité hydraulique saturée
n	porosité
p	seuil de signification (probabilité)
SCE	somme des erreurs au carré (écart-type de l'échantillon)
SCM	somme des carrés moyens (variance)
S_r	degré de saturation
Y_{ij}	caractère mesuré sur le $j^{\text{ième}}$ plant dans l'environnement i
z	élévation
α_i	effet de l'environnement i
ε_{ij}	erreur résiduelle
Ψ	succion matricielle
μ	moyenne générale
θ	teneur en eau volumique

RÉSUMÉ

Les aires d'entreposage de rejets miniers qui sont générateurs d'acide sont problématiques. Présentement, une technique prometteuse et offerte à coût raisonnable pour minimiser le drainage minier acide (DMA) de ces lieux est la mise en place d'une couverture à effet de barrière capillaire (CEBC). Cette technique est basée sur la présence d'une couche saturée en eau à l'intérieur de la couverture, ce qui permet de réduire à des niveaux très faibles la migration d'oxygène vers les rejets et ainsi diminuer considérablement la production d'acide de ces derniers. Une des principales préoccupations concernant les CEBC est leur efficacité à long terme, entre autres en raison de phénomènes de détérioration des surfaces comme les intrusions biologiques, qui peuvent affecter la performance de la couverture.

Ce projet visait à mieux comprendre l'impact de la végétation sur la CEBC et à trouver des solutions pour lui permettre de mieux résister aux effets du temps. Comme les racines des plantes qui vivent sur la CEBC pourraient, à plus ou moins long terme, puiser leur apport en eau dans la couche de rétention d'eau de la couverture, il est nécessaire d'envisager des moyens physiques et/ou écologiques afin de minimiser les effets de ces intrusions de racines sur le recouvrement.

Tout d'abord, un relevé de végétation sur une CEBC construite depuis peu a été effectué afin de décrire qualitativement l'effet de la végétation sur celle-ci. Ces travaux ont permis de constater que la végétation s'installe rapidement sur un site remis en état et également que l'ensemencement agricole semble retarder l'arrivée d'espèces forestières (reconnues pour posséder des racines plus profondes).

Nous avons par la suite vérifié en laboratoire si l'ajout d'une couche de 15 cm de serpentine d'environ 3,36 cm de diamètre à l'intérieur de la couverture constituait une barrière physique suffisante pour freiner la croissance en profondeur des racines du Calamagrostide du Canada (*Calamagrostis canadensis*). Ces essais n'ont pas permis de conclure sur l'effet nettement inhibiteur de la serpentine grossière sur l'infiltration des racines du calamagrostide dans le sol.

Finalement, une caractérisation préliminaire du kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia* L.) en milieu naturel a été effectuée afin d'estimer s'il s'agit d'une espèce possédant les caractéristiques recherchées comme couvert végétal d'une CEBC. Les observations effectuées suggèrent que le kalmia, avec ses racines peu profondes et ses propriétés allélopatiques, pourrait effectivement constituer une barrière naturelle efficace pour protéger la CEBC contre l'envahissement par des espèces à racines profondes.

1. INTRODUCTION

1.1 Généralités

Le Canada est un chef de file dans le domaine de l'industrie minière, le contexte géologique canadien étant favorable à ce type d'activité. Le pays est un des plus grands exportateurs de minéraux et de biens minéraux manufacturés au monde. Il se classe au premier rang mondial pour la production de potasse et d'uranium, et dans les cinq premiers rangs pour la production de nickel, d'amiante, de zinc, de cadmium, de concentré de titane, d'aluminium, de métaux du groupe du platine, de sel, de molybdène, de cuivre, de gypse, de cobalt et de diamants. Le Canada est également un pays producteur de charbon, de gaz naturel et de pétrole (Canada, 2004).

Malgré les nombreuses retombées positives découlant des activités de l'industrie minière, plusieurs problèmes environnementaux existent en raison de la grande quantité de rejets qui sont générés par ces exploitations. Les principaux types de rejets solides générés par une exploitation minière sont la roche stérile, c'est-à-dire la roche sans valeur économique suffisante qu'il faut extraire pour accéder au gisement, le mort terrain provenant des activités de décapage ainsi que les rejets de l'usine de traitement du minerai. On retrouve aussi sur la plupart des sites miniers les boues résultant du traitement des eaux usées et les autres déchets comme les pneus, les huiles et graisses usées. On considère habituellement que ce sont les stériles miniers et les rejets de concentrateur qui causent les principaux problèmes environnementaux de l'industrie minière. Au Canada, il y aurait environ 7 milliards de tonnes de rejets de concentrateur et 6 milliards de tonnes de roches stériles entreposés en surface. Les données de 2002 du Ministère des Ressources Naturelles du Québec montrent qu'au Québec seulement, c'est une superficie de plus de 14 900 hectares qui est recouverte par les différentes aires d'accumulation de rejets miniers (Caty, 2000; Marcotte, 2002).

Le domaine de l'environnement minier occupe une part de plus en plus importante des préoccupations des professionnels responsables des activités minières. Les défis dans ce domaine sont nombreux et les ingénieurs doivent nécessairement œuvrer dans des équipes multidisciplinaires impliquant, entre autres, des géologues, des géochimistes et des biologistes. Dans de tels projets, il est essentiel de se préoccuper de la viabilité et de l'intégrité à long terme des ouvrages, tout en ayant à l'esprit la sécurité publique et le respect des écosystèmes en présence. Les structures d'ingénierie environnementales qui sont planifiées pour durer des centaines d'années doivent être pensées et conçues pour s'insérer dans les composantes d'un écosystème dynamique global. Elles doivent s'appuyer sur des principes physiques et également tenir compte des processus naturels.

1.2 Problématique

Un site minier est défini comme étant l'endroit où l'on extrait les minéraux ayant une valeur commerciale. Les matières résiduelles sont déposées dans les aires d'entreposage sous forme broyée (rejets de concentrateur) ou simplement concassée (stériles miniers). Les rejets de concentrateur sont des rejets à texture fine, contenant souvent plus de 70 à 80 % de particules d'une taille inférieure à 80 µm (Aubertin *et al.*, 2002), en raison du broyage des particules généralement requis afin de libérer les minéraux que l'on désire récupérer. Les stériles miniers sont composées de matériaux grossiers usuellement très perméables mais ayant une granulométrie et une porosité *in situ* très variables (Aubertin *et al.*, 2002). Chacun de ces rejets est géré de façon spécifique, en fonction de ses propriétés, des caractéristiques de l'opération minière et des particularités du site. Selon les composantes et les caractéristiques des matériaux traités, les effets sur l'environnement seront différents (Aubertin *et al.*, 2002).

La responsabilité environnementale d'une exploitation minière ne s'arrête pas à la fin de la période d'exploitation, elle demeure bien présente après la fermeture du site. Au Québec, les dispositions relatives à ces obligations sont contenues dans la Loi sur les mines. Cette législation exige que la restauration d'un site minier se fasse en employant des techniques éprouvées afin de contrôler directement la production de tous les types de contaminants possibles. Il est également nécessaire de procéder au démantèlement des infrastructures et tous les terrains affectés par l'activité minière doivent être couverts de végétaux, afin de contrôler l'érosion et de redonner au site minier son aspect naturel, sauf exceptions. Au minimum, le site doit être remis dans un état jugé satisfaisant par les autorités gouvernementales (MRN, 1997). Mentionnons qu'il est aujourd'hui illégal pour une compagnie d'opérer un site minier sans posséder un plan de restauration validé et accepté par les responsables gouvernementaux, et qui est généralement accompagné d'une garantie financière suffisante.

La principale source de préoccupation provient des sites dont les rejets contiennent des minéraux sulfureux qui s'oxydent lorsqu'ils sont exposés à l'eau, à l'air et à l'action bactérienne, générant ainsi un lixiviat dommageable à l'écosystème, appelé drainage minier acide (DMA). Dans ce cas particulier, il faut mettre en place des méthodes de contrôle qui seront efficaces à long terme. Les coûts de fermeture des sites générateurs d'acides sont beaucoup plus élevés que ceux encourus pour les sites de rejets neutres ou alcalins (non générateurs de DMA) ; on parle de 100 à 300 k\$ par hectare dans le premier cas alors que les coûts sont d'environ 2 à 10 k\$ par hectare dans le second cas (Feasby et Jones, 1994; Marcotte, 1994; Aubertin *et al.*, 1999). Le problème de la génération d'acide provenant de rejets miniers est considéré actuellement comme le principal problème environnemental relié à la fermeture et la restauration de sites au Canada (Ritcey, 1989; SRK, 1991, Feasby et Jones, 1994; Ripley *et al.* 1996; Morin et Hutt, 1997) ainsi que dans de nombreux autres pays et régions du globe. Il est donc important de continuer les efforts afin de développer de nouveaux outils et de nouvelles méthodes qui rendront possible, d'un point de vue technique et économique, la restauration des sites miniers générateurs d'acide à long terme.

Présentement, une technique prometteuse et offerte à un coût raisonnable pour minimiser le DMA sur les parcs à résidus miniers générateurs d'acide est la mise en place d'une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC). L'élément actif de cette technique, qui sera décrite en détails plus loin, est la présence d'une couche saturée en eau à l'intérieur de la couverture. Cette zone constitue une barrière à la migration de l'oxygène et, par le fait même, limite la production d'acide des résidus enfouis. Une des principales préoccupations concernant les CEBC est leur efficacité à long terme, entre autres en raison des intrusions biologiques causées par la présence de végétaux sur les sites remis en état. Pour minimiser les problèmes liés à ces phénomènes, il est nécessaire d'incorporer à la conception du recouvrement des notions d'écologie, de foresterie et d'agronomie qui permettront d'intégrer le système à son environnement et ainsi lui permettre de mieux résister aux effets du temps.

1.3 Objectifs du projet

Les objectifs principaux de ce projet de maîtrise sont de permettre une meilleure connaissance des impacts possibles de la végétation sur les recouvrements de type CEBC et ensuite de cibler des solutions permettant de limiter ces effets sur le recouvrement. De façon spécifique, cette étude évalue l'effet de la végétation sur un recouvrement multicouche existant depuis quelques années. Elle vérifie ensuite la pertinence d'ajouter un matériau naturel repoussant comme la serpentine grossière à l'intérieur de la couverture afin de constituer une barrière physique à l'infiltration des racines. Finalement, le projet fait l'analyse préliminaire des caractéristiques physiques et environnementales du kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia* L.) afin d'estimer si cette espèce possède les qualités recherchées en vue de son utilisation comme barrière naturelle aux intrusions de racines sur un recouvrement.

Le mémoire est divisé en sept chapitres. Suite à cette introduction, on présente la revue de la littérature, qui est divisée en deux parties. Le chapitre 2 aborde la remise en état de sites miniers et le chapitre 3 discute de l'intégration de notions d'écologie aux systèmes d'ingénierie. Le chapitre 4 renseigne sur le matériel utilisé pour les différents essais ainsi que les méthodes de travail choisies. Les résultats sont présentés au chapitre 5, l'interprétation des résultats ainsi que la discussion suivent au chapitre 6. Le chapitre 7 énonce les principales conclusions du projet et apporte diverses recommandations pour la suite des travaux.

L'objectif principal de cette étude est d'orienter préliminairement les travaux qui seront effectués dans le futur pour limiter les impacts négatifs de la végétation de ce type de couverture. Il est important de mentionner dès le départ que ce projet a un caractère novateur et original, puisqu'il s'agit d'une des premières études sur l'impact de la végétation sur les recouvrements de type CEBC dans le contexte canadien. En plus de son caractère inédit, un des défis de ce projet est relié à la mise en commun de deux domaines d'étude différents, soit l'ingénierie et ses règles bien établies avec la biologie et son aspect imprévisible relié aux éléments naturels.

2. REMISE EN ÉTAT DE SITES MINIERS

Cette section du mémoire résume les principales notions de base nécessaires à la compréhension des différentes étapes du projet. Elle débute par une définition du phénomène de drainage minier acide (DMA) ainsi que des principales méthodes de contrôle de ce phénomène. On discute par la suite de ce qui se fait présentement au niveau de la mise en végétation de parcs à rejets miniers et industriels. Finalement, l'aspect des préoccupations reliées à l'intégration de cette végétation sur un recouvrement de type CEBC est présenté.

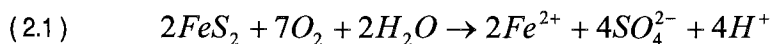
Il est important à ce moment de faire la distinction entre les termes "restauration" («restoration») et "remise en état" («reclamation»). La restauration d'un site signifie que celui-ci a recouvert son intégrité écologique et que l'endroit est remis dans un état proche de son état d'origine (Cooke et Johnson, 2002). Par contre, la remise en état d'un site permet l'utilisation fonctionnelle de celui-ci sans que cette utilisation soit semblable à la fonction originale de l'endroit. La littérature est parfois ambiguë à ce sujet, les termes étant souvent confondus.

2.1 Drainage minier acide (DMA)

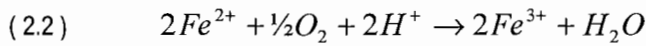
Comme il a été mentionné précédemment, le drainage minier acide constitue le principal problème environnemental relié aux activités minières. Il peut être défini comme étant le résultat de la circulation des eaux tant de surface que souterraines à travers les composantes d'un site minier (rejets du concentrateur, haldes de roches stériles, etc.). Le drainage minier acide se produit naturellement lorsque les minéraux sulfureux réactifs, tels la pyrite et la pyrrhotite, sont exposés à l'eau et à l'air. L'oxydation naturelle qui survient (d'origine chimique, électrochimique ou biologique) libère alors des ions H^+ qui acidifient l'eau. Ce phénomène favorise la mise en solution de divers éléments qui deviennent plus solubles à bas pH. Cette acidité, combinée à la présence de contaminants potentiellement toxiques comme divers métaux lourds (par exemple Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Cd, Hg, Pb, Co, Ni, Ta, As), peut affecter sérieusement les écosystèmes qui reçoivent les effluents contaminés (Aubertin *et al.*, 2002).

Les réactions simplifiées conduisant à l'acidification des effluents miniers sont relativement bien connues et amplement décrites dans la littérature (Aubertin *et al.*, 2002; Ritcey, 1989; SRK, 1991; Perkins *et al.*, 1995; Morin et Hutt, 1997). Le minerai sulfureux le plus abondant dans les rejets miniers est sans contredit la pyrite (FeS_2). Les mécanismes conduisant à l'oxydation de la pyrite servent souvent à illustrer le mode de production d'acide. Ce sont ces mécanismes qui sont présentés dans les prochains paragraphes.

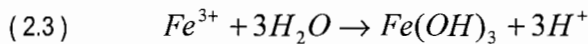
L'oxydation de la pyrite peut être directe ou indirecte. L'oxydation directe se produit lors d'une réaction chimique (équation 2.1) entre la pyrite à l'état solide avec l'oxygène de l'air et l'eau :



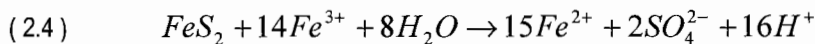
L'oxydation indirecte de la pyrite se produit par une réaction qui met en jeu un oxydant comme le fer ferrique (Fe^{3+}). Lorsqu'il y a dissociation de la pyrite (équation 2.1), le fer ferreux (Fe^{2+}) produit peut s'oxyder :



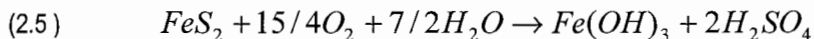
Le fer ferrique peut précipiter sous forme d'hydroxyde, comme la ferrihydrite, si le pH est suffisamment élevé :



Lorsque le milieu est plus acide ($pH \leq 3$ environ), le Fe^{3+} peut alors oxyder la pyrite :



La notion de génération de drainage minier acide devient explicite lorsqu'on combine les réactions précédentes (équations 2.1 à 2.3) pour obtenir la réaction globale (équation 2.5) qui produit de l'acide sulfurique et un hydroxyde de fer :



La vitesse à laquelle se produit l'oxydation est fonction de différents facteurs, incluant la quantité d'oxygène disponible, la température, le pH, la surface spécifique disponible du minéral, sa structure cristalline ainsi que la présence d'une activité bactérienne (Perkins et al., 1995; Bussière *et al.*, 2003). Concernant ce dernier facteur, selon certains auteurs (Singer et Stumm, 1970; SRK, 1991), le processus d'oxydation directe peut être catalysé de 10 à 100 000 fois par diverses bactéries (e.g. *thiobacillus ferrooxidans*) lorsqu'elles sont directement en contact avec les sulfures. Notons toutefois que l'action de telles bactéries est plus marquée lorsque le pH est relativement bas, soit à un $pH \leq 3,5$ environ.

Les bactéries ne réagissent pas simplement à une source d'énergie comme les sulfures, mais elles ajustent leur activité en fonction de la grosseur de la population bactérienne, de la disponibilité d'éléments nutritifs inorganiques (K, Ca, P, Mg, etc.) dans leur environnement et de plusieurs autres facteurs comme la température, l'humidité, le degré d'aération et l'acidité de l'environnement de croissance (Leduc, 1997; Morin et Hutt, 1997). Il y aurait plus d'une douzaine d'espèces de bactéries pouvant évoluer dans tout le spectre de pH observé dans le drainage minier et qui jouent probablement un rôle dans les interactions eau-minéraux (Zagury, 2002).

Ajoutons que certains minéraux possèdent un potentiel de neutralisation intrinsèque grâce à leur capacité de réagir avec l'acide sulfurique et à le neutraliser. Parmi les minéraux ayant le plus grand potentiel de neutralisation, on retrouve les minéraux carbonatés, plus particulièrement la calcite et la dolomie (Aubertin *et al.*, 2002). La capacité d'un minéral à neutraliser l'acide est fonction de différents facteurs comme la température, le pH, la pression CO₂ ainsi que la surface spécifique disponible du minéral et sa structure cristalline.

Lorsque l'acidité créée par le phénomène de drainage minier acide est combinée à la présence en concentration élevée de métaux, elle peut affecter sérieusement les écosystèmes voisins du site qui le génère. Il est donc essentiel, lorsque des rejets sont identifiés comme potentiellement générateurs de DMA par les méthodes de prédiction de prendre des mesures qui limiteront les impacts environnementaux de ceux-ci.

2.2 Remise en état de sites miniers générateurs de DMA

Les méthodes visant à prévenir la production de DMA ont pour objectif d'éliminer ou de réduire à des niveaux très faibles, la présence d'air (ou d'oxygène), d'eau ou de sulfures. Comme ces trois éléments sont les composantes principales des réactions

d'oxydation qui causent le DMA (voir équations 2.1 à 2.5), en éliminant un ou plusieurs de ceux-ci, on peut pratiquement éliminer la production d'acide.

Deux des principales techniques disponibles pour la fermeture de sites miniers générateurs d'acide, les recouvrements aqueux et multicouches, sont présentées dans les prochains paragraphes. Des détails supplémentaires peuvent être trouvés dans différents documents (Ritcey, 1989; SRK, 1991; MEND, 2001; Aubertin *et al.*, 2002).

2.2.1 Les recouvrements aqueux

Cette technique consiste à limiter l'infiltration d'oxygène, un des éléments essentiels à l'oxydation des sulfures (voir équation 2.1), en plaçant un recouvrement d'eau par-dessus les résidus miniers. Elle se fonde sur le fait que le coefficient de diffusion D_w^0 de l'oxygène dans l'eau est environ 10 000 fois plus faible que ce même coefficient dans l'air (à pression atmosphérique et à 0°C, le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air D_a^0 est $2,13 \times 10^{-5}$ m²/s et celui dans l'eau D_w^0 est $2,50 \times 10^{-9}$ m²/s). Le flux d'oxygène disponible (en régime permanent) pour la réaction d'oxydation des minéraux sulfureux est proportionnel à ce coefficient, selon la première loi de Fick (équation 2.6) :

$$(2.6) \quad F = -D_w^0 \frac{\partial C_{O_2}}{\partial z}$$

où F est le flux diffusif de l'oxygène dans l'eau (flux par unité de surface), D_w^0 est le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau, C_{O_2} est la concentration d'oxygène et z, l'élévation (Nicholson *et al.*, 1989 ; Cussler, 1996).

En plaçant les résidus sous l'eau, on réduit ainsi l'apport en oxygène, ce qui permet de réduire presque à zéro la production de DMA. Par contre, l'efficacité d'un recouvrement en eau ne dépend pas uniquement de sa capacité à limiter la diffusion moléculaire de l'oxygène. En effet, il y a différents processus qui influencent l'efficacité du recouvrement de même que la qualité de l'eau composant le recouvrement (figure 2.1).

Comme on peut le constater, un recouvrement en eau est un système complexe et dynamique. La plupart des processus en cause sont interdépendants. Parmi les facteurs d'influence, on reconnaît le mouvement de l'eau, les processus de transport de l'oxygène, la remise en suspension des particules et le relargage des métaux dissous. Pour bien comprendre et prédire l'efficacité des recouvrements en eau, on doit intégrer l'effet de tous ces processus (Li *et al.*, 1997).

Certains facteurs rendent l'application de cette technique plutôt difficile. Mentionnons entre autre le fait qu'il faille faire l'aménagement de digues étanches et d'ouvrages de dérivation pouvant résister aux événements extrêmes (précipitations, séismes) et en faire le suivi et l'entretien à long terme, c'est-à-dire pendant plusieurs centaines d'années (Aubertin *et al.*, 1997).

Cette technique a été utilisée avec succès entre autres au parc à rejets miniers Solbec situé en Estrie (Amyot et Vézina, 1997) ainsi qu'au site NTA près de Sudbury (Hall, 1999). Le site minier Louvicourt utilisera également cette méthode lors de ses travaux de fermeture, prévus pour l'année 2005 (Julien *et al.*, 2004). Dans ce dernier cas, les pratiques environnementales durant l'opération de la mine ont tenu compte de l'utilisation d'un recouvrement aqueux à la fin des activités minières, ce qui a facilité grandement les travaux de remise en état du site.

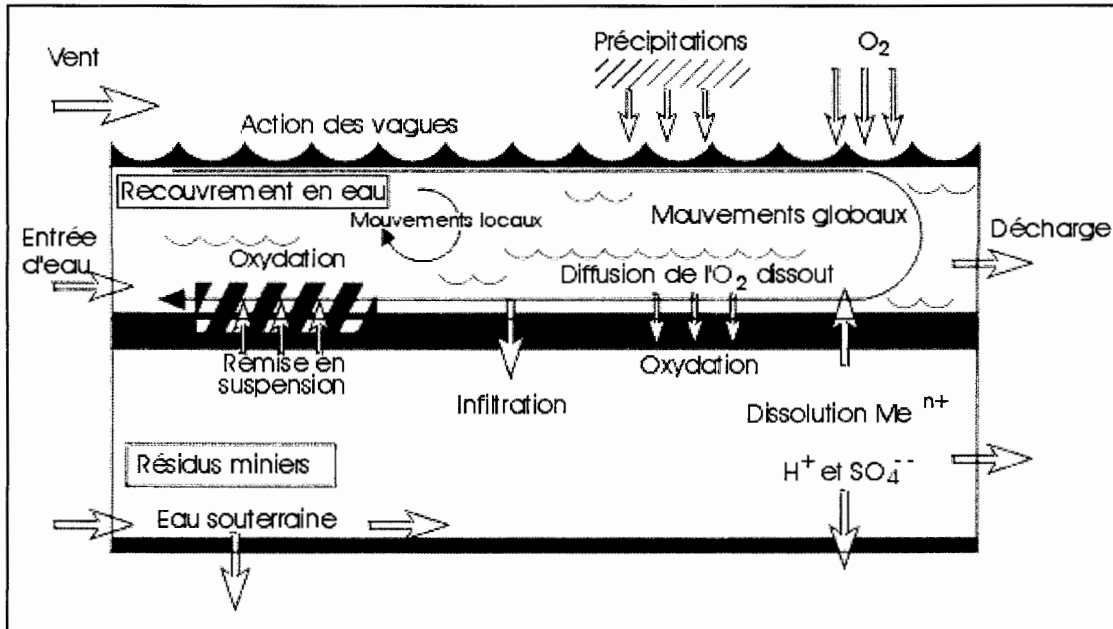


Figure 2.1 Processus affectant l'efficacité des recouvrements en eau. (Tiré de Aubertin *et al.*, 2002, inspiré de Li *et al.*, 1997.)

2.2.2 Les recouvrements multicouches de type CEBC

Un recouvrement multicouche, parfois appelé barrière sèche, est constitué de un ou de plusieurs types de sols ou de matériaux géosynthétiques (Aubertin *et al.*, 1995). Il est utilisé pour isoler des rejets de différentes natures (déchets domestiques et dangereux, rejets miniers, radioactifs, etc.). Son rôle consiste à limiter l'infiltration d'eau ou d'oxygène (ou encore les deux), deux des éléments essentiels à l'oxydation des minéraux sulfureux, de façon à isoler les rejets de l'environnement extérieur. Les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) constituent un des types de recouvrement multicouche. Comme ce projet de recherche s'intéresse à l'effet de la végétation sur ce type de recouvrement, cette méthode sera décrite plus en détails dans les paragraphes suivants.

Fonctionnement des CEBC

Dans un climat humide comme celui du Québec et de l'Ontario, le principal objectif d'une couverture avec effets de barrière capillaire utilisée pour le contrôle du DMA est de limiter l'infiltration de l'oxygène jusqu'aux résidus réactifs et de réduire ainsi l'oxydation des minéraux sulfureux.

Afin de rendre le flux d'oxygène minimal, on doit favoriser le maintien d'un haut degré de saturation dans une des couches du recouvrement. La diffusion de l'oxygène à travers un sol saturé est très faible puisqu'elle s'avère nulle à travers les grains solides et grandement réduite à travers l'eau. Puisque le flux d'oxygène disponible pour l'oxydation des sulfures est une fonction du coefficient de diffusion effective D_e et du gradient de concentration (on pose que le principal processus de transport de l'oxygène est la diffusion moléculaire, selon l'équation 2.6 (Nicholson *et al.*, 1989)), l'efficacité d'un recouvrement est proportionnelle à la valeur de D_e qui diminue lorsque le degré de saturation S_r augmente. La figure 2.2 propose un exemple de relation entre le coefficient de diffusion effectif et le degré de saturation. Le degré de saturation ($S_r = v_w/v_v$) correspond au rapport entre le volume des vides remplis d'eau (v_w) et le volume des vides total (v_v).

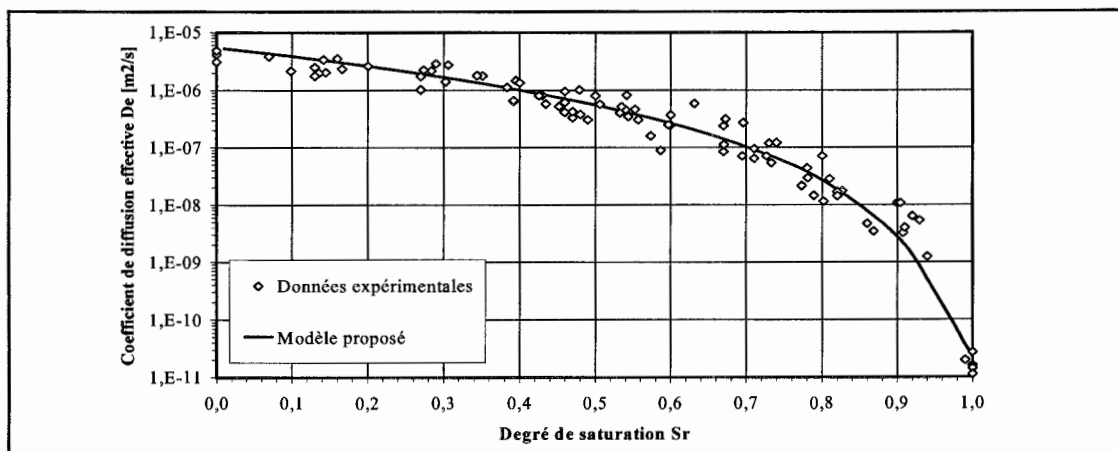


Figure 2.2 Relation entre le coefficient de diffusion effectif (D_e) et le degré de saturation (S_r). (Tirée de Mbonimpa *et al.*, 2003)

On peut remarquer que, pour que le matériau ait un coefficient de diffusion effectif similaire à celui de l'eau stagnante (le coefficient de diffusion dans l'eau stagnante à 25°C est d'environ 2×10^{-9} m²/s), il doit avoir un degré de saturation d'environ 90%. Mentionnons toutefois que l'hypothèse de l'eau stagnante amène à surestimer l'efficacité du recouvrement en eau; voilà pourquoi on considère habituellement qu'un degré de saturation d'environ 85% dans un sol équivaut à peu près à la performance d'un recouvrement en eau.

L'efficacité d'une CEBC est donc liée à sa capacité de maintenir dans une de ses couches un degré de saturation élevé, ce qui limite la migration de l'oxygène. Pour maintenir un degré de saturation élevé dans une des couches de la CEBC, on utilise les effets de barrière capillaire. Ces effets apparaissent en présence d'un écoulement non saturé dans un matériau fin situé par-dessus un matériau grossier. En raison du contraste de granulométrie des matériaux et, par conséquent, du contraste dans les caractéristiques de rétention d'eau, seulement une partie du débit d'eau qui atteint l'interface percole dans le matériau grossier sous-jacent (Nicholson *et al.*, 1989, 1991; Collin et Rasmuson, 1990; Aachib *et al.*, 1993; Morel-Seytoux, 1993; Aubertin *et al.*, 1995, 1996a, 1996b).

On peut expliquer le phénomène d'effets de barrière capillaire à l'aide des fonctions hydriques des matériaux, soit les relations teneur en eau volumique-succion (θ - Ψ) et conductivité hydraulique-succion (k - Ψ) (figure 2.3). On observe qu'à partir d'une succion Ψ_a , le sol commence à se drainer ($\theta < \theta_s$) (figure 2.3a). Plus un sol est grossier, plus la valeur pour débiter le drainage est faible (Ψ_a petit). Sur la figure 2.3b, on peut constater que la valeur de k diminue progressivement à mesure que la pression d'eau baisse (succion plus marquée) ou que la teneur en eau volumique est réduite. Lorsque l'on compare des matériaux de granulométrie différente, on constate que le sol fin est moins perméable que le sol grossier à l'état saturé ($\Psi=0$).

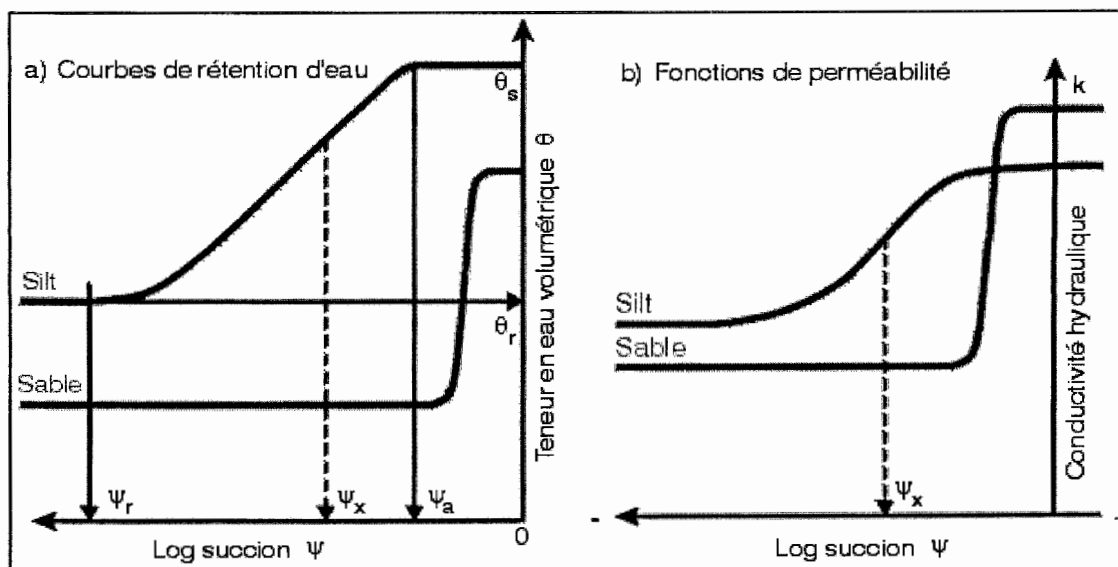


Figure 2.3 Fonctions hydriques schématisées. (Tirée d'Aubertin *et al.*, 1995)

Toutefois, l'inverse peut devenir vrai pour certaines conditions de succion : le sable se drainant plus facilement, la chute de la valeur de k est plus marquée avec un sable qu'avec le silt. Ceci implique que sous certaines conditions, c'est le matériau le plus grossier qui peut s'avérer le moins perméable. Ainsi, si un matériau fin est placé par-dessus un matériau grossier, l'eau contenue dans le matériau fin ne pourra pas s'écouler aisément vers le bas puisque le matériau grossier sous-jacent a une faible conductivité hydraulique non saturée une fois drainé.

En plaçant une couche de matériau fin entre deux couches de matériau grossier, on produit des effets de barrière capillaire de chaque côté, ce qui limite les échanges entre ces couches. Ces phénomènes permettent de maintenir un degré de saturation élevé dans la couche de matériau fin, ce qui limite la diffusion d'oxygène et, par le fait même, la production de drainage acide. Plus de détails concernant les effets de barrière capillaire peuvent être trouvés dans la littérature (Nicholson *et al.*, 1989; Collin et Rasmuson, 1990; Akindunni *et al.*, 1991; Moreyl-Seytoux, 1993; Aubertin *et al.*, 1995, 1996b).

Configuration type des CEBC

Une configuration typique d'un recouvrement de type CEBC visant à prévenir la production de DMA des résidus miniers est présentée à la figure 2.4. Les couches A et B sont des couches de protection. Les trois couches du bas (C, D, E) sont celles qui garantissent l'efficacité du recouvrement à limiter la diffusion des gaz et constituent le cœur du recouvrement de type CEBC. Les couches peuvent être décrites de la façon suivante (Aubertin *et al.*, 1995).

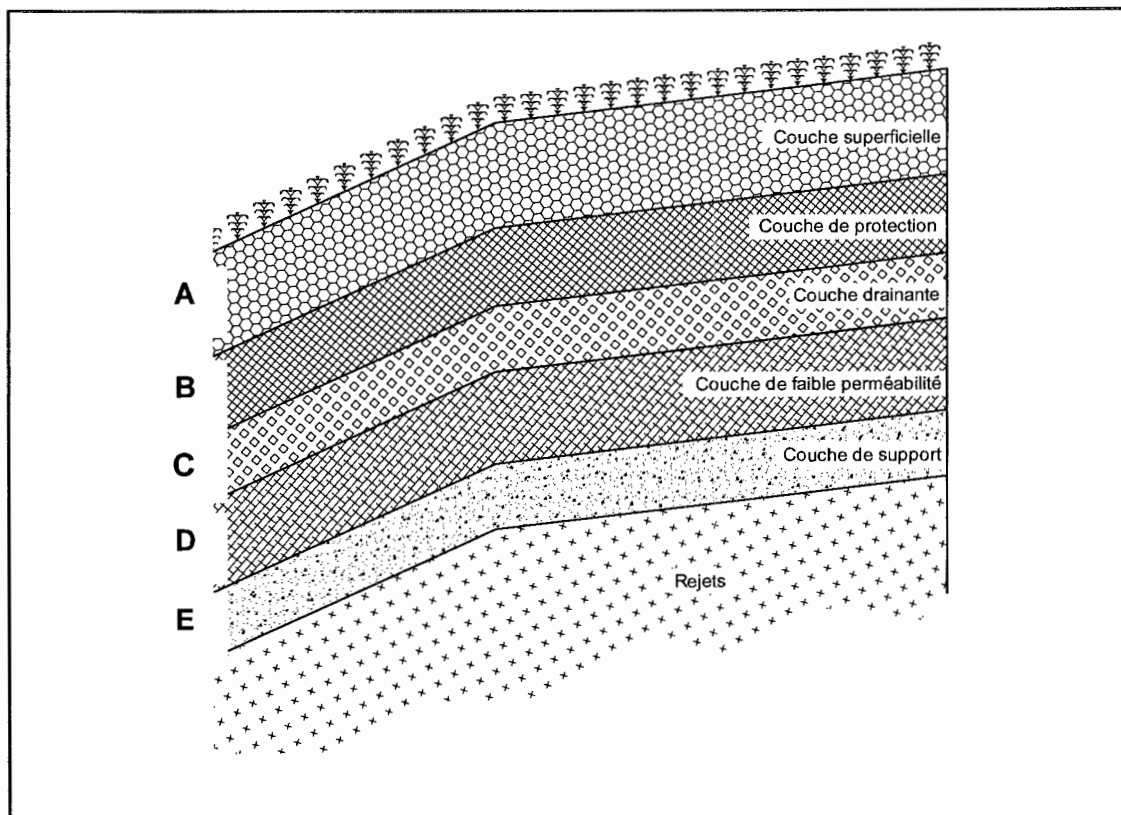


Figure 2.4 Configuration typique d'une CEBC. (Tirée d'Aubertin *et al.*, 1995.)

La couche A, placée en surface, a une épaisseur qui varie habituellement entre 10 et 20 cm (mais elle peut atteindre 50 à 90 cm dans certains cas particuliers). Cette couche a comme objectif de séparer les couches inférieures du milieu extérieur, de réduire les effets des fluctuations de température et d'humidité, de résister à l'érosion et de permettre le réaménagement du site. Cette couche est le plus souvent composée de sols organiques et de végétation, mais elle peut également contenir des géosynthétiques perforés, des lits de graviers ou des enduits routiers.

La couche B a une épaisseur variable (jusqu'à 1 m) et des fonctions multiples, soit empêcher les racines et les animaux de parvenir jusqu'aux couches sous-jacentes, minimiser les risques d'intrusions humaines à travers la barrière, retenir ou stocker provisoirement une portion des eaux d'infiltration jusqu'à leur élimination par évapotranspiration et protéger les matériaux sous-jacents contre les cycles climatiques (gel-dégel, précipitations). Plusieurs types de matériaux peuvent entrer dans la composition de cette couche. Le choix le plus économique est souvent un sol tout-venant trouvé près du site (un silt sableux, par exemple).

Comme mentionné précédemment, la couche C joue un rôle important dans la performance du recouvrement. Il s'agit d'une couche drainante qui permet de réduire l'accumulation d'eau, les pressions interstitielles et le gradient hydraulique sur la couche sous-jacente et de contrôler les écoulements dans les couches supérieures (A et B) de façon à augmenter leur infiltrabilité et/ou leur capacité de stockage d'eau. Elle vise aussi à favoriser les écoulements latéraux plutôt que verticaux et à réduire les remontées capillaires et l'assèchement de la couche D grâce aux effets de barrière capillaire. Cette couche peut être constituée de matériaux granulaires naturels (sable et gravier) et/ou de géosynthétiques drainants simples ou sous forme composite. Lorsque des matériaux granulaires naturels sont utilisés, la conductivité hydraulique doit être suffisamment élevée pour qu'il y ait un contraste important entre cette couche et la couche D (conductivité hydraulique supérieure à 10^{-3} - 10^{-1} cm/s). L'épaisseur de cette couche est habituellement supérieure ou égale à 30 cm.

La couche D (appelée couche de rétention d'eau) est la couche qui constitue la véritable barrière aux échanges entre les résidus et l'extérieur. C'est cette couche qui, grâce à sa capacité de rétention d'eau, réduit la migration des gaz et conséquemment limite la diffusion de l'oxygène. En effet, l'effet de barrière capillaire créé par le contraste de rétention d'eau entre cette couche et les couches C et E permet à la couche D de se maintenir à un degré de saturation élevé. Parce que les matériaux habituellement utilisés comme composante de cette couche sont plutôt fins (argileux ou silteux, sols amendés à la bentonite), la faible conductivité hydraulique ($< 10^{-5}$ cm/s) de la couche limite également l'infiltration de l'eau. Ainsi, en plus de limiter le passage de l'oxygène grâce aux effets de barrière capillaire, on limite également l'infiltration d'eau, une autre composante essentielle à la formation du DMA. L'épaisseur usuelle de la couche D est de l'ordre de 50 à 100 cm.

La couche E est celle qui induit les effets de barrière capillaire permettant le maintien d'un haut degré de saturation dans la couche D. Tout comme pour la couche C, on peut considérer qu'un matériau ayant une conductivité hydraulique saturée entre 10^{-3} et 10^{-1} cm/s aura des propriétés hydriques non saturées adéquates pour créer des effets de barrière capillaire. La couche E sert également de couche de support pour les autres couches du recouvrement en plus d'empêcher la remontée capillaire du lixiviat contaminé provenant des résidus. De plus, les matériaux de cette couche doivent posséder des caractéristiques adéquates, en termes de déformabilité et de capacité portante, afin de permettre la circulation des équipements utilisés pour la mise en place du recouvrement. Les matériaux qui peuvent être utilisés pour cette couche incluent un sable et/ou un gravier. L'épaisseur de cette couche est usuellement supérieure à 30 cm.

Les effets de barrière capillaire permettant de garder à saturation la couche D sont donc dus à la superposition de ces trois couches de granulométries différentes. Le choix des matériaux, en plus de se faire en visant un contraste au niveau des propriétés hydriques, doit aussi être réalisé en s'assurant qu'il n'y aura pas de migration de particules d'un matériau à l'autre.

Le premier recouvrement pleine grandeur de ce type qui a été construit au Canada est celui du site minier Les Terrains Aurifères (LTA), situé à Malartic (Ricard *et al.*, 1997). La construction s'est faite en 1995-1996 et les mesures effectuées dans les années qui ont suivi la construction démontrent une performance qui atteint et même dépasse les objectifs fixés à l'étape de la conception du recouvrement (Bussière *et al.*, 2003). Le site Lorraine au Témiscamingue, qui appartient au ministère des Ressources naturelles, a aussi été remis en état à l'aide de cette technique en 1999 et les résultats obtenus ont permis d'atteindre et même de dépasser les objectifs visés (Dagenais *et al.*, 2001, 2002; Québec, 2002).

Par contre, une des principales préoccupations concernant ce type de couverture est leur efficacité à long terme. S'il semble relativement facile de concevoir des systèmes d'étanchéité ayant une durée de vie de l'ordre de 30 à 50 ans, il est plus problématique de le faire lorsque les spécifications exigent une durée de vie de 100 à 1000 ans et plus, comme c'est maintenant le cas pour certains types de rejets (Wing et Gee, 1994; Aubertin *et al.*, 1995). En effet, des phénomènes de détérioration de surface comme l'érosion et les intrusions biologiques peuvent affecter le comportement de la couverture. Ce projet de recherche vise à mieux comprendre l'interaction entre les différents facteurs biologiques externes et la performance à long terme d'une CEBC, en abordant l'aspect particulier lié à l'intrusion des racines.

2.2.3 *Autres méthodes pour la remise en état des sites miniers*

Il existe d'autres méthodes qui permettent la remise en état de sites miniers, particulièrement ceux générateurs de drainage minier acide. On pense par exemple aux recouvrements à consommation d'oxygène qui sont constitués de matériaux organiques (résidus forestiers, résidus de désencrage provenant d'usine de pâtes et papiers, tourbe et composts) et dont le fonctionnement repose sur l'hypothèse selon laquelle la couverture consomme l'oxygène avant qu'il n'atteigne les résidus miniers

sulfureux (Aubertin *et al.*, 2002). On peut également mentionner les recouvrements faits de matériaux à faible conductivité hydraulique (argile, matériaux géosynthétiques) qui visent à limiter l'infiltration de l'eau jusqu'aux résidus générateurs de DMA. Il est aussi possible, dans certaines circonstances, d'utiliser des systèmes passifs, tels des zones marécageuses et des drains de pierre calcaire, afin de traiter le drainage minier acide. Ces systèmes permettent la génération d'alcalinité et favorisent ainsi l'augmentation du pH. Plusieurs autres approches de traitement passif se développent présentement comme les techniques biologiques à base de bactéries sulfato-réductrices et/ou sulfato-oxydantes ou encore l'emploi de rejets alcalins de d'autres industries (Aubertin *et al.*, 2002).

2.3 Mise en végétation de parcs à rejets

Étant donné que les recouvrements de type CEBC ne sont utilisés sur le terrain que depuis environ une décennie, il n'existe présentement aucune étude qui définisse l'impact de la végétation sur ce type particulier de couverture. Comme point de départ de l'étude, nous avons orienté la revue littérature sur la mise en végétation de tout parc à rejets remis en état, qu'il soit de type minier ou non.

La mise en végétation de parcs à rejets industriels et miniers a principalement été étudiée dans le but de connaître les conditions de viabilité de certaines espèces végétales ainsi que leur capacité à se développer dans des conditions particulières de croissance comme certains pH atypiques, un état du sol peu favorable (compaction, absence de nutriments, mauvais drainage, inclinaison du terrain) ou encore la présence d'éléments toxiques ou de contaminants gazeux (Gilman *et al.*, 1981; Leavitt *et al.*, 2000; Tordoff *et al.*, 2000; Ye *et al.*, 2000; MEND, 2001; Néel *et al.*, 2003). Ce genre d'étude a également été faite spécifiquement sur des sites miniers générateurs d'acidité (Williamson *et al.*, 1982; Brooks *et al.*, 1989). On y décrit la méthodologie (préparation du sol, neutralisation, fertilisation,

ensemencement et maintenance du site) qu'il est nécessaire d'appliquer pour réaliser une revégétation viable sur ce type de rejets en particulier.

Des éléments comme la faible concentration et même l'absence de nutriments essentiels à la croissance des plantes tout comme la sécheresse du sol dans le cas de sols très compactés (tels les sites d'enfouissement) augmentent la difficulté d'obtenir une végétation permanente (Johnson *et al.*, 1994, Conrad *et al.*, 2002). La mise en place d'éléments favorisant la fixation de l'azote ou encore améliorant l'humidité du sol dans les milieux arides est nécessaire afin d'augmenter la viabilité des espèces et d'accélérer les processus naturels de croissance des plantes (Walker et Powell, 2001). De plus, même si aucun critère précis n'est actuellement disponible pour le choix des plantes, il est clair que la réussite de la revégétation de ces sites passent par l'implantation d'espèces indigènes et résistantes.

2.4 Intégration de la végétation sur une CEBC

Au cours des dernières années, l'emphase des travaux réalisés sur les CEBC a été mise sur la compréhension des phénomènes liés au transport de l'eau et des gaz dans les matériaux meubles. Cependant, pour que les CEBC puissent remplir pleinement leur rôle, celles-ci doivent également satisfaire à d'autres exigences liées à la pérennité du système. Par exemple, on sait que les intrusions biologiques (plantes ou animaux) peuvent affecter la performance à long terme du recouvrement, de façon directe ou indirecte (Suter *et al.*, 1993; McLendon *et al.*, 1997; Bowerman et Redente, 1998). Ces effets peuvent provenir par exemple de la pénétration des racines des plantes dans les différentes couches du sol ainsi que du creusage de terriers par des animaux.

Pour réduire au minimum les problèmes liés à ces phénomènes, il est nécessaire d'incorporer au design du recouvrement des notions d'écologie, de foresterie et d'agronomie. Il est essentiel de favoriser la création de systèmes d'ingénierie, qui

intégreront le système à son environnement, au lieu de simplement bâtir des structures d'ingénierie qui, elles, tenteront continuellement de se battre contre les éléments naturels du milieu (MEND, 2003).

Présentement, les recouvrements de type CEBC qui ont été installés en Abitibi dans les dernières années n'ont pas été revégétés complètement, et ce malgré le fait que la loi québécoise sur la restauration des sites miniers exige que de la végétation soit mise en place sur le site à la fin des activités minières. Les deux sites remis en état ont étéensemencés sur les pentes avec un mélange de semences agricoles standard, et ce uniquement à des fins géotechniques. Le suivi qui s'effectue depuis la mise en place des recouvrements montre que la végétation naturelle s'installe graduellement sur toute la surface du site. Par contre, aucune étude n'est présentement disponible pour quantifier l'impact de cette végétation sur l'intégrité du recouvrement. C'est cet aspect spécifique qui nous intéresse dans ce projet de maîtrise.

3. INTÉGRATION DE NOTIONS D'ÉCOLOGIE AUX SYSTÈMES D'INGÉNIERIE

3.1 Implantation de la végétation sur une CEBC

Il existe certains avantages qui soient reliés à la présence d'une végétation sur un recouvrement placé sur des résidus miniers. Ces avantages sont, entre autre, la stabilisation géotechnique des sols ainsi que de la diminution des dommages dus à l'érosion (DOE, 1988). De plus, l'utilisation de l'eau pour compléter le mécanisme de transpiration des plantes amène une réduction du volume d'eau percolée vers les résidus, limitant ainsi les infiltrations vers ceux-ci. Dans le cas d'une CEBC par contre, cet effet est à double tranchant parce qu'il diminue conséquemment la quantité d'eau disponible pour la recharge de la couche de rétention d'eau, nécessaire pour empêcher l'oxydation des résidus enfouis sous la couverture.

Comme ces végétaux deviendront, après leur établissement et en combinaison avec la couverture, partie intégrante du milieu, il devient fondamental d'inclure des notions d'écologie afin de faire un lien entre la végétation et le climat du site en question dans le processus de restauration (Foxy *et al.*, 1984; DOE, 1988, 1990; Smith *et al.*, 1997). Le choix de l'espèce implanté sera fait en considérant les avantages énoncés précédemment mais il tiendra aussi compte des impacts négatifs que les racines de ces plantes pourraient avoir sur la couverture. Rappelons que dans le cas de la CEBC, c'est la présence d'une couche de matériau constamment saturée en eau qui assure l'efficacité du recouvrement et que les racines d'une plante qui viendraient s'y installer pourraient grandement affecter ce principe. Sans cette considération, il est possible d'anticiper une diminution de la performance à long terme de la couverture.

La revégétation d'un parc à résidus, qu'il soit remis en état ou non à l'aide d'une couverture, doit se baser sur une approche écologique, c'est-à-dire se faire avec une méthode qui mettra l'emphase sur l'établissement naturel de processus biologiques comme la fixation de l'azote, la décomposition, le cycle nutritif ainsi que les interactions biologiques. Ces éléments sont des indicateurs que l'écosystème fonctionne et ils sont tout aussi importants que le choix initial des végétaux qui alimenteront la structure primaire de la végétation (Johnson *et al.*, 1994).

Idéalement, la végétation qui convient pour un site remis en état devrait de plus pouvoir durer indéfiniment, avec un minimum d'intervention humaine, parce qu'elle aura été également choisie en raison de sa capacité de se régénérer à la suite d'une perturbation naturelle, comme le feu ou la sécheresse par exemple. Le choix de cette végétation doit donc se faire de façon à protéger l'intégrité du recouvrement et également à assurer l'établissement rapide d'une communauté végétale stable, facilement régénérable (DOE, 1988). Théoriquement, le design devrait être efficace pour plus de 1000 ans mais il est plus réaliste de viser une durée de vie d'au moins 200 ans (Foxy *et al.*, 1984). Donc, lorsque certaines conditions sont respectées, la végétation permettrait également d'améliorer l'aspect esthétique du site et d'assurer la pérennité du recouvrement.

3.2 Système racinaire d'une plante

Une des principales préoccupations de l'impact de la végétation sur une CEBC est reliée à l'infiltration des racines dans la couverture. Il est donc essentiel à ce moment de définir les caractéristiques qui influencent la croissance des racines d'une plante ainsi que l'interaction qui existe entre le sol et ces racines

3.2.1 Description générale

L'ensemble des racines constitue la partie du corps végétal, généralement souterraine, spécialisée dans l'absorption de l'eau et des substances dissoutes et dans la fixation de la plante dans le sol (Camefort, 1977).

Le système racinaire d'une plante, qui est le prolongement de la tige, est généralement constitué d'une *racine principale*, formant un pivot et de laquelle se détachent des *racines secondaires*. Si le pivot conserve sa prédominance sur les racines secondaires, il s'agit de *racines pivotantes*. Si cette prédominance disparaît, le système apparaît alors comme un faisceau de racines; il s'agit de *racines fasciculées*. Les ramifications les plus fines sont nommées *radicelles*. Sur la racine principale et ses ramifications, il est possible de reconnaître: une *coiffe*, une *zone pilifère* et celle des *ramifications* (Camefort, 1977; Gorenflot, 1990). La figure 3.1 illustre ces composantes en utilisant l'exemple du pois (*Pisum sativum*).

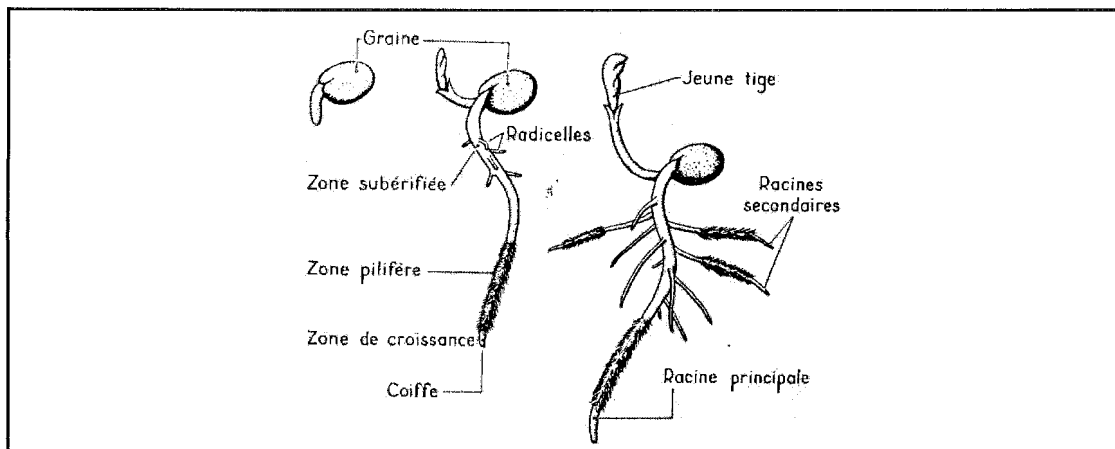


Figure 3.1 Les premières étapes du développement de l'appareil racinaire du pois (*Pisum sativum*), tirée de Camefort, 1977.

3.2.2 Interaction entre le sol et les racines

Il existe un rapport étroit entre la forme et la structure des organes végétaux et leur environnement. Les trois facteurs qui définissent un milieu sont (Camefort, 1977) :

- Les facteurs climatiques qui comprennent les composantes comme la quantité de lumière, la température, l'eau, le régime des vents, etc.
- Les facteurs édaphiques qui relèvent de la nature et de la structure des sols.
- Les facteurs biotiques liés à la présence des êtres vivants, animaux et végétaux, qui accomplissent entre eux des relations complexes, soit de concurrence, soit d'association.

Si les conditions climatiques sont déterminantes pour la différenciation des grandes formations végétales, ce sont les facteurs édaphiques qui interviennent pour différencier des types de végétation. Cette étroite relation est le résultat d'une évolution au cours de laquelle ce sont les espèces les mieux adaptées à un milieu qui se seront développées.

Les principaux facteurs qui déterminent le taux de croissance du système racinaire d'une plante dans un sol sont la quantité de nutriments disponible, l'approvisionnement en oxygène, le contenu en eau du sol, sa température, le niveau de toxines et d'éléments pathogènes présents, le système de pores dans lequel les racines peuvent se développer ainsi que la compaction du sol (Russell, 1977). Les éléments toxiques qui peuvent freiner la croissance des racines sont, entre autre, une trop grande concentration en dioxyde de carbone et certains métaux lourds comme le nickel, le chrome et le cobalt.

L'architecture du système racinaire est un aspect fondamental de la productivité des plantes, parce qu'elle détermine la quantité d'eau et de nutriments disponibles pour une absorption efficace, tout comme elle influence la compétition souterraine qui existe ainsi que les interactions entre les racines, le sol et les micro-organismes (Lynch, 1995).

Ces quelques définitions montrent bien le lien qui existe entre la croissance des racines d'une plante et le sol dans lequel elles se développent. Même si la présence de la végétation sur une CEBC est souhaitée et qu'elle constitue la suite logique du processus, son implantation sera fonction des sols constituant la CEBC et devra se faire de façon à respecter son intégrité et conséquemment, son efficacité à limiter le drainage minier acide.

3.3 Types de barrières aux intrusions de racines

Afin de limiter les dommages potentiels provoqués par les racines des différentes plantes qui s'installeront tôt ou tard sur un site remis en état avec une CEBC, il est pertinent d'envisager la mise en place d'une barrière aux intrusions de racines. Les différentes techniques envisagées comme barrière anti-racines sont présentées dans cette section du mémoire.

3.3.1 Barrière chimique

Une solution à court terme pour freiner les intrusions de racines est l'intégration d'une substance chimique aux limites de la couche de matériau à protéger. Par exemple, Dosskey *et al.* (1991) ont inséré le trifluralin, un herbicide à libération lente à la base d'une couverture multicouche afin de limiter l'élongation des racines, tout comme Burton *et al.* (1986) l'ont fait avec ce même herbicide en serre et en laboratoire. Même si une certaine efficacité du produit a été notée, les résultats mettent en doute le rendement à long terme de cette méthode. L'inclusion d'une toxine pour les racines des plantes dans une couche d'asphalte s'est aussi révélé être très efficace (Cline *et al.*, 1980). L'eau saline semble également avoir un effet inhibiteur sur la croissance des plantes et sur leur survie (DOE, 1988).

Les principaux désavantages de ces produits sont leurs coûts très élevés et leur courte durée de vie, généralement inférieure à 100 ans. Dans certains cas très problématiques, l'utilisation d'un herbicide pourrait être considéré comme une solution intéressante, particulièrement si elle est combinée à une barrière physique.

Certains matériaux géologiques sont naturellement repoussants pour les racines des plantes, souvent en raison du caractère toxique de certaines de leurs composantes chimiques. La serpentine est un exemple de matériau qui a ce type de propriété, en raison de sa tendance à déséquilibrer chimiquement le sol qui le compose et à augmenter sa teneur en métaux lourds (Mg, Ni, Co) (Jaffré, 1977). Dans les sols comme ceux qui dérivent de la serpentine, le ratio d'échange du magnésium-calcium est souvent trop élevé, ce qui expose le sol à un déficit en calcium. De plus, comme les sols de serpentine contiennent aussi souvent des taux élevés de nickel et de d'autres métaux lourds, ils sont souvent infertiles et ne favorisent pas la croissance des plantes (Russell, 1977).

À la lumière de ces observations, il est pertinent d'envisager l'ajout de matériaux géologiques repoussants à l'intérieur de la couverture pour limiter l'infiltration des

racines dans le recouvrement. Aux endroits où on désire que la végétation reste en surface (i.e. quand on veut éviter que les racines s'infiltrent en profondeur dans le sol), comme c'est le cas dans les parcs à rejets remis en état avec une CEBC, le fait d'ajouter une substance inhospitalière pour les racines (comme la serpentine par exemple) à l'intérieur du recouvrement pourrait prévenir la pénétration des racines des plantes poussant en profondeur. De plus, privilégier un matériau naturel pour en faire une barrière aux intrusions biologiques est un choix logique. En effet, l'utilisation de roches est une alternative relativement peu coûteuse et celles-ci constituent des éléments durables qui s'intègrent bien dans leur environnement.

3.3.2 Barrière physique

L'ajout d'une géomembrane ou d'un géocomposite bentonitique est fort probablement le moyen physique le plus connu pour isoler les rejets de leur environnement externe et conséquemment pour limiter l'infiltration des racines dans le recouvrement. Par contre, tout comme pour les méthodes chimiques, ces façons de faire sont coûteuses et leur durée de vie est relativement courte (de l'ordre de quelques dizaines d'années).

Dans les trente dernières années, des tentatives ont été faites afin de fermer hermétiquement de nombreux dépôts de rejets industriels et miniers en les recouvrant avec du matériel compacté, principalement de l'argile. De nombreuses études prouvent que la croissance des racines est grandement freinée, voire même complètement arrêtée, par un sol dense et très compacté (Meredith et Patrick, 1961; Taylor *et al.*, 1966; Gerard *et al.*, 1982; Jones, 1983; Liang *et al.*, 1999). La compaction du sol affecte l'habilité du système racinaire à extraire l'eau et les éléments nutritifs du sol, tous deux nécessaires à la croissance des plantes (Passioura, 1991).

Des études effectuées pour améliorer la productivité de terres cultivées ont permis d'observer une diminution de 90% de la longueur des racines de différentes espèces agricoles comme l'orge (*Hordeum vulgare*), le blé (*Triticum aestivum*), le riz (*Oriza sativa*), l'avoine (*Avena sativa*) ou encore le tournesol (*Helianthus annuus*) lorsque ces dernières se développent dans un sol très dense (Materchera *et al.*, 1991). Les racines semblent compenser par une augmentation de leur diamètre ou encore par une déviation parallèle à la surface, entraînant une croissance latérale des racines (Goss et Russell, 1980; Hutchings *et al.*, 2001). Comme la teneur en oxygène disponible dans le sol diminue lorsque son degré de compaction augmente, ce sont les espèces tolérantes à des conditions anaérobiques de sol qui sont favorisées (Russell, 1977).

Par contre, en conditions réelles sur une couverture de rejets miniers, la compaction du sol s'est révélée une méthode peu efficace contre l'intrusion des racines, particulièrement dans le cas de racines pivotantes (DOE, 1990). En effet, celles-ci peuvent briser l'intégrité du sol compacté en créant, entre autres, des fissures qui permettent l'accès à la couche inférieure de sol (Sutter *et al.*, 1993; Benson et Khire, 1997; Smith *et al.*, 1997).

Les cycles de gel-dégel ainsi que ceux de mouillage-séchage peuvent aussi être responsables de ces fissures (Hakonson, 1986). En effet, l'alternance de période de mouillage et de cycles de séchage mène à l'agrégation de l'argile par le rétrécissement et le gonflement successif du matériel, soit au phénomène de dessiccation (Albrecht et Benson, 2001). Ces fissures vont ainsi augmenter la porosité du matériel en créant des macropores qui deviendront des chemins préférentiels à l'intrusion des racines. Le phénomène de gel-dégel crée le même type de phénomène dans le sol, en plus de favoriser la ségrégation des particules grossières au-dessus des fines, entraînant ainsi un changement dans les propriétés hydrauliques du sol (Benson *et al.*, 1995; Smith *et al.*, 1997; Konrad et Samson, 2000). Ces fissures conduisent donc à une percolation de l'eau vers les résidus.

De plus, la difficulté d'obtenir une compaction idéale et homogène partout à l'échelle du terrain rend le sol plus vulnérable à l'intrusion des racines. Il s'y développe donc des canaux préférentiels, qui favorisent l'inclusion des racines (Hutchings *et al.*, 2001). Les fissures créées par la jonction entre matériel de différentes granulométries sont également des endroits exploitées par les racines pour leur développement.

Trois types de barrière géologique à l'intrusion biologique ont été testés en laboratoire par Reynolds (1990) soit avec de l'argile, une combinaison de cailloux ronds et de gravier ainsi que de la scorie basaltique. C'est la scorie qui a donné les meilleurs résultats (probablement en raison de sa teneur élevée en fer et en magnésium), avec une diminution de 65% de l'index de pénétration des racines (index = profondeur des racines X densité des racines), suivie ensuite par la combinaison cailloux/gravier (diminution de 35% de l'index de pénétration des racines). Cet auteur conclut donc qu'une barrière composée de ces deux types de matériaux constituerait un bon choix pour une efficacité à court et moyen termes contre l'intrusion des racines, probablement en raison des vides créés entre les cailloux ainsi que par le caractère chimiquement peu invitant de la scorie pour les racines.

Dans le même ordre d'idée, l'empilement de roches grossières amène une grande porosité du matériel (DOE, 1988). Comme ces vides d'air créés entre les roches ne contiennent ni eau, ni nutriments, ils limitent la progression des racines des plantes, allant même jusqu'à les bloquer complètement pour la totalité des échantillons d'un essai avec des cailloux (diamètre entre 3.8 et 7.6 cm) réalisé à l'échelle terrain (Hakonson, 1986). Il est important par contre que ces pores soient maintenues totalement vides pour être efficaces, entre autre en empêchant la migration de particules fines dans ces vides.

L'épaisseur de roches grossières nécessaire pour empêcher la pénétration des racines le plus longtemps possible est variable mais elle dépend principalement de

critères comme la grosseur des particules, le climat ainsi que les propriétés du sol sous-jacent. Dans un essai effectué aux États-Unis, une épaisseur de 18 cm de gravier lavé de 2 cm de diamètre a permis de repousser les racines pendant une période de 8 ans (Beedlow et Hartley, 1984) tandis qu'Hakonson (1986) a estimé qu'il fallait un minimum de 75 cm de cailloux pour limiter l'intrusion des racines.

Pour terminer, il est important de mentionner que sans la présence d'un géotextile efficace ou encore d'une barrière biologique, des arbres ne devraient pas être plantés dans une couche de sol de moins de 150 cm d'épais sans encourir un risque d'endommager un recouvrement (Hutchings *et al.*, 2001).

3.4 Phénomène de succession végétale

La végétation qui se développera éventuellement sur des structures d'ingénierie comme la CEBC sera appelée à changer au cours du temps, soit de façon naturelle ou encore en raison du climat, de perturbations comme le feu ou suite à une intervention humaine (Link *et al.*, 1994). Ces paramètres doivent donc également être considérés lors des discussions sur la végétation et la pérennité du recouvrement. S'il est primordial de considérer la morphologie des racines des plantes lors du choix de la végétation, il est tout autant important de tenir compte de l'évolution des espèces sur le site afin de prévenir l'apparition de végétaux ayant des racines profondes (Hakonson, 1986).

Le phénomène déterminant dans ce cas est fort probablement la succession végétale. Dans l'est de l'Amérique du Nord, la succession végétale sur des sites remis en état amène des variations qui permettent le passage d'herbes annuelles à des espèces d'arbres, soit des espèces pionnières aux arbres forestiers (Link *et al.*, 1994). Ce phénomène suggère une sévère modification du site après 100 ans, soit le temps minimal requis par la législation québécoise pour la restauration de sites miniers.

3.4.1 Définition de la succession végétale

La succession primaire est définie comme étant l'établissement graduel de la végétation et la modification de sa composition à partir d'un site où il ne subsiste ni sol organique ni diaspores (Bellefleur, 1999). Les sites de parcs à résidus remis en état avec une CEBC donnent lieu à ce type de phénomène, qui est excessivement lent. Dans la forêt boréale (qui domine le nord du Québec), l'évolution d'un site jusqu'à l'installation d'une forêt climacique prend de 1000 à 2000 ans (Bellefleur, 1999). La succession secondaire, quant à elle, apparaît lorsqu'une ou des perturbations laissent des éléments de survie, qui constituent alors la base de la reconstruction végétale du lieu. Une étude effectuée en Grande-Bretagne a démontré que la majorité de la recolonisation d'un site industriel abandonné survient rapidement après la fin de l'occupation et qu'elle tend à ressembler aux peuplements environnants (Hodge et Harmer, 1996).

Les mécanismes amenant la séquence d'apparition des espèces lors de la succession n'ont pas encore été élucidés, en raison entre autres de l'échelle de temps, nécessaire à l'observation des phénomènes et qui est difficile à reproduire. La difficulté de valider ces hypothèses sur le terrain ajoute également à la complexité de compréhension du phénomène.

La dynamique naturelle de recrutement des espèces d'arbres en forêt boréale est modulée par le régime de perturbations (feu, épidémies de tordeuse, chablis). Après le passage d'un feu, la succession forestière en forêt boréale débute généralement par l'envahissement d'espèces intolérantes comme le tremble (Bergeron, 2000). Celles-ci dominent le couvert pendant les 100 années suivant l'initiation de la succession pour faire place à une seconde cohorte de feuillus ainsi qu'au sapin et à l'épinette recrutés en sous-couvert. Ce n'est qu'après 200 ans que ces essences résineuses tolérantes finissent par dominer les peuplements. Ce sont la proximité des sources de semence des espèces résineuses (Galipeau *et al.*, 1997) et, dans les peuplements plus âgés, les trouées créées par la tordeuse des bourgeons de

l'épinette (Morin *et al.*, 1993) qui modulent la composition forestière au cours de l'intervalle entre deux feux. Le phénomène de la succession amène donc la modification de la végétation d'un site en fonction de l'établissement de certaines espèces, de la compétition qui existe entre elles, de la modification du sol en place et aussi de l'action d'agents physiques comme la quantité de lumière disponible.

Le schéma de modifications des espèces dépend de la tendance de chaque individu à être remplacé par un autre individu, qu'il soit différent ou non. Tant qu'une communauté végétale résiste aux perturbations, il n'y aura pas de succession qui s'y produira (Connell et Slatyer, 1977). Le milieu tend, en absence de modifications majeures, à un état final de stabilité. Ces mêmes auteurs ont distingué trois modèles des mécanismes produisant la séquence des espèces en succession.

Tout d'abord, il y a le *modèle de facilitation*, où on observe qu'une espèce végétale domine sur un site, qu'elle modifie par la suite les conditions du milieu, les rendant favorables à une deuxième espèce, et ainsi de suite. Ensuite, il y a le *modèle de tolérance*, où chaque espèce en place supporte mieux l'ombre que l'espèce précédente et ce, jusqu'à ce que l'espèce la plus tolérante à l'ombre occupe le site. Finalement il y a le *modèle d'inhibition*, où on observe qu'une espèce est présente à un endroit jusqu'à ce qu'elle soit dominée par les espèces subséquentes. Le premier modèle s'applique bien aux successions primaires alors que le deuxième et le troisième réfèrent principalement aux successions secondaires.

3.4.2 *Impacts de la succession végétale*

Il est généralement admis par les écologistes que la succession est un phénomène aléatoire qui donne des résultats variables, en fonction de la perturbation initiale et des différents facteurs environnementaux (Botkin, 1990). Même s'il est parfois possible d'estimer l'évolution de la végétation sur un site, il est impossible de connaître précisément la composition des végétaux à un moment précis de

l'évolution. L'implantation spontanée liée à la succession végétale peut favoriser, à plus ou moins long terme et à certaines conditions, l'implantation d'espèces ayant des racines très profondes (DOE, 1990).

Par exemple, une caractérisation effectuée par Foxx *et al.* (1984) sur des sites faiblement radioactifs remis en état depuis des périodes variant entre 4 et 34 ans, a permis de noter la présence de plantes ayant des racines de plus de 60 m de profondeur. Cette même étude a également montré que les racines d'espèces comme le brome inerme (*Bromus inermis*) ou encore la luzerne (*Medicago sativa*) avaient atteint des profondeurs de 220 cm à 700 cm, respectivement. De façon générale, ces grandes profondeurs ont été atteintes dans un sable ou encore dans un sable silteux. Rappelons que l'épaisseur des couches prévues actuellement pour recevoir la végétation dans la CEBC varie entre 30 cm et 200 cm.

Mentionnons également l'étude effectuée en Alberta par Strong (2000) sur un site d'exploitation de charbon abandonné, plus de vingt ans après les premiers efforts de mise en végétation du site. L'échantillonnage et l'analyse de la végétation en place a permis de constater que si les espèces observées dans les zones où la revégétation était plus récente reflétaient bien la composition initiale des semences utilisées (principalement des graminées et des espèces agricoles), les plus vieilles zones montraient clairement l'envahissement par les espèces indigènes du secteur après à peine deux décennies de revégétation.

Enfin, notons que la séquence de succession peut être affectée directement par certains phénomènes moins bien connus. En modifiant certains facteurs de croissance des plantes au sol, ces phénomènes induisent des changements dans la séquence d'apparition des espèces. Un de ces phénomènes se nomme l'allélopathie et il est défini dans la section suivante.

3.5 Allélopathie

3.5.1 Définition

L'allélopathie peut se définir comme étant l'inhibition de la germination ou le ralentissement de la croissance d'une espèce en raison de facteurs chimiques ou physiques créés par la présence à proximité d'une ou plusieurs autres espèces végétales. Les facteurs chimiques responsables de ce changement comprennent la sécrétion d'éléments toxiques, la modification du pH du sol ou encore la compétition pour les éléments nutritifs. Les composantes physiques nuisibles incluent notamment l'utilisation par une autre espèce de tout l'espace disponible dans le sol pour la croissance de ses propres racines ainsi que la capacité d'une plante à se développer rapidement dans des conditions d'ouverture (augmentation de la luminosité) du couvert.

L'allélopathie est la cause de certains problèmes de régénération d'espèces commerciales d'arbres, entre autre en raison de la présence d'une végétation arbustive de sous-bois dominante. L'effet allélopathique agit en inhibant la germination des arbres ou encore en neutralisant certains moyens de métabolisation des espèces dominées. Malgré qu'il s'agisse d'un mécanisme assez peu connu, l'allélopathie est considérée comme un facteur déterminant dans la dynamique d'un écosystème.

3.5.2 Exemples d'allélopathie

La littérature présente quelques cas d'espèces qui ont démontré un effet allélopathique sur des types d'arbres en particulier. Par exemple, on sait que la présence de la camarine noire (*Empetrum hermaphroditum*) sur un site affecte négativement la croissance du pin écossais (*Pinus silvestris*) (Nilsson *et al.*, 1993). Le kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia* L.) et le calamagrostide du Canada

(*Calamagrostis canadensis*) ont également des propriétés allélopatiques relativement bien documentées. Ces deux espèces sont présentées plus en détails dans ce qui suit.

L'interférence allélopatique du kalmia à feuilles étroites sur la croissance de l'épinette noire (*Picea mariana*) a été suggérée par de nombreux auteurs, dont Inderjit et Mallik (2001). Le kalmia est souvent considéré comme la cause de sérieux ralentissements de la croissance et la densité de la régénération forestière et des plantes vasculaires (Thiffault et Jobidon, 2000; Mallik, 2001). Lorsqu'il est présent après une perturbation, le kalmia prolifère rapidement par voie végétative et assure ainsi sa domination sur le site. La littérature mentionne également l'effet négatif du kalmia sur la croissance du sapin baumier (*Abies balsamea*) (Thompson et Mallik, 1989) et du pin rouge (*Pinus resinosa*) (Mallik et Roberts, 1994).

Cet effet inhibiteur du kalmia peut être associé à l'appauvrissement en nutriments des sols notamment pour l'azote, le phosphore, le fer et le manganèse qui survient avec l'établissement du kalmia (Yamasaki *et al.*, 1998; Inderjit et Mallik, 1999) ou encore à la présence de composés phénoliques (Mallik et Inderjit, 2001). En 2002, Inderjit et Mallik ont suggéré que la synergie de différents facteurs écologiques (tels la minéralisation du sol, les mycorhizes, la dynamique des substances nutritives et l'activité microbienne du sol) pourrait mieux expliquer les mécanismes d'interférence de croissance liés au kalmia.

On observe qu'environ 85% de la biomasse du kalmia est souterraine, c'est-à-dire qu'elle provient des racines de la plante (Thiffault *et al.*, 2004). En occupant presque la totalité du sol, les racines du kalmia dominent donc le sol récepteur et favorisent par le fait même l'exclusion physique des racines de d'autres espèces potentielles. Cet effet est surtout visible lorsque qu'il y a présence d'humus forestier sur le site et que le couvert est ouvert. L'abondance de lumière favorise le développement de la biomasse totale (Bradley, 2003).

Le calamagrostide du Canada (*Calamagrostis canadensis*) est une espèce indigène commune en forêt boréale qui est envahissante et qui a la capacité de coloniser et de dominer rapidement des zones perturbées (Ahlgren, 1960; Dyrness et Norum, 1983; Lieffers *et al.*, 1993). Sa présence peut sérieusement ralentir la croissance des semis d'épinette blanche (*Picea glauca*) dans les forêts boréales d'Amérique du Nord (Lieffers *et al.*, 1993) ainsi que celle du peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) (Landhäusser et Lieffers, 1998).

Le calamagrostide domine rapidement les zones perturbées, notamment par la croissance de ses rhizomes, principalement horizontaux (Hardy, 1989), à partir de clones (Ahlgren, 1960). Une étude de Landhäusser *et al.* (1996) a démontré que si le semis du calamagrostide du Canada est présent dans les deux premières semaines d'une perturbation majeure, les autres espèces ont peu de chances de se développer avec succès et ce peu importe la quantité que ces espèces représentent. Le calamagrostide du Canada ne peut germer en conditions de sécheresse mais il est très résistant à celle-ci lorsqu'il est bien établi (Hardy, 1989).

Les paramètres pouvant expliquer la domination du calamagrostide sur un secteur sont la rapidité avec laquelle les semences de la plante se répandent sur le site tout comme leur faculté à se développer très rapidement en abondance de lumière, ce qui se produit lors de l'ouverture du couvert (Lieffers *et al.*, 1993). D'autres facteurs comme la faible température du sol, la disponibilité en éléments nutritifs ainsi que l'épaisseur du sol minéral peuvent aussi jouer un rôle dans la dominance du calamagrostide sur un site (Lieffers *et al.*, 1993; Landhäusser et Lieffers, 1998).

3.5.3 Utilisation de l'allélopathie comme barrière écologique

Afin de réduire au minimum le risque d'avoir des espèces végétales nuisibles qui s'introduisent sur un site minier remis en état, il est nécessaire d'exercer un certain contrôle, qu'il soit mécanique ou chimique sur l'environnement de croissance des

espèces végétales (DOE, 1990). L'utilisation des propriétés allélopathiques de certaines plantes dans le but d'exercer un contrôle sur la végétation se développant sur un site remis en état semble constituer une avenue intéressante.

Il est possible de créer des herbicides naturels à inclure dans le recouvrement en se basant sur les propriétés allélopathiques de certaines substances chimiques toxiques, sécrétées naturellement par différentes plantes (Vyvyan, 2002). Malheureusement, la structure chimique complexe de ces composantes rend leur fabrication commerciale difficile et potentiellement coûteuse. Il est donc préférable d'envisager l'utilisation directe des plantes qui sécrètent ces substances.

Après l'analyse préliminaire de ses différentes caractéristiques, c'est le kalmia à feuilles étroites qui nous est apparu comme étant un choix potentiel de barrière écologique pour un contexte climatique semblable à celui de l'Abitibi-Témiscamingue. Il s'agit d'une espèce qui possède des effets allélopathiques bien documentés, particulièrement sur les arbres (les plus menaçantes pour la CEBC en raison de leurs racines profondes), et qui est reconnue pour bloquer la succession végétale sur un site nouvellement découvert. De plus, le kalmia possède un système racinaire superficiel lorsqu'il se développe dans un sol minéral, avec une profondeur moyenne estimée à 9 cm (Flinn et Wein, 1977). Cette caractéristique est donc compatible avec les attributs d'une CEBC, dont la couche destinée à recevoir la végétation est, rappelons-le, composée d'un sable gravier. De plus, comme le kalmia est abondant dans notre région, il représente un choix pratique et peu coûteux. Toutes ces caractéristiques le portent donc en tête de liste comme couvert végétal sur un recouvrement de type CEBC.

L'objectif de cette étude est de mieux comprendre l'impact de la végétation sur la CEBC et également de trouver des solutions lui permettant de mieux résister aux effets du temps. Comme le retour d'un couvert végétal d'un site remis en état est l'aboutissement naturel du processus, l'ajout d'une barrière anti-racines, qu'elle soit physique (ajout de matériel repoussant les racines) et/ou écologique (utilisation de

phénomènes allélopatiques bloquant la succession végétale) ainsi que le choix d'une espèce au système racinaire superficiel, permettront à cette végétation de coexister avec le recouvrement sans en affecter sa capacité à limiter le drainage minier acide.

Des essais en conditions contrôlées et des suivis sur le terrain ont donc été effectués afin de statuer sur les hypothèses suivantes :

- la végétation qui s'implante sur un site recouvert d'une CEBC constitue une menace pour l'intégrité du recouvrement;
- l'ajout d'une couche de matériau inhospitalier pour les plantes (ici la serpentine) à granulométrie grossière constitue une barrière anti-racines efficace.

4. MATÉRIEL ET MÉTHODES

4.1 Caractérisation de la végétation sur une CEBC

4.1.1 *Objectifs*

À l'heure actuelle, il n'existe que très peu d'informations sur l'impact des plantes qui s'installent sur des couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC). Dans cette optique, la caractérisation de la végétation sur un site remis en état avec une CEBC, par le biais d'un relevé des espèces végétales ainsi que par l'observation des racines de ces plantes dans la couverture, était tout à fait appropriée et a permis d'augmenter les connaissances disponibles sur ce sujet. Comme seules les pentes de la CEBC étudiée avaient étéensemencées, ce sont sur ces dernières (où la végétation est mieux développée) que l'emphase des travaux de caractérisation des plantes a été mise. Par contre, des observations visuelles non systématiques ont également été faites sur le dessus du parc, afin d'obtenir des informations supplémentaires sur la revégétation naturelle du secteur.

4.1.2 Description et localisation de l'aire d'étude

Le parc à résidus du site minier Les Terrains Aurifères (LTA) est situé dans un ancien secteur boisé, à environ 8,5 km au sud-est de la municipalité de Malartic, en Abitibi-Témiscamingue. Le site appartient à la compagnie minière Barrick Gold Corporation (figure 4.1). La remise en état de ce site d'une superficie approximative de 60 hectares s'est faite par la mise en place en 1995-1996 d'un recouvrement multicouche de type CEBC (figure 4.2). La couche de bris capillaire est composée de 50 cm de sable. La couche de rétention d'eau est constituée de 80 cm d'un matériau fin de faible perméabilité (résidus non générateurs d'acide) et ayant une bonne capacité de rétention d'eau. La couche de surface, aussi considérée comme la couche drainante et de protection, est composée de 30 cm de sable et gravier. Les propriétés géotechniques du sable gravier sont similaires à celles du sable (tableau 4.1). La succion nécessaire pour débiter le drainage (Ψ_a) du matériau fin est de 200 et 275 cm d'eau et de 20 et 40 cm d'eau pour le sable et le sable gravier tandis que la conductivité hydraulique des matériaux est de l'ordre de $5,0 \times 10^{-5}$ cm/s pour le matériau fin et de $1,2 \times 10^{-1}$ cm/s pour le sable et le sable gravier.

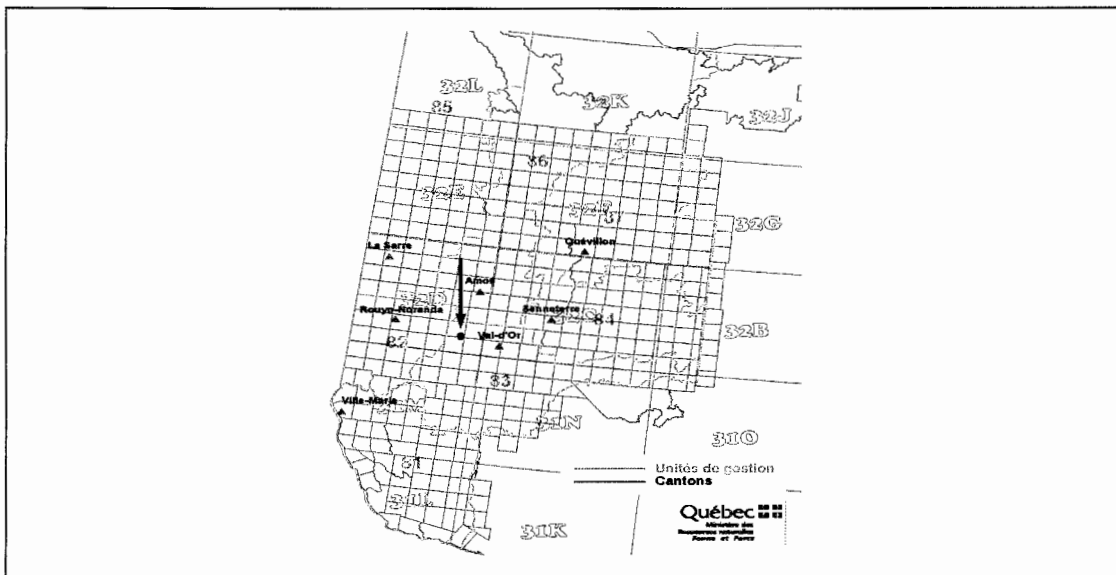


Figure 4.1 Localisation du site minier LTA.

Tableau 4.1 Principales caractéristiques des matériaux utilisés pour la construction de la CEBC du site LTA (Tiré de Bussièrre *et al.*, 2003)

	Porosité = n	D ₁₀ (mm)	D ₆₀ (mm)	D ₅₀ (mm)	Ψ_a (cm d'eau)	k _{sat} (cm/s)
Matériau fin	0,36 à 0,50	0,003 à 0,0075	0,037 à 0,085	0,030 à 0,065	200 à 275	5,0 X 10 ⁻⁵ (n = 0,44)
Sable Sable gravier	0,34 à 0,36	0,120 à 0,600	1 à 15	0,7 à 8	20 à 40	1,2 X 10 ⁻¹ (n = 0,35)

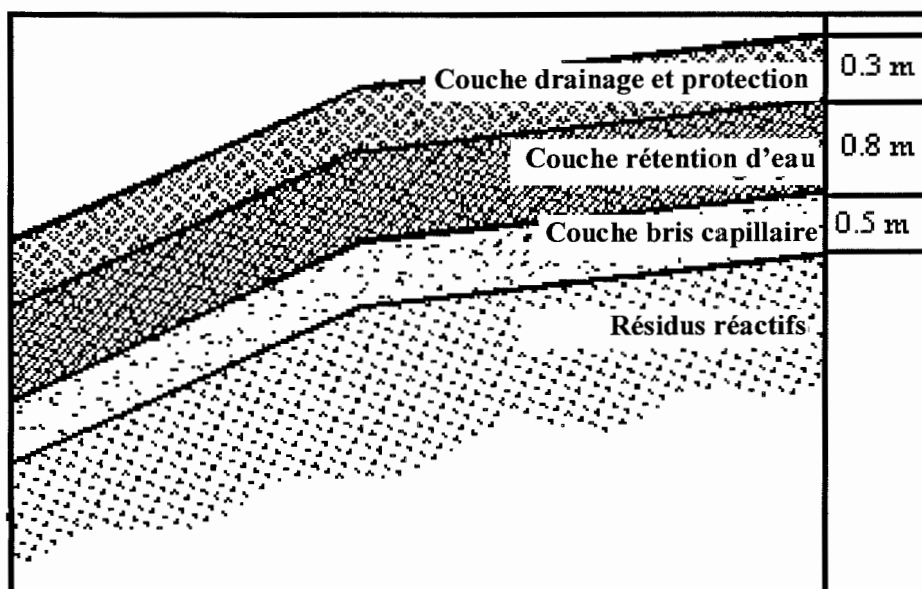


Figure 4.2 Représentation schématique de la CEBC du site LTA. (Tiré de Bussièrre *et al.*, 2003)

Dans l'année qui a suivi la construction de la couverture, un ensemencement hydraulique a été appliqué sur les pentes du site, avec un mélange agricole standard contenant 50 % de paturin des prés (*Poa pratensis* L.), fétuque sp. (*Festuca* sp.) et ivraie (*Lolium perenne* L.), 26 % de mil (*Phleum pratense* L.), trèfle rouge (*Trifolium pratense* L.) et trèfle alsike (*Trifolium hybridum* L.) et 24% de lotier (*Lotus corniculatus* L.) (tableau 4.2). Cette végétation a un rôle géotechnique, c'est-à-dire qu'elle vise à minimiser l'érosion sur les pentes du parc à résidus.

Tableau 4.2 Composition du mélange de semences utilisées pour la revégétation du parc à résidus LTA (Lanouette, 2003)

	REVÉGÉTATION HYDRAULIQUE	PROPORTION (%)
Mélange de :	<i>Poa pratensis</i> L. (Paturin des prés)	50
	<i>Festuca</i> sp. (Fétuque sp.)	
	<i>Lolium perenne</i> L. (Ivraie)	
Mélange de :	<i>Phleum pratense</i> L. (Mil)	26
	<i>Trifolium pratense</i> L. (Trèfle rouge)	
	<i>Trifolium hybridum</i> L. (Trèfle alsike)	
	<i>Lotus corniculatus</i> L. (Lotier)	24

Il faut également mentionner que le dessus du parc a reçu, dans les premières années suivant la construction du recouvrement, des doses d'herbicide non sélectif (Lanouette, 2003), destinées à empêcher le développement de toute végétation.

Rappelons que dans une CEBC idéale, les couches destinées à contrôler l'infiltration des racines sont les couches A et B (voir figure 2.3). Dans le cas du recouvrement du site LTA, les couches A, B et C ont été combinées en une seule couche (drainage et protection) d'une épaisseur de 30 cm, qui devrait en principe remplir le rôle des trois couches supérieures de la conception initiale (figure 2.4). Plus de détails concernant le site LTA peuvent être trouvés dans la littérature (McMullen *et al.*, 1997; Ricard *et al.*, 1997; Bussière *et al.*, 2003).

4.1.3 Relevé de la végétation

La caractérisation des espèces végétales sur la portionensemencée du parc à résidus du site LTA (soit les pentes du parc) a eu lieu les 16 et 17 septembre 2003. La méthode qui a été choisie pour effectuer le relevé de la végétation sur le site est la méthode d'échantillonnage par grappe, utilisée entre autre pour la réalisation

d'inventaires de régénération forestière (OIFQ, 1996). Les grappes ont été réparties de façon systématique sur le terrain à échantillonner (soit les digues du parc à résidus), de façon à maximiser leur dispersion. Chaque grappe a été établie ainsi : nous avons tiré une ligne droite (appelée virée) sur le terrain et nous y avons placé dix placettes de façon systématique (figures 4.3 et 4.4).

Afin d'ajouter quelques éléments d'informations à notre étude, nous avons également effectué une reconnaissance visuelle des espèces présentes sur le dessus du parc à résidus (qui correspond à la portion non ensemencée du secteur). Rappelons qu'un des objectifs de ces relevés de végétation était de faire une comparaison entre le développement des plantes sur une CEBC en milieu naturel et les résultats obtenus en laboratoire. Comme c'est sur les pentes du parc que la végétation est la plus abondante, c'est principalement sur cette zone que notre étude a portée.

Chacune des douze virées effectuées avait une longueur maximale de 45 m. À des intervalles de 5 m, un rayon de 1.13 m était tracé autour du point sur la virée et le relevé des espèces présentes dans cette zone de 4 m² était effectué. Dès qu'une espèce était aperçue dans la placette étudiée, elle était notée et ce même si elle n'y apparaissait qu'une seule fois. La mesure à l'intérieur d'une placette était donc binaire, c'est-à-dire qu'elle prenait les valeurs 0 ou 1 (absence ou présence). La fréquence d'apparition représente le pourcentage des parcelles où une espèce a été répertoriée par rapport au nombre total de parcelles (n=114).

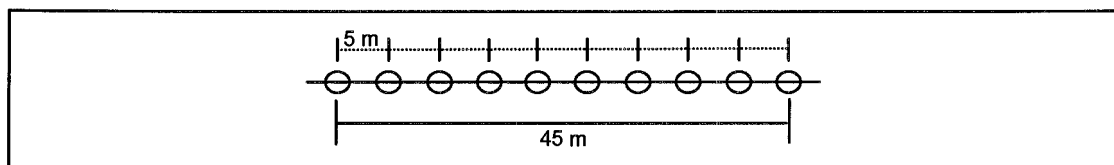


Figure 4.3 Illustration d'une grappe de placettes. (Tiré de OIFQ, 1996.)

4.1.4 Observations des racines

L'excavation des racines des principales espèces végétales retrouvées sur les pentes du parc a été effectuée les 16 et 17 septembre 2003. L'observation de la morphologie des racines s'est faite en creusant mécaniquement une tranchée dans la couverture à côté de chacune des plantes étudiées. L'excavation finale s'est faite manuellement afin de préserver l'intégrité des racines (figure 4.5). Toutes les espèces qui avaient été répertoriées dans le relevé de végétation et qui étaient présentes de façon significative sur les pentes ont été excavées une seule fois. Les mêmes critères de caractérisation que Burton *et al.* (2002) ont été utilisés, c'est-à-dire que nous avons noté l'espèce végétale, la hauteur du plant, la profondeur atteinte par les racines ainsi que leur aspect (pivotantes, latérales, fines, etc.). Les épaisseurs réelles des couches de matériau dans la couverture ont aussi été mesurées, permettant ainsi leur comparaison avec les épaisseurs initialement prévues à l'étape du design et de la construction de la CEBC.

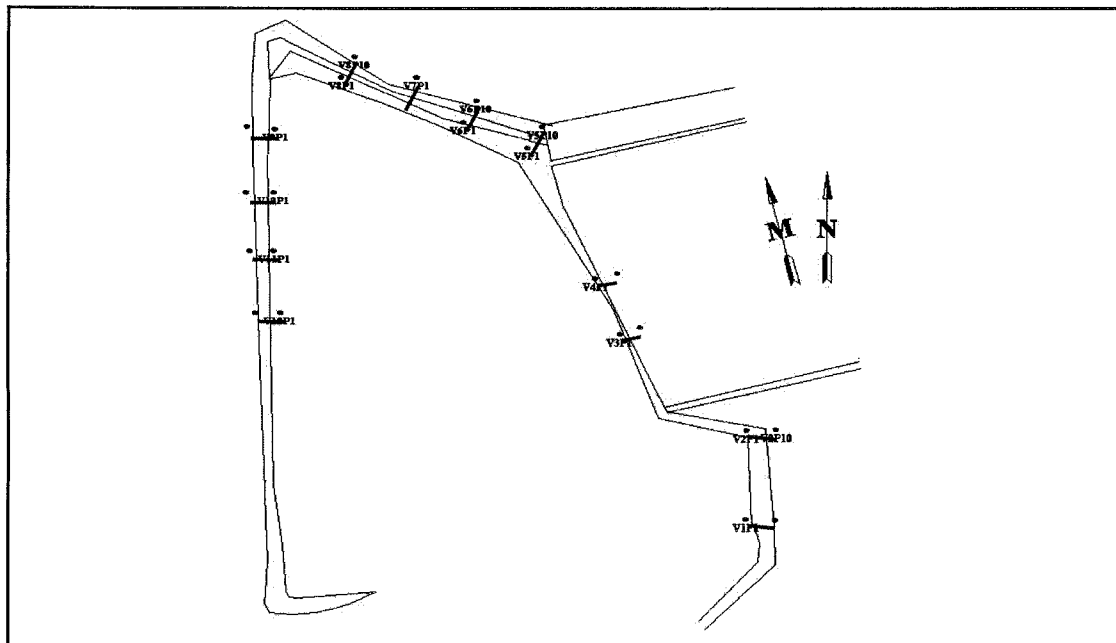


Figure 4.4 Positionnement des virées effectuées sur les pentes du parc à résidus LTA.



Figure 4.5 Exemple de l'excavation de racines sur la CEBC à LTA.

4.2 Essais en laboratoire d'une barrière physique aux intrusions de racines

4.2.1 Objectifs

Cette partie du projet visait à vérifier si *a)* du gravier grossier est une barrière anti-racines efficace et si *b)* une couche de serpentine dans la couverture repousse les racines des plantes, et ainsi vérifier la pertinence d'ajouter ces matériaux à l'intérieur de la CEBC afin de constituer une barrière physique et chimique aux racines.

4.2.2 Dispositifs expérimentaux

Quatre-vingt-seize pots composés d'épaisseur variable de sable gravier et contenant ou non une couche de serpentine grossière ont été préparés et ensuite ensemencés. Chacun des quatre traitements a été reproduit trois fois et deux séries d'échantillons semblables ont été réalisées. Cette approche était nécessaire en

raison de la mortalité possible de certains plants et afin d'assurer la reproductibilité des résultats et l'analyse statistique de ceux-ci. De plus, des échantillonnages sur quatre périodes de temps ont été planifiés afin d'observer l'évolution du développement racinaire des plants à différents moments durant l'essai (figure 4.6).

Comme des pots supplémentaires étaient disponibles, quelques réplicats ont été ajoutés aux échantillons initialement prévus. Ces ajouts ont permis de compenser partiellement la perte d'une dizaine d'échantillons survenue au début de l'essai.

Les pots cylindriques utilisés avaient une hauteur d'environ 60 cm et un diamètre légèrement inférieur à 30 cm. Même s'il existe une variation entre les résultats obtenus en pots et ceux obtenus sur le terrain, cette méthode est quand même satisfaisante quand les volumes des contenants sont assez importants (Böhm, 1979), comme c'est le cas ici. Le montage réalisé (figure 4.7) présente beaucoup de similitudes avec celui utilisé par Hakonson (1986) lors d'une vaste étude sur l'évaluation de matériaux géologiques pour limiter l'intrusion biologique.

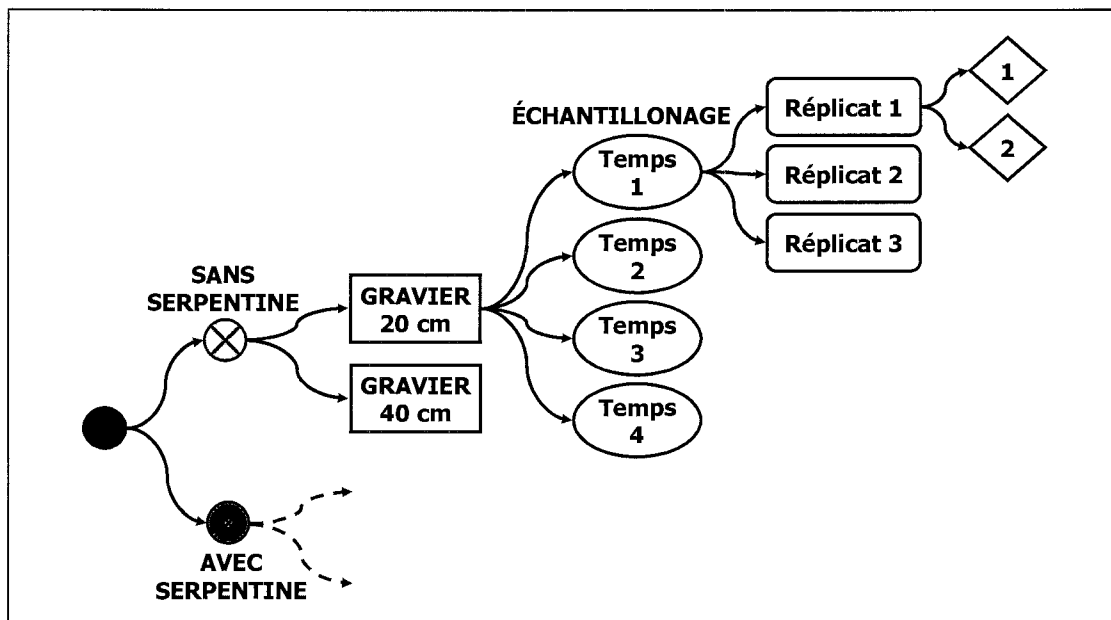


Figure 4.6 Plan d'expérimentation des essais en laboratoire sur l'utilisation d'une barrière physique aux intrusions biologiques.

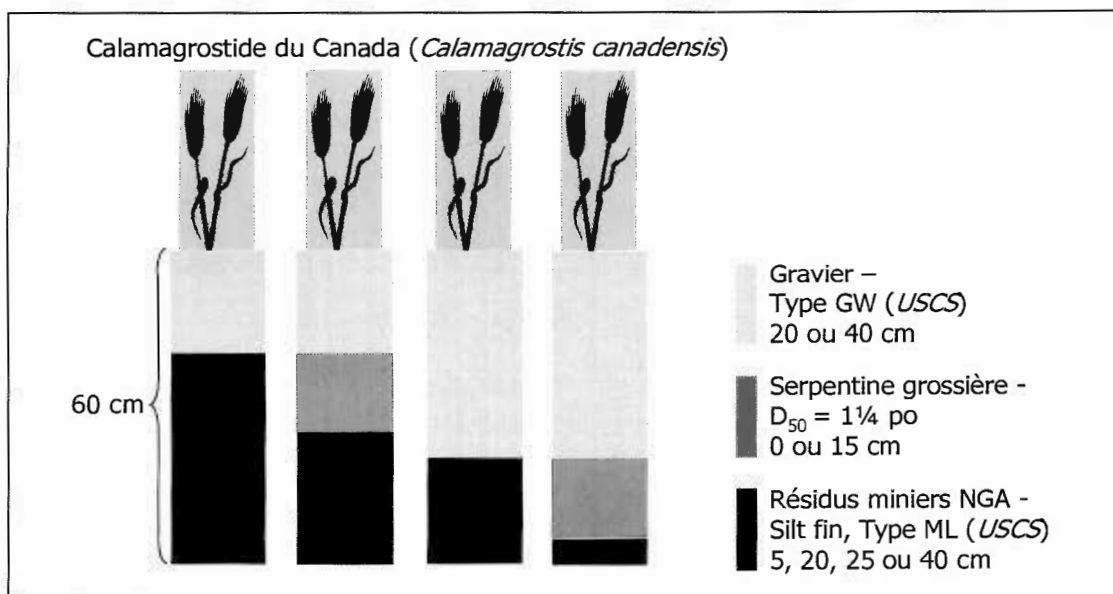


Figure 4.7 Montage expérimental des essais en laboratoire sur l'utilisation d'une barrière physique aux intrusions biologiques.

4.2.3 Mise en place et caractéristiques des matériaux

Les principales caractéristiques des matériaux utilisés pour le montage des pots sont regroupées au tableau 4.3. Tout d'abord, le fond des pots (soit de 5 cm à 40 cm) a été rempli de résidus miniers non générateurs d'acide. Ce matériel a les caractéristiques d'un silt argileux peu plastique de type ML, selon le système de classification unifiée des sols *USCS* (McCarthy, 1998). Une caractérisation minéralogique a été effectuée sur le résidu par diffraction rayons-X (tableau 4.4). Les résultats montrent bien la faible proportion de sulfures (< 2%) dans le matériel ainsi que la présence d'une quantité appréciable de calcite et de dolomite, ce qui confirme le statut non générateur d'acide du résidu. En plus de compléter le volume des pots, ces résidus visaient à reproduire la couche de rétention d'eau de la CEBC. Ce matériau fin possédait un contraste de granulométrie suffisamment important avec le gravier grossier ou la serpentinite grossière qu'il supportait pour obtenir les effets de barrière capillaire désirés. Afin de maximiser la saturation des résidus, la base des pots a été gardée dans l'eau grâce à des soucoupes à la base des contenants.

Par la suite, il y a eu insertion sur les résidus d'une couche de 15 cm d'épaisseur de serpentine grossière ($D_{50} = 3,36$ cm, figure 4.8) et ce, pour la moitié des pots. Cette épaisseur de 15 cm, choisie en fonction de la hauteur des pots, était minimale afin de bien voir l'effet du matériel sur la progression en profondeur des racines. De plus, si la serpentine s'avérait efficace en laboratoire et qu'elle était utilisée à une plus grande échelle, une couche de 15 cm, en plus d'être économiquement viable, est considérée comme une épaisseur minimale de mise en place avec des équipements mécanisés de grandes dimensions.

La composition chimique de la serpentine a été analysée (tableau 4.5) et le pourcentage observé de magnésium dans l'échantillon est typique de la serpentine. Les analyses en oxygène et en hydrogène de la serpentine n'ont pas été réalisées, les valeurs présentées pour ces éléments dans le tableau sont des estimations faites à partir de la composition minéralogique usuelle de la serpentine.

Tableau 4.3 Principales caractéristiques des matériaux utilisés pour le montage des pots

	Classification USCS	D_{50} (cm)	D_{10} (cm)	D_{60} (cm)	C_u	K_{sat} estimé (cm/s)
Sable gravier	Gravier GW	1,649304	0,060252	2,293195	38,06	$5,38 \times 10^{-1}$ ($n = 0,37$)
Serpentine	Gravier GP	3,584402	2,049474	3,657378	1,78	$4,03 \times 10^2$ ($n_{estimé}$ à 0,40)
Résidus	Silt argileux peu plastique ML	0,007876	0,000448	0,011726	26,20	$1,40 \times 10^{-4}$ ($n = 0,46$)

Tableau 4.4 Quantification des principaux minéraux présents dans les résidus utilisés pour le montage expérimental

MINÉRAL	%	MINÉRAL	%
Albite	37,30	Hornblende	6,26
Dolomite	17,69	Talc	5,40
Quartz	14,16	Calcite	4,20
Chlorite	12,98	Pyrite	1,95
Chlorite	12,98		

Tableau 4.5 Caractéristiques chimiques de la serpentine utilisée pour le montage expérimental

ÉLÉMENT CHIMIQUE	% (P/P)
Magnésium	24,90
Fer	4,65
Sodium	0,31
Nickel	0,22
Aluminium	0,19
Oxygène	52,00
Hydrogène	20,00

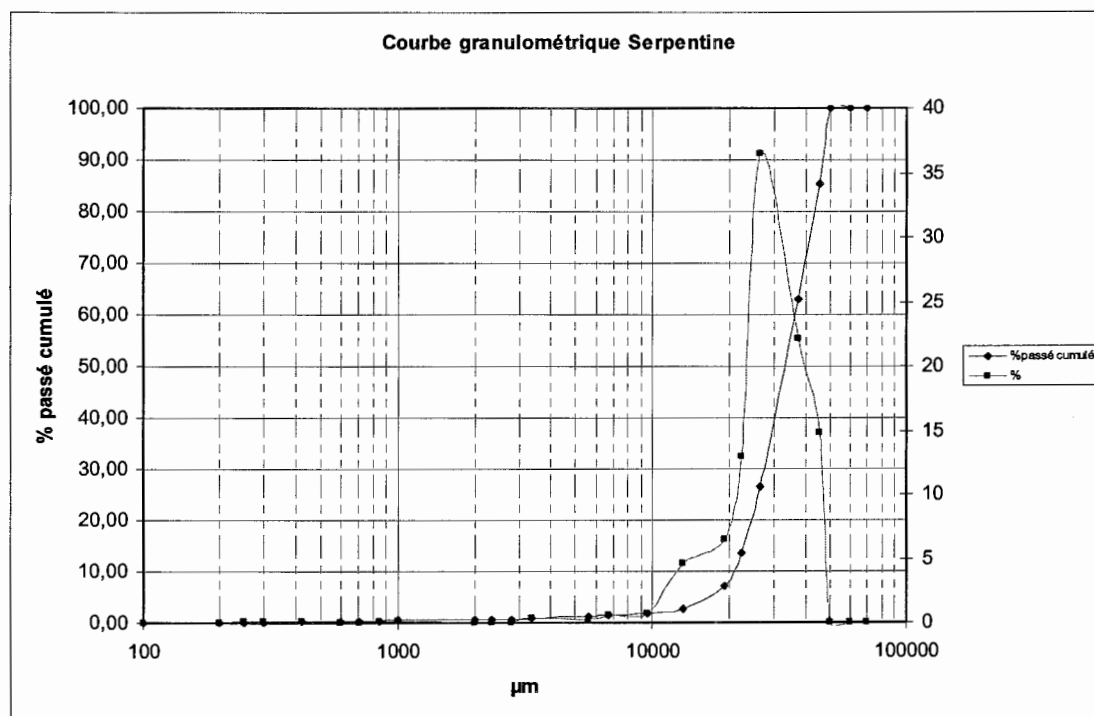


Figure 4.8 Courbe granulométrique de la serpentine.

La couche de surface était constituée de sable gravier de type GW, selon le système de classification unifiée des sols *USCS* (McCarthy, 1998), soit ayant une granulométrie bien étalée (figure 4.9). Ce matériau est semblable à celui qui a été utilisé pour les couches A, B et C des CEBC des sites LTA et Lorraine (Ricard *et al.*, 1997; Dagenais *et al.*, 2001, 2002). Même si cette couche a habituellement une épaisseur de 30 cm, pour la présente étude, en raison de la hauteur des pots disponibles et afin d'obtenir un contraste suffisant pour la comparaison des essais, des épaisseurs de 20 cm et de 40 cm de sable gravier ont été choisies.

La masse volumique sèche en place du sable gravier a été estimée à $1,7 \text{ kg/m}^3$, ce qui correspond à une porosité d'environ 0,37, soit une valeur comparable à celle de la couche de surface de la CEBC de LTA (tableau 4.1 : $n = 0,34$ à $0,36$).

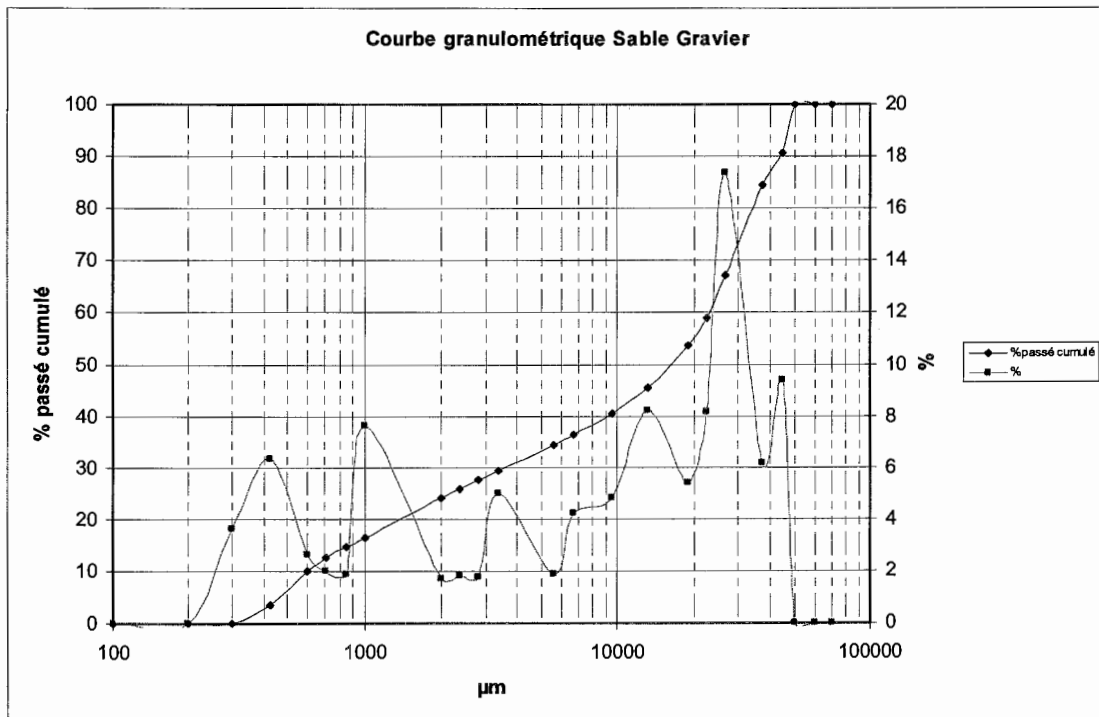


Figure 4.9 Courbe granulométrique du sable gravier.

4.2.4 Conditions environnementales des essais

Tous ces pots ont été mis en place en serre durant le mois de septembre 2002 (figure 4.10). Il s'agissait d'une serre avec un contrôle de la température et munie d'un système d'arrosage automatique programmable. Par la suite, des graines de calamagrostide du Canada (*Calamagrostis canadensis* (Michx.) Beauv.) ont été semées directement sur le gravier. Cette graminée indigène, aux propriétés allélopatiques connues, (voir section 3.5.2), a été préférée au kalmia à feuilles étroites principalement parce qu'elle a un taux de croissance rapide et qu'il était réaliste de croire qu'elle atteindrait une hauteur suffisante pour les analyses (soit environ 1 m) après quelques mois de croissance (Tesky, 1992). De plus, cette espèce nous permettait de respecter les contraintes reliées à la dimension physique des pots.

Un arrosage fréquent, c'est-à-dire quatre fois par jour durant cinq minutes à chaque fois, a d'abord été mis en place afin de favoriser la germination des semences. La température moyenne observée dans la serre était entre 26°C et 29°C et l'humidité du local était habituellement supérieure à 80%.

La luminosité de départ était uniquement constituée de lumière naturelle. Comme le test a démarré à l'automne et qu'à cette période de l'année, la photopériode diminue graduellement, la quantité de lumière est rapidement devenue insuffisante pour observer une croissance des plantes permettant de respecter les délais prévus. Powelson et Lieffers (1992) ont d'ailleurs confirmé, dans une étude en serre et sur le terrain, l'importance d'une luminosité suffisante pour la croissance du calamagrostide du Canada, et ce au-delà des besoins en nutriments. À la fin de novembre 2002, de l'éclairage supplémentaire avec des fluorescents de croissance a été ajouté à la serre et l'installation s'est faite de façon à éclairer le plant le plus près possible et ainsi maximiser la quantité d'éclairage direct sur ces dernières.

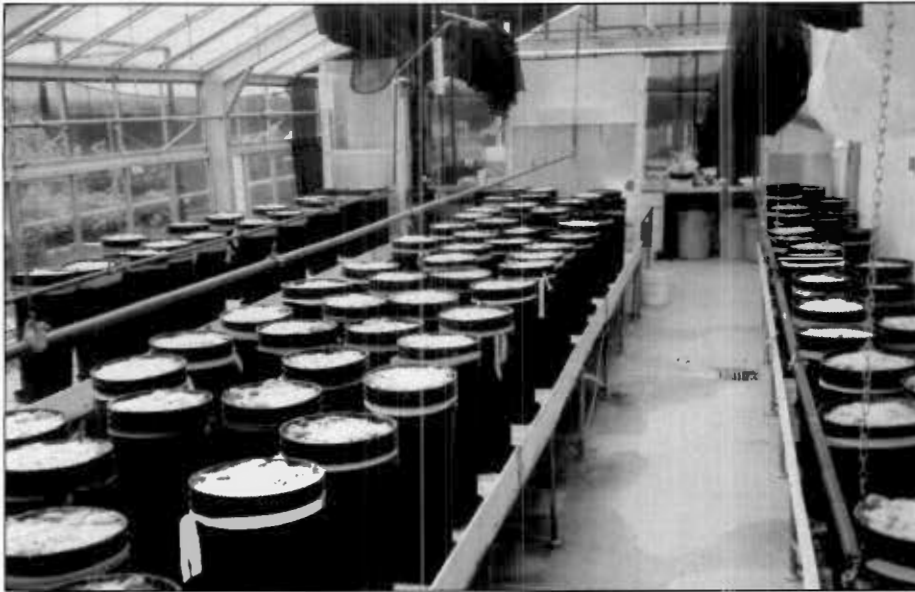


Figure 4.10 Installation au début des essais en serre (Serres du Cégep).

En décembre 2002, les pots ont été transférés dans les laboratoires de l'URSTM, situés à l'intérieur de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (figure 4.11). À cet endroit, trois lampes au sodium haute pression ont été installées afin de fournir un éclairage suffisant nécessaire pour poursuivre la croissance des plants. Comme la période de germination était terminée et que les plantes avaient déjà atteint une hauteur d'au moins 10 cm, un arrosage quotidien n'était plus nécessaire. La température de cet espace aménagé était de 21°C.

Afin de fournir aux plantes les nutriments nécessaires à leur croissance, de la fertilisation a également été ajoutée de façon régulière, c'est-à-dire environ aux sept à dix jours. Il s'agissait d'un engrais standard, de type 18-8-13 et contenant donc 18% d'azote total (N), 8% d'acide phosphorique disponible (P_2O_5) et 13% de potasse soluble (K_2O). Dans ces essais, la fertilisation était particulièrement importante, étant donné que le milieu de croissance des racines, le sable gravier, est un milieu pauvre en éléments nutritifs.

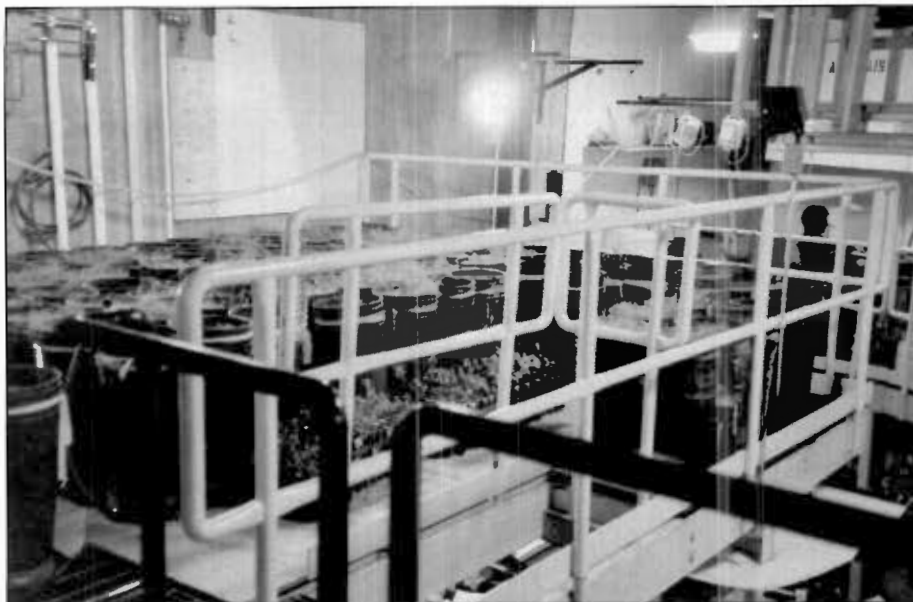


Figure 4.11 Installation après le transfert dans le laboratoire de l'URSTM.

4.2.5 Procédure expérimentale de démantèlement des pots

Les premières observations ont eu lieu en février 2003, après environ 140 jours de croissance (T_1). À ce moment, les plantes avaient atteint une hauteur d'environ 15 cm. Les manipulations effectuées lors des démantèlements des pots sont en accord avec les méthodes proposées par Böhm (1979).

La première étape consistait à noter la hauteur de tiges, à prendre une photo pour consultation ultérieure (figure 4.12), à arroser la plante, et ensuite à installer horizontalement le pot sur un grand tamis d'une maille d'environ 2 cm. Le contenu étant dégagé, il était possible de noter les épaisseurs réelles de chacune des couches, d'observer leur aspect et aussi de voir s'il y avait eu la percolation de fines particules de sable dans la couche de serpentine. Au même moment, des croquis représentant qualitativement la densité et l'étalement des racines, observés visuellement, étaient faits et une seconde photo était prise (figure 4.13).

Afin de quantifier les densités des racines et ainsi reconnaître les cas où la serpentine aurait repoussé suffisamment les racines de la plante pour les forcer à s'enrouler autour du pot avant la couche de serpentine au lieu de la traverser, des échantillons de racines/sable gravier ont été pris à différents intervalles de profondeur dans le pot et ont, par la suite, été séparés et pesés individuellement. Le rapport racines/sable gravier a été calculé en faisant la proportion du poids des racines de la plante sur la masse de sable gravier d'où il provient. Ce chiffre a par la suite été multiplié par 10 000, simplement afin de simplifier la comparaison entre les temps et les traitements.

Par la suite, un lavage à l'eau des racines permettait de dégager presque complètement celles-ci et ainsi de mieux observer leur répartition spatiale dans le pot (figure 4.14). Les racines mises à nu étaient à ce moment photographiées, mises à sécher et conservées dans des sacs de papier (figure 4.15).



Figure 4.12 Exemple d'un pot avant le démantèlement.



Figure 4.13 Exemple de mesures à l'intérieur du pot.



Figure 4.14 Exemple de lavage des racines.



Figure 4.15 Exemple de racines dénudées.

Finalement, les roches de taille > 2 cm présentes dans le sable gravier ont été séchées et pesées. Le pourcentage de roches > 2 cm est par la suite exprimé comme étant la proportion en poids de ces roches dans le sable gravier.

Les ouvertures de pots subséquentes se sont déroulées de la même façon et ont eu lieu en avril 2003 (T_2), en juin 2003 (T_3) et en octobre 2003 (T_4), c'est-à-dire après respectivement 7, 9 et 13 mois de croissance.

4.3 Analyses statistiques

Avec les données obtenues lors des relevés de végétation, une analyse factorielle confirmatoire a d'abord été effectuée afin d'identifier des variables latentes (Fallissard, 1998). Par la suite, avec les 6 premiers axes identifiés, une analyse discriminante a été faite pour classer les espèces par leur présence/absence en fonction de la pente. Cette méthode a permis l'identification des espèces ayant le plus contribué à chacun des 2 axes.

Des analyses de variance univariées (ANOVA) ont été effectuées sur les données obtenues lors des essais en laboratoire suivant la procédure GLM (SAS Institute, 1990). Ces analyses ont permis d'évaluer l'importance relative de chacune des sources de variation (épaisseur de gravier, présence de serpentine, etc.) sur les caractères mesurés (longueur des racines, rapport racines/sable gravier).

Le modèle linéaire utilisé est le suivant :

$$(4.1) \quad Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ij}$$

Où : Y_{ij} = caractère mesuré sur le $j^{\text{ième}}$ plant dans l'environnement i

μ = moyenne générale

α_i = effet de l'environnement i

ε_{ij} = erreur résiduelle

Dans les différents tableaux des résultats, on indique la variance inter-traitements par SCM, soit la somme des carrés moyens ou encore la variance et la variance intra-traitements par SCE, soit la somme des erreurs au carré. Le seuil de différence significative entre les différents traitements a été établie à $p = 0.05$.

5. RÉSULTATS

5.1 Caractérisation de la végétation sur la CEBC LTA

5.1.1 *Relevés de végétation*

Au total, trente-six espèces différentes ont été observées sur les pentes du parc à résidus LTA (tableau 5.1, annexe A). L'identification des individus permet de référer à la représentation graphique de l'analyse discriminante effectuée sur les données du relevé de végétation (figure 5.1).

Les 6 premières espèces présentées sont celles qui étaient contenues dans le mélange initial de semences utilisées pour la revégétation des pentes en 1997. Il est à noter que l'ivraie (*Lolium perenne* L.), qui faisait partie du mélange d'ensemencement de base, n'a pas été répertoriée lors du relevé de végétation. On a aussi compilé 26 espèces d'arbustes et herbacés et 4 espèces d'arbres.

Tableau 5.1 Fréquence d'apparition des espèces pour toutes les parcelles d'échantillonnage effectuées sur les pentes du site LTA (D'après Marie-Victorin, 1964.)

Code	ESPÈCE	NOM COMMUN	FRÉQUENCE %
ESPÈCES ENSEMENCÉES			
Ind1	<i>Festuca sp.</i>	Fétuque sp.	92,1
Ind4	<i>Lotus corniculatus</i> L.	Lotier	86,8
Ind3	<i>Poa pratensis</i> L.	Paturin des prés	78,9
Ind2	<i>Phleum pratense</i> L.	Mil	63,2
Ind5	<i>Trifolium hybridum</i> L.	Trèfle alsike	41,2
Ind6	<i>Trifolium pratense</i> L.	Trèfle rouge	26,3
ARBUSTES ET HERBACÉS			
Ind24	<i>Agrostis alba</i> L.	Agrostis blanche	26,3
Ind12	<i>Achillea millefolium</i> L.	Achillee (herbe à dinde)	21,9
Ind10	<i>Erigeron canadensis</i> L.	Vergerette du Canada	16,7
Ind17	<i>Taraxacum sp.</i>	Pissenlit sp.	10,5
Ind27	<i>Fragaria virginiana</i> Duchesne	Fraisier des champs	7,9
Ind23	<i>Hieracium sp.</i>	Épervière sp.	6,1
Ind8	<i>Vicia cracca</i> L.	Vesce jargeau	6,1
Ind13	<i>Sonchus arvensis</i> L.	Laiteron des champs	3,5
Ind15	<i>Antennaria sp.</i>	Immortelles sp.	2,6
Ind9	<i>Solidago sp.</i>	Verge d'or sp.	2,6
Ind28	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	Galéopside à tige carrée	1,8
Ind29	<i>Lepidium densiflorum</i> Schrade	Lépidie densiflore	1,8
Ind7	<i>Medicago sativa</i> L.	Luzerne cultivée	1,8
Ind19	<i>Polygonum aviculare</i> L.	Renouée des oiseaux	1,8
Ind20	<i>Cirsium arvense</i> L.	Chardon des champs	1,8
Ind11	<i>Epilobium augustifolium</i> L.	Épilobe à feuilles étroites	0,9
Ind18	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	Petite herbe à poux	0,9
Ind14	<i>Galium palustre</i> L.	Gaillet palustre	0,9
Ind25	<i>Juncus sp.</i>	Jonc sp.	0,9
Ind21	<i>Oenothera muricata</i> L.	Onagre muriquée	0,9
Ind16	<i>Plantago sp.</i>	Plantain sp.	0,9
Ind22	<i>Potentilla norvegica</i> L.	Potentille de Norvège	0,9
Ind30	<i>Polygonum tataricum</i> L.	Sarrasin de Tartanie	0,9
Ind26	<i>Rubus idaeus</i> L.	Framboisier	0,9
Ind32	<i>Carex sp.</i>	Carex sp.	0,9
Ind31	<i>n.d.</i>	Graminée inconnue	
ARBRES			
Ind33	<i>Betula papyrifera</i> Marsh.	Bouleau à papier	1,8
Ind35	<i>Populus tremuloides</i> Michx.	Peuplier faux-tremble	1,8
Ind34	<i>Salix sp.</i>	Saule sp.	0,9
Ind36	<i>Prunus pensylvanica</i> L.f.	Cerisier de Pennsylvanie	0,9

Les résultats de l'analyse discriminante effectuée sur les données du relevé de végétation (figure 5.1) montrent que le premier axe (F1) discrimine horizontalement les trois populations (haut, milieu et bas de pente) et explique 87,5% de la variance totale. Il représente probablement l'effet du drainage associé à l'écoulement de l'eau le long de la pente. Le deuxième axe (F2) explique, quant à lui, 12,5% de la variance totale et son effet sur l'emplacement des individus est moins marqué. Il décrit possiblement la position géographique des virées. On peut donc penser que la présence d'une espèce sur une parcelle est vraisemblablement liée à sa capacité de se développer en milieu plus ou moins drainé.

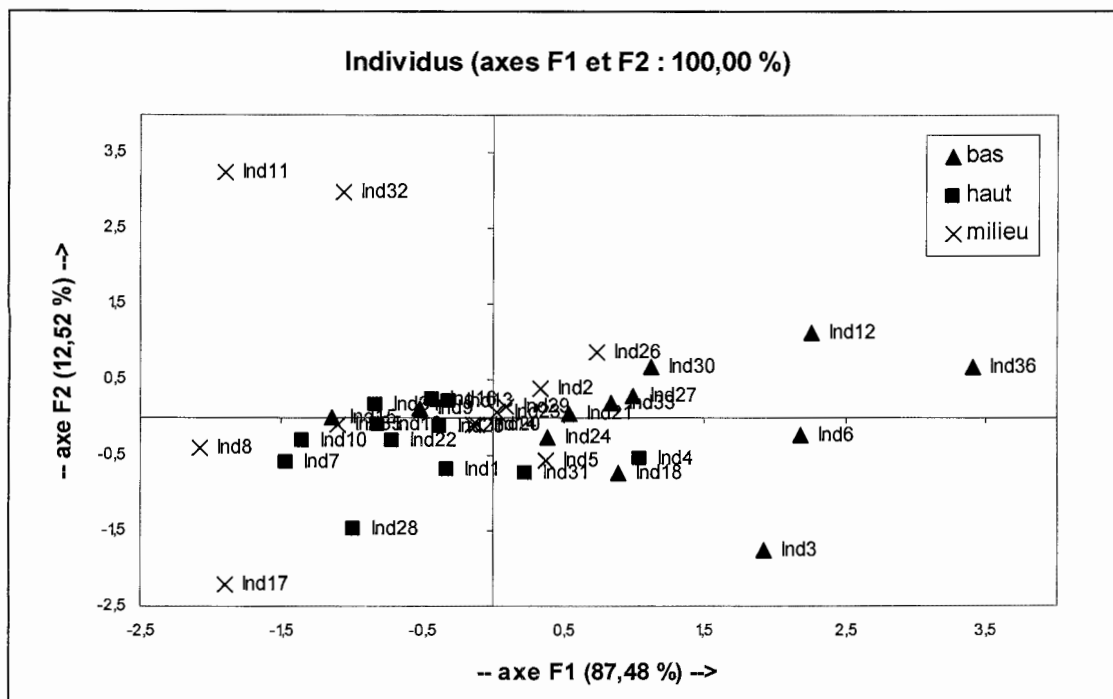


Figure 5.1 Représentation graphique de l'analyse discriminante effectuée sur les résultats du relevé de végétation de LTA.

La compilation des pourcentages d'apparition des espèces dans les parcelles des virées a permis de faire le regroupement de résultats (haut-milieu-bas de pente, position des virées) et d'observer une concordance avec les résultats des analyses précédentes. On voit que les espèces utilisées dans le mélange initial sont bien implantées sur toutes les digues, à l'exception des deux types de trèfle (rouge et alsike), qui sont peu ou pas présents sur la digue *est*. Dans les espèces présentes initialement, cette analyse montre que le fétuque est plus visible en haut de pente qu'en bas de pente (100% en haut, 92% au milieu et 86% en bas), contrairement au mil qui est plus abondant en bas de pente qu'en haut de pente (47% en haut, 67% au milieu et 74% en bas). La grande majorité du trèfle rouge (>83%) se retrouve sur les digues *nord* et *ouest*. Les deux spécimens de luzerne cultivée qui ont été répertoriés l'ont été sur la digue *ouest*. Le laiteron des champs n'a été vu que sur la digue *est*. Toutes les immortelles et plus de 58% des pissenlits qui ont été répertoriés l'ont été sur la digue *sud-est*. Les deux tiers des fraisiers sont sur la digue *sud-est*. De façon générale, le flanc *est* de la digue est celui où la revégétation a été la moins efficace.

5.1.2 *Excavation de racines*

Tout d'abord, on remarque que l'épaisseur de gravier de surface de la couverture n'est pas constante partout et qu'à certains endroits, elle est nettement inférieure aux 30 cm initialement prévus pour cette couche lors de la construction du recouvrement (tableau 5.2). Cette observation avait déjà été faite lors d'une étude précédente (Maqsoud *et al.*, 2003). Afin d'uniformiser les résultats, seuls les cas où les racines ont atteint ou encore dépassé les 30 cm usuels ont été pris en compte.

La majorité des espèces ensemencées et des arbustes et herbacés qui ont été excavées avait des petites racines, généralement superficielles. Par contre, les racines de la luzerne cultivée (*Medicago sativa* L.), en plus d'être très grosses, ont atteint une profondeur de 75 cm dans le sol, c'est-à-dire qu'elles ont pénétré 45 cm à

l'intérieur de la couche de rétention d'eau de la couverture. Rappelons que cette espèce a été répertoriée dans moins de 2% des placettes inventoriées.

Ce sont les racines des arbres qui se sont révélées être les plus grosses et les mieux développées des espèces étudiées. Les racines du saule (*Salix sp.*), par exemple, se sont établies à environ 38 cm dans le sol, ce qui indique qu'elles se retrouvent dans la couche de rétention d'eau. Les racines du bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.) ainsi que celles du peuplier faux-tremble (*Populus balsamifera* L.) ont atteint 30 cm de profondeur, ce qui représente la limite de la couche de surface usuelle. Rappelons que toutes les espèces d'arbres qui ont atteint ou dépassé les limites de la couche de rétention d'eau du recouvrement étaient présentes dans moins de 2% des placettes d'échantillonnage.

Tableau 5.2 Observations faites lors de l'excavation de racines sur le site LTA (n=1 pour chaque espèce)

ESPÈCES	HAUTEUR DU PLANT	PROFONDEUR OBSERVÉE	
		SABLE ET GRAVIER	RACINES
ENSEMENCÉES			
<i>Festuca sp.</i>	35 cm	30 cm	6 cm
<i>Lotus corniculatus</i> L.	35 cm	30 cm	22 cm
<i>Phleum pratense</i> L.	30 cm	30 cm	8 cm
<i>Trifolium hybridum</i> L.	5 cm	30 cm	15 cm
ARBUSTES ET HERBACÉS			
<i>Achillea Millefolium</i> L.	35 cm	30 cm	10 cm
<i>Sonchus arvensis</i> L.	150 cm	6 cm	10 cm
<i>Antennaria sp.</i>	50 cm	30 cm	28 cm
<i>Medicago sativa</i> L.	60 cm	30 cm	75 cm
ARBRES			
<i>Betula papyrifera</i> Marsh.	120 cm	10 cm	30 cm
<i>Populus tremuloides</i> Michx.	130 cm	30 cm	30 cm
<i>Salix sp.</i>	125 cm	20 cm	38 cm
<i>Prunus pensylvanica</i> L.f.	100 cm	30 cm	15 cm

En résumé, la végétation sur le site remis en état de LTA se développe bien, principalement pour les espèces ensemencées sur les pentes et pour les arbustes et herbacés. L'implantation d'arbres, bien que faible pour l'instant, est tout de même bien enclenchée dans le secteur. L'analyse des observations faites sur le site LTA est présentée à la section 6 du mémoire.

5.2 Essais en laboratoire d'une barrière physique aux intrusions de racines

Les valeurs présentées au tableau 5.3 sont les moyennes calculées pour tous les essais d'un même traitement et d'une même période de temps. Les valeurs (\pm écart-type) qui seront discutées dans les prochains paragraphes proviennent de calculs effectués sur ces moyennes ainsi que sur les données brutes obtenues lors des essais en laboratoire (annexe B). Il est donc possible que les valeurs présentées dans le texte ne soient pas directement indiquées dans les tableaux.

Mentionnons dès le départ qu'il n'y a pas eu de croissance préférentielle des racines au centre ou encore sur les bords du pot. Les racines étaient distribuées spatialement de façon égale sur toute la surface du pot.

Tout d'abord, les résultats obtenus (tableau 5.3) montrent que les épaisseurs réelles de sable gravier dans le traitement 20 cm (20SS-20AS) ont varié entre 14 cm et 28 cm avec une moyenne de 19,6 cm (\pm 3,3). Dans le cas du traitement 40 cm (40SS-40AS), les valeurs réellement obtenues ont varié entre 19 cm et 42 cm, avec une moyenne de 36,0 cm (\pm 3,6). Dans le cas des traitements avec serpentine (20AS-40AS), les épaisseurs réelles de serpentine ont varié entre 8 cm et 18 cm, avec une moyenne se situant à 13,3 cm (\pm 2,2). Il n'y a pas eu de migration de sable gravier vers la couche de serpentine dans les traitements avec serpentine (20AS-40AS).

Tableau 5.3 Valeurs moyennes (cm) des observations faites (\pm écart-types) dans les différents traitements

	Traitement 1 20SS	Traitement 2 20AS	Traitement 3 40SS	Traitement 4 40AS
T1 - 5 mois de croissance	n = 7	n = 7	n = 7	n = 6
ÉPAISSEURS RÉELLES				
Sable gravier	17,6 \pm 3,0	20,6 \pm 4,5	35,3 \pm 7,5	35,2 \pm 4,4
Serpentine	0	13,6 \pm 1,9	0	12,0 \pm 2,5
Résidus	30,3 \pm 1,7	19,0 \pm 1,4	17,4 \pm 6,9	6,5 \pm 4,2
Profondeur racines	19,9 \pm 8,3	19,4 \pm 5,7	25,6 \pm 7,1	30,0 \pm 5,2
% roches > 2 cm	41,1 \pm 10,6	38,3 \pm 8,2	30,5 \pm 3,5	37,1 \pm 7,5
RAPPORTS racines/sable				
< 18,5 cm	1,07 \pm 0,79	1,13 \pm 0,86	0,98 \pm 0,45	1,69 \pm 0,65
18,5 cm	0,48 \pm 0,47	0,46 \pm 0,72	0,21 \pm 0,27	0,75 \pm 0,67
T2 - 7 mois de croissance	n = 7	n = 6	n = 6	n = 7
ÉPAISSEURS RÉELLES				
Sable gravier (cm)	19,1 \pm 3,7	22,0 \pm 3,0	36,8 \pm 2,3	37,1 \pm 2,1
Serpentine (cm)	0	14,3 \pm 2,3	0	13,0 \pm 1,5
Résidus (cm)	28,9 \pm 3,6	15,5 \pm 3,0	14,2 \pm 1,7	4,0 \pm 1,5
Profondeur racines	36,3 \pm 7,8	34,3 \pm 9,7	45,2 \pm 10,2	42,4 \pm 4,9
% roches > 2 cm	33,8 \pm 5,1	36,1 \pm 6,5	33,2 \pm 2,9	29,8 \pm 3,1
RAPPORTS racines/sable				
< 18,5 cm	0,83 \pm 0,82	1,58 \pm 0,91	2,04 \pm 1,17	1,76 \pm 1,09
18,5 cm	0,32 \pm 0,54	0,35 \pm 0,18	0,86 \pm 0,53	1,29 \pm 0,40
T3 - 9 mois de croissance	n = 6	n = 6	n = 7	n = 4
ÉPAISSEURS RÉELLES				
Sable gravier (cm)	18,5 \pm 2,3	21,3 \pm 2,0	37,1 \pm 1,1	34,5 \pm 1,9
Serpentine	0	13,2 \pm 1,2	0	14,3 \pm 1,3
Résidus	30,3 \pm 1,0	17,3 \pm 1,2	14,6 \pm 1,1	4,8 \pm 0,5
Profondeur racines	30,7 \pm 7,8	30,2 \pm 8,5	43,5 \pm 6,3	46,3 \pm 5,6
% roches > 2 cm	35,1 \pm 4,6	30,3 \pm 7,0	34,3 \pm 5,65	34,9 \pm 6,4
RAPPORTS racine/sable				
< 18,5 cm	1,78 \pm 1,38	3,29 \pm 1,68	1,65 \pm 0,74	2,81 \pm 2,79
18,5 cm	1,05 \pm 0,43	1,73 \pm 0,76	0,54 \pm 0,45	1,18 \pm 0,83
T4 - 13 mois de croissance	n = 6	n = 6	n = 7	n = 7
ÉPAISSEURS RÉELLES				
Sable gravier (cm)	17,8 \pm 2,6	20,0 \pm 3,2	36,3 \pm 2,7	35,1 \pm 3,1
Serpentine (cm)	0	12,2 \pm 2,3	0	14,4 \pm 2,6
Résidus (cm)	31,3 \pm 3,2	19,8 \pm 1,7	16,0 \pm 3,4	5,0 \pm 0,6
Profondeur racines	36,6 \pm 7,5	42,8 \pm 10,9	45,2 \pm 8,4	41,9 \pm 10,9
% roches > 2 cm	34,7 \pm 5,0	33,4 \pm 9,3	36,8 \pm 2,9	29,5 \pm 2,3
RAPPORTS racines/sable				
< 18,5 cm	3,07 \pm 4,24	5,33 \pm 4,84	4,25 \pm 4,75	2,67 \pm 1,62
18,5 cm	2,61 \pm 2,50	3,99 \pm 3,48	2,97 \pm 4,66	2,16 \pm 1,66

On voit aussi que la croissance en longueur des racines s'est effectuée principalement durant les sept premiers mois de l'essai, soit à T_1 et T_2 . En effet, les longueurs moyennes et maximum des racines des échantillons à T_3 sont semblables à celles obtenues à T_2 . Alors que la longueur moyenne des racines à T_1 est de 23,5 cm ($\pm 7,7$), elle se situe dans les échantillonnages suivants respectivement à 39,7 cm ($\pm 8,9$), 36,9 cm ($\pm 9,9$) et 41,7 cm ($\pm 9,6$). Le maximum atteint par les racines suit également la même tendance, s'établissant à 37 cm à T_1 pour ensuite atteindre 52 cm, 53 cm et finalement 56 cm à la fin des essais.

Notons de plus qu'à partir de T_2 , toutes les moyennes des profondeurs atteintes par les racines sont supérieures aux moyennes des épaisseurs de sable gravier et ce, pour tous les traitements. Ce dépassement est d'une valeur minimale de 5,3 cm (40AS à T_2) et atteint la valeur de 22,8 cm (20AS à T_4).

La comparaison entre les moyennes des profondeurs atteintes par les racines des échantillons des traitements 40 cm de sable gravier (39,4 cm \pm 10,3) avec ceux des échantillons des traitements 20 cm de sable gravier (30,7 cm \pm 11,1) montre bien qu'une plus grande épaisseur de sable gravier favorise la croissance en profondeur des racines. Par contre, les minimums et les maximums de profondeurs atteintes par les racines sont les mêmes pour les échantillons avec 20 cm de sable gravier (de 11 cm à 53 cm) que pour ceux avec 40 cm (de 14 cm à 56 cm).

L'analyse statistique de ces résultats permet de voir que pour les trois premières périodes de temps, l'épaisseur de sable gravier influence directement et significativement la croissance en profondeur des racines (tableau 5.4). En effet, en comparant les traitements 20 cm et 40 cm au niveau de la longueur des racines, on voit qu'il existe une différence significative ($p \leq 0.05$) entre ces traitements pour T_1 , T_2 et T_3 . Cette différence n'est pas contre plus significative à T_4 ($p > 0.05$).

Tableau 5.4 Analyses de variance effectuées sur les profondeurs des racines

VARIABLES		COMPARAISONS ENTRE LES TRAITEMENTS	SCM	<i>p</i>	SCE
T1	Serpentine	20SS vs 20AS	0,6429	0,9062	6,7318
		40SS vs 40AS	63,3626	0,2491	
	Épaisseur de gravier	20 vs 40	445,5771	0,0046	
T2	Serpentine	20SS vs 20AS	12,0000	0,6797	8,2728
		40SS vs 40AS	24,2216	0,5583	
	Épaisseur de gravier	20 vs 40	445,7857	0,0186	
T3	Serpentine	20SS vs 20AS	0,7500	0,9067	7,2893
		40SS vs 40AS	18,1500	0,5662	
	Épaisseur de gravier	20 vs 40	1114,8981	0,0002	
T4	Serpentine	20SS vs 20AS	105,9667	0,3063	9,7918
		40SS vs 40AS	32,5929	0,5667	
	Épaisseur de gravier	20 vs 40	81,9176	0,3669	

L'analyse statistique des longueurs atteintes par les racines dans les pots avec serpentine et celles atteintes dans les pots sans serpentine (tableau 5.4) ne démontre aucune différence significative ($p > 0.05$) entre ces deux traitements et ce, pour toutes les périodes de temps de l'essai ainsi que pour les deux épaisseurs de sable gravier.

Par contre, il est possible d'observer une tendance vers un ralentissement dans la profondeur atteinte par les racines dans les pots avec serpentine en comparaison avec ceux sans serpentine (tableau 5.5). Globalement, on observe une diminution d'environ 10 % de la quantité de pots dont les racines ont traversé plus de 10 cm la couche de sable gravier dans les traitements avec serpentine. On remarque que la moyenne de longueur des racines dans les traitements sans serpentine est de 34,6 cm ($\pm 11,7$) tandis qu'elle n'est que 27 cm ($\pm 5,1$) en moyenne pour les traitements avec serpentine. De plus, la profondeur maximale des racines est de 32 cm lorsqu'il y a présence de serpentine alors qu'elle grimpe à 53 cm dans la série des traitements sans serpentine, ce qui indique un certain effet de la serpentine sur le développement des racines.

Tableau 5.5 Distribution du pourcentage de pots dont les racines ont traversé la couche de sable gravier

	Traitement 1 20SS	Traitement 2 20AS	Traitement 3 40SS	Traitement 4 40AS
Pas traversé	17 %	32 %	46 %	37 %
Traversé de 0 à 10 cm	29 %	24 %	21 %	38 %
Traversé plus de 10 cm	54 %	44 %	33 %	25 %

On constate que pour T₁, T₂ et T₃, le rapport racines/sable est significativement plus élevé ($p \leq 0.05$) dans la première couche de sable gravier (dans les 18,5 premiers centimètres de matériel) que dans la couche de sable gravier située plus en profondeur (tableau 5.6). De plus, comme ce rapport décroît avec la profondeur atteinte, ça signifie que la progression vers le bas des racines n'est pas affectée par la serpentine parce que les racines ne s'enroulent pas autour du pot lorsqu'elles se butent à celle-ci. L'analyse statistique des rapports racines/sable gravier ne montre de plus aucune différence significative ($p > 0.05$) en fonction du traitement appliqué (20/40cm sable gravier, avec/sans serpentine) pour les deux classes (tableau 5.7).

Les pourcentages de roches de taille > 2 cm dans tous les traitements varient entre 21,2% et 56,5% (moyenne à 34,1% ± 6,4%). Aucune relation démontrant un effet significatif de ces roches sur la croissance des racines n'a été établie (annexe C).

Tableau 5.6 Analyses de variance entre la classe 1 et la classe 2 des rapports racines/sable gravier

	Classe 1	Classe 2	SCM	<i>p</i>	SCE
T1	1,19 ± 0,71	0,48 ± 0,54	4,1231	0,0028	0,6246
T2	1,53 ± 1,05	0,69, ± 0,58	8,7630	0,0010	0,8462
T3	2,31 ± 1,68	1,10 ± 0,73	17,0706	0,0026	1,2921
T4	3,76 ± 3,87	2,88 ± 3,12	10,5568	0,3599	3,5171

Tableau 5.7 Analyses de variance des rapports racines/sable gravier

VARIABLES	COMPARAISONS ENTRE LES TRAITEMENTS	Classe 1 (18,5 premiers cm)			Classe 2 (plus de 18,5 cm)		
		SCM	P	SCE	SCM	p	SCE
T1 Serpentine	20SS vs 20AS	0,0074	0,9100	0,7425	0,0008	0,9615	0,5722
	40SS vs 40AS	0,7483	0,2686		0,4400	0,2672	
	Épaisseur de gravier 20 vs 40	0,1940	0,5650		0,0000	0,9915	
T2 Serpentine	20SS vs 20AS	1,7995	0,1933	0,9982	0,0027	0,9079	0,4423
	40SS vs 40AS	0,2328	0,6339		0,5565	0,1065	
	Épaisseur de gravier 20 vs 40	3,0176	0,0964		3,4500	0,0004	
T3 Serpentine	20SS vs 20AS	6,8591	0,1237	1,6257	1,3853	0,0688	0,6101
	40SS vs 40AS	3,4498	0,2675		1,0427	0,1105	
	Épaisseur de gravier 20 vs 40	0,5113	0,6650		1,5581	0,0548	
T4 Serpentine	20SS vs 20AS	15,2303	0,3348	3,9618	5,6890	0,4692	3,2407
	40SS vs 40AS	9,2900	0,4495		2,4306	0,6350	
	Épaisseur de gravier 20 vs 40	3,6381	0,6348		3,5951	0,5642	

Une plus grande épaisseur de sable gravier n'empêchera donc pas les racines des plantes de s'infiltrer profondément dans le sol. La serpentine, même si elle freine la croissance, ne constitue pas non plus une barrière efficace à l'intrusion des racines, du moins pas dans les conditions des essais de cette étude.

6. DISCUSSION

6.1 Impacts de la végétation sur la CEBC

Comme il n'existe présentement au Québec qu'un seul site remis en état avec une CEBC qui est construit depuis suffisamment longtemps pour faire un relevé de la végétation, l'analyse effectuée a été de nature plus descriptive que quantitative. La caractérisation de la végétation sur le site remis en état LTA ainsi que l'observation des racines de ces plantes ont quand même permis d'anticiper l'impact probable de cette végétation sur l'intégrité du recouvrement.

En analysant la répartition spatiale des espèces végétales répertoriées sur les pentes du site LTA, on ne note aucune zone préférentielle de croissance des différentes espèces. Par exemple, les espèces forestières sont assez bien réparties sur le site et non simplement localisées aux bordures du parc (c'est-à-dire tout près de la forêt environnante) comme on aurait pu le supposer au départ.

On peut expliquer les légères différences observées dans l'abondance des différentes espèces ensemencées et des arbustes et herbacés en haut et en bas de pente par le fait qu'un système incliné (tel une pente de parc à résidus) influence directement l'écoulement de l'eau. Ce phénomène induit généralement un haut de pente mieux drainé (et donc plus sec) qu'un bas de pente. C'est également ce phénomène qui peut expliquer l'absence de l'ivraie (*Lolium perenne* L.), étant donné le rendement peu élevé de cette espèce en terrain sec (Marie-Victorin, 1964).

À l'exception de la luzerne cultivée (*Medicago sativa* L.) qui possède des racines profondes, les espèces les plus menaçantes pour l'intégrité du recouvrement sont définitivement les arbres. Les profondeurs atteintes par les racines des arbres sont assez importantes, pratiquement tous les arbres répertoriés ayant atteint et même dépassé la couche de sable gravier de surface de la couverture. Considérant que la construction du recouvrement est terminée depuis à peine 7 ans et que le secteur est entourée par la forêt, il est réaliste de penser que dans quelques années, le problème créé par la présence d'arbres sur le site sera réel et préoccupant (Burt et Cox, 1993; Link *et al.*, 1994; Hodge et Harmer, 1996).

Les arbustes et les herbacés, qui sont abondantes dans les endroits étudiés, représentent une préoccupation à plus long terme et ce, malgré le fait que leurs racines n'étaient pas très profondes au moment de l'étude. En effet, lorsque ces plantes mourront, leurs racines se décomposeront, pouvant créer des fissures dans la couche de rétention d'eau du recouvrement, de la même façon que le gel-dégel ou encore les cycles de mouillage-séchage (Passioura, 1991; Smith *et al.*, 1997).

Il est de plus intéressant de noter que sur le dessus du parc, là où il y avait eu épandage d'herbicide non sélectif peu après la construction du recouvrement, qu'on a observé visuellement la plus grande proportion d'arbres. On peut donc penser que la mise en place d'un plan de revégétation agricole tel celui qui a été appliqué sur les pentes, est plus efficace à court terme pour minimiser l'envahissement par les arbres que l'utilisation d'herbicide (Coll *et al.*, 2004).

6.2 Effet de la serpentine sur la croissance des racines

Les essais de laboratoire visaient à évaluer la pertinence d'ajouter une couche de serpentine dans la CEBC pour agir comme une barrière physique et chimique aux intrusions de racines des plantes. Il aurait été profitable d'effectuer ce genre d'essais directement sur le terrain, mais des contraintes fonctionnelles et environnementales ont rendu impossible ce type d'expérimentation.

Mentionnons d'abord que les résultats obtenus suite à ces essais de laboratoire doivent être nuancés et interprétés avec prudence, en gardant toujours en perspective les caractéristiques particulières de ce type d'essais. De plus, Il est fort probable que le fait d'avoir utilisé des pots de petit diamètre, à l'opposé d'une croissance de la plante en milieu naturel, sur un terrain vaste, a favorisé l'infiltration verticale des racines de la plante dans le sol au lieu de créer un étalement horizontal de ses rhizomes, comme c'est souvent le cas sur le terrain. D'ailleurs, l'excavation des racines sur le site LTA n'a pas montré d'autres plantes (à l'exception du cas particulier de la luzerne cultivée (*Medicago sativa* L.)) qui avaient atteint des profondeurs comme celles obtenues lors des essais en laboratoire et ce, même après 7 ans de croissance en milieu naturel.

D'une part, l'analyse des résultats montrent qu'il n'existe aucune différence significative ($p = 0.05$) entre les traitements avec et sans serpentine. Ce résultat peut s'expliquer par le fait que les vides créés par la serpentine grossière n'aient pas été aussi parfaits que désiré au départ. Effectivement, une variabilité dans la granulométrie de la serpentine a été observé au travers des pots, certains de ceux-ci contenant une quantité appréciable de particules fines et de faible diamètre qui étaient absentes dans d'autres pots et ce, indépendamment du traitement appliqué. Cette différence dans la granulométrie peut expliquer en partie la facilité des racines à se rendre jusqu'à la couche inférieure de matériau.

Il est également possible que, contrairement à ce qu'on ait pu croire initialement, les vides entre les roches de granulométrie grossière, au lieu de bloquer la croissance des racines, incitent plutôt certains types de racines à traverser rapidement cette zone afin d'atteindre la zone inférieure, plus compacte, saturée en eau et donc plus accueillante pour les racines.

L'effet repoussant de la composition chimique de la serpentine sur la croissance des racines n'a pas non plus été validé. Au départ, l'ajout de mesures du rapport de racines dans le sable gravier à différentes profondeurs visait à repérer un enroulement des racines juste avant la couche de serpentine, ce qui aurait constitué un indice de la chimie repoussante de la serpentine. Les résultats de ces mesures n'ont pas permis de conclure à cet effet de la serpentine tout comme l'étude de Miller et Cumming (2000) n'a pas permis non plus de statuer sur l'effet nocif de la serpentine (en raison du ratio élevé Mg:Ca et de la concentration élevée en Ni disponible) sur le pin de Virginie (*Pinus Virginiana* Mill.). Il est possible que l'effet toxique de la serpentine ne se développe qu'après un contact plus ou moins prolongé avec les racines. Mentionnons de plus que la grande variabilité qui existe dans les mesures de rapport racines/sable gravier s'explique en partie par le fait que le Calamagrostide a été semé à la volée et aussi parce que ce sont de très faibles quantités de racines qui ont été récoltées; la variabilité inhérente à cette mesure était donc très grande. Conséquemment, la comparaison des quantités de racines entre les différents traitements ne permet pas d'affirmer qu'un traitement est plus favorable à la croissance des racines qu'un autre.

D'autre part, on voit bien que la serpentine a ralenti sensiblement la vitesse de croissance des racines vers le fond du pot. Il est possible que la progression des racines dans la serpentine soit plus difficile et conséquemment plus lente, mais qu'elle ne soit pas, en définitive, freinée par ce type de matériau. L'effet toxique de la serpentine ne pourrait se faire sentir qu'après une période d'exposition plus longue que la durée des essais.

Le sable gravier semble constituer un milieu de croissance idéal pour les racines du calamagrostide du Canada. Le sable gravier utilisé ici est un matériau composé de particules de granulométrie variable et il était assez peu compacté dans les pots, ce qui offrait peu de contraintes au passage des racines. Ces facteurs, combinés avec un arrosage et une fertilisation régulière, ont eu un impact favorable sur la croissance en profondeur des racines de la plante. Notons également qu'avoir plus ou moins de roches de taille > 2 cm dans le sable gravier n'influence en rien la profondeur atteinte par les racines dans ce matériau.

Du tassement a été observé visuellement dans les pots durant les essais en laboratoire, principalement dans les couches de sable gravier et, dans une moindre mesure, dans la couche de serpentine. Les principaux facteurs qui ont contribué à la compaction du matériel sont la grande manipulation des pots lors de leur déménagement du Cégep vers l'université, tout comme l'effet de l'eau lors des séances d'arrosage des plantes.

En terminant, il est important de nuancer les résultats obtenus durant ces essais en n'oubliant pas que le temps est un facteur critique dans ce type d'essai (Hakonson, 1986) et que ce projet a été réalisé dans une période de temps limitée, avec des conditions particulières et aussi des objectifs exploratoires dans le domaine. Une autre série d'essais pourrait être réalisée, avec par exemple des pots plus larges et moins hauts, où une quantité moins importante de matériel permettrait d'exercer un meilleur contrôle sur la granulométrie de la serpentine. Ces essais pourraient de plus être réalisés simultanément en laboratoire et sur des parcelles expérimentales sur le terrain. Par ailleurs, il serait intéressant de voir si l'utilisation d'un simple matériel grossier, qui ne serait pas de la serpentine, serait apte à restreindre la croissance racinaire. Même si les résultats obtenus dans cette étude ne sont pas très prometteurs, l'utilisation d'une barrière physique anti-racines composée de matériau naturel ne doit pas être rejetée immédiatement et mérite d'être explorée à nouveau, dans des conditions différentes.

6.3 Pertinence d'une barrière écologique

Les résultats obtenus avec les essais en laboratoire ont montré qu'avec la configuration étudiée, la serpentine n'avait pas d'effet répressif significatif sur la croissance en profondeur des racines. Une autre option est cependant disponible pour limiter les intrusions biologiques des plantes, soit l'utilisation de barrières naturelles. Afin d'explorer et d'approfondir l'idée d'utiliser ce type de barrière, qui intègre des éléments d'écologie pour limiter les impacts négatifs de la végétation sur la CEBC au lieu de simplement modifier l'ingénierie du recouvrement, l'utilisation du kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia* L.) a été étudiée de façon préliminaire sur le terrain. Le choix du kalmia est principalement basé sur le fait que cette espèce possède un système racinaire superficiel (Flinn et Wein, 1977), des propriétés allélopatiques connues et qu'elle peut vivre dans des conditions climatiques comme celles de l'Abitibi-Témiscamingue.

Comme il n'existe présentement aucun site avec CEBC qui soit recouvert de kalmia et qu'il était impossible de procéder à une cellule expérimentale en deux ans (durée de la maîtrise), cette étude préliminaire a porté sur des sites naturels où les propriétés du sol sont similaires à celles de la couche superficielle des CEBC actuellement construites. L'aire d'étude, la méthodologie ainsi que les observations faites lors de cette caractérisation sont présentées à l'annexe D.

La croissance en surface des racines du kalmia observée par Flinn et Wein (1977) s'est confirmée sur le terrain. Le fait d'observer très peu de racines sous les 30 premiers cm du sol (un sable fin silteux de type GW selon USCS (McCarthy, 1998)) de tous les plants étudiés et ce, peu importe leur hauteur, suggère un établissement des racines dans la couche superficielle du sol (annexe D). Cette caractéristique rend cette espèce tout à fait conforme aux éléments souhaités pour un couvert végétal d'une CEBC.

L'étude a de plus permis de constater que le kalmia est doté d'une masse compacte de racines, qui occupent presque entièrement le volume du sol. Cette observation soulève la possibilité que l'effet allélopatique de cette espèce soit relié, entre autres, à une exclusion physique c'est-à-dire que la présence de ces racines envahissantes empêcherait l'occupation du sol par d'autres espèces. La forte biomasse souterraine du kalmia a d'ailleurs déjà été montrée par Thiffaut *et al.* (2004).

Il a également été observé que, même si les plants de kalmia observés étaient situés à proximité de peuplements mixtes d'arbres et d'espèces végétales diverses, il est évident que la présence de cette espèce dans un secteur ne favorise pas la diversification du peuplement. Les zones de croissance du kalmia qui ont été étudiées étaient assez exclusives.

Le choix d'une barrière naturelle, qui permettrait de remettre la végétation sur un site et qui protégerait également le recouvrement des intrusions biologiques provenant d'espèces ayant des racines profondes, est tout à fait indiquée afin d'intégrer le système dans son environnement (Vaugh *et al.*, 1997; McLendon, 1997; Link *et al.*, 1994;). Les observations sur le terrain, faites dans des conditions de surface similaires à celles d'une CEBC, semblent indiquer que le kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia* L.) pourrait faire ce travail sur des CEBC installées dans des climats semblables à celui de l'Abitibi-Témiscamingue.

7. CONCLUSION ET RECOMMANDATION

7.1 Conclusion du projet

La restauration d'un parc à résidus après la fin de l'activité minière exige des solutions efficaces, réalistes et qui permettent l'intégration écologique du site avec son environnement.

L'étude réalisée sur le site restauré LTA a permis de répondre, du moins partiellement, au questionnement sur les impacts potentiels des plantes sur les recouvrements de type CEBC. La végétation (et plus particulièrement la végétation forestière) qui s'installe rapidement après la fin des travaux de construction, constitue une préoccupation à court et à moyen terme à laquelle il faut réagir si on désire préserver l'intégrité de la couverture. Les racines de ces arbres et de ces plantes ont déjà atteint ou atteindront d'ici peu la couche de rétention d'eau et leurs effets sur la capacité de la CEBC à limiter le drainage minier acide se feront rapidement sentir si une solution (physique et/ou écologique) pour limiter ces intrusions des racines n'est pas mise en place.

À court terme, une mise en végétation du site remis en état à l'aide de semences agricoles standard permettrait de limiter l'apparition des espèces d'arbres ayant des racines profondes dans le secteur.

La partie du projet qui s'est déroulée en laboratoire a permis de montrer que si l'intégration de matériaux naturels destinés à freiner l'intrusion des racines à l'intérieur de la couverture constitue toujours une avenue intéressante, cette option comporte tout de même encore plusieurs interrogations. Les conditions de la présente étude n'ont pas permis de définir des paramètres efficaces d'utilisation de la serpentine pour contrer les infiltrations des racines à long terme. Il est possible que la réalisation de ce genre d'essais dans des pots d'assez petit diamètre (30 cm) a amplifié la densification des racines de la plante et a conséquemment amené ces dernières à se développer de façon exagérée, surtout en comparaison avec des conditions réelles de croissance sur le terrain.

Il serait aussi intéressant d'envisager de solutionner le problème d'infiltration des racines en misant plutôt sur la mise en place d'une couche de surface de meilleure qualité pour les racines (cet aspect n'a pas été abordé dans le cadre de cette étude). Si les racines profitent de conditions idéales de croissance (eau, nutriments) dans la couche de surface, elles auront plus tendance à y rester au lieu de se diriger en profondeur. Cette modification pourrait se faire de façon individuelle ou encore en combinaison avec un élément de barrière physique.

L'utilisation de moyens écologiques, en combinaison ou non avec des moyens physiques comme l'utilisation de matériaux inhospitaliers pour les racines des plantes, apparaît être une solution prometteuse pour faire le contrôle de la végétation sur une CEBC. De façon préliminaire, il est possible de croire que l'implantation du kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia*) sur le recouvrement après sa construction est susceptible de freiner la succession végétale et ainsi limiter l'apparition d'espèces à racines profondes sur le site. Le système racinaire superficiel de cet arbuste semble de plus être adapté à la conception de la CEBC.

Cette façon de faire causera assurément une perte de diversité biologique mais même si cette solution n'est pas parfaite, elle permettra sûrement de répondre aux demandes socio-environnementales des communautés, c'est-à-dire qu'elle rendra le site dans un état satisfaisant et ce, même si cet état est différent de ce qu'il était avant l'activité minière.

7.2 Perspectives

Il est souhaitable que d'autres essais soient réalisés afin de bien discriminer l'effet d'une barrière physique sur les racines. Comme il en a déjà été question plus tôt dans ce document, du matériel grossier (qui serait ou non de la serpentine) pourrait être testé, que ce soit en laboratoire en utilisant des contenants plus larges que ceux utilisés ici ou encore directement sur le terrain. La granulométrie de ce matériel grossier sera un facteur clé qui devra être parfaitement contrôlé lors de la manipulation. Ces essais permettraient par la suite de clarifier l'hypothèse qui a été émise ici, soit qu'un matériel de granulométrie grossière est réellement efficace pour bloquer la progression en profondeur des racines. De plus, si de la serpentine est utilisée à nouveau, il serait intéressant de faire l'analyse de la chimie de l'eau de lixiviation de la serpentine afin de mieux comprendre l'effet chimique potentiellement toxique de la serpentine.

De plus, il serait tout à fait approprié de valider par des cellules expérimentales sur le terrain les observations faites sur le kalmia à feuilles étroites. Trois types de barrière (barrière physique seulement, barrière naturelle seulement et une combinaison des deux) pourraient être mis à l'essai sur une CEBC existante, en parallèle avec une parcelle témoin vierge. La barrière physique serait constituée de matériau naturel aux caractéristiques non propices à la croissance de racines. La barrière naturelle serait formée de plants de kalmia transplantés, idéalement en combinaison avec une couche de matière organique ligneuse d'environ 15 cm. Le troisième type de barrière serait constitué de la combinaison de ces deux approches.

Un suivi de l'étalement des racines des plantes sur ces parcelles expérimentales durant une période de quelques années permettrait par la suite de voir l'impact des racines sur le recouvrement. Dans la mesure du possible, ces essais seraient effectués sur un site parfaitement documenté au niveau de la performance du recouvrement dans les années précédant la mise en place de la végétation et ce, afin de faciliter la comparaison entre les performances de la CEBC avant et après l'implantation du kalmia.

8. RÉFÉRENCES

- Aachib, M., M. Aubertin et R.P. Chapuis. 1993. Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide - un état de la question. Rapport EPM/RT-93/32, École Polytechnique de Montréal. 180pp.
- Ahlgren, C.E. 1960. Some effects of fire on reproduction and growth of vegetation in north-eastern Minnesota. *Ecology*. 41: 431-445.
- Akindunni, F.F., R.W. Gillham et R.V. Nicholson. 1991. Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*. 28: 446-451.
- Albrecht, B.A. et C.H. Benson. 2001. Effects of desiccation on compacted natural clays. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental engineering*. 127(1): 67-75.
- Amyot G. et S. Vézina. 1997. Flooding as a reclamation solution to an acidic tailings pond - the Solbec case. In: *Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, Secretariat CANMET, Ottawa, Canada. Vol. 2: 451-464.
- Aubertin, M., R.P. Chapuis, M. Aachib, B. Bussière, J.-F. Ricard et L. Tremblay. 1995. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport MEND/NEDEM 2.22.2a.
- Aubertin, M., M. Aachib, B. Bussière et R.P. Chapuis. 1996a. Recouvrements multicouches avec effets de barrière capillaire pour contrôler le drainage minier acide: Études en laboratoire et in situ. Exemples majeurs et récents en géotechnique de l'environnement: *Symposium International*. Février 1996. Paris.
- Aubertin, M., B. Bussière, M. Aachib et R.P. Chapuis. 1996b. Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie*. 1: 3-13.
- Aubertin, M., B. Bussière, M. Monzon, A.M. Joanes, D. Gagnon, J.M. Barbera, M. Aachib, C. Bédard, R.P. Chapuis et L. Bernier. 1999. Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers: Phase II Essais en place. Rapport Final Projet CDT P1899, École Polytechnique, NEDEM/MEND 2.22.2c, 330 pages plus Appendices.

- Aubertin, M., B. Bussière et L. Bernier. 2002. Environnement et gestion des résidus miniers. Cédérom. Les Éditions de l'École Polytechnique de Montréal.
- Aubertin, M., J. Dionne et L. Marcoux. (1997). Design guidelines and stability criteria of engineering works for water covers. In Proc. of 4th International conference on acid rock drainage. Vancouver, B.C. Canada, May 31st-June 6th, 1997 : 1849-1866.
- Beetlow, P.A. et J.N. Hartley. (1984). Long-term Protection of Uranium Mill Tailings. DOE/UMT-0218, PNL-4984, UC-70. Pacific Northwest Laboratories. Richland, WA.
- Bellefleur, P. 1999. FOR-11292. Écologie forestière 1. Université Laval.
- Benson, C.H., T.H. Abichou, M.A. Olson et P.J. Bosscher. 1995. Winter effects on hydraulic conductivity on compacted clay. *Journal of Geotechnical Engineering*. 121 (1): 69-79.
- Benson, C.H. et M.V. Khire. 1997. Earthen materials in surface barriers. *Barrier Technologies for Environmental Management: Summary of a Workshop*. D-79 à D-89.
- Bergeron, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology*. 81: 1500-1516.
- Böhm, W. 1979. *Methods of studying root systems*. Springer-Verlag. Berlin, New York .
- Botkin, D.B. 1990. *Discordant harmonies*. Oxford Univ. Press, New York.
- Bowerman, A.G. et E.F. Redente. 1998. Biointrusion of protective barriers at hazardous waste sites. *Journal of Environmental Quality*. 27: 625-632.
- Bradley, R. 2003. Communication personnelle.
- Brooks, B.W., T.H. Peters et J.E. Winch. 1989. Preparation of a manual used in revegetation of reactive sulphide tailings basins. MEND Project 2.24.1. 102 pp.
- Burt, C.J. et S.W. Cox. 1993. An assessment of plant biointrusion on six UMTRA project disposal cells. *Technology and Programs for Radioactive Waste Management and Environmental Restoration*. 1627-1664.
- Burton, F.G., W.E. Skiens, J.F. Cline, D.A. Cataldo et P. Van Voris. 1986. A controlled-release herbicide device for multiple-year control of roots at waste burial sites. *Journal of Controlled Release*. 3: 47-54.

- Burton, P., P. Baker et S. White. 2002. Rooting characteristics of vegetation established on a refused pile. NAALMP Annual Conference. September 15-18, 2002. 1-13.
- Bussière, B., A. Maq oud, M. Aubertin, J. Martschuk, J. McMullen et M. Julien. 2003. Results from the monitoring program at the LTA site: hydraulic behavior of the cover. Conf rence et Salon commercial de l'industrie minière, Montréal, 4-7 mai 2003. ICM, Cédérom, Papier s33a1263p892.pdf
- Camefort, H. 1977. Morphologie des végétaux vasculaires – Cytologie, anatomie, adaptations. Doin  diteurs Paris.
- Canada. 2004. Ministère des Ressources naturelles Canada. Faits sur l'exploitation minière au Canada. Page consultée le 3 novembre 2004.
http://mmsd1.mms.nrcan.gc.ca/mmsd/facts/canFact_f.asp?regionId=12
- Caty, J.L. 2000. Le point sur la restauration des sites miniers remis à l'état et la recherche sur le drainage minier acide. L'environnement et la restauration des sites miniers. Recueil des conférences, Association minière du Québec. 21-30.
- Cline, J.F., K.A. Gano et L.E. Rogers. 1980. Loose rock as biobarriers in shallow land burial. Health Physics. 39: 497-504.
- Coll, L., P. Balandier et C. Picon-Cochard. 2004. Morphological and physiological responses of beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings to grass-induced belowground competition. Tree physiology. 24(1): 45-54.
- Collin, M. et A. Rasmuson. 1990. Mathematical modelling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings, acid mine drainage. Designing for Closure: GAC-MAC Annual Meeting. 311-333.
- Connell, J.H. et R.O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. The American Naturalist. 111(982): 1119-1144.
- Conrad, P.W., R.J. Sweigard, D.H. Graves, J.M. Ringe et M.H. Pelkki. 2002. Impacts of spoil conditions on reforestation of surface mined land. Mining Engineering. October 2002. 39-46.
- Cooke J.A. et M.S. Johnson. 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. Environ. Rev. 10: 41-71.
- Cussler, E.L. 1996. Diffusion - Mass Transfer in Fluid Systems. Cambridge University Press.

- Dagenais, A.M., M. Aubertin, B. Bussière, L. Bernier et J. Cyr. 2001. Monitoring at the Lorraine mine site: a follow up on the remediation plan. 2001 National Association of Abandoned Mine Lands Annual Conference, August 19-22, Athens, Ohio.
- Dagenais, A.M, M. Aubertin, B. Bussière, J. Cyr et R. Fontaine. 2002. Auscultation et suivi du recouvrement multicouche construit au site minier Lorraine, Latulippe, Québec. Symposium sur l'environnement et les mines 2002, 3-5 novembre 200, Rouyn-Noranda.
- DOE (U.S. Department of Energy). 1988. Vegetative Covers: Special Study (Final Report). UMTRA-DOE/AL 400662.0000. DOE UMTRA Project Office, Albuquerque Operations Office, Albuquerque, NM. 54 pp.
- DOE (U.S. Department of Energy). 1990. An assessment of plant biointrusion at the uranium mill tailings remedial action project rock-covered disposal cells. UMTRA-DOE/AL 400662.0000. DOE UMTRA Project Office, Albuquerque Operations Office, Albuquerque, NM. 26 pp.
- Dosskey, M.G., D.C. Adriano, C.E. Murphy et J.C. Corey. 1991. Effectiveness of a slow-release herbicide system for control of root intrusions into buried hazardous waste. *Hazardous Waste & Hazardous Materials*. 8: 293-301.
- Dyrness, C.T. et R.A. Norum. 1983. The effects of experimental fires on black spruce forest floors in interior Alaska. *Can. J. For. Res.* 13: 879-893.
- Falissard, B. 1998. Comprendre et utiliser les statistiques dans les sciences de la vie. Masson Éditeur, Paris.
- Feasby, G. et R.K. Jones. 1994. Résultats de l'atelier sur la réhabilitation des sites miniers. CANMET-MEND.
- Flinn, M.A. et R.W. Wein. 1977. Depth of underground plant organs and theoretical survival during fire. *Can. J. Bot.* 55: 2550-2554.
- Fox T.S., G.D. Tierney et J.M. Williams. 1984. Rooting depths of plants on Low-Level waste disposal sites. Los Alamos National Laboratory. LA-10253-MS, UC-70B. 23 pp.
- Galipeau, C., D. Kneeshaw, et Y. Bergeron. 1997. White spruce and balsam fir colonization of a site in the southeastern boreal forest as observed 68 years after fire. *Can. J. For. Res.* 27 : 139-147.
- Gerard, C.J., P. Sexton et G. Shaw. 1982. Physical factors influencing soil strength and root growth. *Agronomy Journal*. 74: 875-879.

- Gilman, E.F., I.A. Leone et F.B. Flower. 1981. Critical factors controlling vegetation growth on completed sanitary landfills. Environmental Protection Agency EPA-600/S2-81-164, 6 pp.
- Gorenflot, R. 1990. Biologie végétale – Plantes supérieures – 1. Appareil végétatif. Masson Éditeur, Paris.
- Goss, M.J. et R. Scott Russell. 1980. Effects of mechanical Impedance on root growth in Barley (*Hordeum vulgare* L.). Journal of Experimental Botany. 31(121): 577-588.
- Hakonson, T.E. 1986. Evaluation of geological materials to limit biological intrusion into low-level radioactive waste disposal sites. Los Alamos National Laboratory. LA-10286-MS, UC-70B. 88 pp.
- Hall, G.J.H. 1999. Fermeture du parc à résidus miniers. Page consultée le 8 nov. 2004.
http://www.nrcan.gc.ca/mms/canmet-mtb/mmsl-lmsm/mend/cases/falcon_f/falcon_f.htm
- Hardy BBT Limited. 1989. Manual of plant species suitability for reclamation in Alberta. 2d ed. Report No. RRTAC 89-4. Edmonton, AB: Alberta Land Conservation and Reclamation Council. 436 p.
- Hodge, S.J. et R. Harmer. 1996. Woody colonization on unmanaged urban and ex-industrial sites. Forestry. 69(3): 245-261.
- Hutchings, T.R., A.J. Moffat et R.A. Kemp. 2001. Effects of rooting and tree growth of selected woodland species on cap integrity in a mineral capped landfill site. Waste Management and Research. 19: 194-200.
- Inderjit et Mallik. 1999. Nutrient status of black spruce (*Picea mariana* [Mill.] BSP) forest soils dominated by *Kalmia angustifolia* L. Acta Oecologica. 20: 87-92.
- Inderjit et Mallik. 2001. Can *Kalmia angustifolia* L. interference to black spruce (*Picea Mariana*) be explained by allelopathy? Forest Ecology and Management. 160: 75-84.
- Jaffré, T. 1977. Composition chimique élémentaire des tissus foliaires des espèces végétales colonisatrices des anciennes mines de nickel en Nouvelle Calédonie. Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Biol., vol XII. 4: 323-330.
- Johnson, M.S., J.A. Cooke et J.K.W. Stevenson. 1994. Revegetation of Metalliferous Wastes and Land after Metal Mining. In Mining an its Environmental Impact. Edited by R.E. Hester and R.M. Harrison. Issues Environmental Science and Technology, Royal Society of Chemistry, Letchworth, England. 31-48.

- Jones, C. Allan. 1983. Effect of soil texture on critical bulk densities for root growth. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 1208-1211.
- Julien, M., M. Lemieux, J. Cayouette et D. Talbot. 2004. Performance and Monitoring of the Louvicourt Mine Tailings Disposal Area. 36th Annual Meeting of the Canadian Mineral Processors. January 20-22, Ottawa.
- Konrad, J.M. et M. Samson. 2000. Influence of freezing temperature on hydraulic conductivity on silty clay. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. 126(2): 180-187.
- Landhäusser S.M., J. S. Kenneth et V. J. Lieffers. 1996. Screening for control of a forest weed: early competition between three replacement species and *Calamagrostis canadensis* or *Picea glauca*. *Journal of Applied Ecology*. 33: 1517-1526.
- Landhäusser S.M. et V.J. Lieffers. 1998. Growth of *Populus tremuloides* in association with *Calamagrostis canadensis*. *Can. J. For. Res.* 28: 396-401.
- Lanouette, M. 2003. Communication personnelle.
- Leavitt, K.J., C.J. F. George et R.S. Nowak. 2000. Plant establishment on angle of repose mine waste dumps. *J. Range Manage.* 53 (4): 442-452
- Leduc, L.G. 1997. Bacteria: An introduction. Short Course Handbook on Biological – Mineralogical Interactions, McIntosh, J.M., Groat. L.A. (eds.). Mineralogical Association of Canada. Special Vol. 25: 1-14.
- Li, M., B. Aubé et L. St-Arnaud. 1997. Considerations in the use of shallow water covers for decommissioning reactive tailings. *Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver*. 1: 117-130.
- Liang, J., J. Zhang, G.Y.S. Chan et M.H. Wong. 1999. Can differences in root responses to soil drying and compaction explain differences of trees growing on landfill sites? *Tree Physiology*. 19: 619-624.
- Lieffers, V.J., S.E. MacDonald et E.H. Hogg. 1993. Ecology of and control strategies for *Calamagrostis canadensis* in boreal forest sites. *Can. J. For. Res.* 23: 2070-2077.
- Link, S.O., W.J. Waugh et J.L. Downs. 1994. The role of plants in isolation barrier systems. *In-Situ Remediation: Scientific Basis for Current and Future Technologies*, G.W. Gee et N.R. Wing eds. Richland, Wash.: Battelle Press. 561-592.
- Lynch, J. 1995. Root architecture and plant productivity. *Plant Physiology*. 109: 7-13.

- Mallik, A.U. 2001. Black spruce growth and understory species diversity with and without sheep laurel. *Agronomy Journal*. 93: 92-98.
- Mallik, A.U. et Inderjit. 2001. *Kalmia angustifolia* : Ecology and Management. *Weed Technology*. 15: 858-866.
- Mallik, A.U. et B.A. Roberts. 1994. Natural regeneration of *Pinus resinosa* on burned and unburned sites in Newfoundland. *Journal of Vegetation Science*. 5: 179-186.
- Maqsood, A., B. Bussière, M. Aubertin et M. Mbonimpa. 2003. Évaluation de la performance de la CEBC du site LTA - Rapport Préliminaire - Partie I – URSTM, Rouyn-Noranda. 36pp.
- Marcotte, R. 1994. Les aires d'accumulation de résidus miniers au Québec: Évaluation des risques et coûts de restauration. Rapport de Recherche, Maîtrise en Environnement, UQAM. 78pp.
- Marcotte, R. 2002. La restauration des sites miniers au Québec: des progrès importants ont été accomplis depuis 1990. Symp. Environnement et les Mines: Défis et Perspectives, Rouyn-Noranda, ICM/CIM.
- Marie-Victorin, frère. 1964. Flore laurentienne. 2^e éd. - Ernest Rouleau. Presses de l'Université de Montréal.
- Materechera, S.A., A.R. Dexter et A.M. Alston. 1991. Penetration of very strong soils by seedling roots of different plant species. *Plant and Soil*. 135: 31-41.
- Mbonimpa, M., M. Aubertin, M. Aachib et B. Bussière. 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Can. Geotechn. J.* 40: 916-932.
- McCarthy, D.F. 1998. Essentials of soil mechanics and foundations : Basic geotechnics. 5th Edition, Prentice Hall.
- McLendon, T., J. Coleman, T.A. Shepherd et R.E. Nelson. 1997. The inclusion of biointrusion considerations in the design of the reclamation cover for the DMC tailings impoundments. *Tailings and Mine Waste 1997*. 267-281.
- McMullen, J., R. Firlotte, R. Knapp et M. Aubertin. 1997. Les Terrains Aurifères property site closure and rehabilitation - conceptual to construction. Proceedings of the 29th Annual Conference of the Canadian Mineral Processors. CIM-CMP. p.274-292.

- MEND. 2001. MEND Manual, Report 5.4.2, Volumes 1 – Summary, Volume 2 – Sampling and Analysis, Volume 3 – Prediction, Volume 4 – Prevention and Control, Volume 5 – Treatment, Volume 6 – Monitoring.
- MEND. 2003. Design, construction and performance monitoring of cover systems for waste rock and tailings. MEND Manual, Report 2.21.4, Volume 1 – Summary.
- Meredith, H.L. et W.H. Patrick Jr. 1961. Effects of soil compaction on subsoil root penetration and physical properties of three soils in Louisiana. *Agronomy Journal*. 53: 163-167.
- Miller, S.P. et J.R. Cumming. 2000. Effects of serpentine soil factors on Virginia pine (*Pinus virginiana*) seedlings. *Tree Physiology*. 20: 1129-1135.
- Morel-Seytoux, H.J. 1993. Dynamic perspective on the capillary barrier effect at the interface of an upper fine layer with a lower coarse layer. *Engineering Hydrology*, Kuo, C.Y. (ed.). ASCE. 467-472.
- Morin, H., D. Laprise, et Y. Bergeron. 1993. Chronology of spruce budworm outbreaks near lake Duparquet, Abitibi region, Quebec. *Can. J. For. Res.* 23: 1497-1506.
- Morin, K.A. et N.M. Hutt. 1997. *Environmental Geochemistry of Mine Site Drainage: Practical Theory and Case Studies*. MDAG Publishing. 333pp.
- MRN. 1997. Guide et modalité de préparation du plan et exigences générales en matière de restauration des sites miniers au Québec. Ministère des Ressources naturelles, Gouvernement du Québec.
- Néel, C., H. Bril, A. Courtin-Nomade et J.P. Dutreuil. 2003. Factors affecting natural development of soil on 35-year-old sulphide-rich mine tailings. *Geoderma*. 111: 1-20.
- Nicholson, R.V., R.W. Gillham, J.A. Cherry et E.J. Reardon. 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*. 26: 1-8.
- Nicholson, R.V., R.W. Gillham, J.A. Cherry et E.J. Reardon. 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*. 26: 1-8.
- Nilsson, M.C., P. Hogberg, O. Zackrisson et W. Fengyou. 1993. Allelopathic effects of *Empetrum hermaphroditum* on development and nitrogen uptake by roots and mycorrhizae of *Pinus silvestris*. *Can. J. of Bot.* 71: 620-628.
- OIFQ (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec). 1996. *Manuel de foresterie*. Sainte-Foy (Qué.): Presses de l'Université Laval.

- Passioura, J.B. 1991. Soil structure and plant growth. *Aust. J. Soil Res.* 29 : 717-728.
- Perkins, E.H., H.W. Nesbitt, W.D. Gunter, L.C. St-Arnaud et J.R. Mycroft. 1995. Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acidic drainage from waste rock. Report 1.42.1, Mine Environment Neutral Drainage (MEND).
- Powelson, R.A. et V.J. Lieffers. 1992. Effect of light and nutrients on biomass allocation in *Calamagrostis canadensis*. *Ecography*. 15: 31-36.
- Québec. 2002. Ministère des Ressources naturelles, Faune et Parcs. Le site Lorraine. Page consultée le 27 octobre 2004.
<http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/quebec-mines/2002-02/lorraine.jsp>
- Reynolds, T.D. 1990. Effectiveness of three natural biobarriers in reducing root intrusion by four semi-arid plant species. *Health Physics*. 59: 849-852.
- Ricard, J.F., M. Aubertin, F.W. Firlotte, R. Knapp et J. McMullen. 1997. Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver. Vol. IV, p.1515-1530.
- Ripley, E.A., R.E. Redman et A.A. Crowder. 1996. *Environmental Effects of Mining*. St. Lucie Press.
- Ritcey, G.M. 1989. *Tailings Management, Problems and Solutions in the Mining Industries*. Elsevier.
- Russell, E.W. 1977. *Soil conditions and plant growth – 10th Edition*. Longman Group Limited.
- SAS Institute. 1990. *SAS/STAT User's Guide, Volumes 1 & 2 - Version 6 Edition*. SAS Institute Inc., Box 8000, Cary, N. C. 27512.
- Singer, P.C. et W. Stumm. 1970. Acid mine drainage: The rate determining step. *Science*. 167: 1121-1123.
- Smith, E.D., Robert J. Luxmoore et Glenn W. Suter II. 1997. Natural physical and biological processes compromise the long-term performance of compacted soil caps. *Barrier Technologies for Environmental Management: Summary of a Workshop*. D-61 à D-70.
- SRK. 1991. Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide. (une traduction de "Draft Acid Rock Drainage Technical Guide", 1989, BCAMD Task Force). Vol. I et II, Centre de Recherches Minérales, Québec.

- Strong, W.L. 2000. Vegetation development on reclaimed lands in the Coal Valley Mine of western Alberta, Canada. *Can. J. Bot.* 78: 110-118.
- Suter II, G.W., R.J. Luxmoore et E.D. Smith. 1993. Compacted soils barriers at abandoned landfill sites are likely to fail in the long term. *Journal of Environmental Quality*. 22: 217-226.
- Taylor, H.M., G.M. Roberson et J.J. Parker. 1966. Soil strength-root penetration relations for medium-to-coarse textured soil materials. *Soil Science*. 102: 18-22.
- Tesky, J.L. 1992. *Calamagrostis canadensis*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer).
- Thiffault, N. et R. Jobidon. 2000. La régénération des sites problématiques. Congrès OIFQ 2000.
- Thiffault, N., B.D. Titus et A.D. Munson. 2004. Black spruce seedlings in a *Kalmia-Vaccinium* association : microsite manipulation to explore interactions in the field. *Can. J. For. Res.* 34: 1657-1668.
- Thompson, I.D. et A.U. Mallik. 1989. Moose browsing and allelopathic effects of *Kalmia angustifolia* on balsam fir regeneration in central Newfoundland. *Can. J. For. Res.* 19: 545-526.
- Tordoff, G.M., A.J.M. Baker et A.J. Willis. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*. 41: 219-228.
- Vyvyan, J.R. 2002. Allelochemicals as leads for new herbicides and agrochemicals. *Tetrahedron*. 58: 1631-1646.
- Walker, L.R. et E.A. Powell. 2001. Soil water retention on gold mine surfaces in the Mojave Desert. *Restoration Ecology*. 9(1): 95-103.
- Waugh, W.J., R.F. Weston et G.N. Richardson. 1997. Ecology, design, and long-term performance of surface barriers: Applications at a uranium mill tailings site. *Barrier Technologies for Environmental Management: Summary of a Workshop*. D-36 à D-49.
- Williamson, N. A., M.S. Johnson et A.D. Bradshaw. 1982. *Mine Waste Reclamation: The Establishment of Vegetation on Metal Mine Wastes*. Mining Journal Books Ltd, London, England.

- Wing, N.R. et G.W. Gee. 1994. Quest for the perfect cap. Civil Engineering. October 1994: 38-41.
- Yamasaki, S.H., J.W. Fyles, K.N. Egger et B.D. Titus. 1998. The effect of *Kalmia angustifolia* L. on the growth, nutrition, and ectomycorrhizal symbiont community of black spruce. Forest Ecology and Management. 105: 197-207.
- Ye, Z.H., J.W.C. Wong, M.H. Wong, A.J.M. Baker, W.S. Shu et C.Y. Lan. 2000. Revegetation of Pb/Zn mine tailings, Guangdong Province, China. Restoration Ecology. 8: 87-92.
- Zagury, G. 2002. Caractérisation microbiologique des résidus. Atelier sur les méthodes de prédiction du potentiel de génération d'acide. Symposium sur l'environnement et les mines 2002, Rouyn-Noranda.

ANNEXE A

FRÉQUENCES D'APPARITION DES ESPÈCES DE PLANTES SUR LE SITE LTA

Nom commun	Nom latin	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12	TOTAL	FREQU. (%)
		1 à 10	1 à 10	1 à 8	1 à 8	1 à 10	1 à 10	1 à 10	1 à 10	1 à 10	1 à 10	1 à 9	1 à 9		
Fétuque sp.	<i>Festuca sp.</i>	10	8	8	8	10	10	9	10	8	10	5	9	105	92,1
Mil	<i>Phleum pratense</i>	8	8	3	5	5	5	7	5	8	8	5	5	72	63,2
Paturin des prés	<i>Poa pratensis</i>	10	6	8	5	9	8	9	4	7	10	6	8	90	78,9
Lotier	<i>Lotus corniculatus</i>	7	9	7	5	8	9	8	9	10	10	9	8	99	86,8
Trèfle alsike	<i>Trifolium hybridum</i>	6	7	3	0	2	4	3	4	8	3	5	2	47	41,2
Trèfle rouge	<i>Trifolium pratense</i>	2	3	0	0	1	3	4	3	5	4	3	2	30	26,3
Luzerne cultivée	<i>Medicago sativa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	1,8
Vesce jargeau	<i>Vicia Cracca</i>	2	1	0	1	1	0	0	2	0	0	0	0	7	6,1
Verge d'or sp.	<i>Solidago sp.</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2,6
Vergerette du Canada	<i>Erigeron canadensis</i>	4	3	1	3	2	3	1	0	0	0	1	1	19	16,7
Épilobe à feuilles étroites	<i>Epilobium angustifolium</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,9
Achillee (herbe à dinde)	<i>Achillea Millefolium</i>	5	4	1	2	0	3	2	2	1	3	2	0	25	21,9
Laiteron des champs	<i>Sonchus arvensis</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3,5
Gailllet palustre	<i>Galium palustre</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,9
Immortelles sp.	<i>Antennaria sp.</i>	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2,6
Plantain sp.	<i>Plantago sp.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,9
Pissenlit sp.	<i>Taraxacum sp.</i>	2	5	0	2	0	1	0	0	0	2	0	0	12	10,5
Petite herbe à poux	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,9
Renouée des oiseaux	<i>Polygonum aviculare</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2	1,8
Chardon des champs	<i>Cirsium arvense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	1,8
Onagre bisannuelle	<i>Oenothera muricata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0,9
Potentille de Norvège	<i>Potentilla norvegica</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,9
Épervière sp.	<i>Hieracium sp.</i>	3	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	7	6,1
Agrostis blanc	<i>Agrostis alba</i>	5	1	1	0	1	5	2	0	5	3	7	0	30	26,3
Jonc sp.	<i>Juncus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0,9
Framboisier	<i>Rubus idaeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0,9
Fraisier	<i>Fragaria virginiana</i>	3	3	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	9	7,9
Galéopside à tige carrée	<i>Galeopsis Tetrahit</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	1,8
Lépidie densiflore	<i>Lepidium densiflorum</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1,8
Sarrasin de Tartarie	<i>Polygonum tataricum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0,9
Graminée inconnue		0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4	3,5
Carex sp.	<i>Carex sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0,9
Bouleau	<i>Betula</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1,8
Saule	<i>Salix</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,9
Tremble	<i>Populus tremoloides</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	1,8
Cerisier de Pennsylvanie	<i>Prunus pensylvanica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0,9

ANNEXE B-1

DÉMANTÈLEMENT DES ESSAIS EN LABORATOIRE (20SS-20AS)

	#	apparence	Épaisseurs réelles (cm)			% roches roches > 2cm	Prof. racines au total (cm)
			gravier	serpentine	résidus		
Traitement 1 (20SS)	1	sec, jauni	22	0	28	25,2	13
	2	calé, clairsemé	18	0	28	20,4	18
	9	jauni, aplati	20	0	30	19,4	25
	10	calé, jauni	15	0	31	32,4	15
	17	1/2 vert, 1/2 jaune	14	0	31	22,2	19
	18	clé, jauni, aplati	15	0	32	35,6	13
	101	aplati, moyen	19	0	32		36
	3	fourni, vert, calé	25	0	22	16,4	42
	4	beau, moyen. fourni	21	0	27	23,7	44
	11	fourni, vert, un peu aplati	20	0	29	20,8	40
	12	clairesemé, jauni, 1/2 mort	17	0	31	21,1	27
	19	vert, clairsemé, moyen	21	0	29	18,0	26
	20	aplati, jauni, ordinaire	15	0	31	25,4	
	102	pas très beau, rocheux	15	0	33	23,3	39
	5	aplati, jauni, 1/2 mort	18	0	29	25,9	23
	6	aplati, clairesemé, jauni	17	0	31	22,0	23
	13	aplati, jauni, moyen	19	0	31	22,3	31
	14	beau sur la moitié	21	0	29	24,4	41
	21	clairesemé, aplati, jauni	21	0	31	18,1	27
	22	assez beau, vert	15	0	31	19,8	39
	7	jauni, qqs feuilles vertes	21	0	26	17,8	
	8	fourni, vert avec du roussi	16	0	35	18,7	32
	15	1/3 de verdure seulement	19	0	30	25,5	39
	16	clairesemé, mais vert	20	0	32	21,4	26
23	1/2 jauni et tapé	14	0	34	23,4	42	
24	1/2 beau et 1/2 jauni	17	0	31	24,5	44	
Traitement 2 (20AS)	25	clairsemé, aplati, jauni	20	14	18	19,6	20
	26	vert, jaune	25	11	18	18,8	25
	33	mort à 70%	17	16	17	27,7	11
	34	vert, jaune	19	15	20	31,7	16
	41	vert, partie sèche	20	12	20	20,7	22
	42	très vert	15	15	21	26,3	15
	105	fourni, un peu tapé	28	12	19		27
	27	vigoureux, vert, pas pire	21	11	20	26,0	40
	28	très beau, vert fourni	23	14	14	18,9	28
	35	fourni, vert, un peu jauni	22	14	17	20,4	41
	43	fourni, vert, un peu jauni	23	18	12	27,1	47
	44	très beau, vert fourni	26	14	13	18,0	28
	106	fourni, vert, un peu jauni	17	15	17	25,9	22
	29	beau, vert, fourni	25	14	16	19,9	44
	30	aplati, jauni et vert aussi	19	14	18	26,6	36
	37	aplati, jauni, un peu vert	21	13	17	16,6	27
	38	fourni, vert et jauni	21	13	18	19,2	29
	46	vert, clairesemé, aplati	21	11	19	13,4	21
	107	clairesemé, aplati, vert	21	14	16	18,6	24
	31	jauni aux 3/4, reste beau	19	13	19	22,2	39
	32	fourni, vigoureux, vert	23	8	22	18,4	53
	40	très beau, vert fourni	15	14	22	29,9	51
	47	pas grand-chose de vert	18	14	19	13,9	29
	48	très beau, vert fourni	22	13	18	20,7	53
108	fourni, vert et jauni	23	11	19		32	

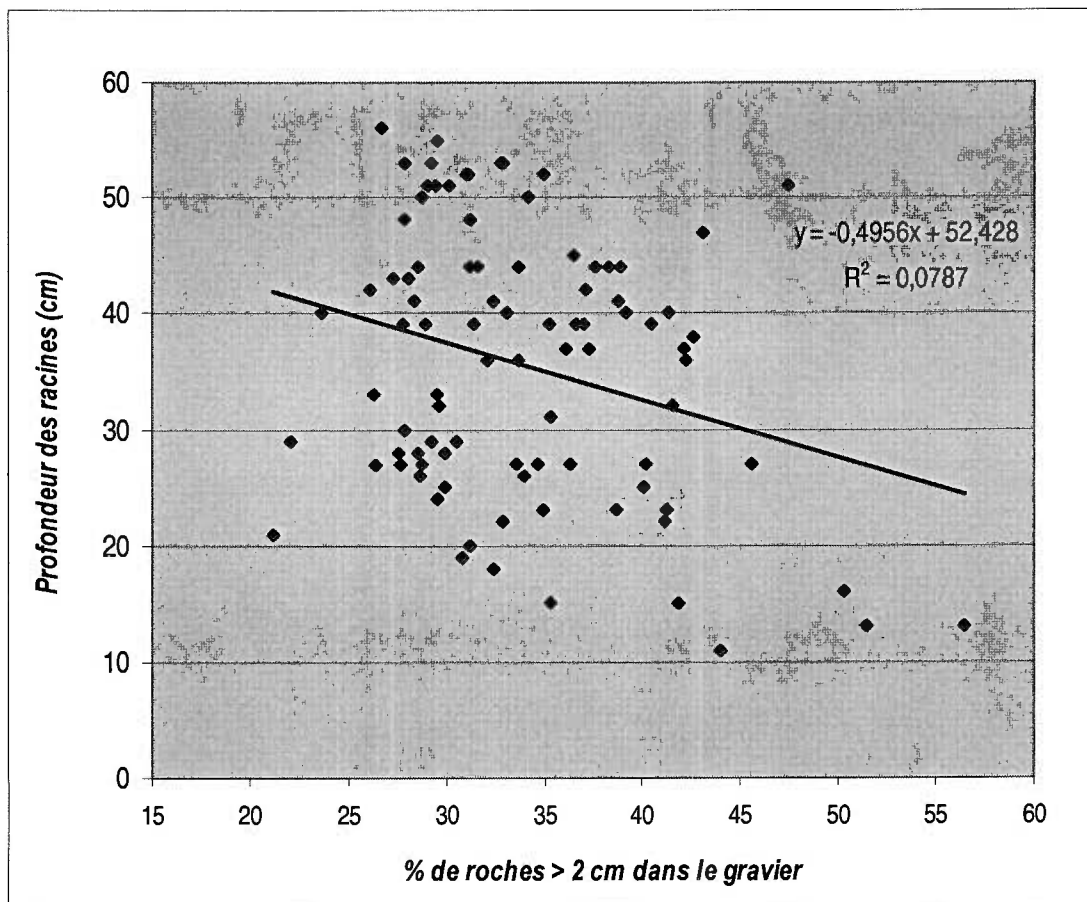
ANNEXE B-2

DÉMANTÈLEMENT DES ESSAIS EN LABORATOIRE (40SS-40AS)

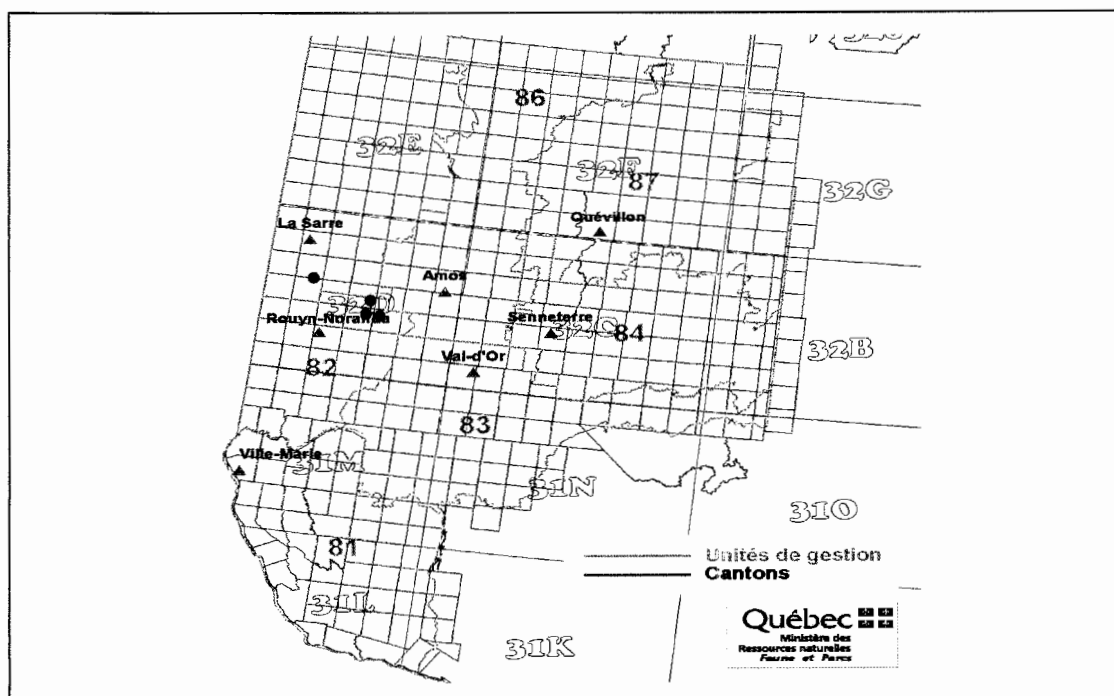
	#	apparence	Épaisseurs réelles (cm)			% roches roches > 2cm	Prof. racines au total (cm)
			gravier	serpentine	résidus		
Traitement 3 (40SS)	49	vert, partie sèche	39	0	15	17,4	28
	50	vert clairsemé	42	0	14		28
	57	vert, assez beau	36	0	16	21,8	27
	58	vert, assez beau	36	0	15	20,2	36
	65	pas mal jaune	39	0	13	17,4	27
	66	faible, jauni	36	0	16		14
	109	fourni, vert	19	0	33		19
	51	fourni, vigoureux, vert	37	0	15	19,5	52
	52	moy. fourni, vert	35	0	15	22,9	27
	59	très fourni, beau, vert	40	0	12	19,6	52
	60	très beau, vert fourni	34	0	16	21,5	50
	67	fourni, vert, un peu aplati	39	0	12	23,0	39
	110	beau, longs fouets, vert	36	0	15	19,0	51
	53	mort à 90%	37	0	16	21,4	
	54	n.d.	38	0	16	18,0	44
	61	fourni et vert	38	0	13	24,7	40
	62	n.d.	35	0	15	23,5	37
	69	fourni, 1/2 vert, 1/2 jauni	38	0	14	26,8	38
	70	fourni, vert, aplati	37	0	14	18,5	51
	111	fourni, vert et jauni	37	0	14	18,3	51
	55	beau mais à 1/2 aplati	41	0	11	23,0	45
	56	très fourni mais très sec	34	0	19	20,6	53
	63	très fourni, 1/2 jauni	38	0	14	22,0	52
	64	presque mort	33	0	21	24,2	
	71	environ 10 tiges max	35	0	16	22,3	
	72	beau, fourni, vert	36	0	17	26,2	32
	112	beau, un peu de jauni	37	0	14	24,1	44
Traitement 4 (40AS)	73	vert, un peu clair	37	11	5	25,3	27
	74	vert, un peu clair	37	10	6	18,6	33
	81	vert foncé, beaucoup tiges	35	15	5	26,5	37
	82	vert, beau	27	12	15	28,7	27
	89	tapé, jauni	40	9	4	16,5	33
	90	vert, moyen	35	15	4	24,4	23
	75	fourni, vigoureux, vert	37	15	3	17,5	39
	76	fourni, tapé, un peu jauni	34	15	5	18,2	39
	83	échevelé, avec jauni tapé	40	11	3	18,1	50
	84	super beau, vert	39	12	3	17,9	41
	91	beau, moyen. fourni	38	13	3	17,2	43
	92	beau, fourni, un peu jauni	35	12	7	22,8	37
	114	assez beau, fourni	37	13	4	19,6	48
	78	fourni, vert, beau	36	14	4	17,5	48
	85	ordinaire, aplati, jauni	32	16	5	19,7	53
	93	fourni, vert, beau	36	13	5	24,6	44
	94	fourni, vert, 1/4 jauni	34	14	5	23,7	40
	79	fourni, vert, un peu jauni	33	17	5	18,6	55
	80	fourni, mais un peu roussi	39	12	4	19,6	44
	87	fourni, mais un peu roussi	37	14	5	16,8	56
	88	fourni, un peu de jauni	32	16	6	17,5	30
	95	fourni, vert à 1/2 sec	31	18	5	21,2	36
	96	fourni, vigoureux, vert	37	12	5	17,7	43
	116	presque mort, un peu vert	37	12	5	18,4	29

ANNEXE C

INFLUENCE DU % DE ROCHES > 2 CM SUR LA PROFONDEUR DES RACINES



ANNEXE D-1

DESCRIPTION ET LOCALISATION DE L'AIRE D'ÉTUDE DE LA
CARACTÉRISATION DU KALMIA EN MILIEU NATUREL

Emplacement des quatre sites de kalmia (points ronds gras dans la figure).

Description des zones de l'aire d'étude

Site	Canton	Feuillet	Numéro du peuplement	Appellation cartographique	Coordonnées (° ' ")	
					Latitude	Longitude
1	Bousquet	32 D2 NE	112	PgBb B3 50 A 4gs 4	48 14 02	78 39 13
2	Bousquet	32 D2 NE	137	PgPg A3 50 A 4gs 4	48 14 45	78 39 19
3	La Pause	32 D1 SE	438	SBb B3 50 B 1ar 3	48 19 48	78 35 17
4	Duparquet	32 D11 SO	1925	EE B3 70 A 4gs 3	48 31 54	79 28 03

ANNEXE D-2

MÉTHODOLOGIE UTILISÉE LORS DE LA CARACTÉRISATION DU KALMIA EN MILIEU NATUREL

- 1) Caractéristiques physiques du milieu (Foxy *et al.*, 1984):
 - a. mesure de la hauteur des plants de kalmia
 - b. description du sol récepteur des racines du plant

- 2) Observation visuelle de la morphologie des racines du kalmia :
 - a. nettoyage au jet d'eau à pression (Böhm, 1979; DOE, 1988; 1990)
 - b. observation de la morphologie des racines du kalmia
 - c. ramassage d'un échantillon de sol
 - d. prises de photos

- 3) Analyse de la granulométrie du sable au laboratoire



Excavation des racines avec un jet d'eau à pression.

ANNEXE D-3

CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES DU KALMIA EN MILIEU NATUREL

14 AOÛT 2003	SITE 1	SITE 2	SITE 3	SITE 4
<i>Hauteur du plant</i>	De 70 à 90 cm	Environ 140 cm	Environ 40 cm	Environ 50 cm
<i>1^{ère} couche de sol (en surface)</i>	15 cm	30 cm	30 cm	30 cm
<i>Composition</i>	Humus	Humus	Humus	Humus et sable
<i>Racines</i>	Masse dense et compacte	Masse dense et compacte	Masse dense et très compacte	Masse dense et très compacte
<i>2^{ème} couche de sol (en profondeur)</i>	15 cm	30 cm	30 cm	30 cm
<i>Composition</i>	Sable fin silteux de type ML (USCS)	Sable fin silteux de type ML (USCS)	Gravier silteux de type GM (USCS)	Sable fin silteux de type ML (USCS)
<i>Racines</i>	Très peu de racines	Très peu de racines	Très peu de racines	Très peu de racines

ANNEXE D-4

OBSERVATIONS VISUELLES DES RACINES DU KALMIA EN MILIEU NATUREL



Excavation du site #1



Excavation du site #2



Excavation du site #3



Excavation du site #4

ANNEXE D-5

GRANULOMÉTRIE DU SABLE DU KALMIA EN MILIEU NATUREL

