

**IMPACTS DE LA VALORISATION DES BOUES D'ÉPURATION DES EAUX
USÉES MUNICIPALES EN CULTURE DE SAPINS DE NOËL**

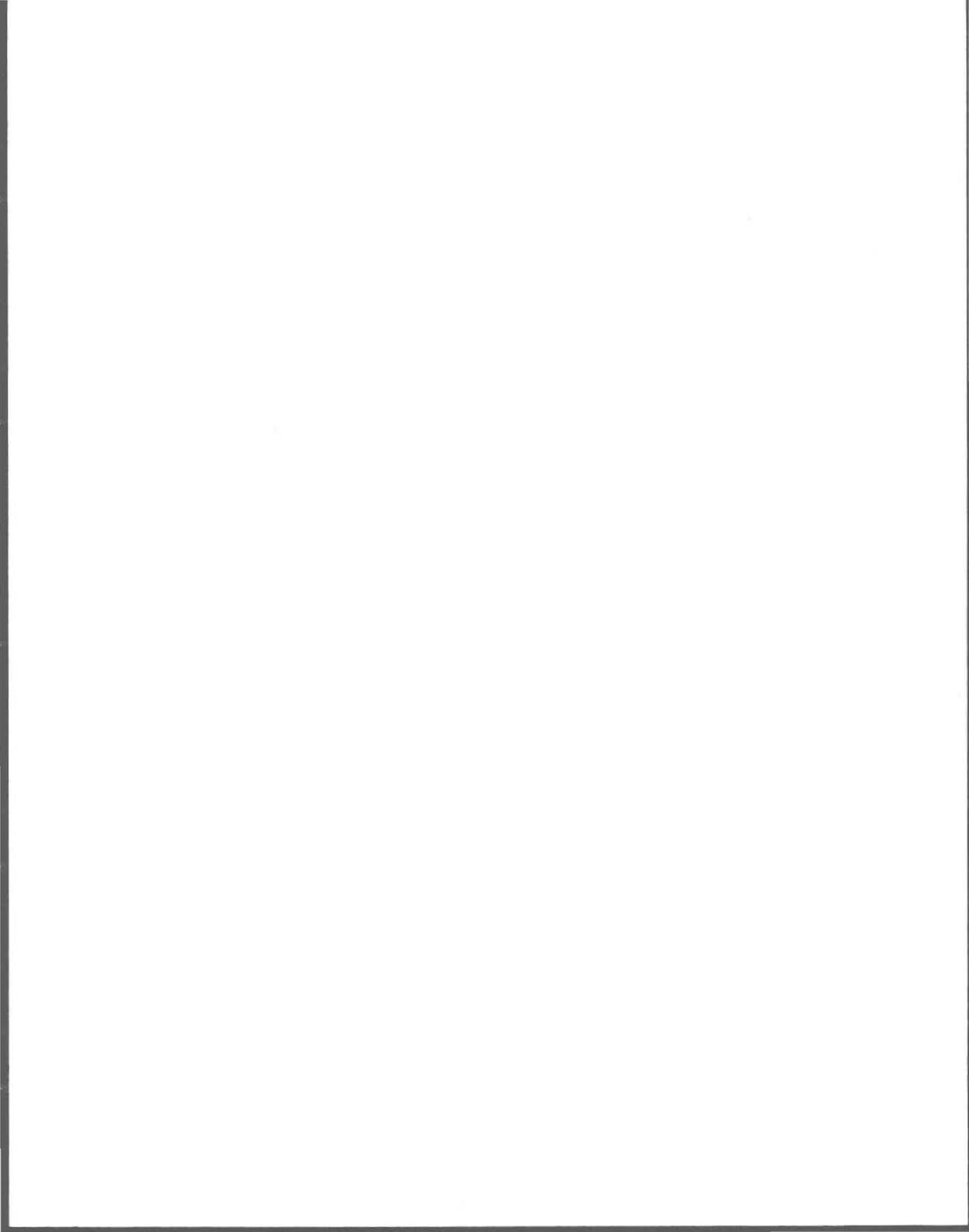
**Mémoire
présenté
comme exigence partielle
du grade Maître ès Sciences (M. Sc.)**

par

**Éric Cormier
(B.Sc.A. Bio-agronomie)**

**Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau
2800, rue Einstein, Case postale 7500, SAINTE-FOY (Québec), G1V 4C7**

Août 1995



Remerciements

Je tiens à témoigner ma reconnaissance envers toutes les personnes qui m'ont permis de réaliser ce mémoire de maîtrise. Je remercie d'une manière particulière mon directeur de recherche, M. Denis Couillard, pour ses précieux conseils et la grande liberté d'action qu'il m'a accordée.

Je ne peux oublier de remercier Pierre Chouinard et Marie Roy pour leur importante collaboration dans les nombreux travaux de champ, de laboratoire et de rédaction. Sans eux, la réalisation de ce travail n'aurait pas été aussi agréable. Je remercie également messieurs Marc R. Laverdière (Université Laval) et Daniel Cluis (INRS-Eau) pour leurs critiques constructives lors de la correction de ce mémoire.

Finalement, j'envoie mes remerciements à mes confrères et consoeurs, ainsi qu'aux nombreux membres du personnel de l'INRS-Eau et du Ministère des Ressources naturelles qui ont contribué d'une façon ou d'une autre à ce travail.

Résumé

L'objectif de cette étude était de mesurer les effets de l'utilisation d'une boue de station d'épuration peu contaminée comme fertilisant dans une culture de sapin baumier (*Abies balsamea* Mill.). Les impacts sur la croissance des sapins, sur la chimie du sol et sur la qualité de l'eau d'infiltration ont été plus particulièrement évalués. Le site d'expérimentation se situe à Saint-Fortunat dans les Bois-Francs, une région où il existe de nombreuses cultures d'arbres de Noël. Cinq traitements ont été comparés sur le site: un témoin sans fertilisation, un traitement avec fertilisation minérale (régie du producteur) et trois doses de boues épandues en un seul temps soit 2,5 , 5 et 10 Mg/ha (matière sèche). Chaque traitement était appliqué sur trois parcelles disposées en trois blocs complètement aléatoires. Les résultats montrent que l'épandage de 5 Mg/ha (m.s.) de boue a eu un impact important sur l'accroissement de la circonférence du tronc des sapins et sur le nombre de bourgeons de la flèche terminale. La chimie du sol fut très peu affectée par les épandages, seul le phosphore assimilable a augmenté significativement ($p < 0,05$) à la suite de la fertilisation par la boue. Le suivi de l'eau d'infiltration à l'aide de lysimètres a montré que le traitement de 10 Mg/ha (m.s.) a eu un impact significatif ($p < 0,05$) sur la concentration en N-NO₃ durant la saison de l'épandage seulement. Ces résultats suggèrent que la valorisation des boues en plantation de sapins de Noël, en respectant les critères québécois présentés dans le Guide de valorisation sylvicole, peut être très avantageuse pour la culture sans affecter la qualité de l'environnement.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES FIGURES	vii
1 INTRODUCTION	1
2 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	3
2.1 Les principales façons d'éliminer les boues	3
2.2 Fertilisation sylvicole à l'aide de boues résiduares	5
2.2.1 Valeur fertilisante des boues d'épuration des eaux usées urbaines ...	5
2.2.1.1 Azote	6
2.2.1.2 Phosphore	7
2.2.1.3 Potassium	7
2.2.1.4 Autres éléments	8
2.2.2 Réponses des plantes ligneuses à l'épandage de boues d'épuration des eaux usées urbaines	8
2.3 La culture du sapin de Noël au Québec	12
2.3.1 Situation économique de la production	12
2.3.2 Culture et fertilisation du sapin de Noël	13
2.4 Impacts édaphiques de l'épandage des boues résiduares	15
2.4.1 Comportement des métaux lourds des boues dans les sols	15
2.4.1.1 Provenance des métaux lourds dans les boues d'épuration des eaux usées urbaines	15
2.4.1.2 Spéciation des métaux provenant des boues d'épuration des eaux usées	16
2.4.1.3 Accumulation et mobilité des métaux lourds provenant des boues résiduares	19
2.5 Impacts de l'épandage des boues résiduares sur les ressources hydriques ..	22
2.5.1 Effets sur l'eau de ruissellement	22
2.5.2 Effets sur l'eau d'infiltration	24
2.5.2.1 Les microorganismes pathogènes	25
2.5.2.2 Les métaux lourds	25
2.5.2.3 L'azote	26
3 Méthodologie	32
3.1 Aperçu général du projet	32
3.2 Choix du site expérimental	32
3.2.1 Localisation	32
3.2.2 Le sol	33
3.2.3 La culture	33
3.2.4 Conditions météorologiques locales	34
3.3 Description des traitements	35
3.3.1 Les unités expérimentales	35
3.3.2 Choix des doses	35
3.3.3 Caractérisation physico-chimique de la boue	36

3.3.4	Caractérisation chimique du fertilisant minéral	37
3.3.5	Épandage du fertilisant minéral	37
3.3.6	Épandage des boues	37
3.4	Évaluation de la croissance des sapins	39
3.4.1	Circonférences des troncs	39
3.4.2	Hauteurs des arbres	39
3.4.3	Flèches terminales	40
3.4.4	Bourgeons	41
3.4.5	Indice général de qualité esthétique de l'arbre	42
3.5	Chimie du sol	42
3.5.1	Méthodes d'échantillonnages	42
3.5.2	Carbone organique	43
3.5.3	Azote	43
3.5.4	Éléments assimilables	43
3.5.5	Métaux lourds	43
3.5.6	pH	45
3.6	Suivi des contaminants chimiques dans l'eau de percolation	45
3.6.1	Échantillonnages	45
3.6.2	Description des lysimètres	46
3.6.3	Analyses des formes d'azote	47
3.6.4	Analyses des métaux	47
3.6.5	Analyses du phosphore	47
3.6.6	pH	47
3.7	Analyses statistiques des résultats	48
3.8	Contrôle de qualité des analyses de laboratoire	49
4	RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS	50
4.1	Caractérisation de la boue	50
4.2	Résultats de croissance	52
4.2.1	Circonférences des troncs	52
4.2.2	Hauteurs des arbres	54
4.2.3	Flèches terminales	55
4.2.4	Bourgeons	57
4.2.5	Indice général de qualité esthétique de l'arbre	58
4.2.6	Interprétation des résultats de croissance des sapins	61
4.3	Chimie du sol	62
4.3.1	Rapport carbone/azote (C/N)	63
4.3.2	Azote minéral	64
4.3.2.1	Nitrates	64
4.3.2.2	Azote ammoniacal	67
4.3.3	Éléments assimilables	69
4.3.3.1	Phosphore assimilable	69
4.3.3.2	Potassium, calcium et magnésium échangeables	71
4.3.3.3	Aluminium et fer échangeables	74
4.3.4	Métaux lourds	76
4.3.5	pH	82
4.3.6	Interprétations des résultats de chimie du sol	83
4.4	Suivi pluviométrique	85
4.4.1	Saison 1993	85

4.4.2	Saison 1994	85
4.5	Résultats des analyses d'eau de percolation	87
4.5.1	Azote	88
4.5.1.1	Azote ammoniacal	88
4.5.1.2	Nitrates	89
4.5.2	Phosphore	92
4.5.3	Potassium	92
4.5.4	Calcium et magnésium	94
4.5.5	Métaux dissous	97
4.5.5.1	Cadmium	97
4.5.5.2	Cuivre	97
4.5.5.3	Manganèse	98
4.5.5.4	Plomb	98
4.5.6	pH	100
4.5.7	Interprétation des résultats de l'eau de percolation	101
5	CONCLUSION	104
6	BIBLIOGRAPHIE	107
7	ANNEXES	115

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1:	Destinations finales des boues d'épuration des eaux usées urbaines dans différents pays	4
Tableau 2:	Teneurs en éléments (mg/kg m.s.) contenus dans les boues de 34 stations d'épuration des eaux usées municipales	9
Tableau 3:	Origine des métaux lourds dans les eaux usées de New York	16
Tableau 4:	Comparaisons entre les contenus moyens en métaux de la croûte terrestre et des boues résiduares	17
Tableau 5:	Résumé de quelques expériences portant sur l'accumulation et la mobilité de métaux dans les sols agricoles et forestiers à la suite de l'épandage de boues	20
Tableau 6:	Teneurs totales moyennes en métaux des sols agricoles du Québec (kg/ha) et charges maximales admissibles dans les sols du Québec, de l'Allemagne et des États-Unis pour la valorisation agricole des boues (kg/ha)	21
Tableau 7:	Résumé de quelques études ayant trait au lessivage des nitrates à la suite de l'épandage sylvicole de boues d'épuration des eaux usées	30
Tableau 8:	Principales opérations culturales effectuées dans la plantation en 1993 et 1994.	34
Tableau 9:	Quantités de boues épandues et évaluation des éléments nutritifs majeurs fournis en 1993 et 1994	36
Tableau 10:	Estimations avant épandage de la composition des boues utilisées pour établir les plan de fertilisation et valeurs réelles obtenues à la suite de la caractérisation complète des boues épandues	38
Tableau 11:	Résultats du test de vérification de l'homogénéité d'épandage	40
Tableau 12:	Résumé des mesures de croissance prises en 1993 et en 1994	41
Tableau 13:	Méthodes analytiques utilisées et limites de détection des analyses de sols	44
Tableau 14:	Méthodes analytiques utilisées et limites de détection des analyses d'eau de percolation	48
Tableau 15:	Caractérisation physico-chimique de la boue épandue en 1993, moyennes pour les boues de 34 stations québécoises et critères de qualités québécois pour la valorisation sylvicole des boues résiduares	51
Tableau 16:	Rapport C/N dans la couche 0-15 cm du sol de la plantation d'arbre de Noël	65
Tableau 17:	Charges théoriques en cadmium, cuivre et manganèse dans la couche 0-15 cm du sol de la plantation de sapins et comparaisons aux données recueillies en 1993 et 1994	81
Tableau 18:	Évolution du pH dans la couche 0-15 cm du sol au cours des saisons 1993 et 1994	83

LISTE DES FIGURES

Figure 1:	Cycle de l'azote	27
Figure 2:	Relation entre les moyennes de circonférences des troncs et les 5 catégories de sapins (indices 1 à 5) en mai 1993 (avant l'épandage des boues)	53
Figure 3:	Influence des traitements sur l'accroissement de la circonférence des troncs après la première et la deuxième saison	53
Figure 4:	Influence des traitements sur la hauteur des arbres après la première et la deuxième saison	55
Figure 5:	Influence des traitements sur la longueur des flèches terminales	57
Figure 6:	Influence des traitements sur le nombre et le poids moyen des bourgeons de la flèche terminale après la deuxième saison (échantillonnage effectué le 23 août 1994)	59
Figure 7:	Influence des traitements sur le nombre et la densité des bourgeons de la flèche terminale après la deuxième saison (échantillonnage effectué le 23 août 1994)	59
Figure 8:	Influence des traitements sur l'indice général de la qualité esthétique des sapins au cours de la première et de la deuxième saison	60
Figure 9:	Évolution de la teneur en carbone organique total (méthode Walkley-Black) dans la couche 0-15 cm du sol	63
Figure 10:	Évolution de la teneur en azote total Kjeldahl (fraction 100 mesh) dans la couche 0-15 cm du sol	64
Figure 11:	Évolution de la teneur en nitrates (fraction 2 mm) dans la couche 0-15 cm du sol	66
Figure 12:	Évolution de la teneur en nitrates (fraction 2 mm) dans la couche 15-30 cm du sol	67
Figure 13:	Évolution de la teneur en azote ammoniacal (fraction 2 mm) dans la couche 0-15 cm du sol	68
Figure 14:	Évolution de la teneur en phosphore assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 0 - 15 cm du sol	70
Figure 15:	Évolution de la teneur en potassium assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 0 - 15 cm du sol	72
Figure 16:	Évolution de la teneur en calcium assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 0 - 15 cm du sol	73
Figure 17:	Évolution de la teneur en magnésium assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 0-15 cm du sol	73
Figure 18:	Évolution de la teneur en aluminium assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 0-15 cm du sol	76
Figure 19:	Évolution de la teneur en aluminium assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 15-30 cm du sol	77
Figure 21:	Évolution de la teneur en fer assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 15-30 cm du sol	78
Figure 22:	Évolution de la teneur en cadmium (extraction à l'eau régale) dans la couche 0-15 cm du sol	78

Figure 23:	Évolution de la teneur en cuivre (extraction à l'eau régale) dans la couche 0-15 cm du sol	79
Figure 24:	Évolution de la teneur en manganèse (extraction à l'eau régale) dans la couche 0-15 cm du sol	79
Figure 25:	Précipitations mensuelles moyennes et observées en 1993 à la station météorologique de Saint-Fortunat	86
Figure 26:	Précipitations mensuelles moyennes et observées en 1994 à la station météorologique de Saint-Ferdinant	86
Figure 27:	Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation au cours de la saison 1993	90
Figure 28:	Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation au cours de la saison 1994	90
Figure 29:	Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation au cours de la saison 1993	91
Figure 30:	Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation au cours de la saison 1994	91
Figure 31:	Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation au cours de la saison 1993	93
Figure 32:	Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation au cours de la saison 1994	93
Figure 33:	Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation au cours de la saison 1993	95
Figure 34:	Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation au cours de la saison 1994	95
Figure 35:	Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation au cours de la saison 1993	96
Figure 36:	Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation au cours de la saison 1994	96
Figure 37:	Évolution de la teneur en manganèse dissous de l'eau de percolation au cours de la saison 1993	99
Figure 38:	Évolution de la teneur en manganèse dissous de l'eau de percolation au cours de la saison 1994	99
Figure 39:	Évolution du pH de l'eau de percolation au cours de la saison 1994	100

1 INTRODUCTION

L'épuration des eaux usées urbaines au Québec est une pratique assez récente. Durant les années soixante, quelques municipalités se dotèrent de stations d'épuration (1.5% de la population était alors reliée à des systèmes) mais il a fallu attendre jusqu'aux années soixante-dix pour que la situation évolue significativement [Couillard 1988; Couillard *et al.* 1986; Crowley *et al.* 1986]. Le Gouvernement du Québec a alors créé, en 1978, le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PEAQ). Les préoccupations du PEAQ concernaient la restauration de la qualité des eaux naturelles de surface afin de récupérer les usages des cours d'eau. L'approche du PEAQ fut donc basée sur deux principaux objectifs [Gouin 1990]:

- Améliorer et conserver la qualité des cours d'eau pour satisfaire aux besoins de la population.
- Obtenir et maintenir des milieux aquatiques équilibrés permettant aux ressources biologiques d'évoluer normalement.

On peut dire que le PEAQ a grandement amélioré le réseau d'assainissement des eaux québécois. Avant 1978, 94 stations d'épuration des eaux usées étaient en opération et desservaient 79 300 personnes. En 1993 on comptait 407 municipalités desservies par 308 stations d'épuration. Ces stations desservaient une population de plus de 3,6 millions de personnes, ce qui constitue environ 65% de la population visée par le PEAQ [Bertrand 1994].

Les usines qui traitent les eaux usées permettent d'obtenir une eau de qualité acceptable pouvant être rejetée dans le milieu naturel. Toutefois un résidu appelé boue résiduaire, boue d'épuration ou plus simplement boue est alors produit. Le volume des boues générées est d'ailleurs en pleine croissance suivant évidemment le développement du réseau d'assainissement [Couillard 1989]. En général les auteurs s'accordent à dire que la production quotidienne de boue (sur une base sèche) est de 1000 kg par 10 000 habitants [Environnement Canada 1985; Grenier 1985]. En se basant sur un nombre de 3,6 millions de personnes desservies par les stations d'épuration on peut calculer qu'il y aurait environ 131 400 tonnes de boues (sur une base sèche) de produites annuellement au Québec. On remarque dès lors qu'il existe une quantité considérable de boue à gérer.

Lorsqu'elles répondent à certains critères de qualité, les boues résiduelles peuvent constituer une matière fertilisante intéressante à recycler en agriculture et en sylviculture. D'ailleurs, leur élimination par enfouissement ou par incinération va à l'encontre des politiques actuelles de conservation des ressources et de valorisation de la biomasse. L'enfouissement représente des coûts de plus en plus élevés pour les stations d'épuration des eaux usées. Réalisée dans des conditions visant à protéger le milieu récepteur de toute contamination, la valorisation agricole et sylvicole des boues pourrait alors constituer une voie d'élimination à la fois économique pour la station et bénéfique pour les terres fertilisées [Beauchemin *et al.* 1993].

L'expertise québécoise en matière de valorisation sylvicole des boues d'épuration municipale est limitée, ce qui freine son développement [Morrissette 1991]. Ainsi, il existe des besoins importants de recherche et de démonstration. D'ailleurs, même si le milieu forestier est très propice à la valorisation des boues d'épuration [Grenier et Couillard 1989; Hart *et al.* 1988], très peu de recherches ont été conduites au Québec. Aux États-Unis pourtant, l'épandage sylvicole des boues est beaucoup plus populaire. Certaines villes (ex.: Seattle) ont des programmes de valorisation à grande échelle qui fonctionnent depuis quelques années déjà [Couillard *et al.* 1993]. Plusieurs travaux ont également démontré que les conifères, les feuillus et différentes plantes ligneuses peuvent bénéficier énormément de la valeur fertilisante des boues [Henry *et al.* 1994; Grenier et Couillard 1989]. C'est donc dans ce contexte qu'un projet de valorisation des boues d'épuration des eaux usées municipales en culture de sapins de Noël a vu le jour. Les pages qui suivent tentent de synthétiser l'information qui a découlé des deux années de recherche.

2 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

2.1 Les principales façons d'éliminer les boues

Vu les grandes quantités de boues actuellement produites, leur élimination représente une partie importante des coûts de fonctionnement d'une usine d'épuration des eaux usées [Van Voorneburg and Veen 1993]. Au Royaume Uni, Davis (1987) estime que 50% des coûts du traitement des eaux usées sont attribuables à leur élimination (ce qui inclut aussi le traitement des boues). Au Québec il n'en va pas autrement car 30% du coût annuel de fonctionnement d'une usine d'épuration moyenne pourrait être associé au transport et à l'enfouissement des boues résiduelles [Gauthier et Jalbert 1990].

En fait il n'existe que peu de solutions fréquemment utilisées pour l'élimination des boues (voir Tableau 1). Les moyens les plus populaires mondialement sont l'enfouissement et le rejet en mer, mais on pratique aussi l'épandage sur les terres et l'incinération [Couillard 1994; Six 1990]. En Europe, l'enfouissement est privilégié par les pays ayant de fortes populations urbaines comme la France et l'Allemagne. Les pays à population plus rurale ou vivant près de la mer comme l'Espagne, les Pays Bas et l'Angleterre favorisent la valorisation agricole ou le rejet dans les océans. Toutefois, le largage en mer et la mise en décharge peuvent constituer un déplacement des problèmes de pollution et une perte de matière organique potentiellement utilisable [Garcia-Delgado *et al.* 1994; Couillard 1989; Grenier 1985]. Il est à noter que le largage en mer est interdit en Amérique du Nord et que la Communauté Européenne adoptera probablement cette norme sous peu [Evans 1993]. Pour ce qui est de l'incinération, elle représente une solution économique pour les boues séchées qui brûlent très facilement, mais pour les autres types de boues (liquides, déshydratées, *etc.*), les coûts de combustible nécessaire remettent ce mode de disposition en question.

La valorisation agricole ou sylvicole des boues par épandages peut être considérée comme une opération techniquement valable qui favorise le recyclage des éléments [Beauchemin *et al.* 1993]. Ce n'est cependant pas une idée nouvelle car, à la fin du 19^{ième} siècle, l'épandage agricole des boues existait déjà dans certains pays [Rafter and Baker 1894].

Tableau 1: Destinations finales des boues d'épuration des eaux usées urbaines dans différents pays

Pays	Valorisation	Enfouissement	Incinération	Rejet en mer	Total
	%				(1000 X t. m.s. de boues)
Québec ^a	7		93 ^b	0	130
États-Unis ^c	42	15	27	4	6 843
France	28	52	20	0	850
Pays-Bas	64	28	3	6	199
Espagne	62	10	0	28	280
Angleterre	53	16	7	24	958
Suède	60	40	0	0	180
Suisse	45	32	23	0	250

^a Données de 1993 [Beaulieu 1994].

^b Pourcentage incluant l'enfouissement et l'incinération.

^c États-Unis et autres pays: données de 1984 [Evans 1993]

Bien que cette façon de faire soit relativement économique, elle n'est pas encore fréquemment utilisée au Québec [Beaulieu 1994]. De plus, il est intéressant de noter qu'aucun projet commercial de valorisation sylvicole (hormis quelques projets de recherche) n'a vu le jour au Québec même si son potentiel de développement est fort, il semble qu'un manque d'expertise puisse expliquer cette situation [Morrissette 1991].

Au Québec, en 1990, la majorité des boues étaient incinérées (58%) ou mises en décharge dans les sites d'enfouissement sanitaires (41%). Seulement 600 tonnes de boues sur une base sèche étaient valorisées en agriculture soit 1% [St-Yves et Beaulieu 1988]. La situation a grandement évolué depuis car en 1993, 7% des boues étaient valorisées en agriculture. Ce pourcentage représente un total d'environ 9 100 tonnes de boues sur une base sèche, c'est donc un tonnage environ quinze fois plus élevé qu'en 1991. Des municipalités comme Victoriaville, Jonquière et Saint-Agapit valorisent toujours leurs boues mais ce sont surtout la Communauté Urbaine de l'Outaouais et la municipalité de Sherbrooke qui ont fait augmenter si rapidement le pourcentage de valorisation [Beaulieu 1994].

2.2 Fertilisation sylvicole à l'aide de boues résiduelles

2.2.1 Valeur fertilisante des boues d'épuration des eaux usées urbaines

En sylviculture, un élément chimique est dit essentiel si une plante ne peut compléter son cycle vital en l'absence de cet élément, si la fonction de cet élément ne peut être accomplie par un autre et si cet élément est directement impliqué dans le métabolisme végétal [Parent 1990]. On classe les éléments nutritifs généralement en deux catégories: les éléments majeurs (N, P, K, Ca, Mg, S) et les éléments mineurs (Fe, Mn, Cu, Zn, Mo, B, Cl). En foresterie comme en agriculture, les fertilisants minéraux (chimiques) cherchent à combler des carences en éléments nutritifs. Comme les éléments mineurs ne semblent pas limiter la croissance des arbres [Grenier 1985], les engrais sylvicoles sont fabriqués pour répondre aux besoins en éléments majeurs. Ces fertilisants minéraux ne contiennent pas de matière organique et se solubilisent rapidement pour fournir les ions nécessaires aux arbres (à l'exception de l'urée qui doit subir une hydrolyse).

Les boues d'épuration des eaux usées urbaines peuvent être considérées comme des fertilisants organiques car elles libèrent leurs éléments nutritifs majeurs d'une façon graduelle et elles sont constituées, en large part, de matière organique. Il y a toutefois une

partie de leur composition qui est sous une forme minérale directement assimilable (NH_4 , NO_3 , PO_4 par exemple). Les boues contiennent de plus tous les éléments nutritifs essentiels mais en proportions variables selon l'origine de celles-ci.

2.2.1.1 Azote

Au Québec, l'azote est généralement l'élément le plus limitant pour la croissance des arbres et les boues peuvent en contenir de bonnes quantités [Beauchemin *et al.* 1993]. Les valeurs d'azote total (formes organiques et minérales) sur une base sèche varient de 1,4% à 12% pour certaines boues du Québec [St-Yves et Beaulieu 1988]. Parmi les formes minérales, on retrouve surtout l'ammonium (NH_4) qui varie dans des concentrations de l'ordre de 0,07% à 0,5%. Cette forme d'azote est utilisée préférentiellement par les arbres [Breuer *et al.* 1979]. Les boues peuvent aussi contenir des nitrates, mais en concentrations assez faibles (0,002 à 0,2%) [St-Yves et Beaulieu 1988].

Une bonne part de l'azote total des boues est donc sous forme organique. Il est donc intéressant d'évaluer la vitesse de disponibilité de cet azote pour la nutrition minérale. Pour ce faire, on utilise le coefficient d'efficacité de la fraction organique (CEFO); ce coefficient est indicatif de la proportion d'azote organique présent dans le matériel fertilisant qui se minéralise et qui devient disponible aux végétaux durant une année. Au Québec, on estime le CEFO à 30% lors de l'année d'application des boues d'épuration [MENVIQ *et al.* 1991]. C'est une valeur moyenne qui semble toutefois refléter assez justement la réalité [Harvey et MacKenzie 1990; Beaulieu 1990]. Les boues résiduelles constituent ainsi un engrais à minéralisation plus lente que les fumiers de bovin (CEFO 46%) et les lisiers de porc (CEFO 70%) [Parent 1990]. C'est une qualité très intéressante car l'application des boues en forêt se fait habituellement en un seul épandage massif pour permettre de minimiser les coûts d'opération [Henry *et al.* 1994].

La littérature rapporte quelques façons de citer les contenus en azote dans les boues. Souvent on exprime la quantité d'azote en mg/kg de boue sur une base sèche. Quelquefois les contenus en azote sont donnés sur une base humide et à l'occasion, surtout au Québec, la notion d'azote disponible est utilisée. Contrairement aux fertilisants minéraux,

la teneur en azote total décrit mal la valeur des boues comme engrais azoté, c'est donc pourquoi on tente d'évaluer le contenu en **azote disponible** pour les plantes [MENVIQ *et al.* 1991]. L'azote inorganique initialement présent dans les boues sous formes de nitrates ou d'ammonium est directement assimilable par les végétaux. Par contre, seulement une fraction de l'azote organique se minéralise au cours de la première année suivant l'épandage (CEFO). On calcul donc la quantité d'azote disponible en additionnant l'azote inorganique à 30% de l'azote organique.

2.2.1.2 Phosphore

Le phosphore est un élément important dans la croissance des plantes ligneuses. Il est absorbé principalement sous la forme anionique ($H_2PO_4^-$) et est assimilé rapidement sous forme de phosphate inorganique (P- PO_4), de pyrophosphate (P- P_2O_7) ou de phosphate ester/diester (C-O-P/C-P-C) [Parent 1990]. On le retrouve en bonne quantité dans les boues résiduelles et il a l'avantage d'être très peu mobile une fois épandu car le phosphore est fortement retenu par les particules du sol [Beauchemin *et al.* 1993; Enfield 1976]. Au Québec, St-Yves et Beaulieu (1988) ont effectué une étude de caractérisation des boues de 34 stations d'épuration des eaux usées municipales, étude qui indiquait que les concentrations en phosphore total variaient de 980 à 34 300 mg/kg avec une moyenne de 12 025 mg/kg.

La disponibilité du phosphore présent dans les boues d'épuration des eaux usées pour les plantes est grande. On suggère que 70% du phosphore total pourrait être directement assimilé par les plantes [MENVIQ *et al.* 1991]. Dans les fertilisants minéraux on considère que 100% du phosphore est disponible.

2.2.1.3 Potassium

Le potassium est un autre macro-élément important pour la croissance des plantes que l'on retrouve dans les boues résiduelles. Comme cet élément reste en solution dans les eaux qui quittent les stations d'épuration, il est présent en plus faible concentration dans les boues mais il est considéré comme étant entièrement disponible aux plantes [Grenier 1985]. Au Québec, les concentrations en potassium sont d'environ 5 000 mg de K par kg

de boue sur une base sèche [St-Yves et Beaulieu 1988]. Une déficience possible en potassium pourra éventuellement être corrigée avec des fertilisants minéraux pour améliorer les boues en vue d'une valorisation sylvicole.

2.2.1.4 Autres éléments

Les autres éléments essentiels à la croissance des arbres (Ca, Mg, Fe, B, Zn, Mn, Cu, Mo, Cl) sont tous présents dans les boues. Cependant, on n'utilise pas les boues d'épuration pour palier à des carences possibles de ceux-ci chez les plantes. Notons aussi que certains de ces éléments, les métaux lourds, sont pris en compte pour juger de la qualité de la boue.

Le tableau 2 présente un résumé des données québécoises disponibles les plus récentes sur la composition chimique des boues résiduelles, soit l'étude de St-Yves et Beaulieu (1988). Les résultats sont issus d'un échantillon de boue composite par lieu échantillonné, c'est-à-dire 34 stations d'épuration des eaux de petites municipalités. Ce tableau rend compte de l'ensemble des éléments nutritifs essentiels mais aussi de plusieurs métaux lourds non-nécessaires aux végétaux.

2.2.2 Réponses des plantes ligneuses à l'épandage de boues d'épuration des eaux usées urbaines

Contrairement à la majorité des cultures agricoles, la fertilisation des plantes ligneuses n'est pas essentielle pour leur bonne croissance. Malgré cela, plusieurs milieux forestiers sont fertilisés dans le but d'en augmenter la productivité (vergers à graines, pépinières, peuplements commerciaux, etc.) ou pour maintenir une bonne croissance des arbres. Au Québec par exemple, de 1989 à 1992, un vaste programme de fertilisation minérale a été mis sur pied par les gouvernements du Canada et du Québec afin d'améliorer le statut nutritif des érablières dépérissantes [Dubé *et al.* 1994]. Cependant, dans l'ensemble du territoire forestier québécois, la surface de forêt fertilisée est loin de se comparer aux superficies qui sont traitées ailleurs au Canada [MENVIQ *et al.* 1991]. Il existe donc un excellent potentiel de développement pour la fertilisation sylvicole au Québec et les boues

de stations d'épuration des eaux usées urbaines pourraient constituer une source intéressante de matériel fertilisant [MENVIQ *et al.* 1991].

En général, on peut dire que les plantes ligneuses réagissent très bien à l'épandage raisonnable des boues résiduaires [Couillard *et al.* 1993]. D'une expérience à l'autre, les

Tableau 2: Teneurs en éléments (mg/kg m.s.) contenus dans les boues de 34 stations d'épuration des eaux usées municipales

Éléments	Teneurs moyennes	Étendues	Nombre de stations dépassant les normes québécoises
NTK	51 741	14 300 -139 268	- ^a
N-NH ₄	12 035	728 - 46 900	- ^a
N-NO ₃ -NO ₂	300	2,1 - 2 415	- ^a
P _{tot}	12 025	980 - 34 300	- ^a
K	5 032	572 -15 550	- ^a
Ca	12 572	456 - 42 310	- ^a
Mg	4 044	836 - 17 200	- ^a
As	2,7	0,3 - 14,5	0
B	71	2 - 260	4
Cd	3,2	1,4 - 11,2	0
Co	17,3	2,9 - 413	1
Cr	44,5	9,4 - 55	0
Cu	699	182 - 1 654	8
Hg	1,6	0,2 - 12,2	1
Mn	1 113	70 - 5 510	9
Mo	11,3	5 - 94	2
Ni	20,8	8,4 - 80	0
Pb	98	2,3 - 394	0
Se	0,6	0,1 - 3,3	0
Zn	595	178 - 1 765	0

^a Ne s'applique pas

[Adapté de St-Yves et Beaulieu 1988]

changements dans la croissance des arbres sont toutefois assez variables car plusieurs facteurs entrent en jeu. Il est évident que les réponses à la fertilisation varient selon

l'espèce considérée [Henry *et al.* 1994], mais elles varient aussi selon le climat, le type de sol, le type de boue employée, les conditions hydriques, etc.. Les quelques exemples, puisés dans la nombreuse littérature sur le sujet, et qui sont relatés ci-après, illustrent bien ces impacts variés mais généralement bénéfiques de la fertilisation sylvicole par les boues d'épuration des eaux usées urbaines.

Ce sont les chercheurs des États-Unis qui semblent avoir le plus fait progresser nos connaissances en fertilisation forestière à l'aide de boues résiduares. Par exemple, une recherche débutée en 1981 au Michigan visait à évaluer le potentiel fertilisant des boues d'épuration pour différents types de forêts [Nguyen *et al.* 1986]. Les espèces dominantes étaient le chêne rouge (*Quercus rubra* L.), le chêne blanc (*Quercus alba* L.) et l'érable rouge (*Acer rubrum* L.). La boue anaérobie liquide fut appliquée sur des parcelles de 1,5 hectares à raison de 8 tonnes à l'hectare sur une base sèche (Mg/ha m.s.) ce qui produisait un apport de 400 kg/ha d'azote total. Les résultats obtenus montrent qu'il n'y a pas eu de mortalité due à l'application des boues et que la croissance des arbres fut améliorée durant les trois années de mesures. On a ainsi observé une augmentation du diamètre des arbres fertilisés, toutes espèces confondues, de 63% comparativement aux témoins.

La municipalité de Seattle aux États-Unis valorise une bonne part de ses boues d'épuration dans les forêts de la région. Depuis 1973 de nombreuses recherches ont d'ailleurs porté sur la fertilisation des arbres par les boues. Par exemple, Henry et Cole (1986) rapportent qu'un peuplement de sapins de Douglas âgé de 60 ans fut fertilisé avec des boues liquides et que ce traitement a permis d'accroître le diamètre des arbres de 93% en 6 ans. Par ailleurs, ces auteurs ont observé de forts taux de mortalité dans de jeunes plantations de diverses espèces fertilisées avec des boues. Ils ont ainsi recommandé que les arbres aient un âge minimum de 7 ans avant d'être fertilisés avec des boues sans risque de mortalité. Notons toutefois que les jeunes arbres traités ayant survécu connurent des croissances beaucoup plus rapides que les arbres qui n'avaient pas été fertilisés.

Au Wisconsin, Bockeim *et al.* (1988) ont fertilisé une plantation de pins rouges (*Pinus rubrus*) à l'aide de boues. Le sol était un loam sableux peu fertile et l'âge des arbres

dominants était de 50 ans. Il a été déterminé à l'aide d'une technique graphique [Timmer and Stone 1978] que l'azote était l'élément qui limitait la croissance des arbres. La boue contenait 1.73% d'azote, 0.49% de phosphore et 0.058% de potassium. Elle fut épandue à des doses de 32, 63 et 94 Mg/ha ce qui correspond à 550, 1120 et 1670 kg/ha d'azote total. Après trois ans, le volume de bois produit était significativement plus grand dans les parcelles ayant reçu 32 Mg/ha m.s. de boue comparativement aux parcelles témoins. L'application massive de boue (94 Mg/ha m.s.) a toutefois diminué l'augmentation radiale annuelle des pins. On a expliqué ce phénomène par une perte de dominance apicale (les branches latérales seraient favorisées à cette dose) ou par un symptôme de toxicité. La concentration d'un élément nutritif a possiblement atteint le seuil de toxicité et ainsi freiné la croissance des arbres.

Au Québec, très peu de recherches ont porté sur la fertilisation des arbres à l'aide de boues de stations d'épuration. On a toutefois étudié les effets de la fertilisation d'une plantation d'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss.) avec des boues d'épuration des eaux usées à la fin des années soixante-dix [Gagnon 1972]. La plantation de 10 ans était établie sur un sol sablonneux de faible fertilité. Le pourcentage d'azote de la boue était d'environ 1,5% et seulement 560 kg/ha de boues digérées anaérobiquement avaient été épandues. La croissance en hauteur des épinettes fertilisées a dépassé celle des témoins de 7% après un an, de 13% après deux ans, de 20% après trois ans, de 30% après quatre ans et de 38% après six ans.

Toujours au Québec, une expérience avec des semis de mélèze laricin (*Larix laricina*) a permis de vérifier le pouvoir fertilisant de boues d'épuration anaérobies [Couillard 1989]. Les doses de boues liquides appliquées variaient de 0,6 à 10,9 Mg/ha m.s. ce qui correspond à 25 kg/ha et 450 kg/ha d'azote total. Les jeunes plants ont été cultivés en serre sur un sable pauvre en éléments nutritifs. L'expérience qui n'a duré 119 jours, a tout de même permis d'observer des hauteurs et diamètres atteignant respectivement 300 et 210% supérieurs à ceux des témoins. Des augmentations de croissance furent ainsi observées jusqu'à une charge cumulative d'environ 225 kg/ha d'azote total. Il est aussi à noter que de multiples applications, en fractionnant la dose totale d'azote, ont donné de

meilleurs résultats que les applications uniques. De plus, l'incorporation de la boue au substrat de croissance semble produire plus de biomasse que le simple épandage de surface.

Par ailleurs, la fertilisation avec des boues résiduelles fraîches semble avoir eu un impact négatif sur la survie des plantules de mélèze [Grenier et Couillard 1988]. En général, plus il y avait de boue et plus la mortalité augmentait, ce fut surtout le cas lorsque le mode d'application était l'épandage de surface. Les auteurs soupçonnent la minéralisation excessive de l'azote organique en $N-NH_4$ (jusqu'à un niveau phytotoxique) pour expliquer ces résultats.

À la lumière des nombreuses recherches sur la fertilisation des plantes ligneuses à l'aide de boues d'épuration, on remarque des effets stimulants très intéressants sur la croissance. Toutefois certains effets négatifs, entre autres la mortalité des jeunes arbres, ont aussi été observés lorsque les doses d'épandages étaient très élevées. Dans l'ensemble cependant, il est avantageux d'utiliser des boues d'épuration des eaux usées urbaines comme fertilisant sylvicole.

2.3 La culture du sapin de Noël au Québec

2.3.1 Situation économique de la production

Il existe peu de données permettant de dresser un tableau complet de l'industrie de l'arbre de Noël au Québec. On pense malgré tout que cette production est stable car le retrait de plusieurs producteurs de cette activité serait compensé par un accroissement des superficies chez les autres [Jubinville 1992]. Le marché d'exportation représentait environ 1,3 millions d'arbres de Noël en 1991 alors que le marché québécois était alors composé de 300 000 arbres cultivés, 10 000 sauvageons améliorés et de 40 000 sauvageons.

En 1991 au Québec, toujours selon Jubinville (1992), il y avait 494 producteurs qui cultivaient 10 640 hectares. L'Estrie comptait 58% des superficies, la Beauce 32% et les autres régions se partageaient 10%. En utilisant une densité moyenne de 1 750 arbres à

l'hectare, on peut évaluer l'inventaire des arbres de Noël en 1991 à 18,5 millions d'unités [Jubenville 1992].

2.3.2 Culture et fertilisation du sapin de Noël

Les cultures d'arbres de Noël ont été ciblées par le Ministère des forêts comme étant des sites à privilégier pour la valorisation sylvicole des boues d'épuration des eaux usées urbaines [MENVIQ *et al.* 1991]. Ces cultures sont habituellement fertilisées et elles sont facilement accessibles par la machinerie, ce qui facilite nettement les opérations d'épandage. De plus, ce sont des productions qui ne sont pas directement consommées par l'homme, ce qui réduit les risques pour la santé humaine [Couillard et Grenier 1989; Grenier et Couillard 1988; Van Miegroet *et al.* 1989].

Au Québec c'est surtout le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill) que l'on cultive [Veilleux 1985] mais d'autres espèces de sapin, de pin et d'épinette sont aussi utilisées. La culture du sapin de Noël a pour but de produire un arbre bien formé (cône symétrique) possédant un feuillage vert foncé et mesurant 1,8 à 2,0 mètres de hauteur [Badra 1983]. Pour ce faire, le producteur devra se préoccuper de différents aspects importants pour la bonne croissance de l'arbre qui sont, entre autres, le pH du sol, la fertilisation, la taille annuelle du sapin et le désherbage.

Il y a très peu de documentations sur le pH optimum de croissance du sapin baumier. Veilleux (1985) suggère un pH de 5,5 à 6,0 alors que Badra (1983) propose l'intervalle 6,0 à 6,2. Le sapin baumier ne semble donc pas être une plante très exigeante quant au pH et, comme plusieurs plantes agricoles, un pH avoisinant 6,0 serait satisfaisant.

La taille du sapin de Noël est une opération extrêmement importante pour produire un arbre de qualité [Landgren and Douglass 1993]. Le but de la taille est d'obtenir un arbre conique, bien pourvu en branche et possédant une seule flèche terminale. Quand le sapin a atteint la hauteur d'environ 40 cm et que deux couronnes sont présentes on débute la taille en élaguant les branches inférieures afin d'éviter la transmission de maladies du sol vers le feuillage [Landgren and Douglass 1993]. Les années subséquentes, on devra favoriser la

densité de feuillage de l'arbre en réduisant la dominance apicale. Pour ce faire on coupe la ou les flèches terminales à chaque année. On doit favoriser le développement d'une seule flèche terminale. S'il y a plusieurs flèches terminales sur un seul sapin on choisit généralement la plus basse que l'on taille après avoir éliminé les autres [Landgren and Douglass 1993]. Lorsqu'il n'y a qu'une seule flèche terminale, on coupe à environ 30 cm en prenant soin de conserver un bourgeon juste sous la coupe. Ce bourgeon se développera en flèche terminale l'année suivante. Finalement, on taille le contour de l'arbre à l'aide d'un long couteau pour lui donner une forme conique uniforme. Ces opérations de tailles ont lieu ordinairement à la fin août et au début de septembre. À cette période, le sapin a terminé sa croissance annuelle et les nouvelles pousses ne sont pas encore lignifiées, ces opérations se feront donc plus facilement [Veilleux 1985].

Certaines plantes nuisent aux sapins en compétitionnant pour l'eau, les éléments nutritifs et quelquefois pour la lumière. On doit donc contrôler ces plantes adventices afin d'améliorer la productivité de la culture. Le désherbage des cultures de sapin de Noël s'effectue ordinairement de deux manières. Premièrement, au printemps on applique un herbicide en bande sur le rang de sapin. Deuxièmement, plus tard en saison, on fauche les plantes qui poussent entre les rangs. Ces deux moyens de contrôle sont habituellement suffisants.

Pour maintenir une bonne fertilité, Veilleux (1986) recommande des applications de 10 à 20 g par arbre d'azote (50 à 100 kg/ha) et de 5 à 10 g par arbre de P, K et Mg (25 à 50 kg/ha). Ces doses ont été établies pour des engrais minéraux dont tous les éléments nutritifs sont considérés être entièrement disponibles aux végétaux. Badra (1983) a pour sa part établi une grille de fertilisation d'entretien qui fait intervenir l'analyse de sol et la hauteur de l'arbre. Les recommandations sont de l'ordre de 40 à 100 kg/ha d'azote. Les engrais minéraux sont appliqués généralement à la volée autour de l'arbre sur une surface de 0,9 à 1,35 mètre carré.

Selon Veilleux (1986) qui a effectué deux études de fertilisation du sapin baumier cultivé au Québec pour la production d'arbres de Noël, la première fertilisation devrait s'effectuer à partir de la troisième année de croissance. Idéalement le sol devrait contenir un minimum

de 3 100 kg/ha d'azote, 225 à 300 kg/ha de phosphore disponible, 240 kg/ha de potassium échangeable, 900 kg/ha de calcium échangeable et 225 kg/ha de magnésium échangeable. Pour ce qui est des aiguilles de l'année, elles devraient contenir, sur une base sèche, 1,5% d'azote, 0,19% de phosphore, 0,72% de potassium, 0,62% de calcium et 0,10% de magnésium [Bruns 1973 cité par Veilleux 1986].

2.4 Impacts édaphiques de l'épandage des boues résiduaires

2.4.1 Comportement des métaux lourds des boues dans les sols

2.4.1.1 Provenance des métaux lourds dans les boues d'épuration des eaux usées urbaines

Un des problèmes potentiels liés à la valorisation sylvicole des boues est la présence de métaux lourds potentiellement toxiques pour l'environnement. Parmi l'ensemble des métaux, Campbell (1994) mentionne que le cadmium, le cuivre, le mercure, le zinc et le plomb se trouvent à des concentrations environnementales les plus près des concentrations toxiques. Dans le cas des eaux usées, il serait donc très intéressant de pouvoir contrôler ces métaux à la source afin de minimiser les risques de contamination. Malheureusement, il semble que le contrôle à la source ne soit pas envisageable à court terme car les origines des métaux dans les eaux usées sont très diverses. Des chercheurs américains ont effectué une étude approfondie de la provenance des métaux lourds dans les boues résiduaires de la ville de New York [Klein *et al.* 1974]. Cette grande ville étant fortement industrialisée, les chercheurs croyaient au départ que les industries (surtout l'*électroplaquage*) étaient la principale source de métaux. De façon surprenante les résidences contribuaient pour 25% à 49% du total des métaux, ce qui était plus important que l'industrie de l'*électroplaquage* (Tableau 3). Au Québec, rien ne laisse croire qu'il en est autrement et les résidences sont probablement à l'origine d'une large part des métaux lourds présents dans les boues.

2.4.1.2 Spéciation des métaux provenant des boues d'épuration des eaux usées

Les boues épandues sur les sols agricoles et forestiers peuvent contenir des métaux à des concentrations beaucoup plus élevées que dans les sols non fertilisés. Le tableau 4 illustre d'ailleurs ce fait en comparant les contenus en métaux de la croûte terrestre et des boues résiduelles du Québec. On remarque que certains métaux (Cd, Cu, Zn, Pb) présentent des facteurs de concentration assez élevés. On doit également noter que les valeurs utilisées pour les boues proviennent d'analyses de boues de petites municipalités peu industrialisées. Il est alors possible que les concentrations moyennes québécoises en métaux soient sous-évaluées. Il y a donc lieu de penser que les boues d'épuration peuvent constituer une source importante de métaux pour les sols [Chang *et al.* 1984].

Tableau 3: Origine des métaux lourds dans les eaux usées de New York

Source	Pourcentage du poids total des métaux reçus				
	Cu	Cr	Ni	Zn	Cd
Eau potable	20	0	0	7	0
Électroplaquage	12	43	62	13	33
Autres industries	7	9	3	7	6
Ruissellement urbain	14	9	10	31	12
Résidences	47	28	25	42	49
Provenance inconnue	0	11	0	0	0
Total (kg/jour)	1160	674	509	1780	73

[Tableau adapté de Klein *et al.* 1974]

Il n'y a pas de relation directe entre le contenu total en métal d'un sol et la biodisponibilité de ce métal. En effet, selon les sols, des proportions variables de métaux seront sous une forme soluble, précipités sous forme insolubles, immobilisés dans les tissus microbiens, etc.

[Zasoski and Edmonds 1986]. Il a donc fallu trouver des moyens d'évaluer plus spécifiquement la spéciation des métaux provenant des boues en mettant l'accent sur la détermination des fractions biodisponibles.

Les techniques de fractionnement des métaux ont en outre réussi à nous donner une idée imparfaite mais utile des formes métalliques retrouvées dans les boues et les sols. Ces méthodes chimiques de partition représentent cependant des divisions arbitraires entre les différentes formes théoriques. De plus, les solutions extractives ne sont pas parfaitement sélectives ni 100% efficaces pour extraire la forme désignée [Stover *et al.* 1976]. D'autres problèmes comme la réadsorption des métaux pendant les extractions, l'ordre d'extraction ou la préservation des échantillons peuvent aussi affecter les résultats.

Tableau 4: Comparaisons entre les contenus moyens en métaux de la croûte terrestre et des boues résiduaires.

	a. Boues résiduaires ^a (mg/kg)	b. Croûte terrestre ^b (mg/kg)	Facteur de concentration (ratio a/b)
Cd	3.2	0.2	16
Cu	699	45	15.5
Zn	595	65	9.2
Pb	98	12.5	7.8
Mn	1113	950	1.2
Ni	21	80	0.3
Cr	44.5	200	0.2

^a St-Yves et Beaulieu (1988)

^b Forstner and Wittmann (1981)

Malgré tout, les extractions séquentielles fournissent des renseignements sur la force relative des liaisons entre les métaux et les différentes phases solides des sols ou des

boues. Ces techniques peuvent aussi donner des résultats reproductibles et permettent de mettre en évidence des corrélations entre des fractions extraites et la biodisponibilité des métaux.

Dans les boues résiduaire, Emmerich *et al.* (1982) et Silviera et Sommers (1977) rapportent que la fraction des métaux solubles à l'eau ou échangeables est très faible (<2% pour Cd et Zn; 0% Ni et Pb). C'est probablement le seul point en commun parmi les articles consultés car il y a beaucoup de variations dans les autres fractions de métaux selon les types de boues, le pH, le potentiel d'oxydoréduction et la présence d'agents complexants. Des fluctuations apparaissent aussi dans le temps. Il est donc très difficile de tirer des conclusions générales à propos de la spéciation des métaux dans les boues. Les techniques utilisées dans les études consultées semblent adéquates mais les résultats ne s'appliquent alors qu'à la boue analysée.

Pour ce qui est des sols amendés avec les boues, il est aussi difficile de généraliser. Sposito *et al.* (1982) et Emmerich *et al.* (1982) ont noté que les formes extraites au KNO_3 et à l'eau représentent un faible pourcentage des formes de métaux. Les fractions importantes dans un sol seraient celles liées à la matière organique ou aux carbonates et la fraction résiduelle. Silviera et Sommers (1977) suite à l'utilisation d'une autre méthode d'extraction, mentionnent que la majorité du Cu, Zn, Cd, et Pb ajoutée au sol, fut retrouvée sous une forme relativement insoluble extraite au DPTA (*diethylenetriaminepentaacetic acid*) ou au HNO_3 . Il y avait peu de métaux solubles dans l'eau ou échangeables donc peu de risques environnementaux (lessivage ou prélèvement par les plantes) si le pH était maintenu près de la neutralité.

Avec une technique d'extraction séquentielle et l'utilisation de boues à fortes concentrations en métaux, Legret [1993] note que le Cd est principalement sous forme *échangeable*; le Ni est lié à la matière organique; le plomb est associé aux carbonates et aux oxydes de fer et de manganèse alors que le Cr est sous forme résiduelle. Le Cd pourrait donc représenter un risque environnemental (lessivage) pour certains sols et certaines boues [Legret 1993].

Finalement, il serait sûrement profitable de définir une méthode de référence pour l'extraction des métaux et de la valider en relation avec la biodisponibilité de ces métaux. Les études faites jusqu'à maintenant sont difficilement comparables vu les multiples méthodologies employées. De plus, peu d'entre elles font des liens entre spéciation des métaux et biodisponibilité.

2.4.1.3 Accumulation et mobilité des métaux lourds provenant des boues résiduaire

Le tableau 5 résume quelques expériences qui ont abordé cet aspect de la valorisation des boues d'épuration. De façon générale, la majorité des études montre que les métaux lourds sont retenus dans le sol en surface. L'exportation de ces éléments par les plantes est en outre faible. Par exemple, Chang *et al.* (1984) estiment que moins de 1% des métaux apportés par les boues ont été prélevés par les plantes (orge et sorgho) 5 ans après des épandages importants de boues (49 à 194 Mg/ha m.s.). D'autre part, la mobilité des métaux est fonction du métal en question puisque chacun a un comportement différent dans le sol [Beauchemin *et al.* 1993]. A titre d'exemple, Brown et Thomas (1983) estiment que le cadmium et le zinc sont plus mobiles que le cuivre, ce dernier étant fortement retenu par la matière organique. En résumé, on remarque que les métaux s'accumulent généralement en surface, dans les sols agricoles et sylvicoles. De plus, ils sont ordinairement très peu mobiles.

Pour éviter de trop grandes charges de métaux dans l'environnement avec des boues d'épuration, beaucoup de gouvernements ont imposé des critères ou des normes. Ces limites sont plus ou moins sévères selon le pays [Couillard 1994], le Québec se situe parmi les états les moins tolérants sur ce point. Le tableau 6 présente ces normes pour quelques pays en les comparant aux teneurs totales moyennes des sols agricoles du Québec. Il est à noter que les critères québécois, sur les concentrations totales en métaux admissibles dans les sols forestiers, sont les mêmes que pour l'agriculture. De plus, comme il n'y a pas

Tableau 5: Résumé de quelques expériences portant sur l'accumulation et la mobilité de métaux dans des sols agricoles et forestiers suite à l'épandage de boues d'épuration des eaux usées.

Référence	Type de sol/végétation	Doses de boues	Observations
Harris and Urie (1986)	Sable loameux, peuplier, 3 stades de croissance	11.5, 23 et 46 t m.s./ha, seconde application l'année suivante dans 50% des parcelles.	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Fe, Mn: partie importante des métaux immobilisée dans la couche d'humus. Pas de lessivage dans les horizons
Wells <i>et al.</i> (1986)	Sableux à argileux, plantation de pins (Caroline du Sud)	5.5 et 11.1 t m.s./ha (400 ou 800 kg N/ha)	Aucune différence dans les concentrations de la solution du sol à 1m pour Zn, Cu, Pb, Cd, Cr, Ni, Al, Fe, Co. Augmentations à 0.5 m pour Ni, Fe et Al. Métaux peu mobiles.
Sidle and Kardos (1977)	Forêt mixte de feuillus (Pennsylvanie)	12.7 ou 27 t m.s./ha	0.3%, 3.2% et 6.6% de la quantité totale de Cu, Zn et Cd lessivés à plus de 120 cm.
Lamy <i>et al.</i> (1993)	Sol loameux hydromorphe (France)	0 et 11 t m.s/ha	Augmentation de la concentration en Cd dans l'eau de drainage durant les semaines suivant l'épandage ($1.5 \mu\text{g L}^{-1}$ à $3 \mu\text{g L}^{-1}$).
Chang <i>et al.</i> (1984)	Sable, sable loameux, orge/sorgho	0, 22.5, 45 ou 90 t m.s./ha	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn Après 6 : ans: <ul style="list-style-type: none"> ■ 90% des métaux dans l'horizon 0 -15 cm ■ Horizon 15 - 30 cm: faible augmentation du contenu en métaux ■ Aucune augmentation sous 30 cm
Fiskell <i>et al.</i> (1990)	Sableux, pin (Floride)	0, 5.5, 11 ou 22 t m.s./ha	5 ans plus tard, Cd, Cr, Cu accumulés dans les horizons supérieurs (O et A); Zn s'accumule dans B _h .

Tableau 6: Teneurs totales moyennes en métaux des sols agricoles du Québec^a (kg/ha) et charges maximales admissibles dans les sols du Québec^b, de l'Allemagne^c et des États-Unis^d pour la valorisation agricole des boues (kg/ha).

	Teneurs totales moyennes des sols agricoles du Québec	Charges maximales admissibles		
		Québec	Allemagne	États-Unis
As	-	15	-	41
Cd	1,10	4	8,4	39
Co	13,9	30	-	-
Cr	40,0	240	210	3000
Cu	19,1	200	210	1500
Hg	0,043	1	5,7	17
Mo	-	4	-	18
Ni	21,8	36	60	420
Pb	29,8	100	210	300
Se	-	2,8	-	100
Zn	62,8	370	750	2800

a. Giroux *et al.* (1992)

b. MENVIQ *et al.* (1991)

c. Webber (1988)

d. Water Environment Federation (1993)

de données pour les sols forestiers, c'est la comparaison entre les concentrations trouvées dans les sols agricoles québécois (non-amendés avec des boues) et les normes du Québec qui est présentée. Elle indique qu'il existe normalement une bonne marge de manoeuvre qui permet l'épandage de boues.

2.5 Impacts de l'épandage des boues résiduairees sur les ressources hydriques

On divise généralement les ressources hydriques en deux principales composantes: l'eau qui s'infiltré dans les sols et l'eau qui ruisselle en surface. Les boues d'épuration, lorsque valorisées dans les forêts ou les plantations, peuvent affecter la qualité de l'eau de plusieurs façons. Des problèmes possibles reliés aux métaux lourds, aux éléments fertilisants et aux les microorganismes pathogènes retrouvés dans les boues résiduairees peuvent apparaître. Ces problèmes concernent l'eutrophisation des eaux de surface, la contamination des nappes phréatiques par les nitrates, les risques pour la santé humaine et animale suite au transfert de microorganismes nuisibles et de métaux traces [Van Miegroet *et al.* 1989].

2.5.1 Effets sur l'eau de ruissellement

Il y a très peu de références dans la littérature qui traitent des problèmes de ruissellement sylvicoles et aucune n'aborde le ruissellement en forêt en relation avec l'épandage de boues résiduairees. C'est probablement dû au fait que le ruissellement de l'eau est négligeable dans les zones boisées [Chang *et al.* 1984]. Contrairement aux sols agricoles, les sols forestiers possèdent entre autres une bonne protection contre la pluie grâce au couvert végétal important (surtout durant l'été). Ce phénomène limite l'arrivée rapide de quantités trop importantes d'eau au sol favorisant ainsi l'infiltration de l'eau de pluie. Il semble qu'aux États-Unis le ruissellement sylvicole n'a lieu que lorsque des opérations forestières ont perturbé le sol en le compactant et en le privant de son couvert végétal naturel [Chang *et al.* 1984].

Malgré tout, il est bon de s'intéresser aux effets possibles des boues résiduelles sur l'eau de ruissellement car on ne peut pas statuer formellement sur l'importance du ruissellement forestier au Québec. De plus, les plantations d'arbres, comme les cultures de sapin de Noël, ressemblent beaucoup à un écosystème agricole. Étant donné qu'il n'y a apparemment pas d'étude reliant la valorisation sylvicole des boues et le ruissellement, les exemples discutés ci-bas sont issus de la recherche en agriculture.

Aux États-Unis des chercheurs ont étudié l'impact de l'application récente de boues (2, 5 et 5 Mg/ha m.s. ou 75 et 150 kg N/ha) sur l'eau de ruissellement et sa qualité à l'aide d'un simulateur de pluie [Bruggeman and Mostaghimi 1993]. L'épandage de la boue a entre autres réduit le ruissellement et la perte de sédiments de façon significative. Ils ont néanmoins observé des augmentations de concentrations en éléments nutritifs (en particulier le NH_4) mais celles-ci ne sont survenues que lorsque le sol était détrempé. Notons finalement que cette étude n'a pas suivi les mouvements possibles des métaux et des microorganismes pathogènes.

Dunigan et Dick (1980) ont pour leur part vérifié l'impact des boues épandues sur les pertes en nutriments et en indicateurs de microorganismes nuisibles (coliformes fécaux) par le ruissellement. L'étude a montré que, par rapport à des boues enfouies, l'application de boue en surface (14.8 Mg/ha m.s.) a causé les plus grandes pertes en azote et en phosphore par le ruissellement. Ces différences vis-à-vis le témoin étaient de 3.24 et 0.39 kg/ha en azote et phosphore respectivement. Néanmoins, grâce à un traceur ($^{15}\text{NH}_4\text{-N}$), il a été démontré que les quantités substantielles de N-NO_3 et de N-NH_4 présentes dans la pluie naturellement pouvaient contribuer au total des pertes en azote par ruissellement. En ce qui concerne les coliformes, les comptages étaient très élevés dans l'eau de ruissellement durant les 15 jours suivant les épandages. Par exemple, on a compté jusqu'à 50 000 bactéries par ml. Toutefois, le nombre de coliformes diminuait rapidement une fois le sol devenu sec.

Au Minnesota, certains chercheurs ont travaillé sur les métaux lourds, les boues résiduelles et le ruissellement agricole [Larson and Dowdy 1976]. Les sols cultivés en maïs furent fertilisés avec 6 t/ha de boue l'année précédant les mesures. Les concentrations en métaux

étaient très basses et généralement inférieures à celles mesurées dans les rivières de la région. Les concentrations en cuivre et en chrome dans l'eau de ruissellement étaient les mêmes dans les parcelles témoins et traitées. Pour le cadmium, le plomb et le nickel, les limites de détection n'étaient presque jamais dépassées. Selon l'étude, le zinc pourrait causer des problèmes lorsque l'on considère les normes pour l'eau brute. Les pertes de zinc par ruissellement étaient néanmoins inférieures à 1% du total de zinc apporté par les boues.

2.5.2 Effets sur l'eau d'infiltration

L'épandage des boues de purification des eaux usées en forêt et en plantation peut être à la source de contaminations par infiltration dans le sol. Avant d'aborder ce sujet, on se doit de réfléchir sur les difficultés d'effectuer les suivis adéquats pour les eaux souterraines.

L'eau de la nappe phréatique provient d'endroits fertilisés avec des boues ainsi que de régions non-traitées. On doit en tenir compte afin d'éviter de surévaluer les problèmes, particulièrement dans le cas des études utilisant des lysimètres (échantillonnages peu profonds) [Van Miegroet *et al.* 1989]. D'autre part, la vitesse de déplacement des polluants (panache d'eau contaminée) est généralement lente et amène la possibilité de sous-évaluer les problèmes si on échantillonne à l'aide de puits profonds [Zasoski and Edmonds 1986]. On doit aussi se soucier du fait que les contaminants ne se déplacent pas de façon continue dans le temps. Il est alors difficile de choisir la bonne fréquence d'échantillonnage. Finalement, il y a beaucoup de variations dans les mesures des constituants de la solution du sol [Riekerk 1982].

Le lessivage constitue le principal vecteur de contamination en milieu forestier [Zasoski and Edmonds 1986]. De l'avis de nombreux auteurs, le lessivage des nitrates est d'ailleurs le principal obstacle environnemental à la valorisation des boues par épandage sur les terres [Henry *et al.* 1994; Bochkeim *et al.* 1988; Henry and Cole 1986; Zasoski and Edmonds 1986; Higgins 1984]. Les microorganismes pathogènes et les métaux lourds présentent aussi un danger potentiel pour les aquifères.

2.5.2.1 Les microorganismes pathogènes

En raison des conditions environnementales (température, radiation solaire, aération, etc.), les microorganismes pathogènes ne survivent habituellement pas très longtemps dans la nature. De plus, le sol est considéré comme un excellent filtre épurateur. Pour ces raisons, entre autres, les microorganismes pathogènes provenant des boues ne semblent pas représenter un risque environnemental important pour les eaux souterraines. Par exemple, Higgins (1984) a noté la présence de coliformes fécaux dans des puits situés près d'un site et sur un site agricole ayant reçu des boues (jusqu'à 44 Mg/ha m.s. durant 3 ans). Les concentrations, très faibles et variables, ne représentaient pas un problème de contamination significatif. Pour ce qui est des virus présents dans les boues, les risques pour la nappe phréatique existent mais sont négligeables: les virus sont fortement adsorbés aux particules formant les boues et leur relâchement est rare [Payment 1993].

2.5.2.2 Les métaux lourds

Un problème de lessivage des métaux lourds à la suite de l'épandage de boue n'a jamais été clairement démontré. Il y a plusieurs études qui traitent de cet aspect mais mis à part les cas particuliers (doses extrêmes, sol très acide, etc.), les métaux sont très peu mobiles. Les concentrations mesurées après les épandages de boues sont toujours très basses et se situent habituellement près des concentrations naturelles. Ainsi, Higgins (1984) n'a mesuré aucune augmentation des teneurs en métaux dans l'eau souterraine d'un sol agricole quatre années après les épandages de boues, même à la dose la plus forte (44 Mg/ha m.s. durant 3 ans). En France, toujours en milieu agricole, on a observé des augmentations de concentration en cadmium dans l'eau du système de drainage durant les trois semaines suivant l'application de boue [Lamy *et al.* 1993]. On a alors mesuré une moyenne de 1.5 µg/L de cadmium pour le témoin et le double (3 µg/L) pour la partie traitée. Ces résultats ne sont pas inquiétants pour la santé humaine car la norme pour l'eau brute est de 5 µg/L. Notons que la boue utilisée dépassait largement le critère québécois de qualité des boues (critère québécois pour le contenu en cadmium: 15 mg/kg, boue utilisée: 24.55 mg/kg).

En forêt, les pH souvent assez bas pourraient faciliter le transport des métaux vers les

nappes phréatiques. Néanmoins, à court terme, l'apport de boue entraîne généralement une élévation du pH, ce qui peut limiter les migrations [Beauchemin *et al.* 1993]. À plus long terme toutefois, la baisse éventuelle du pH (minéralisation, nitrification, etc.) pourra alors favoriser le mouvement des métaux. Malgré tout, les études en milieu sylvicole montrent que les métaux sont très faiblement lessivés (Tableau 5) [Henry *et al.* 1994; Fiskell *et al.* 1990; Wells *et al.* 1986; Sidle and Kardos 1977].

2.5.2.3 L'azote

Dans les boues résiduaires, l'azote se retrouve principalement sous forme organique (50 à 100%) et le reste sous forme minérale (N-NH₄ surtout) [St-Yves et Beaulieu 1988]. Généralement les concentrations en nitrates sont très faibles et plusieurs processus devront avoir lieu dans le sol pour que l'azote organique et ammoniacal des boues se transforment en nitrates, une forme azotée plus susceptible au lessivage. La figure 1 résume d'ailleurs les processus importants du cycle de l'azote [Tisdale *et al.* 1984].

La fraction ammoniacale directement disponible pour les végétaux suite aux épandages peut subir plusieurs transformations:

1. Volatilisation sous forme de NH₃
2. Utilisation et immobilisation par les microorganismes du sol
3. Assimilation par les plantes
4. Nitrification NH₄ → NO₃
5. Adsorption sur des sites d'échanges du sol
6. Lessivage dans le sol

La volatilisation est une voie importante de perte d'azote qui peut être significative pour limiter le lessivage des nitrates. En effet, l'ammoniaque ainsi volatilisé ne pourra évidemment pas être transformée en nitrate par nitrification. Selon les conditions du milieu, une quantité variable de NH₄ sera transformé en NH₃ et des facteurs environnementaux (vent, température élevée, pH élevé) pourront faciliter les pertes vers l'atmosphère. Bless (1992) évalue que les pertes peuvent atteindre 50% du total de l'azote ammoniacal des

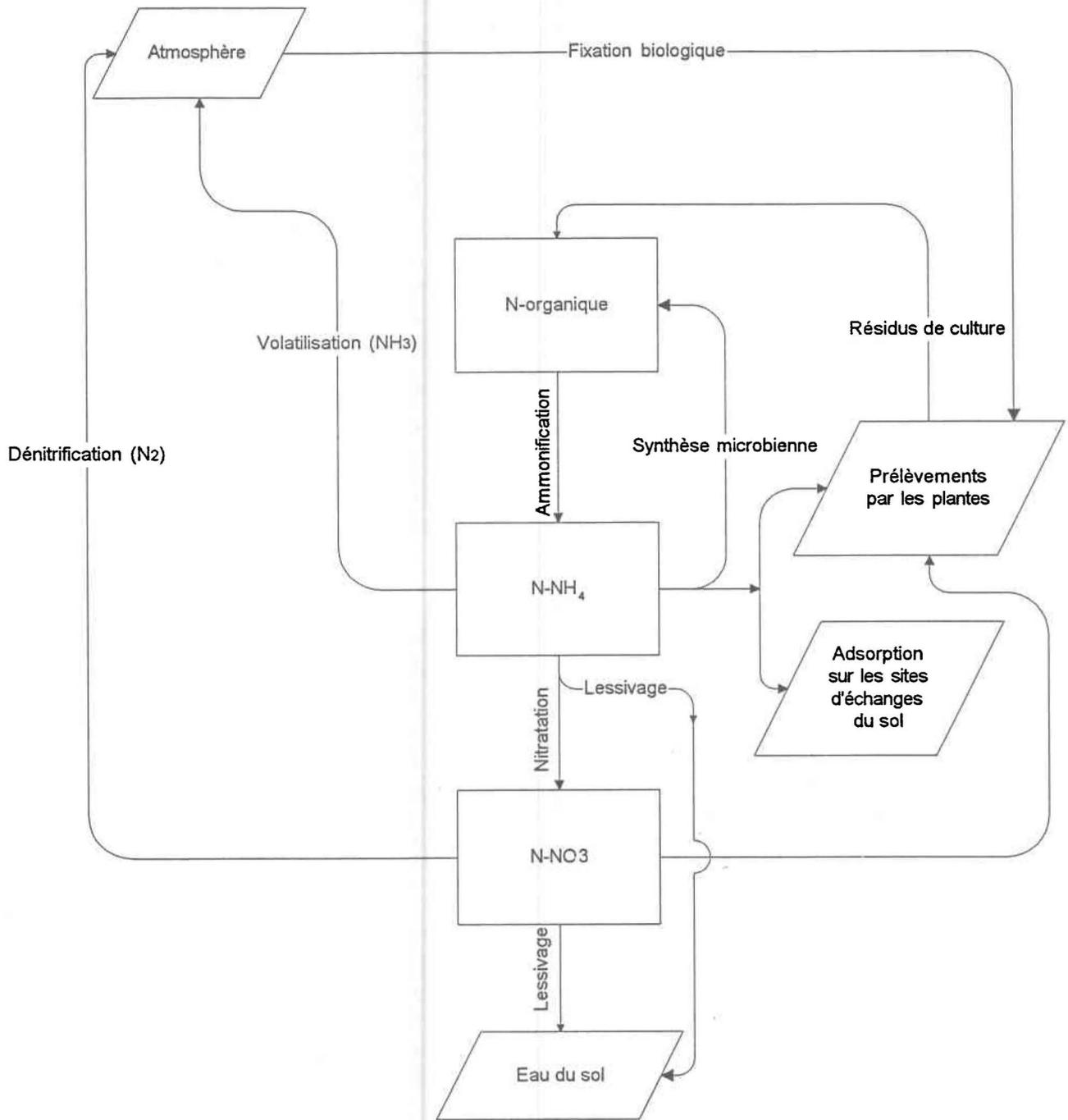


Figure 1: Cycle de l'azote (selon Tisdale *et al.*, 1984).

boues. En sylviculture, Vogt et al. (1981) ont évalué ces pertes à entre 25 et 62%. Burton et al. (1986) ont aussi mis en évidence des pertes importantes à la suite de l'application de boues liquides sur 4 types de couverts forestiers.

L'azote organique doit être nitrifié via des microorganismes pour se transformer en nitrate.

Il y a premièrement l'ammonification:



Par la suite, la nitratisation succède à l'ammonification pour ainsi compléter la nitrification:



Dans les sols forestier, la nitrification est à peu près inexistante et l'apport de boues à ces sols peut favoriser ce processus [Burton *et al.* 1986]. Les boues peuvent donc inoculer les sols de forêt et créer des microsites où les conditions sont favorables à la nitrification [Beauchemin *et al.* 1993]. Dans les plantations d'arbres comme les cultures de sapin de Noël, on tente de maintenir le pH des sols près de la neutralité, ce qui se rapproche de l'optimum pour la nitrification (pH du sol d'environ 8,5) [Tisdale *et al.* 1984].

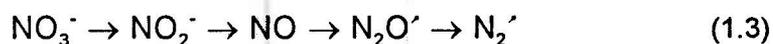
Après la minéralisation (ammonification et nitratisation de l'azote organique), les nitrates suivent plusieurs voies de transformation. Ils pourront être:

1. Assimilés par les végétaux ou les microorganismes
2. Transformés en azote gazeux (dénitrification)
3. Lessivés vers la nappe phréatique

La dénitrification est une voie qui peut indirectement influencer le lessivage des nitrates. Il existe toutefois des conditions *sine qua non* pour que ce processus ait lieu [Brockway et Urie 1983].

- Présence de bactéries dénitrifiantes
- Présence de donneurs d'électrons (matière organique)
- Anaérobiose (microsites ou sol entier)

La dénitrification peut être illustrée par cette relation simplifiée:



Lorsque les pH du sol et de la boue sont faibles, cette transformation microbiologique peut compter pour une part importante des pertes d'azote atmosphérique (plus que la volatilisation ammoniacale). Par exemple, les travaux de Brockway et Urie (1983) suggèrent que la dénitrification est probablement importante en milieu sylvicole. Il a d'ailleurs été incapable de comptabiliser 51% de l'azote appliqué via les boues d'épuration dans son bilan et la dénitrification fut alors invoquée pour expliquer le déficit.

Le lessivage des nitrates en profondeur survient généralement dès que les besoins des plantes et des microorganismes pour ce nutriment sont comblés. Bien sûr, la présence de l'eau de gravité pour transporter les nitrates est nécessaire. Plusieurs facteurs influencent la quantité de nitrates lessivés, entre autres: l'âge des arbres, la couverture végétale et le type de boue [Wells *et al.* 1986]. Néanmoins, c'est le taux de nitrification de l'azote ammoniacal et, dans un deuxième temps, la minéralisation de l'azote organique qui contrôlent l'enrichissement de la solution du sol en NO_3^- [Hart *et al.* 1988].

À l'instar de plusieurs aspects concernant les impacts des boues sur l'environnement sylvicole, il est très difficile de généraliser les études traitant de lessivage des nitrates. De l'avis de Beauchemin *et al.* (1993) on peut toutefois affirmer que le risque de contamination de la nappe phréatiques par les ions NO_3^- est très faible si les critères du Ministère de l'environnement et de la faune sont respectés (i.e. 200 kg/ha d'azote disponible, pour une période de 10 ans, apport maximal de 200 m³/ha par application) [MENVIQ *et al.* 1991]. Le tableau 7 résume quelques études qui ont permis d'en arriver à de telles conclusions.

Le risque de contamination des eaux par lessivage de NH_4 provenant des boues est moins préoccupant que le cas des nitrates. Par exemple, Higgins (1984) n'a pas noté de lessivage important, même à la dose imposante de 44 Mg/ha m.s. pendant 3 ans. Dans une plantation de pins, les observations de Brockway et Urie (1983) semblent confirmer ce fait: les nitrates peuvent être lessivés alors que l'ammonium est fixé (boues liquides, jusqu'à 19.3 Mg/ha m.s.).

Tableau 7: Résumé de quelques études ayant trait au lessivage des nitrates suite à l'épandage sylvicole de boues d'épuration des eaux usées

Auteurs	Types de forêt / sols	Doses de boues Mg/ha m.s. (kg/ha N tot.)	Observations
Hart <i>et al.</i> (1988) (Michigan)	Peupliers Feuillus Pins	10 (560 et 291) 8.9 (782 et 384) 8 (1300 et 690)	Concentrations qui augmentent dans la nappe phréatique mais restant toujours sous la norme de l'eau potable (10 mg/L N-NO ₃)
Wells <i>et al.</i> (1986) (Caroline du Sud)	Plantation d'épinettes (podzol, sableux)	5.5 (400) ou 11.1 (800)	L'ajout de 400 kg N/ha via les boues n'a pas entraîné d'augmentation en N-NO ₃ > 10 mg/L. Après 4 mois, à 800 kg N/ha il y avait des concentrations de nitrates > 60 mg/L à 1 m de profondeur. Après 18 mois, dans tous les cas les concentrations en N-NO ₃ < 10 mg/L
Brockway and Urie (1983) (Michigan)	Plantation de pins	4.8 (287) à 19.3 (1160)	Augmentations de NO ₃ après la fonte des neiges suivant les épandages. Doses de boues permettant de maintenir les concentrations en N-NO ₃ < 10 mg/L durant les deux ans suivant les épandages: 16.5 Mg/ha m.s..
Riekerk (1982) (Washington)	Sapin de Douglas (sols bien drainés)	243 (4800)	Augmentations jusqu'à 110 mg N-NO ₃ dans l'eau à 100 cm de profondeur. Rétablissement de la situation en 3 ans (i.e. maintien sous 10 mg/L).

[Tableau adapté de Beauchemin *et al.* 1993]

En résumé, les nitrates pourraient constituer une menace sérieuse à la qualité des eaux souterraines si des boues résiduares étaient appliquées à des doses élevées, c'est-à-dire plus de 400 kg/ha d'azote disponible, épandues en une année en milieu forestier [Couillard *et al.* 1995]. Le respect des critères du Ministère de l'environnement et de la faune du Québec [MENVIQ *et al.* 1991] semble donc écarter les risques de lessivage excessif. Ces critères mériteraient tout de même d'être validés pour les conditions environnementales québécoises. En effet, la fonte de la neige et les fortes pluies printanières et automnales du Québec pourraient favoriser la migration des nitrates.

3 Méthodologie

3.1 Aperçu général du projet

L'expérience menée consistait à évaluer certains impacts environnementaux jugés importants à la suite de l'épandage de boues d'épuration des eaux usées dans une culture d'arbres de Noël. Les effets d'un fertilisant organique, comme les boues résiduelles, sur un écosystème sylvicole peuvent être nombreux (Van Miegroet *et al.* 1989). L'étude s'est concentrée à étudier les conséquences de différentes doses de boues sur la qualité de l'eau d'infiltration et du sol. En parallèle, les effets sur la croissance des arbres ont été évalués. Les mesures ont été prises pendant deux saisons de croissance d'une culture de sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), en 1993 et 1994.

Plus précisément, les buts de la recherche étaient les suivants:

- (i) Déterminer l'influence de plusieurs doses d'épandage de boues d'épuration des eaux usées sur différents paramètres de croissance du sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.).
- (ii) Étudier les effets de plusieurs doses d'épandage de boues d'épuration des eaux usées sur la chimie du sol et la contamination de l'eau d'infiltration par des éléments nutritifs et certains métaux lourds à partir d'un essai sur un terrain légèrement en pente.
- (iii) Identifier les avantages et les inconvénients reliés à l'utilisation des boues d'épuration des eaux usées comme fertilisant pour les plantations de sapins cultivés pour la production d'arbres de Noël.

3.2 Choix du site expérimental

3.2.1 Localisation

On retrouve plusieurs cultures de sapin baumier destinées à la production d'arbres de Noël au Québec. Ces cultures occuperaient de 10 000 à 11 000 hectares, principalement situés en Estrie (58%) et en Beauce (32%) [Jubenville 1992]. Le lieu d'expérimentation choisi se situait dans cette zone principale de production au Québec. La culture commerciale de

sapins de Noël se trouve ainsi à Saint-Fortunat dans les Bois-Francs, une région à mi-chemin entre la Beauce et l'Estrie. Plus précisément, le site expérimental est situé dans le rang 5 de Saint-Fortunat chez M. Jérôme Croteau (*J.J. Croteau inc.*).

3.2.2 Le sol

Le sol de la plantation de sapin baumier est une ancienne prairie transformée en plantation d'arbres en 1987. L'analyse granulométrique (hydromètre 24 heures) [CPVQ 1993] montre des pourcentages d'argile, de limon et de sable atteignant respectivement 8%, 48% et 44%. Ce sol est donc *un loam-limoneux*. C'est un sol mince et mal drainé appartenant à la série Sainte-Marie, un sol représentatif de cette région montagneuse.

3.2.3 La culture

La plantation de sapins choisie était âgée de quatre années lors de l'application des boues en 1993. Les arbres présents avaient passé deux à trois années en pépinière et quatre années dans cette plantation. Les sapins y sont disposés en rangs, espacés de 1,6 m, et une distance de 1,6 m sépare les arbres sur le rang. La densité de sapins est d'environ 4300 arbres à l'hectare, ce qui est typique des cultures de sapin baumier destinées à la production d'arbres de Noël au Québec [Veilleux 1985]. En considérant qu'il faut environ dix ans en plantation pour produire un sapin baumier de Noël [Veilleux 1986], cette culture se situe au milieu de son cycle de production.

La taille des sapins de l'expérience fut effectuée une fois par saison, par le producteur de sapins. En 1993, le producteur a accidentellement taillé une partie des conifères à la fin août, ce qui a empêché de mesurer la hauteur maximale et la pousse annuelle de plusieurs arbres (80%) à la fin de la saison 1993. La taille des arbres fut complétée au début de septembre 1993. En 1994, l'opération a été menée en une seule journée, à la mi-septembre.

En 1993, le producteur a effectué deux traitements d'herbicide dans la plantation. Les

produits, simazine et glyphosate, furent pulvérisés au sol sur le rang afin de contrôler les plantes adventices qui auraient pu compétitionner les sapins. En 1994, un seul traitement à la simazine fut effectué. Les applications ont eu lieu à la fin mai pour la simazine et les 16 juin (1993) et 13 juin (1994) pour le glyphosate. Pour compléter le contrôle des mauvaises herbes, on a procédé à deux tontes, entre les rangs, en 1993, le 11 juin et le 26 août, tandis qu'on a fauché le 17 juin et le 24 août en 1994. Le tableau 8 résume les principales opérations culturales effectuées dans la plantation en 1993 et 1994.

Tableau 8: Principales opérations culturales effectuées dans la plantation en 1993 et 1994.

Opérations	Dates	
	1993	1994
Tailles	début septembre	milieu septembre
Applications d'herbicides	fin mai 16 juin	13 juin
Tontes des entre-rangs	11 juin 26 août	17 juin 24 août

3.2.4 Conditions météorologiques locales

Une station météorologique du Ministère de l'environnement du Québec (MENVIQ) située à Saint-Fortunat a permis de faire un suivi journalier de la pluviométrie en 1993. En 1994, cette station a été abandonnée par le MENVIQ. Nous avons alors utilisé les données obtenues à partir de la station de Saint-Ferdinand. Cette station, la plus près du site expérimental en 1994, est située à une quinzaine de kilomètres de Saint-Fortunat.

3.3 Description des traitements

3.3.1 Les unités expérimentales

L'expérience comportait cinq traitements: trois doses de boues appliquées en un seul temps, une dose annuelle de fertilisant chimique et un traitement sans fertilisation. Les traitements ont été répétés trois fois et distribués en trois blocs aléatoires complets (ANNEXE A). Le dispositif expérimental était donc composé de 15 parcelles de 20 m par 12 m (0.024 ha). Les parcelles d'un bloc étaient séparées par une zone tampon de 10 m.

3.3.2 Choix des doses

En plus d'un traitement sans aucune fertilisation, trois traitements constitués de différentes doses de boues d'épuration permettent de faire des comparaisons avec le traitement de fertilisation minérale (régie de culture du producteur). Initialement, les épandages de boues devaient fournir des doses équivalentes à 50, 100 et 200 kg/ha d'azote disponible la première année (un épandage en 1993, aucun en 1994). Ces doses ont cependant dû être recalculées à la suite d'une mauvaise évaluation de la teneur en azote ammoniacal de la boue utilisée. Les doses réelles appliquées ont ainsi été plus élevées que celles qui avaient été prévues, elles se sont établies à 80, 160 et 320 kg/ha d'azote disponible la première année (un épandage en 1993, aucun en 1994). Nous n'avons pas supplémenté la boue en éléments nutritifs (P, K, etc.) afin de pouvoir mieux évaluer sa valeur fertilisante réelle. Pour résumer, le tableau 9 présente les cinq traitements ainsi qu'une évaluation [MENVIQ *et al.* 1991] des apports en éléments nutritifs majeurs pour les deux saisons de l'expérience.

Même s'il a été plus élevé que prévu, le traitement de 80 kg/ha d'azote disponible reste tout de même relativement comparable à celui de la fertilisation conventionnelle. Les deux autres traitements avec des boues d'épuration, soit les niveaux de 160 et 320 kg/ha d'azote disponible, semblaient dépasser les exigences nutritionnelles de la culture. Par conséquence, leur utilisation visait surtout à étudier le devenir des contaminants dans le milieu.

Tableau 9: Quantités de boues épandues et évaluation des éléments nutritifs majeurs fournis^a en 1993 et 1994.

Traitement prévu au départ	Quantités de boues épandues (T/ha)	N _{disp.} (kg/ha)	P _{disp.} (kg/ha)	K _{disp.} (kg/ha)	Mg _{disp.} (kg/ha)	Ca _{disp.} (kg/ha)
Témoin (0 kg/ha N _{disponible})	0	0 (0) ^b	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Fertilisation minérale	0	80 (80)	40 (40)	70 (70)	21 (21)	0 (0)
Boues 50 kg/ha N _{disponible}	2.5	80 (32)	45 (15)	18 (0)	9 (0)	33 (0)
Boues 100 kg/ha N _{disponible}	4.9	160 (64)	90 (30)	36 (0)	18 (0)	66 (0)
Boues 200 kg/ha N _{disponible}	9.9	320 (128)	180 (60)	72 (0)	36 (0)	132 (0)

^a En supposant que les plantes ont prélevé tous les éléments nutritifs disponibles en 1993.

^b Entre parenthèses: éléments nutritifs fournis par la boue la deuxième année (1994).

3.3.3 Caractérisation physico-chimique de la boue

La boue épandue comme fertilisant provenait de la station d'épuration des eaux de Victoriaville. C'était une boue liquide épaissie, non digérée qui avait entre 32 à 45 jours d'âge. Elle était donc apte à la valorisation selon les critères du Guide des bonnes pratiques en valorisation sylvicole [MENVIQ *et al.* 1991].

Afin de caractériser la boue utilisée, des prélèvements ont été faits lors des épandages. Ils ont été déposés dans une chaudière propre pour former un échantillon composite. Ce dernier a été conservé au frais pour la durée des travaux d'épandage. Par la suite, deux sous-échantillons ont été prélevés et mis en bouteilles de verre. Un sous-échantillon a été envoyé à un laboratoire privé accrédité par le Ministère de l'environnement et de la faune, le sous-échantillon de sécurité a été conservé à 4° C à l'INRS-Eau.

Les analyses ont été effectuées avec les méthodes proposées par le bureau d'accréditation du Ministère de l'environnement du Québec [MENVIQ 1991]. Les méthodes utilisées sont résumées à l'ANNEXE B.

3.3.4 Caractérisation chimique du fertilisant minéral

Le fertilisant minéral employé pour le traitement 2 était du 13-14-14 avec un supplément de 3,5% de magnésium. Il renfermait donc 13% d'azote, 14% de P_2O_5 ou 6,1% de P, 14% de K_2O ou 11,7% de K et 3,5% de Mg.

3.3.5 Épandage du fertilisant minéral

Les applications d'engrais minéral (traitement de fertilisation minérale) ont eu lieu le 2 juin 1993 et le 3 juin 1994. Afin de respecter la régie habituelle, le fertilisant a été appliqué à la volée au pied de chaque arbre par les employés du producteur de sapins de Noël. Les sapins ont ainsi reçu deux doses (une par année) d'environ 140 g d'engrais. Les apports en éléments nutritifs résultant de ce traitement sont également présentés au tableau 9.

3.3.6 Épandage des boues

L'épandage des boues a eu lieu sur les 9 parcelles correspondant aux traitements de fertilisation de 80, 160 et 320 kg/ha d'azote disponible la première année. Les quantités de boues à épandre dans chaque parcelle ont été évaluées avant les épandages en tenant compte des doses d'azote disponible à fournir, de l'analyse des différentes fractions azotées (NTK, $N-NH_4$ et $N-NO_x$) et de la siccité d'échantillons prélevés sur les lots de boues

entreposés à la station d'épuration de Victoriaville. Le tableau 10 présente les résultats de ces analyses.

Tableau 10: Estimations avant épandage de la composition des boues utilisées pour établir les plan de fertilisation et valeurs réelles obtenues à la suite de la caractérisation complète des boues épandues.

Description de la boue	N-NTK (mg/kg m.s.)	N-NH ₄ (mg/kg m.s.)	N-NO ₃ (mg/kg m.s.)	Solides totaux (mg/kg humide)
Boue liquide de la station de Victoriaville	61 950 ^a (74 000) ^b	960 (13 500)	125 (20)	25 000 (24 000)

^a Estimations faites sur des lots de boues entreposés à la station de Victoriaville.

^b Concentrations trouvées sur la boue épandue (entre parenthèses)

Les opérations d'épandages ont été planifiées afin de respecter trois buts:

- (i) optimiser l'homogénéité des boues lors du transport et du stockage.
- (ii) assurer une homogénéité du taux d'épandage sur l'ensemble de la parcelle.
- (iii) contrôler les taux réels d'épandage.

Les boues ont été transportées jusqu'à la plantation dans un camion-citerne d'une capacité utile de 24 600 L (6500 GUS) équipé d'un mécanisme de brassage permettant d'homogénéiser la boue. Le camion-citerne a été stationné près de la plantation. Une citerne à lisier d'une capacité utile de 9 500 L (2 500 GUS), mue à l'aide d'un tracteur de ferme, servait ensuite au transport de la boue vers le site expérimental. Avant de les transvider, les boues étaient chaque fois agitées et homogénéisées dans la citerne du camion.

Les boues ont été épandues sur les parcelles à l'aide d'un boyau de 5 cm de diamètre muni d'une valve à son extrémité et relié à une pompe submersible déposée au fond de la citerne à lisier. La pompe a été préalablement étalonnée avec de l'eau et l'uniformité de l'épandage

a également été vérifiée. Pour ce faire, huit petits bacs (30 cm X 20 cm) en "styromousse" ont été répartis uniformément sur une surface d'environ 24 m². Le volume d'eau recueilli dans chaque bac a été mesuré après un arrosage afin de vérifier l'homogénéité de l'application. Les résultats de cet exercice sont donnés au tableau 11 et montrent une bonne uniformité. Le contrôle des volumes de boues réellement épandus sur les parcelles était assuré en mesurant la hauteur du liquide dans la citerne et en chronométrant le temps requis pour l'épandage. Une charte mettant en relation la hauteur et la géométrie du réservoir de 9 500 L permettait de connaître le volume de boues de ce dernier. En tenant compte du débit de la pompe, il était également possible de prédire le temps nécessaire pour appliquer le volume de boues requis pour chaque parcelle. Combiné à la mesure de la hauteur, le chronométrage permettait donc de guider la personne affectée à l'arrosage. Un passage répété et régulier du jet de boues dans chaque parcelle a permis d'uniformiser les épandages.

Les épandages de boues ont eu lieu en juin 1993. Les abondantes précipitations de juin ont entraîné la saturation en eau du sol, ce qui a occasionné des retards. En effet, les travaux d'épandage, initiés le 16 juin, ont été interrompus entre le 18 et le 22 juin à la suite de fortes pluies. Afin de ne pas prolonger indûment la période d'épandage, les travaux ont été repris dans des conditions non optimales. Finalement, ils ont été complétés le 25 juin.

3.4 Évaluation de la croissance des sapins

3.4.1 Circonférences des troncs

La circonférence du tronc peut être un bon indicateur de la qualité des sapins de Noël [Hockman *et al.* 1990]. On a donc mesuré la circonférence des troncs de sapin à 40 cm au-dessus du sol à l'aide d'un gallon circonférentiel. Les mesures étaient effectuées au millimètre près.

3.4.2 Hauteurs des arbres

La mesure de l'accroissement en hauteur des sapins de Noël peut apporter des

renseignements intéressants sur la croissance des arbres [Veilleux 1986]. Les 16 arbres identifiés dans chaque parcelle ont, par conséquent, été mesurés, du sol jusqu'à l'extrémité de la flèche terminale, à l'aide d'une règle rigide, au centimètre près. Malheureusement, des employés ont commencé à tailler les arbres avant que la prise de données ne soit complétée en septembre 1993. Les mesures n'ont pu être prises que sur 47 des 240 arbres. Les autres échantillonnages (mai 1993 et août 1994) se sont déroulés normalement.

Tableau 11: Résultats du test de vérification de l'homogénéité d'épandage.

Numéro du bac	Volume d'eau recueillie ^a (ml)
2	180
3	190
4	170
5	200
6	175
7	185
8	180
<i>moyenne</i>	182
<i>écart-type</i>	9

^a Le test de Kolmogorov-Smirnov indique que l'échantillon possède une distribution normale ($\alpha < 0,05$).

3.4.3 Flèches terminales

La croissance annuelle de la flèche terminale peut aider à évaluer les effets des fertilisants sur la croissance des sapins de Noël [Veilleux 1986]. Les mesures ont été prises au millimètre près à l'aide d'une règle rigide. Ici encore, l'échantillonnage de septembre 1993 fut perturbé par la taille précoce des sapins. Seulement 47 arbres sur 240 ont pu être mesurés. Les deux autres échantillonnages (mai 1993 et août 1994) ont été faits

normalement. Ces données de croissance ont aussi servi à mesurer la densité de bourgeons présents sur les flèches terminales.

3.4.4 Bourgeons

En 1993, aucune mesure concernant les bourgeons n'a été effectuée. Toutefois, en automne 1993, le producteur de sapins a remarqué des changements quant à la taille de ceux-ci dans les parcelles fertilisées avec les boues. Il a donc été décidé de prendre des mesures en 1994 afin d'évaluer l'effet de la fertilisation de 1993. Le nombre de bourgeons latéraux de la flèche terminale ainsi que le poids sec des trois premiers bourgeons latéraux (les plus élevés) présents sur la flèche terminale des 240 arbres identifiés ont donc été mesurés.

Tableau 12: Résumé des mesures de croissance prises en 1993 et en 1994.

Paramètre évalué	Nombre d'échantillonnages	Dates	
		1993	1994
Circonférence du tronc	3	18 au 27 mai 26 au 30 sept.	10 août
Hauteur de l'arbre	3	18 au 27 mai 26 au 30 sept.	10 août
Longueur de la flèche terminale	3	18 au 27 mai 26 au 30 sept.	10 août
Nombre et poids des bourgeons	1	—	23 août
Indice de qualité générale	3	18 au 27 mai 26 au 30 sept.	1 ^{er} sept.

3.4.5 Indice général de qualité esthétique de l'arbre

Ce paramètre a été évalué visuellement par la même personne. L'indice, variant de 1 à 5, tient compte de l'état de santé et de la qualité esthétique générale de l'arbre. Une cote de 1 a été attribuée aux arbres de très mauvaises qualité. Une cote de 5 signifiait que la qualité de l'arbre était exceptionnelle. Une photographie représentant un sapin typique de chaque catégorie est présentée à l'ANNEXE C.

3.5 Chimie du sol

3.5.1 Méthodes d'échantillonnages

Dans chacune des 15 parcelles, les sols ont été échantillonnés respectivement dans les couches de 0-15 cm et 15-30 cm de profondeur. Au cours de la saison 1993, des prélèvements ont été effectués le 4 juin, avant les épandages de boues, de même que le 8 octobre, trois mois et demi après les épandages. En 1994, un seul échantillonnage a eu lieu le 31 août.

Chaque échantillon était un composite de plusieurs prélèvements aléatoires dans la parcelle. La récolte de sol a été effectuée à l'aide d'une tarière en acier inoxydable. Entre chaque échantillon, la tarière a été nettoyée à l'eau déminéralisée. La couche de boue et la végétation, lorsque présentes, ont été enlevées des prélèvements. Le sol a été déposé dans des sacs en polyéthylène qui ont été acheminés à l'équipe technique d'Agriculture Canada à Lennoxville. Les échantillons ont été séchés à 40°C et des fractions tamisées à 2 mm et à 0,150 mm ont été préparées. Les échantillons étaient ensuite envoyés au laboratoire Créalab inc. pour la réalisation des analyses chimiques. Le tableau 13 présente un résumé des méthodes analytiques employées.

3.5.2 Carbone organique

Le contenu en carbone organique des échantillons a été évalué par la méthode Walkley-Black [CPVQ 1993].

3.5.3 Azote

Les teneurs en azote total (N-NTK) des échantillons de sol ont été évaluées par une digestion Kjeldahl de la fraction 0,150 mm. Les ions ammonium alors formés étaient dosés par colorimétrie à l'aide d'un autoanalyseur Technicon.

L'azote présent dans les échantillons sous formes de nitrate (N-NO₃) et d'ammonium (N-NH₄) était extrait du sol (fraction 2 mm) à l'aide d'une solution de KCl 0,1N. Les deux formes étaient ensuite dosées par colorimétrie à l'aide d'un autoanalyseur Technicon.

3.5.4 Éléments assimilables

Les éléments assimilables Al, Fe, P, K, Ca et Mg ont été extraits de la fraction 2 mm du sol avec la solution extractive Mehlich III (CH₃COOH(0,2N) + NH₄NO₃(0,25N) + NH₄F(0,015N) + HNO₃(0,013N) + EDTA(0,1M)). Cette solution est couramment employée au Québec pour extraire les éléments d'un sol que l'on considère comme étant assimilables par les plantes [Tran et Giroux 1987]. La solution était ensuite analysée par spectrophotométrie d'absorption atomique.

3.5.5 Métaux lourds

Les échantillons de sol (fraction 0,150 mm) ont été digérés à l'eau régale en vue du dosage des métaux. L'eau régale est un mélange d'acide chlorhydrique et d'acide nitrique (3:1), cette solution permet une extraction d'environ 85 % des métaux totaux. Le dosage du cadmium, du cuivre, du plomb et du manganèse a ensuite été fait par spectrophotométrie d'absorption atomique à la flamme. Lorsqu'on ne pouvait détecter le métal analysé, l'absorption atomique avec fournaise au graphite était utilisée.

Tableau 13: Méthodes analytiques utilisées et limites de détection des analyses de sols.

Paramètre évalué	Méthode d'extraction ou de digestion et références	Méthode de dosage	Limite de détection
N-NTK	Digestion Kjeldahl (fraction 0,150 mm) CPVQ, Agdex 533, méthode AZ-1	Dosage des ions ammonium par colorimétrie	80
N-NO ₃	Extraction au KCl 0,1N (fraction 2 mm) CPVQ, Agdex 533, méthode AZ-3	Dosage des nitrates par colorimétrie	1,7
N-NH ₄	Extraction au KCl 0,1N (fraction 2 mm) CPVQ, Agdex 533, méthode AZ-2	Dosage des ions ammonium par colorimétrie	1,0
Éléments assimilables (Al,Fe,P,Ca,Mg)	Extraction avec la solution Mehlich III (fraction 2mm) CPVQ, Agdex 533, méthode ME-1	Dosage par spectrophotométrie d'absorption atomique	Al: 5 Ca et K: 0,2 Fe: 0,3 Mg: 0,005 P: 2
Carbone organique total	Méthode Walkley-Black (fraction 0,150 mm) CPVQ, Agdex 533, méthode MA-1	—	1
Métaux (Cd,Cu,Pb,Mn)	Digestion à l'eau régale (fraction 0,150 mm) MENVIQ 1990b	Dosage par spectrophotométrie d'absorption atomique	Cd: 0,02 Cu: 0,2 Mn: 0,8 Pb: 0,002
pH eau	Mélange sol et eau déminéralisée (1:1) CPVQ, Agdex 533, méthode PH-1	Mesure avec un pH-mètre	—

Source: [CPVQ 1993; MENVIQ 1990b]

3.5.6 pH

Afin d'évaluer le pH des échantillons de sol, on a mélangé une partie de sol (fraction 2 mm) avec une partie d'eau déminéralisée. Les mesures ont été prises à l'aide d'un pH-mètre.

3.6 Suivi des contaminants chimiques dans l'eau de percolation

3.6.1 Échantillonnages

Afin de faire un suivi temporel des contaminants chimiques de l'eau de percolation, deux lysimètres ont été installés dans chaque parcelle. Avant d'être amenés sur le site d'expérimentation, les lysimètres ont été nettoyés à plusieurs reprises avec de l'acide chlorhydrique 10%. L'installation de ces appareils d'échantillonnage, du 10 au 19 mai 1993, a été faite par les techniciens du Ministère des ressources naturelles. Ces lysimètres sont résistants au gel [SoilMoisture Equipment Corp. 1993], ils n'ont donc pas été retirés durant l'hiver, entre les deux saisons de l'expérience.

Avant l'application des boues dans les parcelles, comme le suggère Grossmann et Udluft (1990), deux échantillonnages de rodage ont été réalisés avec les 30 lysimètres (1^{er} et 9 juin 1993). Par la suite, des prélèvements étaient prévus pour 1, 3, 5, 9, 13, 17, 19 et 21 semaines après les épandages. Les récoltes d'eau ont toutefois été difficiles à réaliser en juillet et août 1993 en raison des faibles précipitations enregistrées au cours de cette période. Des visites supplémentaires en automne ont complété le calendrier d'échantillonnage. En 1993, il y a donc eu 6 échantillonnages de juin à octobre (30 juin, 16 et 30 juillet, 27 août, 22 septembre et 29 octobre).

En 1994, il était prévu d'effectuer 7 échantillonnages d'eau d'infiltration à l'aide des lysimètres. Le premier échantillonnage devait avoir lieu en mai et être suivi par des prélèvements après 2, 4, 8, 13, 17 et 21 semaines. Comme la nappe d'eau souterraine était trop près de la surface, le premier échantillonnage n'a eu lieu que le 7 juin. Les autres

prélèvements ont été effectués les 22 juin, 4 juillet, 1^{er} août, 7 septembre, 10 octobre et 1^{er} novembre.

Les échantillons d'eau de percolation étaient récoltés et conservés dans des bouteilles de polyéthylène (HDPE) de 125 ml, aucun agent de conservation n'était ajouté aux échantillons et aucune filtration n'était effectuée. Les bouteilles étaient envoyées la journée même au laboratoire de chimie du Ministère de Forêts du Québec et toutes les analyses étaient effectuées dans les plus brefs délais (résumé des méthodes utilisées: tableau 14).

3.6.2 Description des lysimètres

Les lysimètres à tension utilisés étaient du modèle 1920 de SoilMoisture Equipment Co.. Il s'agit principalement d'un cylindre étanche de PVC de 60 cm muni d'un embout de céramique poreuse (ANNEXE D). Les lysimètres ont été enfouis à 30 cm de profondeur. Ils étaient protégés en surface par un tuyau ABS de 8 cm de diamètre qui recouvrait tout l'appareil.

Les lysimètres à tension permettent de recueillir de l'eau qui s'infiltre dans le sol et qui pourrait atteindre la nappe phréatique. Ils ont l'avantage de permettre l'échantillonnage, même lorsque le sol est relativement sec (sous la capacité au champ) [Grossmann et Udluft 1990]. Grâce à une pompe, on crée une pression négative (vide) à l'intérieur du cylindre (50 à 85 centibars); l'eau du sol pénètre alors à l'intérieur par la céramique poreuse. Lors des échantillonnages, on crée une pression positive et on utilise un tube inséré jusqu'au fond du lysimètre pour récolter l'eau accumulée.

Durant les deux échantillonnages de rodage, des fuites d'air ont été observées. Plusieurs valves défectueuses ont d'ailleurs dû être remplacées et à quelques reprises, le joint entre le bouchon et le tube du lysimètre a été scellé en appliquant du silicone. Le rodage visait aussi à permettre le rétablissement d'un certain continuum d'écoulement au niveau du sol perturbé lors de l'installation des lysimètres.

3.6.3 Analyses des formes d'azote

Deux formes d'azote ont été analysées dans les échantillons d'eau d'infiltration, le nitrate et l'ammonium (N-NO₃ et N-NH₄). Ces deux composés ont été dosés par colorimétrie avec l'analyseur à flux continu LACHA Quick Chem.

3.6.4 Analyses des métaux

Les métaux lourds, cadmium, cuivre et manganèse étaient dosés dans tous les échantillons par spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP). Étant donné les faibles concentrations de plomb habituellement trouvées dans l'eau du sol [Berthet *et al.* 1984], cet élément a été dosé par spectrophotométrie d'absorption atomique avec fournaise de graphite. Des contraintes de temps et de ressources humaines nous ont contraint à limiter ces analyses (Pb) aux échantillons provenant des parcelles des traitements témoin et 320 kg/ha d'azote disponible.

3.6.5 Analyses du phosphore

Le phosphore présent dans l'eau d'infiltration a été dosé par spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP).

3.6.6 pH

Il n'avait pas été prévu de mesurer le pH des échantillons dans le cadre du protocole expérimental initial [Couillard *et al.* 1993]. En 1993, aucune mesure de pH n'a été effectuée dans l'eau de percolation. Cependant, comme ce paramètre peut avoir une influence importante sur la concentration des métaux en solution [Smith 1994; Lamy *et al.* 1993], des mesures ont été prises en 1994. Le pH de certains échantillons a été mesuré sur le site lors des échantillonnages avec un pH-mètre. Des contraintes monétaires et de temps ont empêché un suivi plus complet de ce paramètre.

Tableau 14: Méthodes analytiques utilisées et limites de détection des analyses d'eau de percolation.

Paramètre évalué	Méthode de dosage et références	Limite de détection (mg/L)
N-NO ₃	Dosage des nitrates par colorimétrie	0,02
N-NH ₄	Dosage des ions ammonium par colorimétrie	0,02
P	spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,02
Cu	spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,01
Cd	spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,002
Mn	spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,005
Pb	spectrophotométrie d'absorption atomique avec four de graphite	1 µg/L
pH eau	Mesure avec un pH-mètre	—

3.7 Analyses statistiques des résultats

À l'aide du logiciel SAS, des méthodes statistiques ont été employées afin de faciliter

l'interprétation des résultats. Pour les résultats concernant la croissance des sapins, l'eau de percolation et la chimie du sol, l'analyse factorielle de variance à deux critères de classification (3 blocs, 5 traitements) a été utilisée pour détecter les différences entre les moyennes des traitements, les effets de blocs et les interactions possibles entre les blocs et les traitements. Notre dispositif expérimental en blocs aléatoires complets se prêtait très bien à ce type d'analyse. Toutefois, avant d'utiliser l'analyse de variance, chaque série de données était préalablement examinée pour vérifier la normalité des observations et l'homogénéité des variances.

Nous avons utilisé le test de Kolmogorov-Smirnov au seuil $\alpha = 0,05$ pour vérifier la normalité des observations. L'analyse de variance étant une méthode robuste vis-à-vis la normalité, lorsque l'hypothèse de normalité était rejetée par le test, un examen graphique des résidus permettait de s'assurer que la série de données ne s'éloignait pas trop de la distribution normale.

L'homogénéité de la variance dans une série de donnée est une condition importante à respecter avant de procéder à l'analyse factorielle de variance. L'homoscédasticité a donc été vérifiée par l'examen visuel des résidus et à l'aide du test de Bartlett au seuil $\alpha = 0,01$. Les différences significatives entre les traitements étaient finalement mises en évidence par le test de comparaisons multiples de Duncan (*Duncan's multiple range test*) au seuil $\alpha = 0,05$.

3.8 Contrôle de qualité des analyses de laboratoire

Un suivi rigoureux de la qualité des résultats d'analyses de laboratoire produits a été fait durant toute la durée du projet. Un résumé (ANNEXE E) des mécanismes qui ont permis de s'assurer de la rigueur et de la précision des analyses effectuées par les laboratoires impliqués est présenté à la fin de ce mémoire.

4 RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS

4.1 Caractérisation de la boue

Le tableau 15 présente les résultats analytiques de la boue utilisée comme fertilisant. C'est une boue liquide de très bonne qualité en ce qui concerne les éléments fertilisants et les éléments potentiellement toxiques qu'elle contient.

La concentration en azote total Kjeldahl est importante (7,4%) et supérieure à la moyenne des boues de 34 stations québécoises en 1988 [St-Yves et Beaulieu 1988]. Une teneur élevée en NTK est intéressante étant donné les besoins des plantes habituellement importants pour cet élément [Beauchemin *et al.* 1993]. Même si la boue ne contient pas beaucoup de nitrates (0,002%), la fraction d'azote minéral directement disponible aux végétaux est tout de même importante car l'azote ammoniacal (1,35%) est présent à un niveau plus élevé que celle retrouvée dans la moyenne des boues québécoises (tableau 15). Le phosphore est abondant dans cette boue. À une concentration de 2,6%, c'est plus du double de la moyenne pour les 34 stations échantillonnées en 1988. Toujours en comparaison à la moyenne québécoise, le potassium (0,7%) est aussi en plus forte teneur dans la boue liquide de notre étude. Pour ce qui est du magnésium, sa teneur (0,4%) est légèrement plus faible qu'en moyenne au Québec.

Un des avantages de l'utilisation des boues d'épuration des eaux usées comme fertilisant est la présence d'éléments nutritifs mineurs ou secondaires que l'on ne retrouve habituellement pas dans les engrais minéraux classiques. L'analyse de la boue utilisée révèle par exemple la présence de calcium (1,3%) et de plusieurs oligo-éléments essentiels pour les plantes. Parmi ces oligo-éléments, plusieurs sont des métaux lourds. Toutefois, aucun d'entre eux ne dépasse les critères de qualité québécois [MENVIQ *et al.* 1990]. Seul le cuivre (570 mg/kg m.s.) se rapproche de la limite souhaitable de métal présent dans la boue. Toutefois, sa teneur comme celle des autres métaux est plus faible que la moyenne québécoise pour des stations québécoises de régions peu industrialisées [St-Yves et Beaulieu 1988].

Tableau 15: Caractérisation physico-chimique de la boue épanchée en 1993, moyennes pour les boues de 34 stations québécoises et critères de qualités québécois pour la valorisation sylvicole des boues résiduelles.

Paramètres	Boue épanchée en 1993	Teneurs moyennes au Québec ^a	Critères de qualité québécois ^b
Mat. totale (mg/kg m. h.)	24000	23512	—
pH	6,7 ^c	—	—
N-NTK (mg/kg m.s.)	74000	51 741	—
N-NH ₄ (mg/kg m.s.)	13500	12 035	—
N-NO _x (mg/kg m.s.)	20	300	—
P _{tot} (mg/kg m.s.)	26000	12 025	—
P _{inorg} (mg/kg m.s.)	21500	—	—
K (mg/kg m.s.)	7250	5 032	—
Ca (mg/kg m.s.)	13000	12 572	—
Mg (mg/kg m.s.)	3600	4 044	—
Al (mg/kg m.s.)	12500	—	—
As (mg/kg m.s.)	2,7	2,7	15 (30)
B (mg/kg m.s.)	< 5	71	100 (200)
Cd (mg/kg m.s.)	1,8	3,2	10 (15)
Co (mg/kg m.s.)	< 5	17,3	50 (100)
Cr (mg/kg m.s.)	18	44,5	500 (1000)
Cu (mg/kg m.s.)	570	699	600 (1000)
Fe (mg/kg m. s.)	26500	—	—
Hg (mg/kg m.s.)	< 5	1,6	5 (10)
Mn (mg/kg m.s.)	375	1 113	1500 (3000)
Mo (mg/kg m.s.)	6,7	11,3	20 (25)
Ni (mg/kg m.s.)	18	20,8	100 (180)
Pb (mg/kg m.s.)	50	98	300 (500)
Se (mg/kg m.s.)	3,5	0,6	14 (25)
BPC (mg/kg m.s.)	< 0,9	—	10
Zn (mg/kg m.s.)	300	595	1750 (2500)

a. Selon St-Yves et Beaulieu, 1988.

b. Valeurs souhaitables et maximales (entre parenthèses) selon le Guide des bonnes pratiques [MENVIQ *et al.* 1991].

c. Moyenne provenant d'échantillons prélevés en 1992 et 1993. Données fournies par la station de Victoriaville.

Nous avons donc employé une boue d'excellente qualité qui répond à tous les critères québécois de valorisation en sylviculture. Malgré certains écarts, cette boue est comparable à la moyenne de 34 stations du Québec [St-Yves et Beaulieu 1988]. En ce qui concerne les métaux lourds, elle semble typique d'une région peu industrialisée.

4.2 Résultats de croissance

De façon générale, les sapins fertilisés avec les boues ont connu une croissance supérieure à celle des plants témoins (aucune fertilisation) et aux arbres fertilisés avec l'engrais minéral. Le suivi de plusieurs paramètres de croissance a permis d'en arriver à cette conclusion.

4.2.1 Circonférences des troncs

On peut considérer la mesure de la circonférence du tronc comme étant un indicateur de la qualité générale d'un sapin de Noël. En effet, Hockman *et al.* (1990) ont montré qu'il existe une relation proportionnelle entre la circonférence du tronc de sapin et la qualité commerciale de l'arbre de Noël (*Christmas tree grade*). Les résultats indiquent également que, pour des arbres de même âge, il existe une relation positive évidente entre la circonférence du tronc et l'indice général de qualité esthétique. La figure 2 illustre ce phénomène. Les moyennes de circonférences présentées réfèrent à la moyenne des circonférences pour chaque catégorie (indices 1 à 5). Les résultats sont issus d'un échantillonnage effectué avant l'application des traitements, soit en mai 1993. En supposant qu'un meilleur accroissement de la circonférence du tronc des sapins aura un effet positif sur la qualité générale des arbres, l'étude des effets des traitements sur ce paramètre de croissance a été effectuée.

Pour mettre en évidence les effets dus aux traitements et s'affranchir de l'effet de croissance naturelle (même sans fertilisation un arbre croît), un suivi des accroissements de circonférence a été fait. Ainsi, les **accroissements** présentés à la figure 3 sont des différences entre la circonférence des arbres avant et après l'application des traitements (mai 1993).

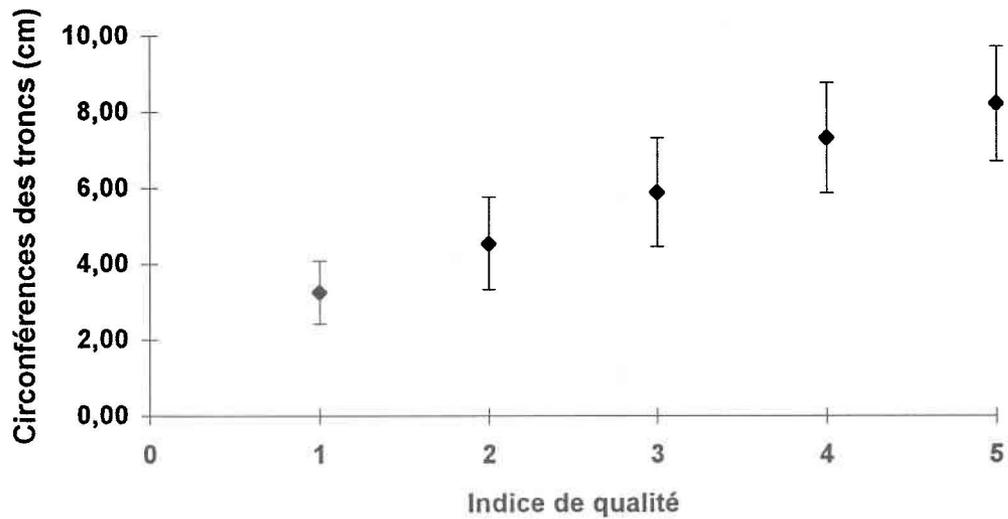


Figure 2: Relation entre les moyennes de circonférences des troncs et les 5 catégories de sapins (indices 1 à 5) en mai 1993 (avant l'épandage des boues).

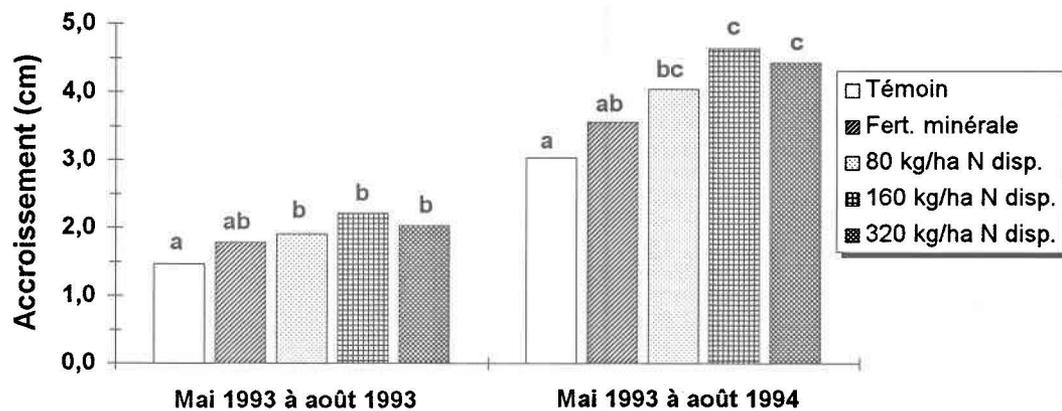


Figure 3: Influence des traitements sur l'accroissement de la circonférence des troncs après la première et la deuxième saison.
(Les lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements, test de Duncan au seuil $\alpha = 0,05$)

Les résultats montrent que les arbres aux traitements 3, 4 et 5 (ceux employant des boues) ont connu une amélioration de leur croissance significative ($\alpha < 0,05$) comparativement aux plants témoins. Après une seule saison de croissance, on note une augmentation pour ce paramètre. Après deux saisons, les accroissements sont encore plus grands. Par ailleurs, on ne trouve pas de différence significative entre les arbres témoins et les sapins fertilisés à l'aide de l'engrais minéral bien qu'une tendance vers un plus grand accroissement soit perceptible.

Le traitement 4, dose de 5 Mg/ha (m.s.) de boue a été le meilleur traitement pour ce paramètre de croissance. La dose la plus forte, 10 Mg/ha (m.s.), a entraîné une amélioration de la croissance moins prononcée que celle du traitement 4. Ce phénomène de toxicité, classique en fertilisation, a été observé par plusieurs chercheurs qui ont travaillé avec des boues d'épuration en sylviculture [Grenier et Couillard 1988; Henry 1986; Grenier 1985].

4.2.2 Hauteurs des arbres

À l'instar de l'accroissement de la circonférence du tronc, on observe les meilleures augmentations en hauteurs des arbres pour les traitements 3, 4 et 5. La figure 4 montre les accroissements de hauteurs des arbres, 2 et 14 mois après l'application des traitements. Il est à noter que l'analyse statistique n'a pas été faite pour le premier délai (mai 1993 à août 1993) car 80% des sapins avaient été taillés accidentellement avant l'échantillonnage d'août 1993.

En outre, on peut observer deux groupes de traitements si on considère l'analyse statistique. Premièrement, il y a les trois traitements comportant des boues (traitements 3, 4 et 5) qui sont significativement supérieurs ($\alpha < 0,05$) au traitement de fertilisation minérale et au témoin sans fertilisation (traitements 1 et 2) qui constituent le deuxième groupe. Pour ce paramètre de croissance l'optimum quant à la dose d'épandage semble se situer à 5 ou 10 Mg/ha (m.s.) de boue. Statistiquement, il n'y a pas de différence significative entre les traitements 3, 4 et 5, mais on observe tout de même une tendance indiquant que le seuil

de toxicité, pour cet aspect de la croissance du sapin baumier, n'est pas encore atteint même à 10 Mg/ha (m.s.) de boue.

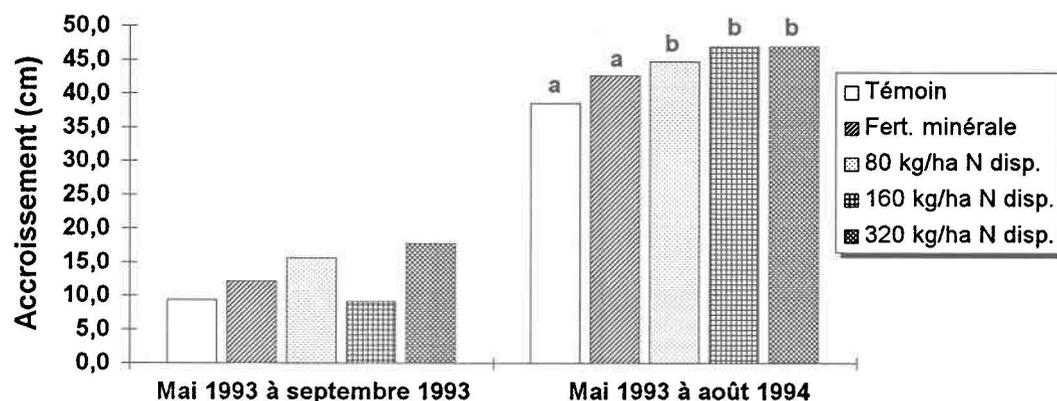


Figure 4: Influence des traitements sur la hauteur des arbres après la première¹ et la deuxième saison.

(Les lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements, test de Duncan au seuil $\alpha = 0,05$)

1. Dû à une taille trop précoce des arbres, trop de données manquaient (80%) pour faire l'analyse statistique.

L'accroissement de hauteur pour le sapin baumier est surtout dû à la nouvelle pousse terminale (flèche terminale) [Little 1984]. Les impacts des traitements sur la longueur des flèches terminales ont donc été évalués.

4.2.3 Flèches terminales

La flèche terminale d'un sapin fait partie du houppier (voir ANNEXE G), la partie d'un sapin baumier la plus importante en vue d'obtenir un arbre de Noël de qualité [Little 1984]. Le houppier, formé des ramilles latérales-terminales, de la flèche terminale, des bourgeons latéraux de la flèche et du bourgeon apical, détermine en bonne partie la structure future de l'arbre. La symétrie des ramilles latérales-terminales et la densité de bourgeons de la

flèche sont ainsi très importantes afin de produire un arbre au feuillage dense et symétrique [Little 1984]. L'impact des traitements d'épandage sur la longueur de la flèche terminale est donc intéressant à évaluer car il pourrait affecter directement la qualité du houpier.

La longueur des flèches terminales a été mesurée à trois reprises. En mai 1993, les jeunes pousses ne mesuraient que 5 cm environ. Le but de ce premier échantillonnage pré-épandage était de vérifier l'homogénéité de la croissance entre les parcelles. La longueur finale de ces pousses de 1993 a ensuite été évaluée en octobre. Finalement, afin de mesurer l'impact à plus long terme des traitements d'épandage, les flèches terminales de 1994 ont été mesurées en août 1994.

Comme on pouvait s'y attendre, aucune différence significative n'a été décelée entre les longueurs des nouvelles pousses en mai 1993 (figure 5); la croissance était statistiquement homogène avant les traitements¹. En octobre 1993, la taille précoce de la majorité des sapins n'a pas permis une évaluation satisfaisante de l'impact des traitements sur la longueur des flèches terminales. On peut cependant distinguer une tendance vers des flèches terminales plus longues pour les traitements 3 et 5 (figure 5). La prudence est toutefois de mise car 80% des échantillons manquaient. En 1994, l'effet est plus clair, les traitements 4 et 5 se démarquent et montrent des longueurs de pousses terminales significativement supérieures aux traitements 1 et 2 (témoin et fertilisation minérale).

Pour une culture de sapin de Noël, les accroissements de longueur des flèches terminales pour les traitements 3, 4 et 5 en 1994 (différences significatives par rapport au témoin au seuil $\alpha = 0,05$), peuvent difficilement être interprétées de façon positive. On doit savoir que la hauteur des sapins n'est pas un facteur limitant dans la production d'un arbre de Noël. Les producteurs doivent d'ailleurs tailler les flèches terminales annuellement afin de limiter la croissance excessive en hauteur, ils favorisent ainsi le développement des branches latérales. L'allongement supplémentaire de la pousse terminale risque aussi de diminuer

¹ Comme les sapins sont taillés à chaque année, il était impossible d'utiliser les mesures des pousses de 1992 pour établir une homogénéité dans la croissance avant l'application des traitements.

la densité des bourgeons latéraux. La densité de feuillage de l'arbre pourrait alors être compromise par un manque de ramilles adventives.

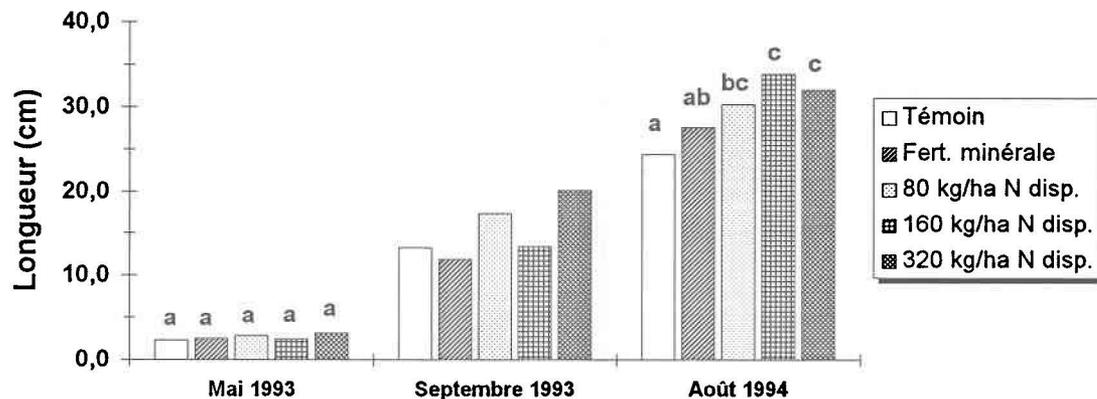


Figure 5: Influence des traitements sur la longueur des flèches terminales.

(Les lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements, test de Duncan au seuil $\alpha = 0,05$)

1. Dû à une taille trop précoce des arbres, trop de données manquaient (80%) pour faire l'analyse statistique.

4.2.4 Bourgeons

En 1994, une attention spéciale a été portée aux bourgeons de la flèche terminale. Le nombre, le poids et la densité de ceux-ci ont été mesurés. On s'attendait à ce que le nombre de bourgeons augmente avec la longueur de la pousse terminale et il était prévu que la densité de bourgeons allait diminuer comme Veilleux (1986) l'avait constaté dans une étude de la fertilisation minérale du sapin de Noël. Le poids des bourgeons a de plus été évalué car le propriétaire de la plantation avait remarqué un accroissement de ceux-ci dans les parcelles ayant reçues les plus fortes doses de boues. Le poids d'un bourgeon peut d'ailleurs être mis en relation avec sa vigueur et sa capacité à former une ramille adventive de qualité [Couillard et Chouinard 1995].

Les résultats montrent (figures 6 et 7) que le nombre de bourgeons augmente lorsque l'on applique le fertilisant minéral, l'augmentation est aussi plus grande lorsque l'on applique des boues (traitements 3, 4 et 5). Encore une fois, l'optimum semble se situer à une dose d'épandage de 5 Mg/ha (160 kg/ha d'azote disponible).

On constate aussi que le poids des bourgeons, par rapport aux traitements, suit la même évolution que le nombre de bourgeons; plus il y a de bourgeons et plus le poids de ceux-ci est grand. Il n'y a pas de différence significative entre les traitements (figure 6) mais la tendance est claire. Il est également très intéressant de noter que la densité de bourgeons de la flèche terminale (nombre de bourgeons par cm de tige) suit aussi la même évolution

(figure 7). La densité augmente presque au même rythme que le nombre de bourgeons. Il n'y a pas de différence significative entre les traitements, mais plus il y a de bourgeons sur la pousse annuelle, plus la densité de bourgeons de cette pousse augmente. Contrairement à ce que Veilleux (1986) avait constaté, l'accroissement des flèches terminales n'a pas diminué la possibilité de produire un sapin de Noël de qualité; au contraire on observe une légère amélioration vis-à-vis la densité de bourgeons. On doit cependant savoir que la densité maximale observée (0,53 bourgeon/cm) est plus faible que celle que Veilleux (1986) avait notée (0,79 bourgeon/cm, sapins de 5 ans). Par contre, la densité maximale mesurée (0,53) est équivalente à la densité maximale de la plantation la moins productive qu'avait suivie Veilleux (1986)(0,55 bourgeon/cm, arbres de 5 ans).

4.2.5 Indice général de qualité esthétique de l'arbre

L'indice général de qualité esthétique est une évaluation visuelle, effectuée par une seule personne, qui permet de classer les sapins en 5 catégories. L'indice 1 est attribué aux arbres de piètre qualité esthétique alors que l'indice 5 est accordé aux arbres de qualité supérieure. Une photographie montrant un sapin de chaque catégorie est présentée à l'ANNEXE H.

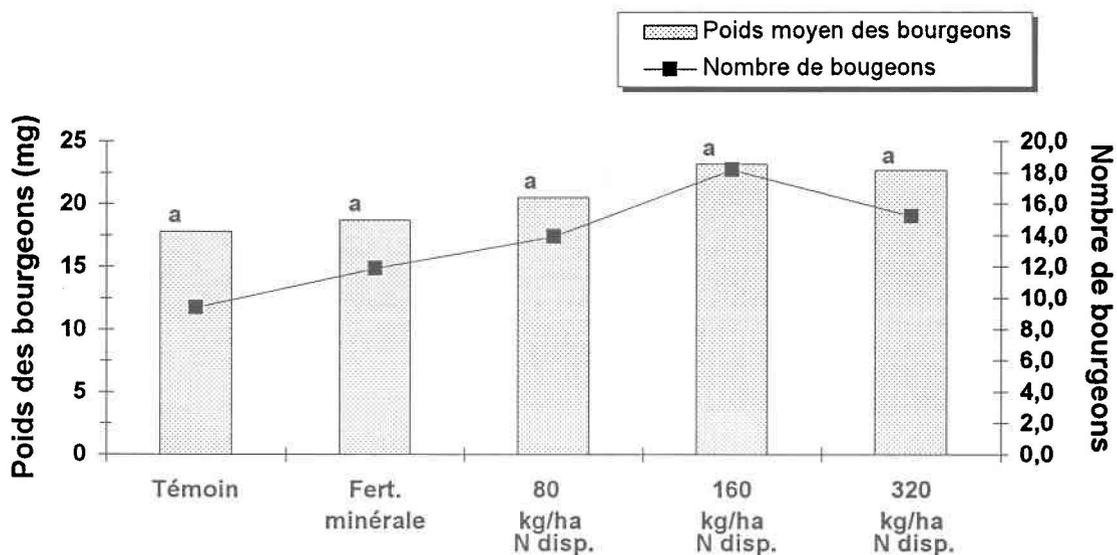


Figure 6: Influence des traitements sur le nombre et le poids moyen des bourgeons de la flèche terminale après la deuxième saison (échantillonnage effectué le 23 août 1994).
(La présence de lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements, test de Duncan au seuil $\alpha = 0,05$)

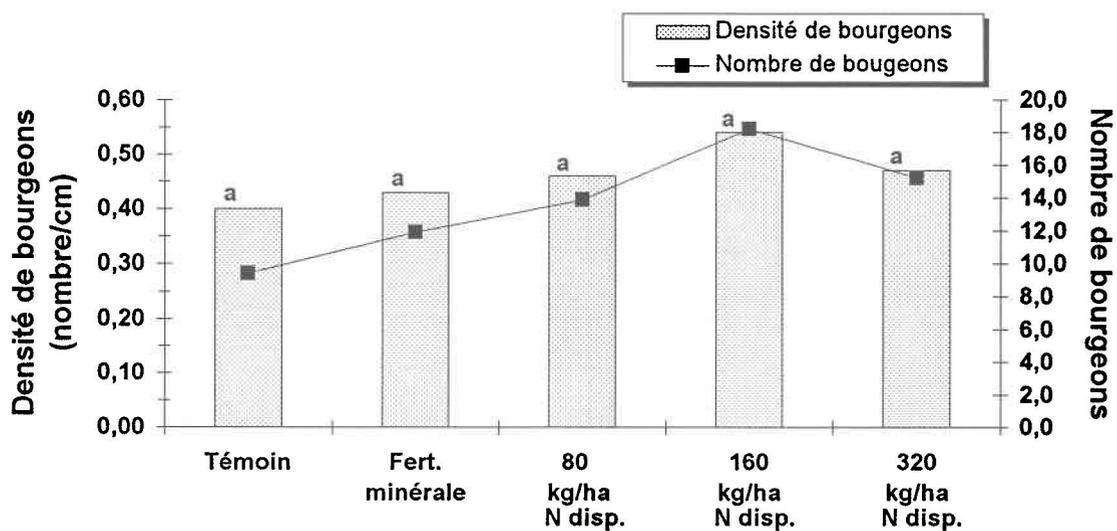


Figure 7: Influence des traitements sur le nombre et la densité des bourgeons de la flèche terminale après la deuxième saison (échantillonnage effectué le 23 août 1994).
(La présence de lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements, test de Duncan au seuil $\alpha = 0,05$)

La figure 8 présente les moyennes d'indices pour chaque traitement. Il est certain que pour une telle variable discrète, l'utilisation de moyennes n'est pas tout à fait indiquée. Cette forme de représentation a tout de même été choisie afin de synthétiser l'information et de faciliter la lecture. On retrouve également des écarts entre les moyennes sur la figure 8 (partie droite de la figure). Par exemple l'écart (B-A) correspond à la différence des moyennes des indices entre octobre 1993 (B) et mai 1993 (A). Ces écarts sont présentés afin de mettre en évidence les effets nets des traitements sur la qualité esthétique des arbres.

Les écarts montrent qu'après une saison de croissance (B-A), les différences sont faibles; il n'y a pas beaucoup de changements entre les traitements. Malgré tout, on remarque que les traitements 3, 4 et 5 semblent avoir eu un effet positif sur la qualité des sapins (supérieur aux traitements 1 et 2). Cette tendance se confirme en 1994 (C-A). En comparaison des sapins témoins et fertilisés chimiquement, la qualité générale des arbres ayant été fertilisés avec des boues s'est améliorée. Ici encore, c'est le traitement de 5 Mg/ha (m.s.) de boue épandue (160 kg/ha d'azote disponible) qui donne les meilleurs résultats.

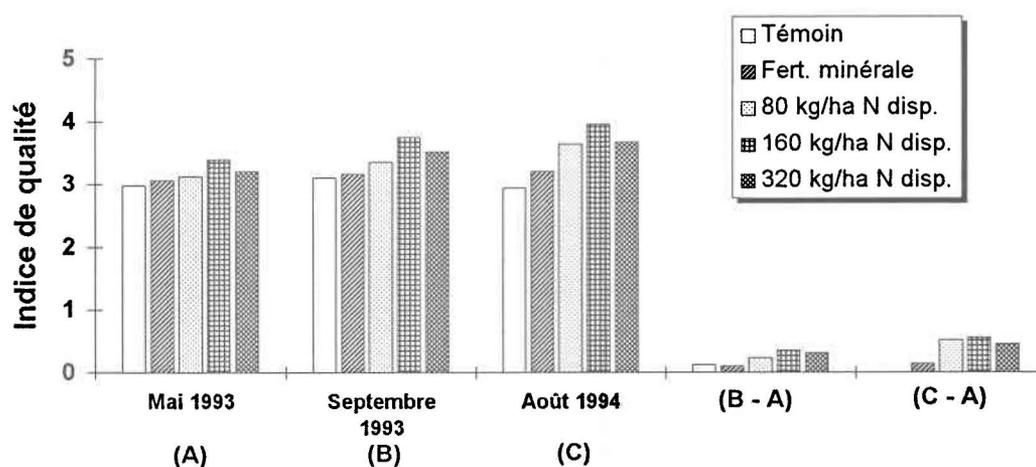


Figure 8: Influence des traitements sur l'indice général de la qualité esthétique des sapins au cours de la première et de la deuxième saison

4.2.6 Interprétation des résultats de croissance des sapins

Les résultats de croissance indiquent que la boue d'épuration utilisée fut un excellent fertilisant organique. La dose optimale semble être d'environ 5 Mg/ha (m.s.), ce qui correspond à un apport de 160 kg/ha d'azote disponible l'année de l'épandage. Le traitement de fertilisation minérale, qui correspondait à la fertilisation habituelle du producteur, a montré des rendements supérieurs au témoin mais inférieurs aux traitements faisant intervenir des boues (2,5 , 5 et 10 Mg/ha).

Il y a plusieurs hypothèses qui permettent d'expliquer ces résultats. La fertilisation habituelle du producteur (traitement 2), qui était de toute évidence insuffisante, ressemblait au traitement 3 (2,5 Mg/ha m.s. de boue) pour ce qui est de l'apport en éléments nutritifs majeurs (tableau 9). Il est donc possible que le calcul de l'apport fertilisant des boues (voir section 1.3.3.1) soit en deçà de leurs apports réels car, comparativement au traitement 2, la croissance était généralement meilleure avec le traitement 3. Les calculs de valeur fertilisante sont assez approximatifs, ils utilisent des coefficients de disponibilité qui sont toujours les mêmes peu importe la situation. Par exemple on considère que 30% de l'azote organique sera disponible pour les végétaux durant la première année, peu importe le type de boue.

Les boues constituent aussi un engrais plus complet que le fertilisant minéral utilisé. En plus de l'azote, du phosphore, du potassium et du magnésium, qui sont présents dans le fertilisant chimique, la boue résiduaire contient de nombreux autres éléments nutritifs. La boue liquide de Victoriaville contenait par exemple du calcium (1,3%), du fer, du manganèse, de cuivre et du zinc, tous des éléments essentiels aux plantes. Un de ces éléments était peut-être limitant dans le sol pour la bonne croissance des sapins. Une recherche complémentaire à ce projet [Couillard et Chouinard 1995] indique d'ailleurs des augmentations significatives ($\alpha < 0,05$) de fer et de cuivre dans les tissus foliaires des sapins fertilisés avec les boues.

Le mode d'épandage des boues a sûrement aussi influencé la croissance des arbres. Comme ce serait le cas à plus grande échelle, les boues ont été épandues sur toute la

surface du sol. D'autre part, l'engrais minéral était déposé à la main au pied de chaque arbre respectant ainsi la façon de faire habituelle en culture du sapin de Noël. Comme que le système racinaire des sapins occupe une superficie importante du sol, il est probable qu'une fertilisation par épandage plus dispersé ait mieux convenu aux arbres. Une partie plus importante du système racinaire des sapins aurait eu accès aux éléments nutritifs fournis par la boue.

Finalement, la libération de l'azote, un élément qui limite très souvent la croissance des arbres [Grenier 1985], est beaucoup plus lente et graduelle pour une boue d'épuration que pour un engrais chimique. L'azote du fertilisant chimique était sous forme de nitrate d'ammonium. Le nitrate, susceptible au lessivage et l'ammonium sont directement et immédiatement disponibles aux plantes après l'application. Dans la boue utilisée, en plus du nitrate (0,002%) et de l'azote ammoniacal (1,5%), il y avait 3,7% d'azote organique. Cette fraction azotée sera minéralisé au cours de la saison de l'épandage et durant les autres saisons. La disponibilité de l'azote, en fonction du temps, est accrue et devrait de mieux convenir aux besoins des sapins. Si on tient compte des quantités élevées d'azote apportées par la boue et de la libération assez lente de ce nutriment, on peut probablement considérer l'azote comme le facteur qui permet le mieux d'expliquer les rendements supérieurs obtenus avec les traitements de fertilisations avec les boues.

4.3 Chimie du sol

Plusieurs facteurs associés à l'épandage des boues d'épuration des eaux usées urbaines peuvent occasionner plusieurs impacts sur l'environnement sylvicole (section 3.1). Par exemple, la contamination des sols par les métaux lourds est une des craintes les plus fréquemment exprimées. Conséquemment, l'étude des impacts édaphiques de l'épandage de doses *normales* (2,5 à 10 Mg/ha m.s.) [Hart *et al.* 1988] d'une boue très peu contaminée en métaux a été faite. Le suivi des métaux lourds a évidemment été effectué de même que celui de la fertilité du sol (éléments assimilables, apport d'azote, pH). Sommairement, les impacts d'apports de boues sur le sol ont été négligeables, seul le phosphore disponible a significativement augmenté dans les parcelles fertilisées avec les boues.

4.3.1 Rapport carbone/azote (C/N)

Les boues d'épuration liquides apportées aux doses utilisées (2,5 à 10 Mg/ha m.s.) ne constituaient pas des amendements organiques car les apports de matière organique étaient faibles¹ [Couillard *et al.* 1995]. La boue était plutôt considérée comme un fertilisant ou un engrais organique.

Les figures 9 (carbone organique) et 10 (azote total Kjeldahl) montrent d'ailleurs que même pour la dose de 10 Mg/ha de boues (traitement 5), il n'y a pas eu d'effet significatif de traitement sur les concentrations du sol en azote total Kjeldahl et en carbone organique total. De plus, on ne remarque pas de tendance à l'augmentation ou à la diminution selon les traitements. Par ailleurs, on peut expliquer les variations entre les traitements et entre les échantillonnages par les méthodes analytiques employées. Les variations observées faisaient probablement partie de la variabilité normale pour ce type d'analyse.

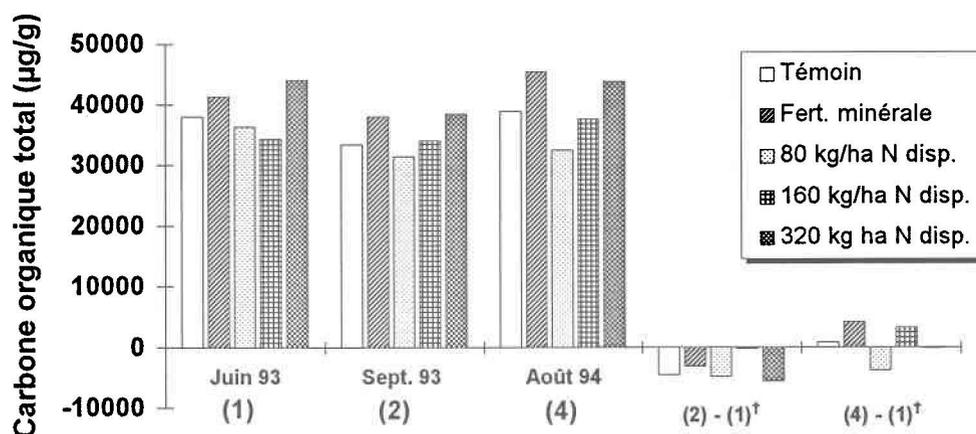


Figure 9: Évolution de la teneur en carbone organique total (méthode Walkley-Black) dans la couche 0-15 cm du sol.

†. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.

L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage.

¹ Le traitement 5 apporte une charge théorique de 760 kg/ha d'azote total, ce qui équivaut à 340 µg/g pour une profondeur de sol de 15 cm. Cette valeur représente moins de 10% des concentrations initiales mesurées dans la couche 0 - 15 cm.

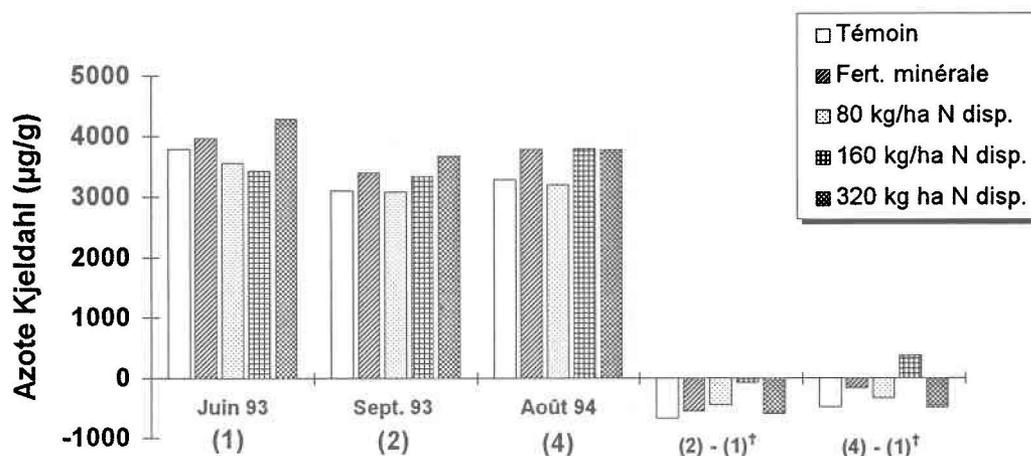


Figure 10: Évolution de la teneur en azote total Kjeldahl (fraction 100 mesh) dans la couche 0-15 cm du sol.

†. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.

L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage.

Le tableau 16 présente les rapports C/N calculés à partir des dosages de carbone organique (méthode Walkley-Black) et d'azote total Kjeldahl. Les résultats indiquent que le rapport C/N n'a pas significativement changé et ce, peu importe le traitement. Une augmentation du rapport C/N pourrait signifier une tendance à immobiliser l'azote alors qu'une diminution du rapport C/N indiquerait une tendance à la minéralisation plus rapide de l'azote [Tisdale *et al.* 1984]. Comme on pouvait s'y attendre dans cette expérience, l'apport de boue ou d'engrais minéral n'a finalement pas eu d'effet important sur la minéralisation de l'azote ou l'accumulation de matière organique.

4.3.2 Azote minéral

4.3.2.1 Nitrates

La figure 11 présente les concentrations du sol en N-NO₃ pour l'horizon 0-15 cm. Rappelons que l'échantillonnage de juin 1993 a été effectué avant l'épandage des boues. Pour ce premier échantillonnage, on peut constater une bonne homogénéité entre les parcelles, les concentrations se situaient à environ 19 µg/g de sol sec. En octobre 1993, la concentration

en nitrates augmente proportionnellement avec la dose de boue. Ces concentrations sont de 33, 41 et 47 $\mu\text{g/g}$ pour les traitements de 2,5, 5 et 10 Mg/ha (m.s.) respectivement. En juin 1994, les traitements 4 et 5 se démarquent et présentent des concentrations en N-NO_3 légèrement plus élevées que les traitements 1, 2 et 3. Cet effet d'augmentation semble s'estomper en août 1994. Pour cet échantillonnage, les différences de concentrations sont faibles entre les traitements.

Tableau 16: Rapport C/N dans la couche 0-15 cm du sol de la plantation d'arbre de Noël^{a,b}.

Couche (cm)	Traitement	Rapport C/N				
		Juin 93	Sept. 93	Août 94	Écart 06-93/08-94	Écart 06-93/08-94
0-15	Témoin	10	11	12	-1 a	2 a
	Fertilisation minérale	10	11	12	-1 a	2 a
	Boues: 80 kg/ha N_{disp}	10	10	10	0 a	0 a
	Boues: 160 kg/ha N_{disp}	10	10	10	0 a	0 a
	Boues: 320kg/ha N_{disp}	10	10	12	0 a	2 a

^a Les chiffres suivis de lettres différentes dans la même colonne comportent une différence significative au seuil $\alpha = 5\%$ (test de Duncan).

^b Le prélèvement de juin a été effectué avant l'épandage.

La partie droite de la figure 11 illustre des écarts qui ont pour but de mettre en évidence l'effet net des traitements. La base de comparaison est toujours les valeurs obtenues en juin 1993, donc avant l'épandage des boues et du fertilisant minéral. Par exemple, l'écart (2) - (1) représente la différence de concentration du sol en N-NO_3 entre octobre 1993 et juin 1993. Les analyses statistiques pour comparer les moyennes des traitements ont été faites sur ces écarts.

Quoiqu'il n'y ait pas de différence significative entre les traitements, les données semblent indiquer que l'effet des boues sur le contenu du sol (couche 0-15 cm) en N-NO_3 est assez important pour l'année de l'épandage (écart 2 - 1). En effet, si on

s'attarde aux échantillonnages d'octobre et de juin 1993, on peut observer une tendance claire; il y a plus de nitrates en octobre dans les parcelles ayant reçu des boues. En 1994 (écarts 3 - 1 et 4 - 1), les différences sont beaucoup plus faibles et toujours non-significatives. Dans nos conditions d'expérimentation, l'effet probable des boues sur le contenu du sol en nitrates semble donc se limiter à l'année des épandages.

La figure 12 présente les résultats d'analyses des contenus du sol en N-NO₃, dans la couche 15 - 30 cm. Pour cet horizon, les prélèvements n'ont été faits que pour les parcelles de trois traitements: témoin, fertilisation minérale et 10 Mg/ha m.s. de boue.

Dans cet horizon de sol, l'augmentation du contenu en N-NO₃ s'observe aussi pour le traitement 5 (apport de 10 Mg/ha m.s. de boue). Cet impact, qui n'est pas statistiquement significatif, semble n'avoir lieu qu'en 1993. En effet, en octobre 1993 les concentrations du sol en N-NO₃ étaient de 4, 4 et 16 µg/g pour les traitements témoins, de fertilisation minérale et d'épandage de 10 Mg/ha (m.s.) respectivement. L'année suivante, en juin et août 1994, il n'y a plus de tendance claire et l'effet du traitement 5 a disparu. D'ailleurs, les écarts (partie droite de la figure 12) traduisent bien ces observations.

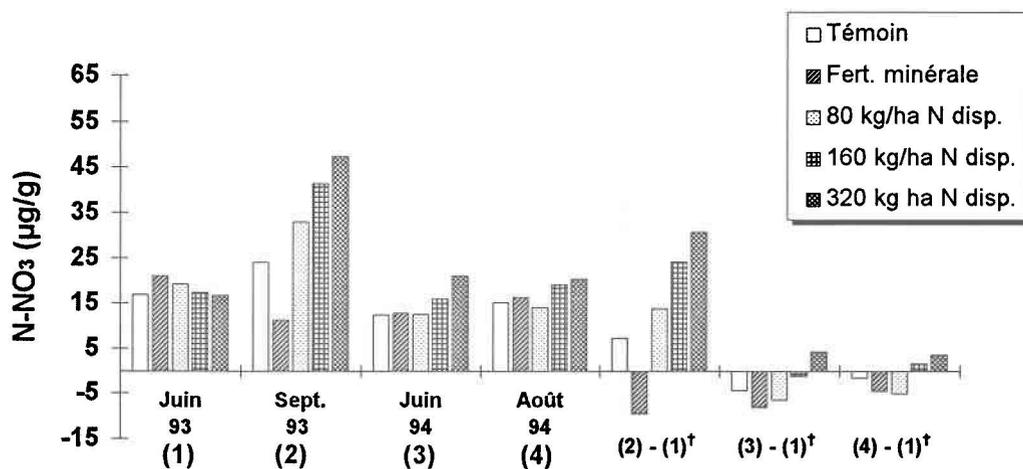


Figure 11: Évolution de la teneur en nitrates (fraction 2 mm) dans la couche 0-15 cm du sol.

†. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.

L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage.

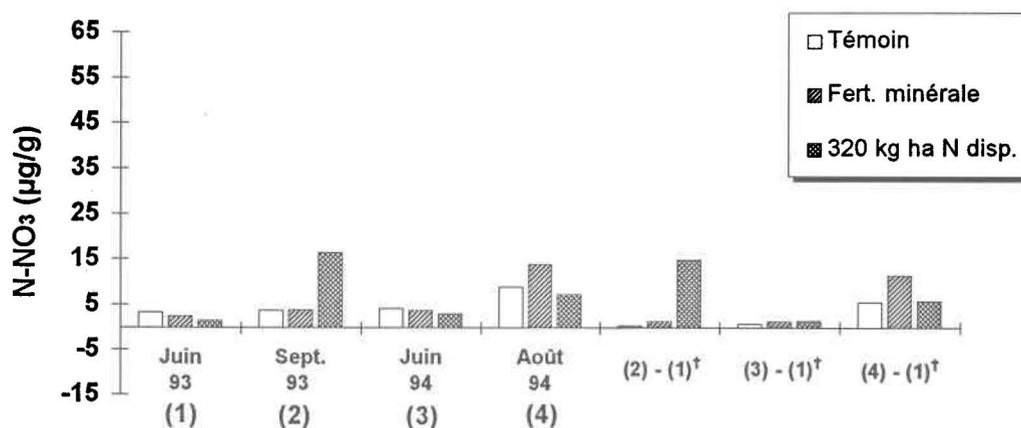


Figure 12: Évolution de la teneur en nitrates (fraction 2 mm) dans la couche 15-30 cm du sol.

†. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.
L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage.

4.3.2.2 Azote ammoniacal

Même si la boue de Victoriaville avait une teneur élevée en $N-NH_4$ (1,35%), l'apport de boue n'a pas fait augmenter sa concentration dans le sol. La figure 13 illustre ces résultats pour les quatre échantillonnages effectués dans la couche 0-15 cm du sol. L'analyse des résultats montre même que l'épandage des boues semble faire diminuer la concentration du sol en $N-NH_4$ durant la saison des épandages.

La diminution éventuelle de $N-NH_4$ dans les sols ayant reçu des boues, quelques semaines après les épandages, peut s'expliquer par un changement dans la flore microbienne qui aurait stimulé la nitrification [Burton *et al.* 1986, Van Miegroet *et al.* 1989]. L'azote ammoniacal serait alors plus rapidement transformé en $N-NO_3$. L'échantillonnage d'octobre 1993 et l'écart entre ceux d'octobre et juin 1993 (figure 13) semblent aussi montrer que la plus forte dose de boue a le plus stimulé la nitrification de l'azote ammoniacal. Cette tendance, qui n'est pas statistiquement significative, ne s'observe que pour la saison 1993. Ainsi les concentrations obtenues en octobre 1993 sont de 24, 11, 33, 41 et 47 $\mu g/g$ pour les traitements 1 à 5 respectivement.

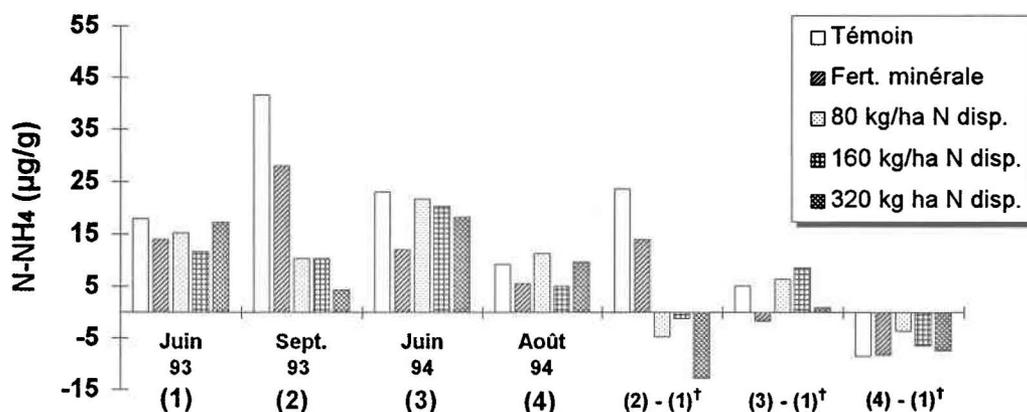


Figure 13: Évolution de la teneur en azote ammoniacal (fraction 2 mm) dans la couche 0-15 cm du sol.

†. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$

L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage des boues.

En 1994, les échantillonnages de juin et août montrent que les concentrations du sol en azote ammoniacal sont sensiblement les mêmes pour les 5 traitements d'un même échantillonnage. Ces concentrations varient de 12 à 21 $\mu\text{g/g}$. Pour ces deux derniers échantillonnages, on ne remarque pas de tendance pouvant indiquer un effet de traitements.

En analysant la figure 13, on peut se demander pourquoi le sol des parcelles du traitement témoin contiennent plus de N-NH_4 en octobre 1993 comparativement à juin 1993. Ce phénomène est probablement dû à la méthode analytique utilisée et aux variations spatiales et temporelles importantes d'un sol. L'azote ammoniacal est extrait du sol par une solution de KCl et le dosage se fait par colorimétrie. Il est possible que le temps de contact entre la solution de KCl et le sol n'ait pas été le même pendant l'analyse des échantillons des deux échantillonnages. On peut aussi penser qu'une solution de KCl légèrement plus agressive fut utilisée pour les échantillons de octobre 1993. Quoi qu'il en soit, les interprétations que l'on peut tirer des résultats sont valables car tous les échantillons d'un même échantillonnage ont été analysés avec la même solution de KCl durant la même période. Les effets possibles dus aux traitements devraient ainsi pouvoir être observés.

4.3.3 Éléments assimilables

Dans certaines régions du Québec, l'hétérogénéité des sols est importante tant du point de vue chimique physique que pédologique [Tran et Giroux 1987]. Conséquemment, les chercheurs ont voulu choisir une technique d'extraction des éléments nutritifs assimilables par les végétaux qui est efficace et polyvalente. À la suite de différents travaux de recherches, un consensus s'est établi au Québec afin d'utiliser la solution extractive Mehlich III (voir section 3.5.4 pour la composition chimique). La méthode Mehlich III convient bien aux sols québécois près de la neutralité et peut extraire le K, Ca, Mg échangeables et les oligo-éléments en même temps que le phosphore disponible [Tran et Giroux 1987].

4.3.3.1 Phosphore assimilable

L'épandage de certaines doses de boues résiduelles a fait augmenter la concentration en phosphore assimilable dans les 15 premiers centimètres du sol. En 1993 (figure 14, écart 2 - 1), les augmentations en phosphore assimilable entre le témoin et les traitements qui apportaient une fertilisation sont significatifs au seuil $\alpha = 0,05$ pour les traitements 4 et 5 (doses de boue correspondant à un apport de 160 et 320 kg/ha N disp.). En juin 1994, on note une différence significative ($\alpha < 0,05$) seulement pour la dose d'épandage de boue élevée, différence qui s'estompe en août 1994.

Comme le phosphore est un élément important en nutrition végétale, il est intéressant de constater que le phosphore provenant des boues enrichit la fraction biodisponible du phosphore contenu dans les sols. Dans le cas de la culture de sapin baumier que nous avons étudiée, les concentrations du sol en phosphore disponible n'étaient pas très élevées. Des classes de fertilité existent afin d'évaluer la richesse d'un sol en phosphore disponible (extraction Mehlich III). La classe *pauvre* désigne les sols présentant des concentrations en phosphore de moins de 20 $\mu\text{g/g}$, la classe *moyenne* est attribuée aux sols contenant entre 20 et 60 $\mu\text{g/g}$ de phosphore disponible; finalement les sols présentant des concentrations plus grandes que 60 $\mu\text{g/g}$ sont qualifiés de *riches* [Tran et Giroux 1987]. Le sol de la plantation de Saint-Fortunat pouvait être classé dans la catégorie *moyenne* en regard à sa concentration en phosphore disponible aux végétaux avant l'application des traitements. Les concentrations variaient de 21 à 37 $\mu\text{g/g}$ en juin 1993 (voir figure 14).

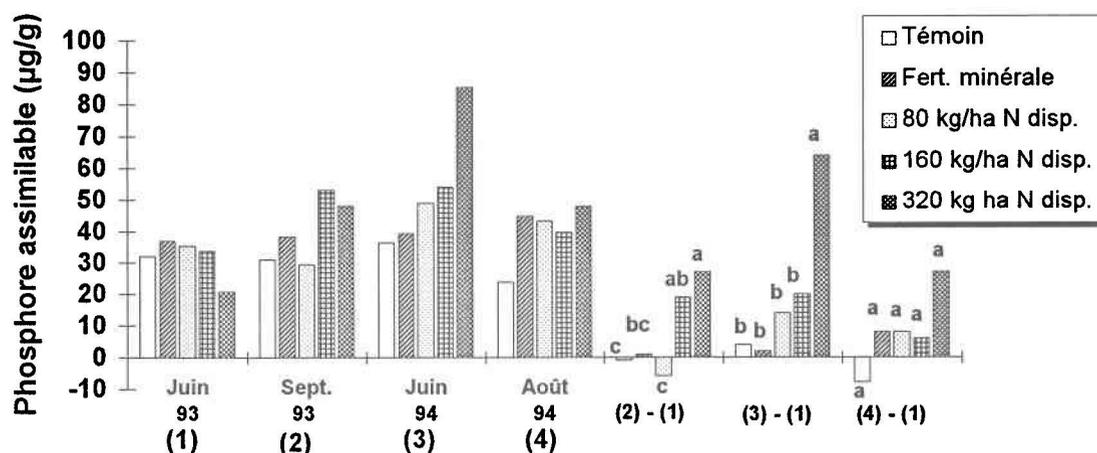


Figure 14: Évolution de la teneur en phosphore assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 0 - 15 cm du sol.

La présence de lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements, test de Duncan au seuil $\alpha = 0,05$.

L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage.

Les impacts sont statistiquement significatifs pour deux traitements surtout. Dans les parcelles soumises au traitement 4 (5 Mg/ha m.s. de boue), la concentration initiale avant épandage (échantillonnage de juin 1993) était de 34 µg/g. Celle-ci est passée à 53 µg/g en octobre 1993, à 54 µg/g en juin 1994 et à 40 µg/g en octobre 1994. Le même phénomène d'enrichissement s'observe pour le traitement 5 (épandage de boue, 10 Mg/ha m.s.). La faible concentration initiale (avant épandage) de 21 µg/g est passée à 48 µg/g en octobre 1993, à 85 µg/g en juin 1994 et à 48 µg/g en octobre 1994. La classe de fertilité des sols fertilisés avec les boues demeure la même¹ mais les concentrations se rapprochent du minimum requis (60 µg/g) des sols *riches* en phosphore disponible. Comparativement au témoin (voir figure 14), les traitements de fertilisation minérale et d'épandage de 2,5 Mg/ha m.s. (traitement 3, 80 kg/ha N disp.) n'ont pas fait varier significativement les concentrations du sols en phosphore disponible aux plantes.

¹ La classe de fertilité demeure la même sauf pour l'échantillonnage de juin 1994 pour le traitement 5. À cette date, la concentration du sol est de 85 µg/g, ce qui fait passer ces parcelles dans la classe de fertilité dite *riche*.

Dans le cas du traitement 5, il est difficile d'expliquer pourquoi la concentration du sol en phosphore disponible augmente grandement de 48 $\mu\text{g/g}$ en octobre 1993 à 85 $\mu\text{g/g}$ en juin 1994 (figure 14). Comme il n'y a pas eu d'apport de fertilisant entre ces deux dates, des erreurs de dosage (qui n'ont pu être mises en évidence) la minéralisation ou, plus probablement, la grande hétérogénéité naturelle des sols sont les explications les plus satisfaisantes.

4.3.3.2 Potassium, calcium et magnésium échangeables

Les traitements appliqués en juin 1993 n'ont pas eu d'effet notable sur les concentrations du sol en potassium, calcium et magnésium échangeables (ou assimilables) extraits par la solution Mehlich III. Les figures 15, 16 et 17 illustrent ces résultats.

De façon générale, on constate que plusieurs valeurs concernant le potassium échangeable du sol se situent légèrement sous les recommandations minimales requises pour les cultures de sapin baumier [Veilleux 1986]. Sur une base d'extraction Mehlich III, ce seuil est de 80 $\mu\text{g/g}$ pour le potassium¹. Le sol de la plantation, qui apparaît ainsi faiblement déficient en potassium, n'a pas profité des apports fournis par les traitements. On doit également noter qu'aucune tendance claire ou significative n'a été mise en évidence durant les deux saisons.

Les données de la figure 15 montrent qu'il y a de bonnes variations entre les concentrations du sol en potassium échangeable d'un même échantillonnage. Ces variations, difficiles à interpréter, sont probablement attribuables à l'hétérogénéité naturelle des sols ou encore à des erreurs de dosages (erreurs qui n'ont pu être mises en évidence).

Les résultats obtenus dans le cas des concentrations du sol en calcium échangeable sont illustrés sur la figure 16. Comme dans le cas du potassium échangeable, aucune tendance claire ou significative n'a pu être établie. Il semble que le calcium apporté par les boues (le traitement 2 n'apportait pas de calcium) n'ait pas influencé les concentrations de cet

¹ Cette valeur est estimée à partir des recommandations de Veilleux (1986) et des facteurs de conversion suggérés dans la méthode d'extraction Mehlich III [CPVQ 1993]. Les concentrations sont établies pour une profondeur de sol de 20 cm.

élément dans le sol. Il existe cependant des variations assez importantes à l'intérieur d'un même échantillonnage qui peuvent probablement être expliquées, encore une fois, par l'hétérogénéité naturelle des sols ou encore par des erreurs de dosages.

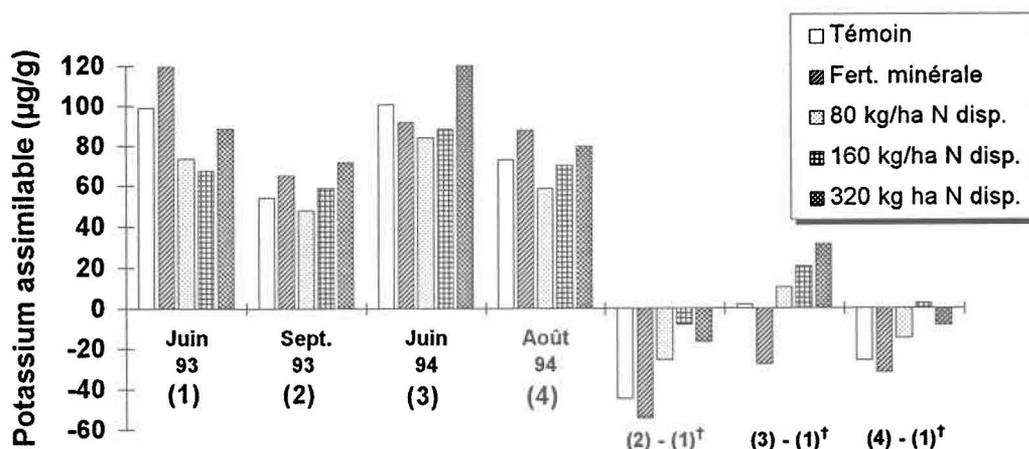


Figure 15: Évolution de la teneur en potassium assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 0 - 15 cm du sol.

†. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.

L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage.

D'autre part, le sol de la plantation était riche en calcium si on tient compte des recommandations de Veilleux (1986). Au cours des deux saisons qu'a duré l'expérience, les concentrations du sol en calcium échangeable ont variées de 1300 à 2050 µg/g. Ces résultats dépassent largement le seuil minimum recommandé¹ de 330 µg/g.

Le cas du magnésium échangeable est similaire à celui du calcium échangeable. Les traitements n'ont pas eu d'effet significatif sur la concentration de cet élément dans les 15 premiers centimètres du sol (voir figure 17). De façon similaire, il n'existe pas de tendance à l'augmentation ou à la diminution selon les traitements appliqués. D'autre part, pour un même échantillonnage, les concentrations mesurées varient peu (exception faite du premier échantillonnage) et dépassent amplement le seuil minimum recommandé² par Veilleux (1986) qui est de 85 µg/g.

^{1, 2} Cette valeur est estimée à partir des recommandations de Veilleux (1986) et des facteurs de conversion suggérés dans la méthode d'extraction Mehlich III [CPVQ 1988]. Les concentrations sont établies pour une profondeur de sol de 20 cm.

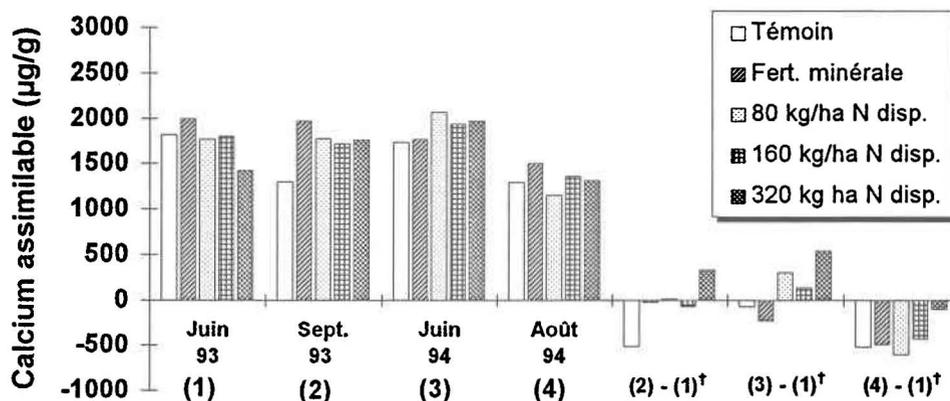


Figure 16: Évolution de la teneur en calcium assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 0 - 15 cm du sol.

†. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.

L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage.

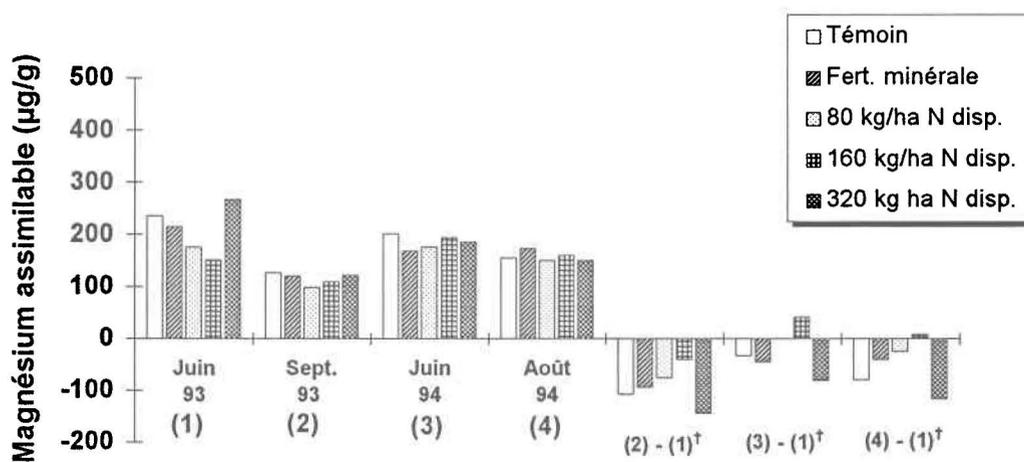


Figure 17: Évolution de la teneur en magnésium assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 0-15 cm du sol.

†. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.

L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage.

4.3.3.3 Aluminium et fer échangeables

Le fer ainsi que l'aluminium présents dans les boues d'épuration des eaux usées sont deux métaux considérés comme non disponible aux plantes. Par exemple, la nature du fer et des boues suggère que cet élément existe probablement sous formes précipitées de sulfates et de phosphates ($\text{Fe}_x(\text{SO}_4)_y$ et $\text{Fe}_x(\text{PO}_4)_y$), d'oxydes et d'hydroxydes ou de complexes avec la matière organique [Couillard et Chouinard 1995]. Nos résultats, bien que très sommaires, indiquent effectivement que l'apport de boue n'a pas fait varier le contenu du sol en aluminium et en fer disponibles (extraction Mehlich III).

L'aluminium (aluminium total) représente environ 1,3% du poids sec de la boue de Victoriaville (voir tableau 15). Ainsi, la charge théorique d'aluminium total apporté par la dose de 10 Mg/ha m.s. (traitement 5) est de 130 kg/ha, ce qui équivaut à 58 $\mu\text{g/g}$ pour les 15 premiers centimètres de sol. Si ce 58 $\mu\text{g/g}$ d'aluminium était entièrement assimilable, il ne représenterait que 6% de l'aluminium assimilable (extraction Mehlich III) déjà présent dans le sol de la plantation de Saint-Fortunat avant les épandages¹. On devait donc s'attendre à un effet très faible des traitements sur la concentration en cette forme d'aluminium retrouvée dans le sol.

C'est effectivement ce que l'on remarque en examinant les résultats présentés à la figure 18. L'application des traitements n'a pas eu d'impact notable sur la concentration en aluminium assimilable de la couche 0 - 15 cm du sol. Les variations que l'on peut observer inter et intra échantillonnages selon le traitement sont attribuées aux erreurs normales de dosages et à la grande hétérogénéité des sols.

En ce qui a trait à la couche 15 - 30 cm du sol, seul les traitements 1, 2 et 5 ont été suivis (figure 19). L'échantillonnage de juin 1993 n'est pas présenté étant donné les problèmes d'analyses rencontrés. Là encore, l'apport d'aluminium par la boue n'a pas permis d'augmenter le contenu du sol en aluminium assimilable comparativement au témoin et au

¹ Avant les épandages, la moyenne pour les 15 parcelles indique que la concentration en aluminium disponible dans les 15 premiers centimètres du sol était de 1080 $\mu\text{g/g}$ de sol sec.

traitement de fertilisation minérale¹. Autant en 1993 qu'en 1994, les concentrations sont demeurées très stables pour les trois traitements examinés.

En ce qui concerne le fer, sa concentration dans la boue de Victoriaville (fer total) était de 2,7%. En tenant compte de cette concentration, un calcul permet d'estimer que la charge théorique de fer apporté par la dose de 10 Mg/ha (m.s.) de boue (traitement 5) serait de 276 kg/ha. Ce résultat équivaut à 123 µg/g pour les 15 premiers centimètres de sol. Si on considérait ce 123 µg/g comme entièrement disponible aux plantes, il représenterait 49% du fer assimilable (extraction Mehlich III) déjà présent dans le sol de la plantation de Saint-Fortunat avant les épandages². En conséquence, si un pourcentage élevé du fer présent dans la boue d'épuration de Victoriaville devenait disponible aux plantes après les épandages, on observerait sûrement des différences de concentration pour cette forme élémentaire (Mehlich III) après l'application des traitements.

En juin 1993 (figure 20), les concentrations du sol en fer assimilable variaient de 285 à 438 µg/g. Comme ce qui a été observé par Dennis *et al.* (1988), l'application de boue, peu importe la dose, n'a pas permis d'augmenter le contenu du sol en fer assimilable. On n'observe pas d'effet significatif sur les différences avant/après traitements (partie droite de la figure 20) et aucune tendance à l'augmentation ou à la diminution n'est détecté. En octobre 1993, 3 mois après les épandages, les concentrations en fer assimilable selon les traitements sont toujours du même ordre de grandeur. Elles varient cette fois de 301 à 417 µg/g. En août 1994 c'est toujours très stable, les concentrations du sol en fer assimilable oscillent entre 283 et 428 µg/g.

En ce qui a trait à la couche 15 - 30 cm du sol, les traitements 1, 2 et 5 ont été suivis (figure 21). L'échantillonnage de juin 1993 n'est pas présenté étant donné certains problèmes d'analyses rencontrés. De façon similaire à l'aluminium, l'apport de fer par la

¹ Rappelons que le fertilisant minéral utilisé ne contenait pas d'aluminium. Il constituait ainsi un deuxième traitement «témoin».

² Avant les épandages, la moyenne pour les 15 parcelles indique que la concentration en fer disponible dans les 15 premiers centimètres du sol était de 350 µg/g de sol sec.

boue résiduaire liquide de Victoriaville n'a pas permis d'augmenter le contenu du sol en fer assimilable comparativement au témoin et au traitement de fertilisation minérale¹. Autant en 1993 qu'en 1994, les concentrations sont demeurées très stables pour les trois traitements examinés (figure 21).

4.3.4 Métaux lourds

Les figures 22, 23 et 24 présentent les concentrations moyennes du sol en cadmium, cuivre et manganèse pour l'horizon 0 -15 cm. Trois échantillonnages ont permis de faire le suivi temporel des concentrations en métaux (juin 1993, octobre 1993 et août 1994). Les métaux ont été extraits à l'eau régale (voir section 3.5.5).

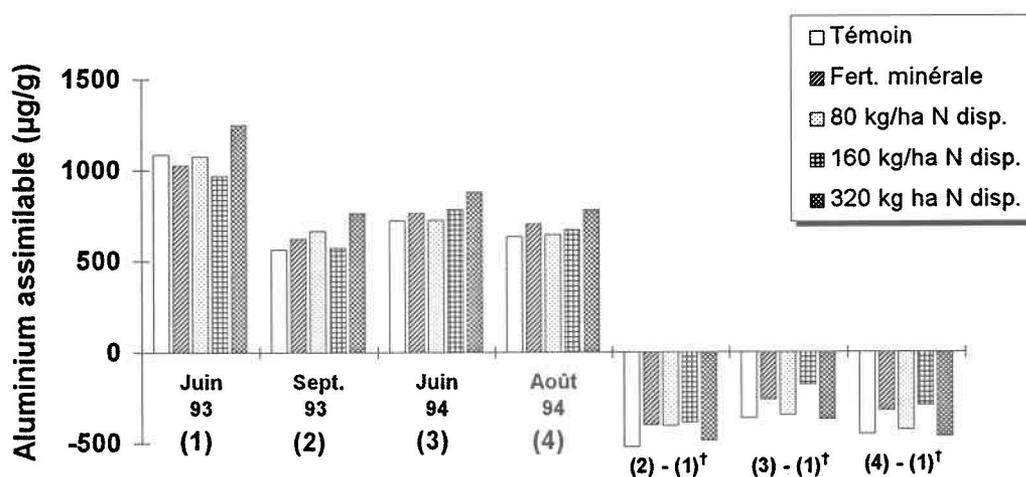


Figure 18: Évolution de la teneur en aluminium assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 0-15 cm du sol.

†. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.

L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage.

¹ Rappelons que le fertilisant minéral utilisé ne contenait pas de fer. Il constituait ainsi un deuxième traitement «témoin».

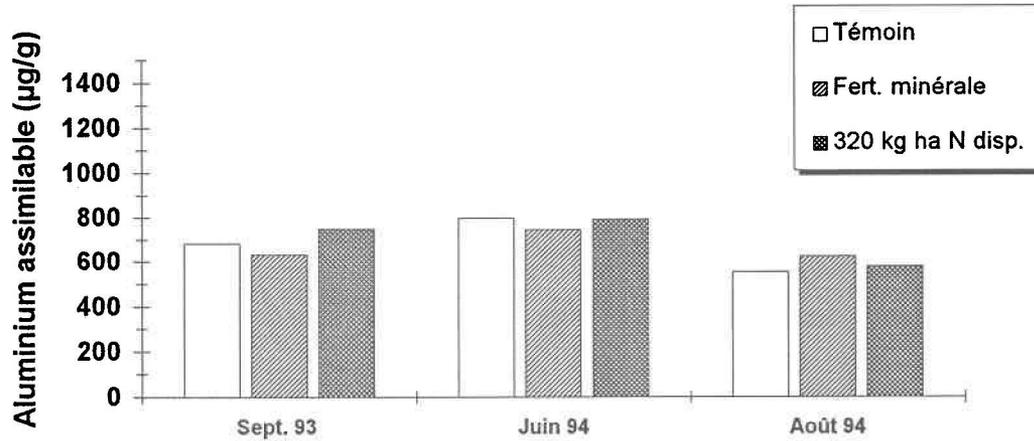


Figure 19: Évolution de la teneur en aluminium assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 15-30 cm du sol.
 †. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.

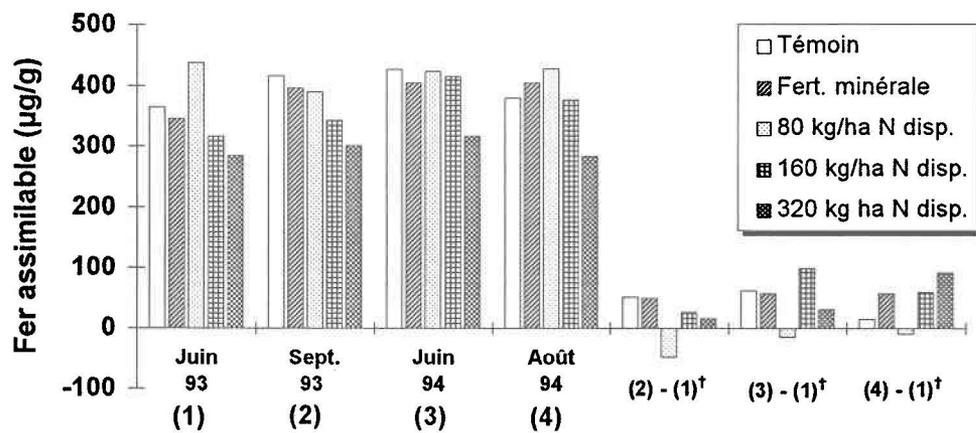


Figure 20: Évolution de la teneur en fer assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 0-15 cm du sol.
 †. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.
 L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage.

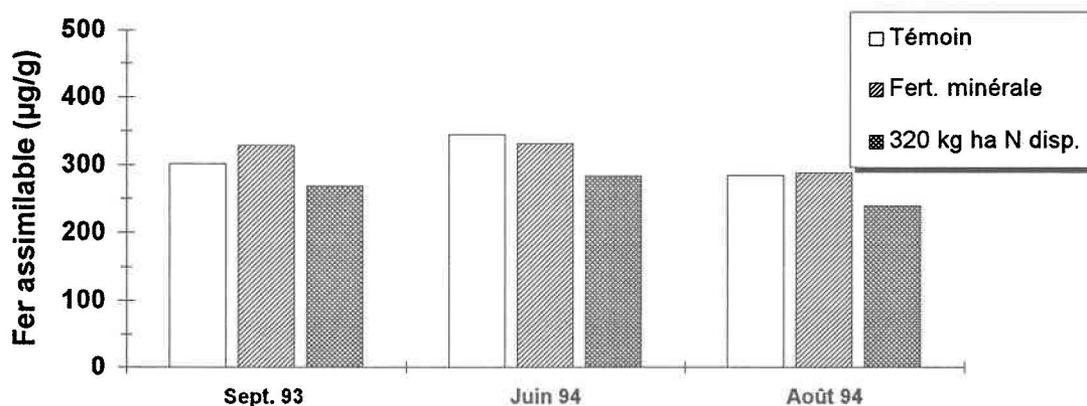


Figure 21: Évolution de la teneur en fer assimilable (extraction Mehlich III) dans la couche 15-30 cm du sol.

†. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.

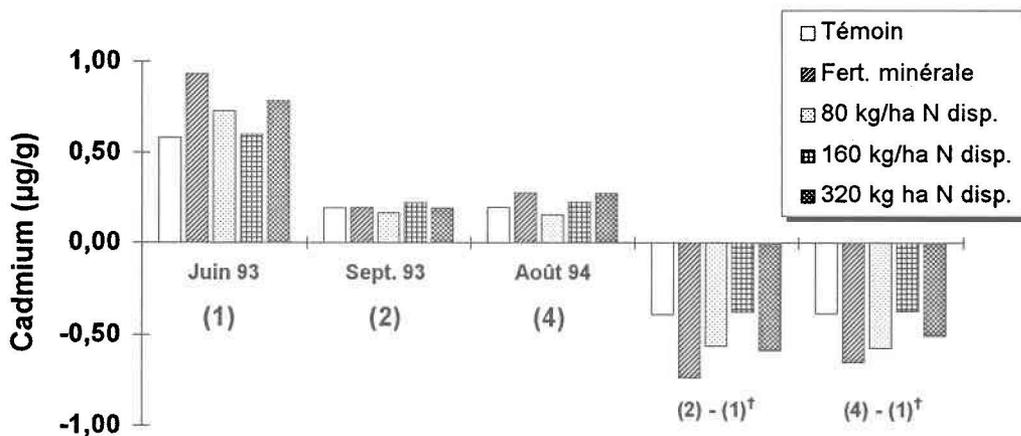


Figure 22: Évolution de la teneur en cadmium (extraction à l'eau régale) dans la couche 0-15 cm du sol.

†. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.

L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage.

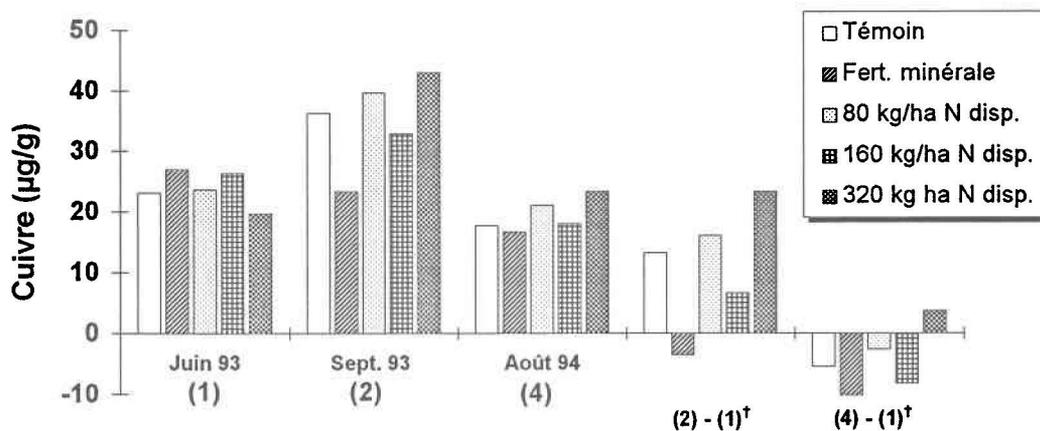


Figure 23: Évolution de la teneur en cuivre (extraction à l'eau régale) dans la couche 0-15 cm du sol.

†. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.
L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage.

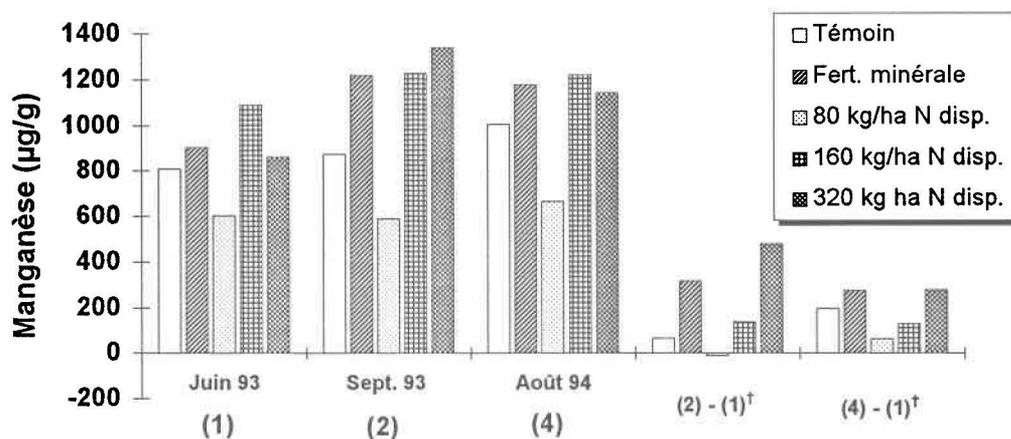


Figure 24: Évolution de la teneur en manganèse (extraction à l'eau régale) dans la couche 0-15 cm du sol.

†. Aucune différence significative au seuil $\alpha = 5\%$.
L'échantillonnage (1) de juin 1993 a eu lieu avant l'épandage.

Les résultats obtenus montrent que l'épandage de boues jusqu'à un taux d'application de 320 kg/ha d'azote disponible (10 Mg/ha m.s. de boue) n'a pas eu d'impact appréciable sur la teneur du sol en cadmium, cuivre et manganèse. En effet, l'analyse statistique des écarts avant/après traitements (partie droite des figures 22, 23 et 24) n'a pas permis de déceler la présence de différences significatives.

Un bilan des charges en métaux peut permettre de vérifier la validité des résultats obtenus et aider à mieux comprendre le comportement de ces éléments dans le sol. Il est généralement admis que la plupart des métaux sont peu mobiles et qu'ils s'accumulent en surface du sol, habituellement dans les premiers 15 cm [Beauchemin *et al.* 1993; Van Miegroet *et al.* 1989; Harris and Urie 1986]. Dans le cas présent, seul la couche 0-15 cm a donc été considérée pour l'établissement du bilan des charges. À partir des données de caractérisation des boues (tableau 15) et de celles des calculs des charges théoriques des métaux apportées par les traitements, il a été possible d'estimer l'évolution des teneurs en cadmium, cuivre et manganèse dans le sol. Le tableau 17 présente les résultats de ces estimations.

De façon générale, on constate que les charges les plus fortes, soient celles du traitement 5 (320 kg/ha d'azote disponible), représentent des apports respectifs d'environ 1 %, 13,5 % et 0,2 % de la teneur initiale en cadmium, cuivre et manganèse (teneurs initiales mesurées en juin 1993 dans les 15 premiers centimètres du sol). Ainsi, la contamination éventuelle par le cuivre apparaît comme étant le risque le plus important associé à l'épandage des boues de Victoriaville sur le sol de la plantation utilisée pour les essais. Par ailleurs, les concentrations mesurées en octobre 1993 et août 1994 ne correspondent généralement pas de façon précise à la valeur théorique apparaissant au tableau 17.

L'hétérogénéité du sol et les faibles concentrations en métaux, difficiles à mesurer, sont susceptibles d'avoir occasionné une certaine variabilité entre les valeurs mesurées lors des différents échantillonnages. Des pertes par le lessivage, le ruissellement et par le prélèvement des végétaux peuvent également avoir influencé l'accumulation des métaux dans la couche 0 - 15 cm du sol.

Tableau 17: Charges théoriques en cadmium, cuivre et manganèse dans la couche 0-15 cm du sol de la plantation de sapins et comparaisons aux données recueillies en 1993 et 1994.

Cadmium ($\mu\text{g/g}$ de sol sec)					
Traitement	Teneur mesurée en juin 1993	Charge apportée ^a	Teneur théorique après épandage ^b	Teneur mesurée en octobre 1993	Teneur mesurée en août 1994
Fert. minérale	0,93	0	0,93	0,20	0,28
80 kg/ha	0,73	0,0023	0,73	0,16	0,15
160 kg/ha	0,60	0,0045	0,60	0,22	0,22
320 kg/ha	0,78	0,0090	0,79	0,19	0,27
Cuivre ($\mu\text{g/g}$ de sol sec)					
Témoin	23	0	23	36	18
Fert. minérale	27	0	27	23	17
80 kg/ha	24	0,68	25	40	21
160 kg/ha	26	1,35	27	33	18
320 kg/ha	20	2,70	23	43	23
Manganèse ($\mu\text{g/g}$ de sol sec)					
Témoin	809	0	809	873	1003
Fert. minérale	903	0	903	1218	1178
80 kg/ha	602	0,44	602	588	665
160 kg/ha	1090	0,88	1091	1227	1220
320 kg/ha	863	1,76	865	1340	1140

^a Charge calculée en fonction des résultats de l'analyse de la boue et en utilisant un facteur de conversion des kg/ha en $\mu\text{g/g}$ de 0,45 [CPVQ 1993].

^b Somme de la teneur mesurée en juin 1993 et de la charge apportée.

Les épandages de boues n'ont pas contribué à rapprocher, de façon notable et à court terme, les concentrations du sol en cadmium et en cuivre des valeurs limites¹ prescrites par le Guide de valorisation sylvicole [MENVIQ *et al.* 1991]. Selon les teneurs initiales et les

¹ Pour la valorisation sylvicole, les concentrations maximales permises en cadmium et en cuivre sont de 2,0 et 100 $\mu\text{g/g}$ de sol sec respectivement (valable pour les 15 premiers centimètres du sol). Il n'existe aucun critère concernant le manganèse. [MENVIQ *et al.* 1991]

charges apportées, on constate donc qu'il faudrait respectivement 135 et 30 épandages d'une dose de 320 kg/ha d'azote disponible pour atteindre les seuils limites du sol concernant le cadmium et le cuivre. Considérant que le Guide recommande l'application d'une dose maximale de 200 kg/ha d'azote disponible sur une période de 10 ans, il faudrait compter plusieurs siècles avant d'atteindre les concentrations limites du sol prescrites par le même document. Évidemment, ces projections ne tiennent pas compte des pertes possibles, mais elles montrent tout de même que dans le cas étudié, la charge des métaux apportés par le boue de Victoriaville, relativement riche en cuivre (tableau 15), semble présenter très peu de risques environnementaux à court et à moyen terme.

4.3.5 pH

Le pH du sol a été mesuré à quatre reprises dans la couche 0-15 cm du sol. Le tableau 18 présente les résultats obtenus.

De façon générale, on constate que le pH du sol à l'étude s'est maintenu dans la gamme de pH optimale recommandée pour la production de sapins de Noël, soit de 5,5 à 6,0 [Veilleux 1986]. L'application des boues n'a eu que de légers impacts. On note en effet des différences significatives, mais de faibles envergures, entre les traitements pour l'échantillonnage de septembre 1993 (tableau 18). Comparativement au témoin et au traitement de fertilisation minérale, l'application de doses de boues équivalentes à 80 et 320 kg/ha d'azote disponible, a conduit à une petite diminution de pH. Curieusement, le traitement comportant 160 kg/ha d'azote disponible ne montre aucune différence significative avec les quatre autres. Outre la variabilité due à la grande hétérogénéité des sols, nous n'avons pu trouver d'explication à ces résultats. L'impact des traitements 3 et 5 (80 et 320 kg/ha d'azote disponible) a été de courte durée puisque les données recueillies en juin et août 1994 ne montrent aucune différence significative entre les moyennes des cinq traitements.

Tableau 18: Évolution du pH dans la couche 0-15 cm du sol au cours des saisons 1993 et 1994^{1,2}

Traitement	pH eau			
	Juin 1993 ³	sept. 1993	Juin 1994	Août 1994
Témoin	5,61 a	6,06 a	5,82 a	5,93 a
Fert. minérale	5,79 a	6,06 a	5,74 a	5,80 a
80 kg/ha N disp.	5,65 a	5,77 b	5,73 a	5,72 a
160 kg/ha N disp.	5,56 a	5,90 ab	5,69 a	5,57 a
320 kg/ha N disp.	5,67 a	5,77 b	5,63 a	5,55 a

¹ Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions).

² Les chiffres suivies de lettres différentes dans la même colonne comportent une différence significative à un seuil $\alpha = 0,05$ (test de Duncan).

³ L'échantillonnage de juin a été effectué avant l'application des traitements.

La diminution légère du pH en septembre 1993 pourrait être attribuable à la nitrification de l'azote organique et ammoniacal apporté par les boues. Ce processus contribue en effet au relâchement d'ions H^+ et à l'acidification des sols. Quelques chercheurs ont d'ailleurs observé ce phénomène à la suite de travaux portant sur la valorisation des boues d'épuration municipales [Harrison *et al.* 1994; Corey *et al.* 1986; Higgins 1984].

Ces diminutions de pH associées à l'épandage de doses de boues liquides à raison de 2,5 et 10 Mg/ha (m.s.) ont probablement peu d'impacts cultureux et environnementaux. Les résultats ayant trait à la croissance des sapins (section 4.2) et à l'eau d'infiltration (section 4.5) soutiennent cette affirmation.

4.3.6 Interprétations des résultats de chimie du sol

De façon générale, on constate que l'épandage des boues n'a pas occasionné beaucoup d'impacts sur la composition du sol. Les traitements comportant des applications de boues n'ont pas fait varier de façon importante la concentration en azote total Kjeldahl et en carbone organique total. Cette constatation avait déjà été faite par des chercheurs

américains qui utilisaient des doses de boues semblables [Harris 1979; Nguyen *et al.* 1986]. Les concentrations en azote minéral ont eu tendance à varier par rapport à celles du témoin mais aucun effet significatif n'a été observé. Néanmoins, on a pu remarquer une tendance à la nitrification au cours de la saison 1993 (diminution de l'ammonium et augmentation des nitrates). Cette tendance a aussi été mise en évidence dans différentes études sur la valorisation des boues en sylviculture [Beauchemin *et al.* 1993; Burton *et al.* 1986].

Pour ce qui est des éléments assimilables extraits par la solution Mehlich III, seul le phosphore a montré des concentrations après épandages significativement plus élevées. Les teneurs du sol en potassium, calcium, magnésium, fer et aluminium assimilables sont demeurées relativement stables, aucun effet de traitement significatif n'a été mis en évidence. Cette observation est en accord avec les travaux de Corey *et al.* (1986) et ceux plus récents de Harrison *et al.* (1994). Ces chercheurs ont même noté des diminutions de potassium, calcium et magnésium assimilables après des épandages de boues.

En ce qui a trait au phosphore, nos résultats confirment que les boues d'épuration municipales peuvent constituer une source intéressante de phosphore pour les sols agricoles et forestiers. Dans le cas de la plantation utilisée pour nos essais, cet impact pourrait notamment être très bénéfique puisque les teneurs en phosphore assimilable dans le sol initial et dans les parcelles fertilisées avec des engrais minéraux étaient faibles. Pour une plantation de sapin baumier destinée à la production d'arbres de Noël, Veilleux (1986) recommandait des concentrations en phosphore de 50 à 70 µg/g sur une base d'extraction Mehlich III. Les traitements 4 et 5 (160 et 320 kg/ha d'azote disponible) ont augmenté les teneurs du sol jusqu'au minimum recommandé ou très près de ce minimum (i.e. 50 µg/g).

Finalement, les résultats concernant les métaux lourds sont comparables à ceux de plusieurs autres travaux [Garcia-Delgado *et al.* 1994; Fiskell *et al.* 1990; Van Miegroet *et al.* 1989; Harris and Urie 1986]. Selon ceux-ci, il semble en effet que seules les applications de boues très contaminées et à des doses élevées et répétées sont susceptibles d'induire des changements importants dans les concentrations en métaux des sols. Dans le cadre de la présente étude, le cadmium, le cuivre et le manganèse semblent ainsi comporter peu

de risques environnementaux. Il est toutefois préférable de demeurer vigilant car les fractions échangeable et biodisponible des métaux n'ont pas été étudiées. D'ailleurs, certains auteurs [Fiskell *et al.* 1990; Sposito *et al.* 1982; Sidle and Kardos 1977] ont noté une augmentation de ces fractions suite à des travaux comparables.

4.4 Suivi pluviométrique

Avant de présenter les résultats concernant l'eau d'infiltration, il est intéressant de s'attarder à la pluviométrie des saisons 1993 et 1994. En général, on constate que les deux saisons ont été assez pluvieuses, en automne 1993 et à l'été 1994 plus particulièrement.

4.4.1 Saison 1993

La saison 1993 (figure 25) est caractérisée par un printemps et un automne très pluvieux. En avril, il est tombé plus de 150 mm de pluie, ce qui représente plus du double de la normale à la station de Saint-Fortunat. Cet excès d'eau a d'ailleurs engorgé le sol et forcé un retard important dans le calendrier des épandages. De mai à octobre, les écarts par rapport aux normales mensuelles ont été faibles. Les précipitations au cours de ces mois sont considérées comme typiques. À l'automne (septembre, octobre et novembre), on remarque que les précipitations ont été supérieures aux normales.

4.4.2 Saison 1994

En 1994, les mesures pluviométriques proviennent d'une station météorologique située à Saint-Ferdinand¹, un village localisé à environ 15 kilomètres du site expérimental (figure 26). Cette saison est caractérisée par un été (juin, juillet et août) plus pluvieux que la normale. Les mois de juin et août ont été particulièrement humides avec des précipitations enregistrées de 207 et 188 mm respectivement. Les mois de mai et septembre ont été typiques et le mois d'octobre moins pluvieux que la normale.

¹ Rappelons que la station météorologique de Saint-Fortunat a été abandonnée par le MENVIQ en 1994. Pour la deuxième saison du projet, la station de Saint-Ferdinand était la plus près du site expérimental.

Ces précipitations relativement abondantes ont permis d'effectuer un bon suivi de l'eau d'infiltration. À l'exception de juillet 1993, il y avait suffisamment d'eau pour faire de bons échantillonnages à l'aide des lysimètres. Les deux saisons de l'expérience ont sûrement donné une idée assez juste de l'infiltration typique de l'eau dans le sol loameux de la plantation d'arbres de Noël de Saint-Fortunat.

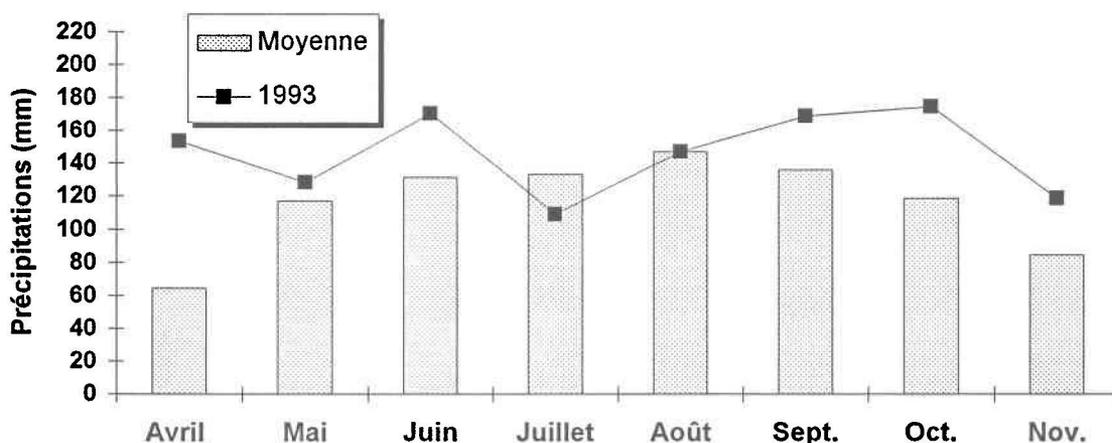


Figure 25: Précipitations mensuelles moyennes^a et observées en 1993 à la station météorologique de Saint-Fortunat.

a. Moyennes mensuelles calculées sur 20 années de mesures.

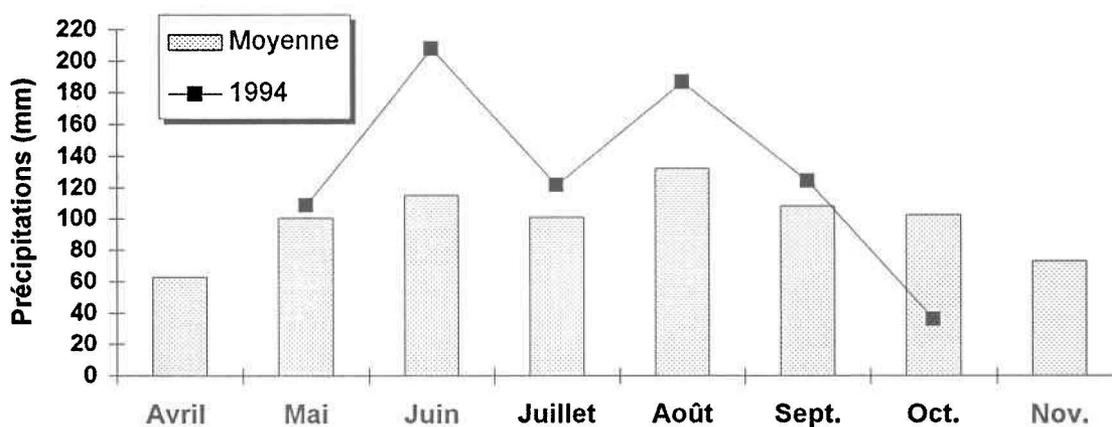


Figure 26: Précipitations mensuelles moyennes^a et observées en 1994 à la station météorologique de Saint-Ferdinant.

a. Moyennes mensuelles calculées sur 20 années de mesures.

4.5 Résultats des analyses d'eau de percolation

Le suivi de l'eau de percolation vise à établir le potentiel de migration verticale des éléments nutritifs et des métaux à la suite de l'application de boues liquides en surface d'un sol. Notons que les concentrations mesurées à une profondeur de 30 cm ne reflètent pas nécessairement celles que l'on pourrait retrouver plus bas dans la nappe souterraine. Par ailleurs, il n'a pas été possible de faire le suivi de la qualité chimique de l'eau d'infiltration tôt au printemps pendant la fonte des neiges et le dégel du sol. Puisque l'infiltration de l'eau dans les sols est importante à cette période au Québec, on devra en tenir compte dans l'interprétation des résultats. Les informations recueillies à l'aide des lysimètres permettent toutefois de savoir si les épandages de boues sont susceptibles de conduire à un lessivage important des éléments nutritifs et des métaux dans le profil du sol et éventuellement, à un enrichissement de ceux-ci dans les nappes d'eau souterraines.

Dans l'ensemble, les résultats obtenus se caractérisent par une variabilité assez importante. Un coefficient de variation moyen par paramètre a été calculé en considérant les six lysimètres d'un même traitement. L'étendue des coefficients de variation est de 5 à 220%. Cette grande variabilité des données est caractéristique des études faites avec des lysimètres; il est alors difficile de mettre en évidence des différences significatives entre les traitements [Medalie *et al.* 1994; Riekerk 1982]. Plusieurs facteurs (nature et texture des sols, topographie, *etc.*) peuvent expliquer la grande variabilité des résultats obtenus. De plus, la concentration de certains éléments dans l'eau de percolation se situait parfois près des limites de détection des appareils de dosage. Dans ces cas, les valeurs résultant des analyses présentent évidemment une variabilité importante.

Néanmoins, les données sur la qualité chimique de l'eau de percolation (pH, éléments nutritifs et métaux) permettent de dégager des informations intéressantes et pertinentes. À cet effet, les résultats obtenus, en plus d'être comparés au témoin, ont été analysés en considérant certains critères de qualité de l'eau [MENVIQ 1990a].

4.5.1 Azote

Deux formes d'azote, les nitrates et l'azote ammoniacal, ont été analysées dans les échantillons d'eau de percolation au cours des saisons 1993 et 1994. L'évolution de ces deux formes azotées est illustrée aux figures 27 à 30. On remarque que le lessivage de l'azote ammoniacal fut faible et n'a eu lieu que pendant les deux semaines qui ont suivi les épandages. Le cas des nitrates est plus préoccupant, un lessivage assez important a été observé durant plusieurs semaines en 1993.

4.5.1.1 Azote ammoniacal

Les données recueillies montrent que les teneurs naturelles en azote ammoniacal, mesurées dans l'eau des parcelles témoins (figures 27 et 28), se sont maintenues très près des limites de détection. Elles ont variées de <0,02 mg/L à 0,09 mg/L N-NH₄. Le même ordre de grandeur s'applique pour l'eau provenant des parcelles fertilisées à l'aide de l'engrais minéral (traitement 2). L'eau de percolation prélevée à 30 centimètres de profondeur comporte donc peu d'azote ammoniacal que l'on applique un fertilisant minéral (à la dose utilisée par le producteur) ou pas.

Les épandages de boues dans la plantation d'arbres de Noël n'ont pas contribué à favoriser la migration de quantité importante d'ammonium. Les analyses statistiques (ANOVA, test de Duncan) effectuées pour quatre dates d'échantillonnage en 1993 et 1994 (figures 27 et 28) ne révèlent d'ailleurs aucune différence significative entre les traitements. On observe toutefois une tendance à l'augmentation des teneurs en azote ammoniacal pour les traitements d'application de boues au cours du mois de juillet 1993. Pour les traitements de 160 et 320 kg/ha d'azote disponible, les concentrations mesurées ont atteint l'indice limite de qualité de l'eau brute, soit près de 0,5 mg/L [MENVIQ 1990a]. Les teneurs plus élevées pour les traitements comportant des boues sont rapidement retournées près des valeurs du témoin et du traitement de fertilisation chimique en août 1993, soit à moins de 0,1 mg/L N-NH₄. L'examen des figures 27 et 28 indique que les teneurs en azote ammoniacal des échantillons d'eau récoltés sont demeurées par la suite inférieures à 0,1 mg/L (d'août 1993 à novembre 1994).

4.5.1.2 Nitrates

Tout comme l'azote ammoniacal, les concentrations naturelles en nitrates (N-NO_3), mesurées dans l'eau de percolation des parcelles témoins en 1993 et 1994 (figures 29 et 30), sont très faibles. Celles-ci varient de $<0,02$ à $0,12$ mg/L. En ce qui concerne les nitrates, si on compare les résultats et le critère de qualité concernant l'eau potable de 10 mg/L de N-NO_3 [MENVIQ 1990a], l'eau d'infiltration naturelle de la plantation de Saint-Fortunat est considérée d'excellente qualité.

Les figures 29 et 30 mettent en évidence que seul le traitement 5 (10 Mg/ha m.s. de boue ou 320 kg/ha d'azote disponible) a eu un impact appréciable sur la concentration en nitrates de l'eau d'infiltration. Les concentrations pour cette dose de boue varient de 12 à 22 mg/L entre la fin de juillet et le début novembre 1993. Cet effet de traitement est d'ailleurs statistiquement significatif. À partir de la fin de juillet, le traitement 5 se démarque significativement des quatre autres (figure 29).

Les traitements apportant $2,5$ et 5 Mg/ha (m.s.) de boues (80 et 160 kg/ha N disponible) ont également eu tendance à favoriser l'enrichissement de l'eau en nitrates au cours des mois de juillet et août 1993. Les impacts ont été faibles car les teneurs mesurées n'ont jamais dépassé 5 mg/L. Ces concentrations légèrement plus élevées que l'eau des parcelles témoins n'étaient pas statistiquement significatives.

Les effets d'augmentation de la teneur en nitrates dans l'eau de percolation ont été de courte durée. En 1994, toutes les concentrations mesurées se sont maintenues en-dessous de 2 mg/L N-NO_3 (figure 30), même dans le cas du traitement extrême (320 kg/ha d'azote disponible). L'analyse statistique des résultats de 1994 ne montre évidemment aucune différence significative entre les traitements.

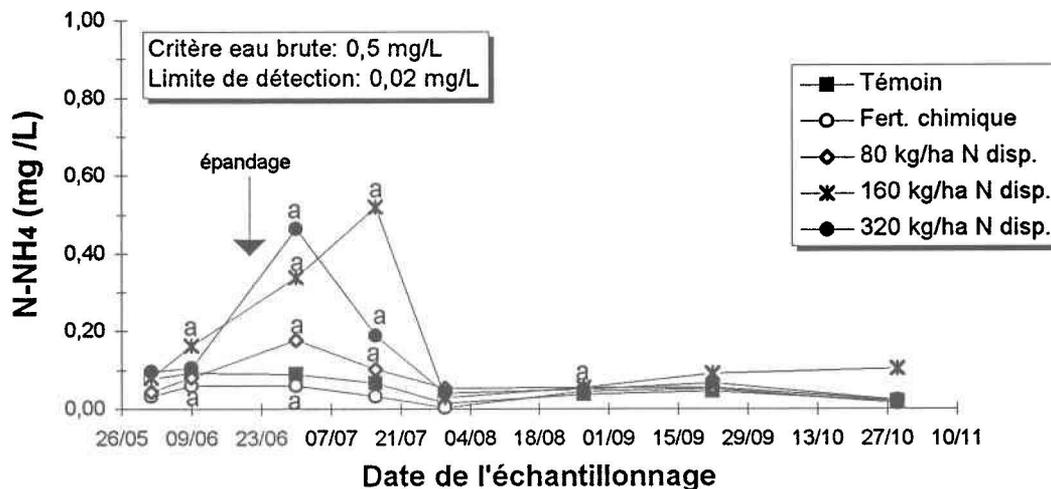


Figure 27: Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation au cours de la saison 1993.

La fertilisation minérale et les épandages ont été réalisés le 2 juin et entre le 16 et le 25 juin respectivement.

Les points ou groupes de points suivis de lettres différentes, pour une même date, indiquent une différence significative au seuil $\alpha = 5\%$ (test de Duncan).

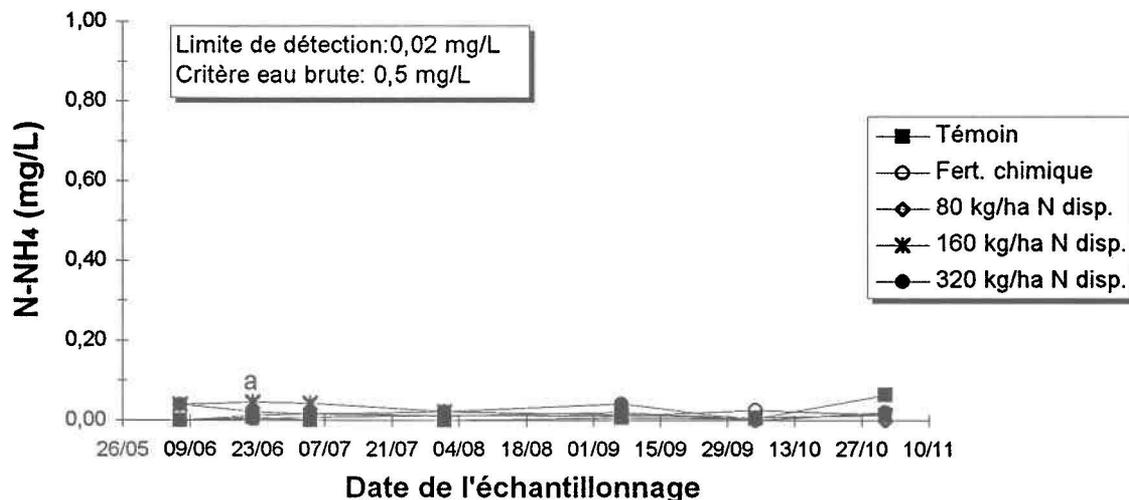


Figure 28: Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation au cours de la saison 1994.

Les points ou groupes de points suivis de lettres différentes, pour une même date, indiquent une différence significative au seuil $\alpha = 5\%$ (test de Duncan).

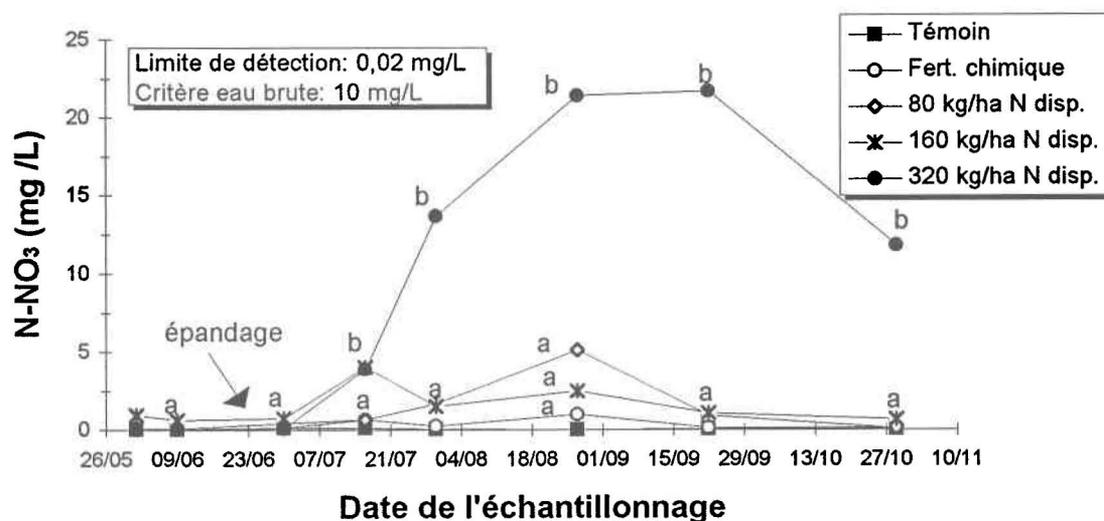


Figure 29: Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation au cours de la saison 1993.

La fertilisation minérale et les épandages ont été réalisés le 2 juin et entre le 16 et le 25 juin respectivement.

Les points ou groupes de points suivis de lettres différentes, pour une même date, indiquent une différence significative au seuil $\alpha = 5\%$ (test de Duncan).

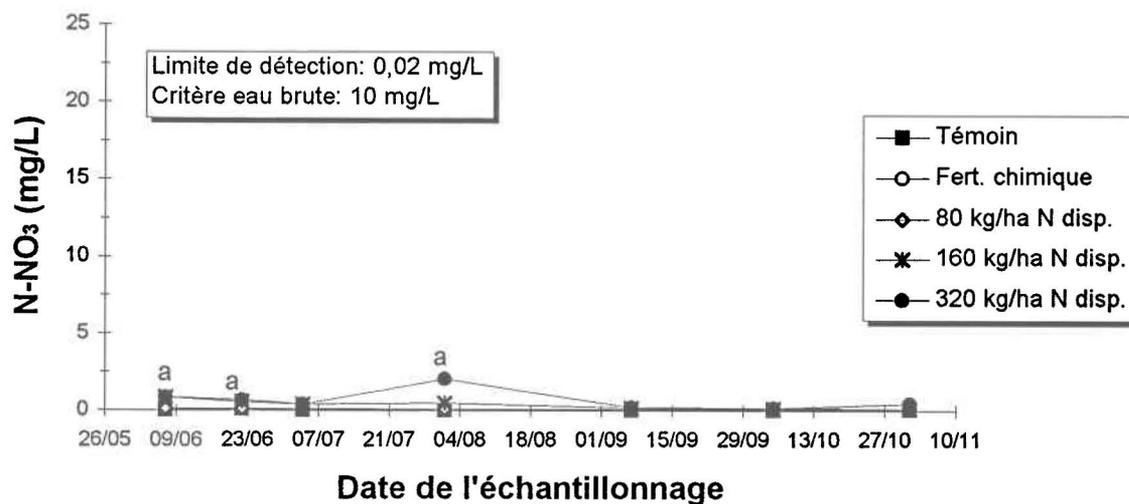


Figure 30: Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation au cours de la saison 1994.

Les points ou groupes de points suivis de lettres différentes, pour une même date, indiquent une différence significative au seuil $\alpha = 5\%$ (test de Duncan).

4.5.2 Phosphore

Les données recueillies en 1993 et 1994 montrent que les concentrations en phosphore dans l'eau de percolation ont toujours été très faibles. Les teneurs naturelles, mesurées dans l'eau en provenance des parcelles témoins, ont varié entre <0,02 et 0,04 mg/L. De plus, même après l'application des traitements (fertilisation minérale ou boue résiduaire), les concentrations sont demeurées constamment sous l'indice souhaitable de la concentration dans les eaux courantes canadiennes soit 0,10 mg/L [Couillard et Chouinard 1995]. D'ailleurs, le maximum enregistré fut de 0,04 mg/L, le 1^{er} juin 1993 et 6 juillet 1994, respectivement pour les traitements 1 et 5 (témoin et 320 kg/ha d'azote disponible).

Évidemment, aucune différence significative entre les traitements n'a été décelée et on n'a dénoté aucune tendance particulière en 1993 et 1994. Il est à remarquer que l'évolution des concentrations en phosphore dans l'eau d'infiltration n'est pas illustrée par des figures afin de ne pas allonger indûment ce mémoire. D'ailleurs, les teneurs mesurées étaient toujours très près ou sous la limite de détection (0,02 mg/L).

4.5.3 Potassium

Les impacts de la valorisation des boues sur la concentration de l'eau d'infiltration en potassium sont faibles. Aucune différence significative entre les traitements n'a été mise en évidence autant en 1993 qu'en 1994 (figures 31 et 32). D'ailleurs, les teneurs en potassium sont demeurées relativement près de celles du témoin, peu importe le traitement.

Les résultats, illustrés dans les figures 31 et 32, indiquent que la concentration naturelle, mesurée dans les parcelles témoins, varie de 0,02 à 0,24 mg/L. Une semaine après l'application des boues, le 30 juin 1993, on a noté une légère augmentation des teneurs en potassium dans l'eau de percolation des traitements 4 et 5 (160 et 320 kg/ha d'azote disponible). Les concentrations mesurées étaient, respectivement, de 0,5 et 0,6 mg/L pour les traitements de 320 et 160 kg/ha d'azote disponible. Celles-ci, à partir de juillet 1993, sont retournées rapidement à des valeurs comparables à celles du témoin .

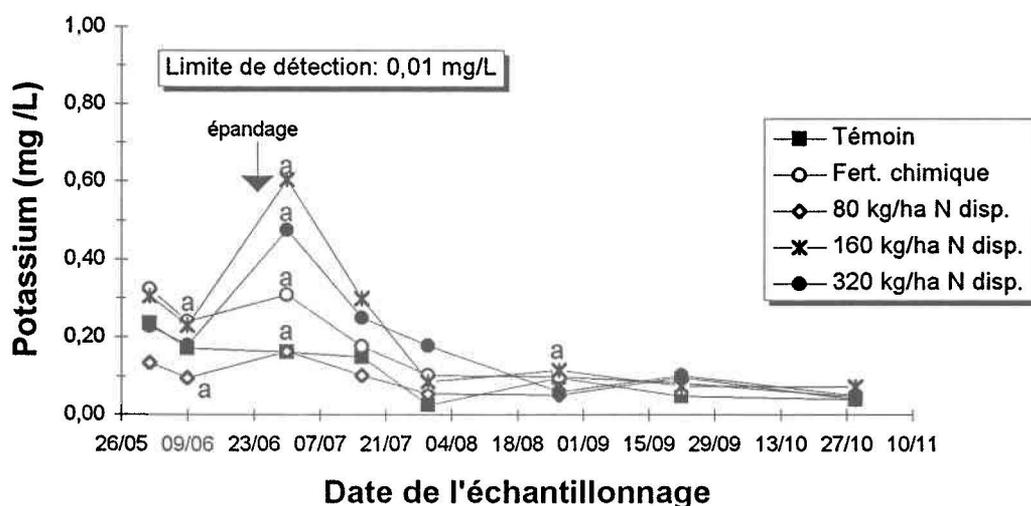


Figure 31: Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation au cours de la saison 1993.

La fertilisation minérale et les épandages ont été réalisés le 2 juin et entre le 16 et le 25 juin respectivement.

Les points ou groupes de points suivis de lettres différentes, pour une même date, indiquent une différence significative au seuil $\alpha = 5\%$ (test de Duncan).

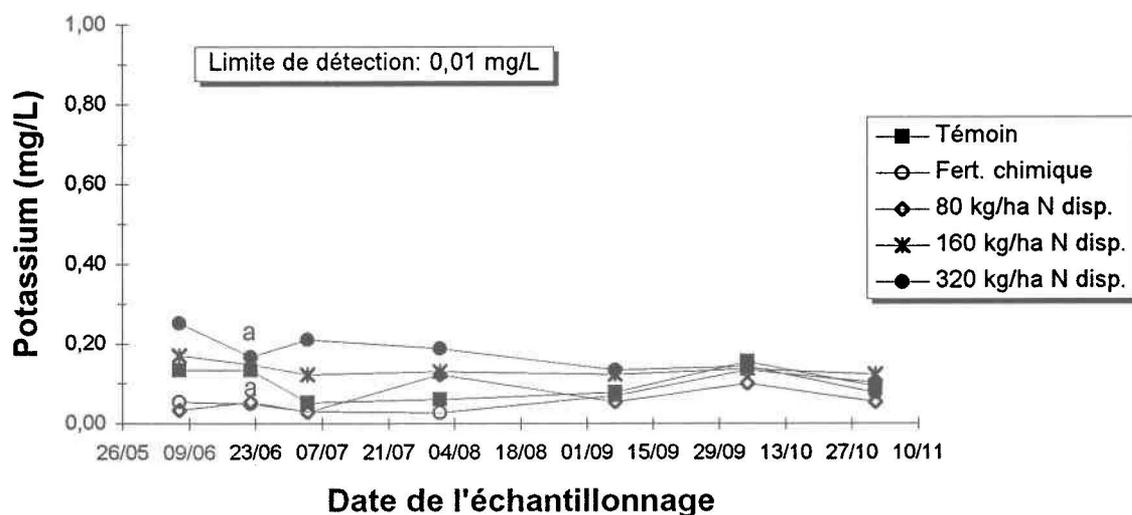


Figure 32: Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation au cours de la saison 1994.

Les points ou groupes de points suivis de lettres différentes, pour une même date, indiquent une différence significative au seuil $\alpha = 5\%$ (test de Duncan).

4.5.4 Calcium et magnésium

En 1993 et 1994, les concentrations naturelles, mesurées dans l'eau prélevée dans les parcelles témoins, ont été de 9 à 23 mg/L pour le calcium et de 2 à 6 mg/L pour le magnésium. Au cours des deux saisons expérimentales, l'évolution des concentrations en calcium et en magnésium dans l'eau de percolation est assez similaire comme on peut le constater aux figures 33 à 36. Le comportement de ces deux éléments rappelle également celui des nitrates dans l'eau de percolation (section 3.5.1.2).

Dans l'ensemble, seule le traitement 5 a eu des impacts sur les concentrations en calcium et en magnésium de l'eau d'infiltration. En septembre 1993, les concentrations maximales en calcium et en magnésium ont atteint 41 et 6,8 mg/L respectivement. Ces effets de traitement sont observés entre la fin de juillet et la fin d'octobre 1993. L'analyse statistique des données recueillies durant cette période indique d'ailleurs la présence de quelques différences significatives entre le traitement 5 (320 kg/ha N disponible) et les autres traitements (figures 33 et 35).

Comme dans le cas des nitrates, les impacts observés en 1993 ne sont plus présents en 1994. Durant la deuxième saison (figures 34 et 36), toutes les valeurs de calcium et de magnésium mesurées dans le cadre des différents traitements sont similaires à celles du témoin.

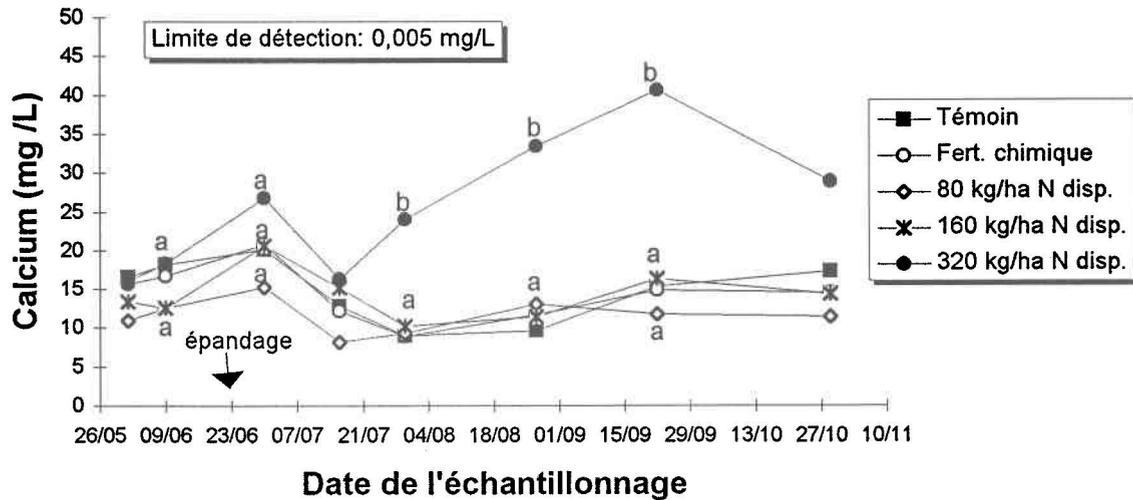


Figure 33: Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation au cours de la saison 1993.

La fertilisation minérale et les épandages ont été réalisés le 2 juin et entre le 16 et le 25 juin respectivement.

Les points ou groupes de points suivis de lettres différentes, pour une même date, indiquent une différence significative au seuil $\alpha = 5\%$ (test de Duncan).

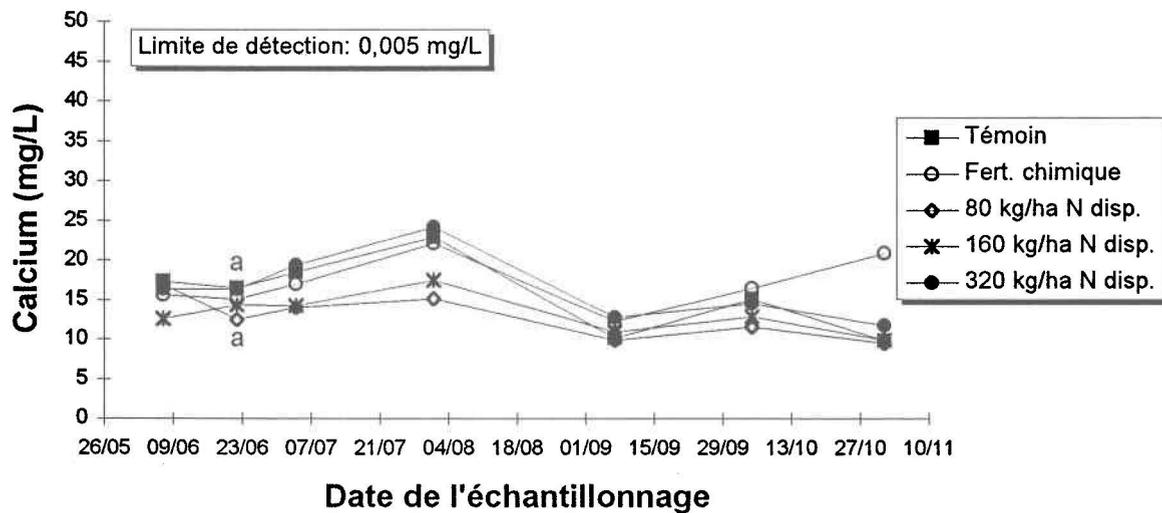


Figure 34: Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation au cours de la saison 1994.

Les points ou groupes de points suivis de lettres différentes, pour une même date, indiquent une différence significative au seuil $\alpha = 5\%$ (test de Duncan).

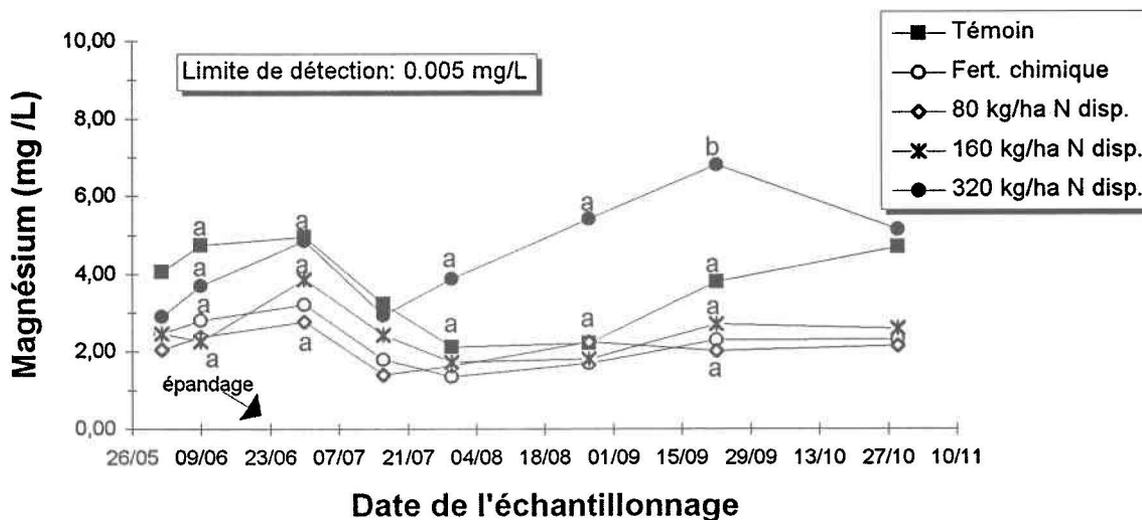


Figure 35: Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation au cours de la saison 1993.

La fertilisation minérale et les épandages ont été réalisés le 2 juin et entre le 16 et le 25 juin respectivement.

Les points ou groupes de points suivis de lettres différentes, pour une même date, indiquent une différence significative au seuil $\alpha = 5\%$ (test de Duncan).

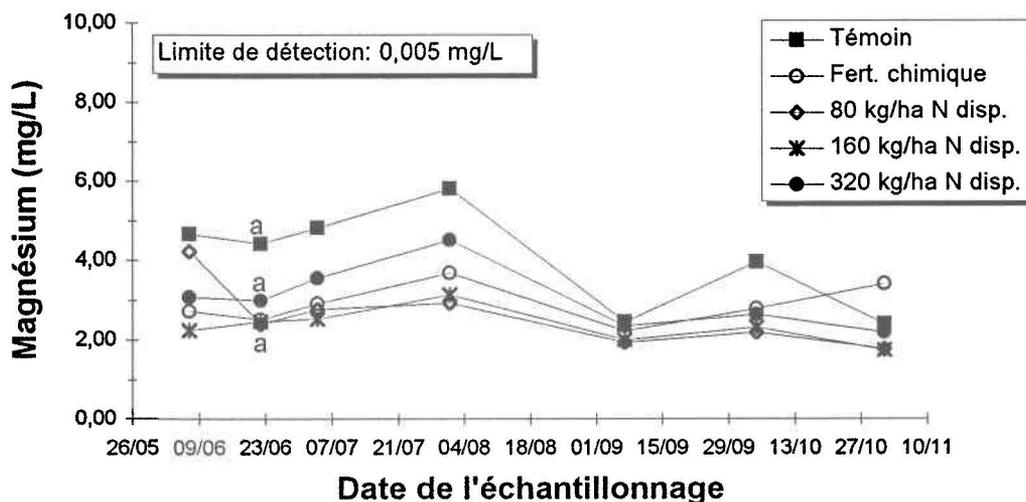


Figure 36: Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation au cours de la saison 1994.

Les points ou groupes de points suivis de lettres différentes, pour une même date, indiquent une différence significative au seuil $\alpha = 5\%$ (test de Duncan).

4.5.5 Métaux dissous

Le suivi de quatre métaux lourds, cadmium, cuivre, manganèse et plomb, présents dans l'eau d'infiltration prélevée à l'aide de lysimètres a été effectué en 1993 et en 1994. Comme les charges de métaux apportés par les boues étaient faibles (tableau 17, section 4.3.4), il était possible de prévoir un lessivage très négligeable. Dans tous les cas, c'est effectivement ce qui a été observé alors qu'aucune différence significative entre les traitements n'a été observée tant en 1993 qu'en 1994.

4.5.5.1 Cadmium

Les concentrations en cadmium dissous dans l'eau de percolation sont demeurées très faibles tant en 1993 qu'en 1994. Pour tous les traitements, les teneurs se sont maintenues très près de la limite de détection ($<3 \mu\text{g/L}$). Pour cette raison et dans le but de ne pas allonger inutilement ce mémoire, aucune figure n'illustre les résultats concernant le cadmium dissous de l'eau d'infiltration. Évidemment, aucune tendance ou différence significative entre les traitements n'a été mise en évidence durant les deux saisons.

D'autre part, la concentration maximale observée, $1,6 \mu\text{g/L}$ (16 juillet 1993), a été dosée dans l'eau de percolation provenant des parcelles du traitement témoin. Cette concentration est relativement éloignée du critère québécois de qualité pour l'eau brute qui est de $5 \mu\text{g/L}$ [MENVIQ 1990a]. Outre ce maximum, les concentrations en cadmium (moyennes des 6 lysimètres pour chaque traitement) n'ont dépassé la limite de détection qu'à 3 reprises. Ainsi, les 30 juillet, 22 septembre et 29 octobre 1993, les concentrations en cadmium de l'eau de percolation provenant des parcelles du traitement témoin atteignaient respectivement 6, 5 et $5 \mu\text{g/L}$. Le 22 septembre 1993, la teneur en cadmium de l'eau du traitement de 160 kg/ha d'azote disponible était également de $0,5 \mu\text{g/L}$. En 1994, toutes les concentrations mesurées étaient sous la limite de détection ($<3 \mu\text{g/L}$).

4.5.5.2 Cuivre

Le cas du cuivre est similaire à celui du cadmium. Les concentrations en cuivre dissous dans l'eau de percolation ont toujours été très près ou sous la limite de détection ($0,01$

mg/L). Là encore, comme la très grande majorité des teneurs se situaient sous la limite de détection, aucune figure n'illustre les résultats.

Les concentrations en cuivre (moyennes des 6 lysimètres pour chaque traitement) n'ont dépassé la limite de détection qu'à 2 reprises. Ainsi, le 1^{er} août 1994 et le 1^{er} novembre de la même année, les teneurs en cuivre de l'eau de percolation des parcelles assignées aux traitements de 80 et 160 kg/ha d'azote disponible ont atteint 0,01 mg/L. Cette concentration maximale observée qu'en 1994 est cependant 100 fois plus faible que le critère de qualité de l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable (1,0 mg/L) [MENVIQ 1990a].

4.5.5.3 Manganèse

Les résultats concernant les teneurs en manganèse dans l'eau d'infiltration sont illustrés aux figures 37 et 38. De façon générale, les traitements de fertilisation n'ont pas eu d'impact importants sur la concentration en manganèse dissous si on les compare au traitement témoin. Même si l'on note quelques valeurs plus élevées en 1993 avec les traitements comportant des boues (le 30 juin 1993 plus particulièrement, troisième échantillonnage), l'analyse statistique des données recueillies durant toute la durée du suivi ne révèle aucune différence significative entre les traitements. De plus, aucune tendance particulière ne peut être dégagée des résultats obtenus.

La teneur naturelle de l'eau en manganèse, mesurée dans les parcelles sans fertilisation, a variée de <0,002 mg/L à 0,64 mg/L. La concentration maximale en manganèse a été enregistrée le 22 septembre 1993 alors que l'eau provenant des parcelles du traitement de 160 kg/ha d'azote disponible en contenait 1,16 mg/L.

4.5.5.4 Plomb

Le suivi de l'évolution des concentrations en plomb n'a pas été fait pour toutes les parcelles de l'expérience. Les analyses d'eau n'ont été effectuées que pour les traitements 1 et 5 (témoin et 10 Mg/ha m.s. de boue). Ces résultats, bien que limités en nombre, tendent à démontrer que le plus fort taux d'application de boue (10 Mg/ha m.s. équivalant à 320 kg/ha d'azote disponible) n'a eu aucun impact en 1993 et 1994 sur la présence du plomb dans l'eau du sol.

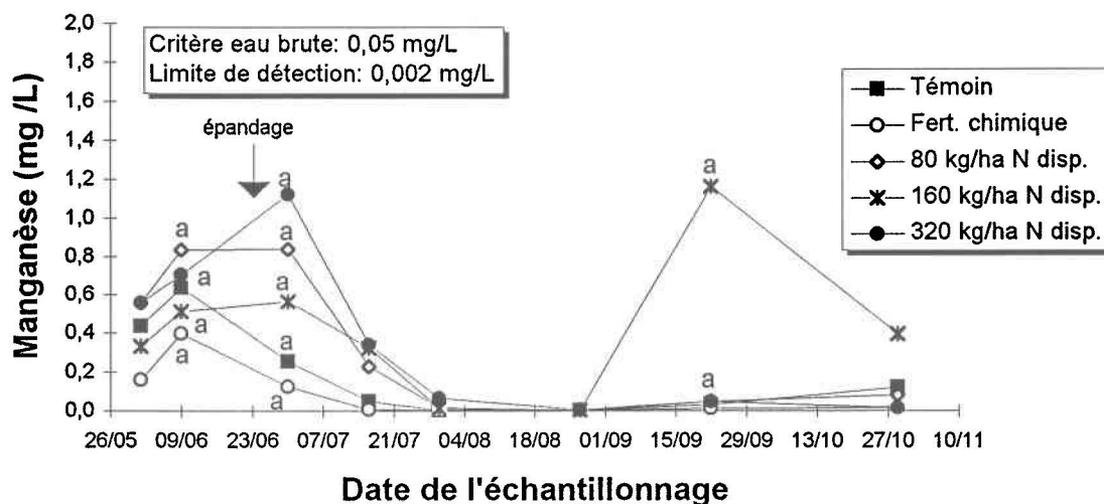


Figure 37: Évolution de la teneur en manganèse dissous de l'eau de percolation au cours de la saison 1993.

La fertilisation minérale et les épandages ont été réalisés le 2 juin et entre le 16 et le 25 juin respectivement.

Les points ou groupes de points suivis de lettres différentes, pour une même date, indiquent une différence significative au seuil $\alpha = 5\%$ (test de Duncan).

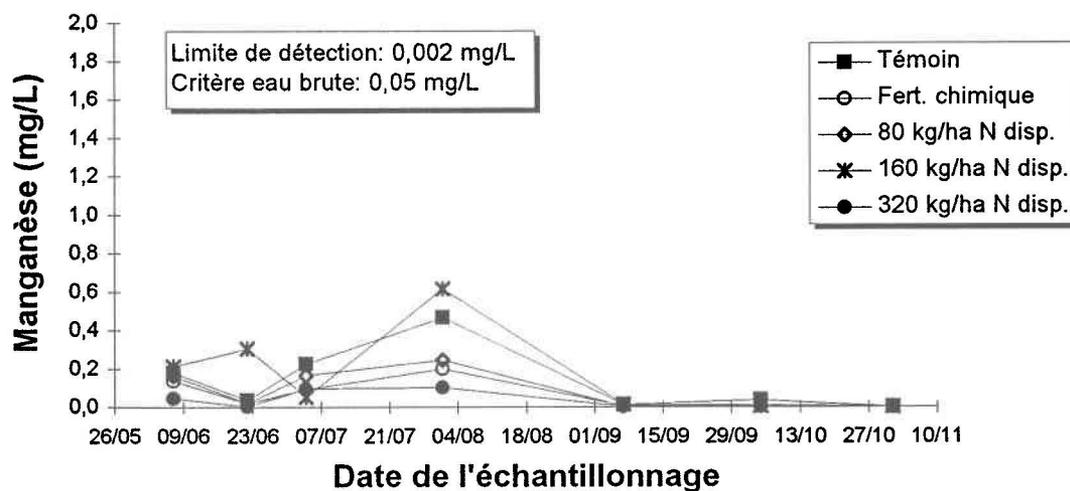


Figure 38: Évolution de la teneur en manganèse dissous de l'eau de percolation au cours de la saison 1994.

Comme la très grande majorité des concentrations étaient sous la limite de détection, aucune différence significative ou tendance particulière n'a pu être mise en évidence. Les

résultats d'analyses montrent que la concentration maximale mesurée était de 1,5 µg/L (1^{er} août 1994, traitement 5). À deux autres occasions (4 juillet et 1^{er} novembre 1994), la teneur de l'eau d'infiltration en plomb (moyenne pour 6 lysimètres) a dépassée légèrement la limite de détection (1,0 µg/L). Dans ces deux cas, l'eau provenait des parcelles du traitement témoin et montrait une teneur de 1,2 µg/L de plomb dissous. Ces teneurs sont bien en-deçà du critère de qualité québécois pour l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable qui est de 50 µg/L [MENVIQ 1990a].

4.5.6 pH

Initialement, il n'était pas prévu de mesurer le pH de l'eau de percolation au cours de l'expérience. En considérant que ce paramètre puisse avoir une grande influence sur la composition de l'eau d'infiltration (voir section 1.6.6), le suivi a été effectué en 1994. Les mesures n'ont toutefois été prises que pour les traitements 1 et 5 (témoin et 10 Mg/ha m.s. de boue). Les résultats sont présentés à la figure 39.

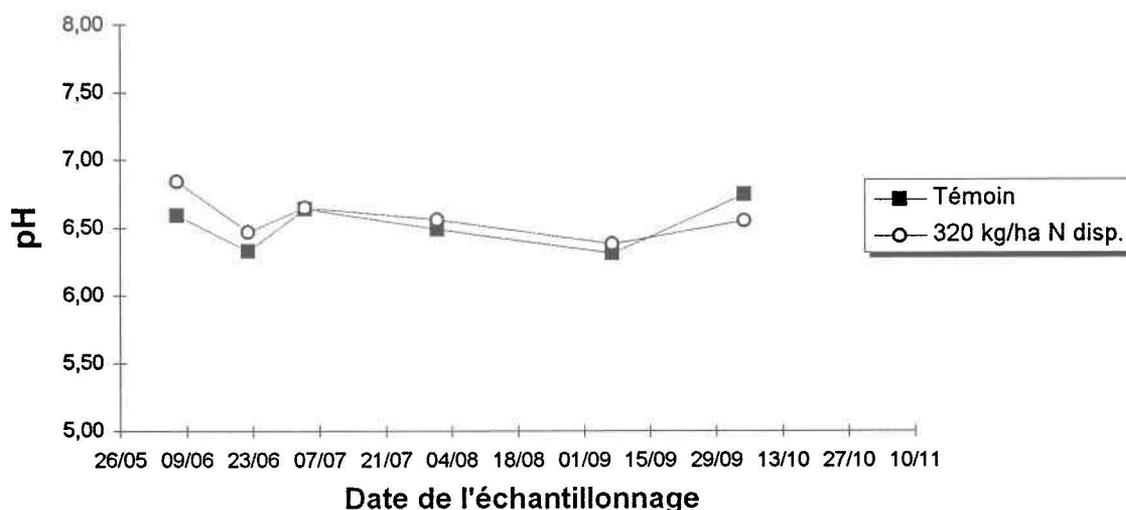


Figure 39: Évolution du pH de l'eau de percolation au cours de la saison 1994.

Les résultats montrent que la valorisation des boues d'épuration n'a pas eu d'impact notable sur le pH de l'eau de percolation à partir d'une année après les épandages. On constate en effet que ce paramètre a évolué de façon similaire dans le cas des deux traitements

considérés. Les valeurs de pH mesurées se situent entre 6,3 à 6,8 pour le traitement témoin et entre 6,4 à 6,8 pour le traitement de 320 kg/ha d'azote disponible.

4.5.7 Interprétation des résultats de l'eau de percolation

Le lessivage des nitrates est apparu comme le facteur environnemental le plus limitant dans cette expérience. Cette constatation n'est pas nouvelle car plusieurs auteurs en étaient arrivés à une conclusion similaire: le lessivage des nitrates est le principal obstacle environnemental à la valorisation des boues d'épuration non contaminées [Henry *et al.* 1994; Bochkeim *et al.* 1988; Henry and Cole 1986; Zasoski and Edmonds 1986; Higgins 1984]. Malgré tout, la contamination de l'eau d'infiltration par les nitrates (dépassement du critère de l'eau potable, 10 mg/L N-NO₃) n'a pas été excessive. La teneur maximale fut de 22 mg/L avec le traitement 5 (320 kg/ha d'azote disponible, figure 29) et le phénomène a été de courte durée (quelques semaines).

Les analyses de sol suggèrent une conversion progressive de l'azote ammoniacal sous l'effet de la nitrification (section 4.3.2.1). Les données concernant l'eau de percolation tendent à démontrer également la conversion graduelle de l'ammonium des boues en nitrates. Selon les figures 27 et 29, on constate une légère augmentation des concentrations en azote ammoniacal de l'eau du sol pendant le mois qui a suivi les épandages alors que l'accroissement des teneurs en nitrates est survenu un peu plus tard dans la saison. De façon générale, il semble qu'une partie importante de l'azote ammoniacal des boues ait été libéré et converti en nitrates au cours de la première saison. La nitrification rapide de l'azote ammoniacal initialement apporté par les boues, une fraction qui est d'ailleurs importante dans celles-ci, pourrait expliquer que le lessivage des nitrates ne se soit produit que durant l'année 1993.

Le lessivage assez important de nitrates dans les parcelles où le traitement 5 (320 kg/ha d'azote disponible) a été appliqué doit être mis en perspective. Ce traitement ne respectait pas la dose maximale d'épandage de boue résiduaire permise au Québec (200 kg/ha d'azote disponible sur une période de 10 années) [MENVIQ *et al.* 1991]. D'autre part, selon Riekerk (1982), l'épandage de doses de boues inférieures à 400 kg/ha d'azote total (environ

200 kg/ha d'azote disponible si l'on considère un coefficient de disponibilité moyen de 50%) comporte généralement peu de risques de contamination des eaux souterraines. Dans la présente étude, suite à l'apport de 160 kg/ha d'azote disponible, le lessivage des nitrates a été très faible (teneur maximale: 5 mg/L N-NO₃). Les conditions expérimentales retenues respectaient les recommandations relatives à l'épandage des boues en sylviculture [MENVIQ *et al.* 1991], elles ne devraient donc pas provoquer de problème de contamination de l'eau par les nitrates.

En ce qui a trait à l'ammonium (N-NH₄), son lessivage est négligeable dans nos conditions d'expérimentation. D'autres chercheurs avaient d'ailleurs mis ce phénomène en évidence [Higgins 1984; Brockway and Urie 1983]. Il est connu que lorsqu'épandu comme fertilisant, l'azote ammoniacal a tendance à se fixer sur certaines argiles dans la couche superficielle du sol [Tisdale *et al.* 1984].

Le cas du phosphore est semblable à celui de l'azote ammoniacal. Les résultats ont montré que le phosphore apporté ne migre pas en profondeur avec l'eau d'infiltration. D'ailleurs, cette observation, peu surprenante, avait déjà été faite par plusieurs auteurs [Medalie *et al.* 1994; Wells *et al.* 1986]. Par conséquent, le lessivage du phosphore à la suite de la valorisation des boues présente très peu de risques environnementaux.

En ce qui concerne le calcium et le magnésium, même si l'analyse du sol n'a pas permis de démontrer leur plus grande disponibilité, les résultats obtenus pour l'eau de percolation révèlent que l'application d'une dose de boues correspondant à 320 kg/ha d'azote disponible a favorisé une plus grande mise en solution de ces deux éléments en 1993. Certains auteurs [Corey *et al.* 1986; Medalie *et al.* 1994] rapportent que la migration verticale du calcium et du magnésium est en grande partie reliée aux lessivages de quantité importante de nitrates. En fait, il semble que l'ammonium, avant sa nitratisation, se fixe sur des sites d'échange libérant ainsi des cations (calcium, magnésium et sodium) susceptibles d'être entraînés par l'eau d'infiltration [Tisdale *et al.* 1984]. Le lien entre les nitrates et le lessivage du calcium et du magnésium serait donc indirect.

Le lessivage du cadmium, du cuivre, du manganèse et du plomb n'a pas été mis en évidence au cours de ce projet. Dans l'ensemble, le suivi de ces métaux dans l'eau de percolation tend à démontrer que l'application d'une dose de boues d'épuration équivalente à un apport de 320 kg/ha d'azote disponible ne comporte pas de risques importants pour la qualité des eaux souterraines. Les essais conduits dans la plantation demeurent toutefois spécifiques et limités. D'autres conditions (pH plus faible, sol plus sablonneux, boue plus contaminée, *etc.*) pourraient être plus favorables à la solubilisation et au lessivage des métaux. Cependant, aucun problème sérieux de lessivage des métaux lourds à la suite de l'épandage de boues d'épuration n'a été clairement démontré (section 2.6.6.2).

Finalement, l'apport de boues comme fertilisant sylvicole n'a pas semblé influencer le pH de l'eau de percolation, en 1994 du moins. Les résultats sont toutefois à interpréter avec précaution. Le suivi de l'eau n'a été effectué qu'en 1994 et seulement deux traitements ont été considérés. De plus, on avait remarqué une légère diminution du pH du sol dans les parcelles ayant reçu des doses de boues (section 4.3.5). Malgré tout, s'il y a eu diminution du pH de l'eau de percolation en 1993, l'impact environnemental ne semble pas avoir été énorme car le lessivage de métaux lourds n'a pas été observé durant cette saison. Les métaux lourds sont beaucoup plus solubles aux faibles valeurs de pH [Beauchemin *et al.* 1993].

5 CONCLUSION

Cette étude a porté sur la valorisation d'une boue d'épuration des eaux usées dans une culture de sapins de Noël. Le boue utilisée était une boue liquide peu contaminée par les métaux lourds et provenait de la station d'épuration de la municipalité de Victoriaville. La culture de sapin baumier utilisée dans cette recherche était âgée de 5 ans; elle se situait à Saint-Fortunat dans les Bois-Francs. Comme les cultures de sapins destinées à la production d'arbres de Noël doivent être fertilisées annuellement, l'expérience visait à substituer les engrais minéraux, généralement utilisés, par la boue résiduaire de Victoriaville.

Le but premier de cette étude était d'évaluer l'influence de trois doses d'épandage de boues d'épuration sur différents paramètres de croissance du sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.). Les résultats ont montré des impacts positifs très intéressants pour la production d'arbres de Noël. Comparativement au témoin et au traitement de fertilisation minérale, l'épandage de boues a de façon générale, amélioré l'accroissement de circonférence des troncs, la hauteur des arbres, la densité et le poids des bourgeons de la flèche terminale et la longueur des flèches terminales. La qualité esthétique des arbres a ainsi été augmentée par l'utilisation de la boue comme fertilisant organique. L'application d'une dose de boues liquides équivalente à 160 kg/ha d'azote disponible est apparue comme la plus recommandable pour la culture.

Le deuxième but de l'étude consistait à évaluer les effets de trois doses d'épandage de boues d'épuration sur la chimie du sol et les risques contamination de l'eau d'infiltration par des éléments nutritifs et certains métaux lourds. Sous les conditions d'expérimentation retenues, les effets ont été assez faibles.

Dans l'ensemble, les résultats ont permis de démontrer que l'épandage de boues à différents niveaux peut faire augmenter le contenu du sol en phosphore disponible. Cet effet s'est avéré positif dans le cas étudié car le sol de la plantation de Saint-Fortunat ne contenait pas suffisamment de phosphore disponible aux végétaux. Il a aussi été possible d'observer que l'épandage de boues a créé une augmentation de la teneur du sol en nitrates au cours de la première saison. Pour ce qui est des autres éléments suivis (métaux lourds, potassium, calcium, magnésium, etc.), aucun impact n'a pu être mis en évidence.

Le suivi de l'eau de percolation à l'aide de lysimètres a montré que l'épandage de boues résiduelles, à des doses respectant les critères québécois, ne comporte pas de risque environnemental important. Les résultats ont montré un lessivage assez important des nitrates mais seulement pour la dose de boues correspondant à un apport de 320 kg/ha d'azote disponible. Ce traitement dépasse amplement le critère québécois qui est de 200 kg/ha d'azote disponible par période de 10 années. Dans le cas des autres éléments (métaux lourds, phosphore, etc.), l'épandage des différentes doses de boues n'a pas eu d'impact négatif notable sur leurs teneurs dans l'eau d'infiltration.

Le troisième but de l'étude, plus général, était d'identifier des avantages et des inconvénients à l'utilisation des boues comme fertilisant en culture de sapins de Noël. Les observations de terrain et les résultats quantitatifs obtenus au cours des deux saisons ont permis de faire quelques constatations.

Les boues d'épuration libèrent leurs éléments nutritifs de façon graduelle durant plus d'une saison de croissance. Les résultats ont d'ailleurs montré des effets importants sur la croissance des arbres au cours de la deuxième saison. Cette caractéristique des engrais organiques constitue un avantage par rapport aux engrais minéraux. Dans le cas des cultures de sapins de Noël, les boues pourraient facilement être appliquées à l'aide d'un épandeur à lisier.

D'autre part, les conditions climatiques peuvent restreindre considérablement les possibilités de valorisation sylvicole des boues au Québec. Lorsque les pluies sont abondantes, comme c'est souvent le cas au printemps, plusieurs sites propices à des épandages de boues sont susceptibles d'être éliminés. Ces conditions limiteraient donc les superficies pouvant permettre la valorisation car le Guide de valorisation sylvicole recommande que la nappe soit à un minimum de un mètre sous la surface des sols ayant une infiltration lente à modérée.

Les essais réalisés dans le cadre du présent projet montrent que le respect de ce critère peut parfois retarder considérablement les travaux d'épandage. Pour être bénéfique, la

fertilisation des arbres de Noël doit être réalisée au printemps et tout retard en diminue son efficacité. Dans les cultures de sapins de Noël, il pourrait être envisageable de ne pas exiger que la nappe d'eau souterraine soit à un mètre sous la surface du sol. En obligeant que le sol soit bien ressuyé et qu'il ait une bonne portance pour la machinerie, le Guide de valorisation pourrait ainsi continuer à limiter les risques de contamination des eaux tout en permettant une meilleure flexibilité des travaux d'épandage.

Les arbres ont été fortement salis lors des épandages, ce phénomène constitue un inconvénient à l'utilisation des boues comme fertilisant en culture de sapins de Noël. Dans le cas de cette expérience, la pluie a réussi à nettoyer les sapins de façon acceptable en un mois environ. Il serait toutefois prudent de ne pas pulvériser de boues dans les deux dernières années qui précèdent la récolte afin de ne pas diminuer la qualité esthétique des arbres.

De plus, la croissance des plantes herbacées a été fortement stimulée par les épandages de boues. Cette croissance peut imposer une compétition pour l'eau, la lumière et les éléments nutritifs aux sapins. Il est ainsi recommandable d'éviter de valoriser des boues dans des plantations âgées de moins de 4 ans.

Finalement, ce travail visait à donner une idée générale à la valorisation des boues en culture de sapins de Noël. Jusqu'à maintenant, très peu de travaux avaient permis d'expérimenter la valorisation sylvicole au Québec. La présente étude répond donc à ce besoin et elle permet également de dégager des informations susceptibles d'améliorer les pratiques de valorisation au cours des prochaines années. L'expérience a aussi permis d'identifier quelques aspects qui devraient faire l'objet de recherches plus poussées. Il serait intéressant et utile de mettre au point d'autres approches de valorisation des boues en culture d'arbres de Noël. Le fractionnement des doses sur plusieurs années, les applications en bandes et la combinaison de boues avec des engrais minéraux en sont quelques exemples.

6 BIBLIOGRAPHIE

- Badra, A. (1983). La fertilisation des arbres de Noël. *Québec vert*, mars:28-31.
- Beauchemin S., M. Laverdière et C. Scraire (1993). *Revue de littérature sur les métaux, l'azote et le phosphore dans les boues d'origine municipale, de pâtes et papiers et de désencrage en prévision de leur valorisation en milieux agricole et forestier*, Québec, Cogisol, 112 p.
- Beaulieu, R. (1994). Communication personnelle, Québec, Ministère de l'environnement et de la faune.
- Beaulieu, R. (1990). Le suivi de la valorisation agricole à Saint-Agapit. Dans: *Le premier colloque québécois sur la valorisation des boues de stations d'épuration municipales*, Y. Gosselin et J.-R. Côté Éd.s., p. 241-250. Hull, Québec, 18-19 septembre 1990. Consortium de financement du projet de recherche et de démonstration des techniques de la valorisation agricole des boues d'épuration, (s.l.).
- Berthet, B., C. Amiard-Triquet, C. Métayer et J.C. Amiard (1984). Étude des voies de transfert du plomb de l'environnement aux végétaux cultivés; application à l'utilisation agricole de boues de station d'épuration. *Water, Air and Soil Pollution*, 21: 447-460.
- Bertrand, R. (1994). Gains environnementaux associés au volet urbain du PEAQ. Dans: *Assises annuelles de l'association québécoise des techniques de l'eau*. Québec, 16-12 mars 1994. Association québécoise des techniques de l'eau.
- Bless, H.G. (1992). Ammonia Emission after the Application of Manure in the Field. Dans: *Nitrogen and agriculture international workshop*, p. 28-38. Schelswig (All.) 9-12 avril. Copenhagen: Danish environmental protection agency.
- Bochkeim, J. G., T. C. Benzel, R. Lu and D. A. Thiel (1988). Sludge Increases Pulpwood Production. *BioCycle*, mars:57-59.
- Brockway, D. G. and D. H. Urie (1983). Determining Sludge Fertilization Rates for Forest from Nitrate-N Leachate and Groundwater. *Journal of the environmental quality*, 12: 487-492.
- Brown, K. W. et J. C. Thomas (1983). The Movement of Metals Applied to Soils in Sewage Effluent. *Water, air, and soil pollution*, (19): 43-54.
- Breuer, D.W., D.W. Cole et P. Schiess (1979). Nitrogen Transformation and Leaching Associated with Wastewater Irrigation in Douglas Fir, Poplar, Grass, and Unvegetated Systems. Dans: *Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land*, p. 19-33. (s.l.):Pennsylvania State University Press.
- Bruggeman, A. C. et S. Mostaghimi (1993). Sludge Application Effects on Runoff, Infiltration, and Water Quality. *Water resources bulletin*, 29 (1): 15-26.

- Burton, A. J., D. H. Urie et J. B. Hart (1986). Nitrogen Transformations in Four Sludge-amended Michigan Forest Types. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*, D.W. Cole, C.L. Henry, W.L. Nutter, Édts, p. 142-153. Seattle, 25-28 juin 1985. Seattle: University of Washington Press.
- Campbell, P. G. C. (1994). *Notes de cours, Toxicologie en milieu aquatique, Cours 7209*. Ste-Foy: INRS-eau.
- Chang, A. C., A. L. Warneke, A. L. Page et L. J. Lund (1984). Accumulation of Heavy Metals in Sewage Sludge-treated Soils. *Journal of the environmental quality*, 13 (1): 87-91.
- Corey, J.C., M.W. Lower et C.E. Davis (1986). The Sludge Application Program at the Savannah River Plant. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*, D.W. Cole, C.L. Henry, W.L. Nutter, Édts, p. 515-529. Seattle, 25-28 juin 1985. Seattle: University of Washington Press.
- Couillard, D. (1994). Environmental Factors Affecting Sustainable Uses of Sewage Sludge as Agricultural Fertilizer. *Journal of environmental systems*, 23(1):83-97.
- Couillard, D. (1989). Élimination des boues résiduelles urbaines par la fertilisation sylvicole. *Canadian journal of civil engineering*, 16: 650-660.
- Couillard, D. (1988). A Framework for Technological Choice (a Technology Assessment Methodology for the Choice of Wastewater Treatment Facilities). *Journal of environmental systems*, 18(1): 49-68.
- Couillard, D. et Y. Grenier (1989). Forest Management: Trees Response to Wastewater Sludge Fertilization. *Journal of environmental management*, 28(3):235-243.
- Couillard, D., M. Crowley et J.L. Sasseville (1986). Technological Public Choice in Practice: the Case of Wastewater Treatment Facilities. *Journal of environmental management*, 22(2): 133-146.
- Couillard, D. et P. Chouinard (1995). *Valorisation des boues d'épuration des eaux usées urbaines (liquides ou séchées): études de leur effet sur la productivité des érablières et des plantations d'arbres de Noël et évaluation des risques de contamination du sol et des ressources hydriques*. Sainte-Foy: INRS-Eau, 404 p. (rapport scientifique no. R-438).
- Couillard, D., P. Chouinard et G. Mercier (1993). *Détermination de l'influence de différentes pratiques de valorisation des boues d'épuration des eaux usées urbaines sur la productivité des érablières et des plantations d'arbres de Noël et évaluation des risques de contamination du sol et des ressources hydriques, demande de subvention*. Sainte-Foy: INRS-Eau, 49 p.
- CPVQ (1993). *Méthodes d'analyses des sols, des fumiers et des tissus végétaux*. Québec: Conseil des productions végétales du Québec. (AGDEX 533, 93-0158).

- Crowley, M., J.L. Sasseville et D. Couillard (1986). L'importance accordée à l'évaluation technologique dans l'assainissement des eaux usées municipales au Québec. *Revue internationale des sciences de l'eau*, 2(2):49-57.
- Davis, R. D. (1987). Use of Sewage Sludge on Land in the United Kingdom. *Water science technology*, 19 (8): 1-8.
- Dennis, G.L., P.R. Fresquez and G.V. Johnson (1988). Iron Uptake by Native Grasses in a Sewage Sludge Amended Semiarid Grassland. *Journal of Plant Nutrition*, 11(6-11)1417-1427.
- Dubé, M., S. Delisle, F. Delisle et P. M. Marotte (1994). *Effets des fertilisants minéraux sur les fertilisants minéraux et la santé humaine*. Québec: Direction de l'environnement forestier, Ministère des ressources naturelles, Gouvernement du Québec, 102 p.
- Dunigan, E.P. et R.P. Dick (1980). Nutrient and Coliform Losses in Runoff from Fertilized and Sewage Sludge-treated Soil. *Journal of the environmental quality*, 9 (2): 243-250
- Emmerich, W. E., L. J. Lund, A. L. Page et A. C. Chang (1982). Solid Phase Forms of Heavy Metals in Sewage Sludge-treated Soils. *Journal of the environmental quality*, 11 (2): 178-181.
- Enfield, C. G. (1976). Phosphate Transport Through Soil. Dans: *Proceedings of the national conference on disposal of residues on land*, p.138-145. St-Louis, Missouri, 13-15 septembre 1976.
- Environnement Canada (1985). *L'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine, Guide SPE 6-EP-84-1*, 190 p. Direction générale des programmes de protection de l'environnement.
- Evans, B. (1993). Biosolids Disposals, an International Overview of Current and Future Trends. *Environmental science and engineering*, Mars: 29-32.
- Fiskell, J. G. A., D. G. Neary et N. B. Comerford (1990). Slash Pine and Understorey Interception of Micronutrients Mineralized from Sewage Sludge Applied to a Sandy, Acidic Forest Soil. *Forest ecology and management*, 37: 27-36.
- Forstner, U. and G.T.W. Wittmann (1981). *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Berlin, Springer-Verlag, 486 p.
- Gagnon, J. D. (1972). *Les égouts domestiques: un engrais valable en foresterie*, Québec: Centre de recherches forestières des Laurentides, Québec: Environnement Canada, 12 p. (Rapport d'information Q-F-X-30)
- Garcia-Delgado, R. A., F. Garcia-Herruzo, C. Gomez-Lahoz et J. M. Rodrigez-Maroto (1994). Heavy Metals and Disposal Alternatives for an Anaerobic Sewage Sludge. *Journal of environmental science and health*, A29 (7): 1335-1347.

- Gauthier, R. et J. M. Jalbert (1990). Les coûts de gestion des boues de stations d'épuration. Dans: *Le premier colloque québécois sur la valorisation des boues de stations d'épuration municipales*, Y. Gosselin et J.-R. Côté Éds., p. 28-54. Hull, Québec, 1990.
- Giroux, M., M. Rompré, D. Carrier, P. Audesse et M. Lemieux (1992). Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec. *Agrosol*, 5 (2): 16-55.
- Gouin, D. (1990). Le programme d'assainissement des eaux du Québec: un premier bilan environnemental. Dans: *Symposium sur le plan d'action St-Laurent*, D. Messier, P. Legendre, C.E. Delisle, Éds, collection environnement et géologie, volume 11. 1989. Association des biologistes du Québec, (s.l.).
- Grenier, Y. (1985). *La valorisation des boues d'usine d'épuration des eaux en fertilisation forestière*. Sainte-Foy, INRS-eau, Université du Québec. 290 p. [mémoire de maîtrise]
- Grenier, Y. et D. Couillard (1989). Avantages et faisabilité de l'épandage forestier des boues résiduaires. *The Forester Chronicle*, 65(1): 9-16.
- Grenier, Y. et D. Couillard (1988). Mortalité des semis de mélèze laricin attribuable aux boues résiduaires utilisées pour leur fertilisation. *Naturaliste canadien*, 115: 149-155.
- Grossmann, J. and P. Udluft (1991). The extraction of soil water by the succion-cup method: a review. *Journal of Soil Science*, 42: 83-93.
- Harris, A.R. (1979). Physical and Chemical Changes in Forested Michigan Sand Soils Fertilized With Effluent and Sludge. Dans: *Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land*, W.E. Sopper, S.N. Kerr, Éds, p.155-153. The Pennsylvania State University Press.
- Harris, A.R. et D.H. Urie (1986). Heavy Metals Storage in Soils of an Aspen Forest Fertilized with Municipal Sludge. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*, D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter, Éds, p. 168-176. Seattle, 25-28 juin 1985. Seattle: University of Washington Press.
- Harrison, R., D. Xue, C. Henry and D.W. Cole (1994). Long-term Effects of Heavy Applications of Biosolids on Organic Matter and Nutrient Content of a Coarse-textured Forest Soil. *Forest Ecology and Management*, 66: 165-177.
- Hart, J. B., P. V. Nguyen, D. H. Urie et D. G. Brockway (1988). Silvicultural Use of Wastewater Sludge. *Journal of forestry*, 86(8): 17- 24.
- Harvey, M. et A. F. MacKenzie (1990). La valeur fertilisante des boues de stations d'épuration. Dans: *Le premier colloque québécois sur la valorisation des boues de stations d'épuration municipales*, Y. Gosselin et J.-R. Côté Éds., p. 147-172. Hull, Québec, 18-19 septembre 1990. Consortium de financement du projet de recherche et de démonstration des techniques de la valorisation agricole des boues d'épuration, (s.l.).

- Henry, C.L. (1986). Growth Response, Mortality, and Foliar Nitrogen Concentrations of Four Tree Species Treated with Pulp and Paper and Municipal Sludges. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*, D.W. Cole, C.L. Henry, W.L. Nutter, Éds, p. 258-266. Seattle, 25-28 juin 1985. Seattle: University of Washington Press.
- Henry, C. L., D. W. Cole et R. B. Harrison (1994). Use of Municipal Sludge to Restore and Improve Site Productivity in Forestry: The Pack Forest Sludge Research Program. *Forest ecology and management*, 66: 137-149.
- Henry, C.L. et D.W. Cole (1986). Pack Forest Sludge Demonstration Program History and Current Activities. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*, D.W. Cole, C.L. Henry, W.L. Nutter, Éds, p.461-471. Seattle, 25-28 juin, 1985. Seattle: University of Washington Press.
- Higgins, A. J. (1984). Impacts on Groundwater Due to Land Application of Sewage Sludge. *Water resources bulletin*, 20 (3): 425-434.
- Hockman, J.N., J.A. Burger and D.Wm. Smith (1990). Classification Model to Predict Fraser Fir Christmas Tree Grade. *Forest Science*, 36 (1): 45-53.
- Jubinville, J. (1992). Conférence sur la mise en marché des arbres de Noël: état de la situation. Dans: *Colloque provincial sapin, culture*, Sherbrooke, 1992. Sherbrooke: Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec.
- Klein, A. L., M. Lang, N. Nash et S. L. Kirschner (1974). Sources of Metals in New York City Wastewater. *Journal of water pollution control federation*, 46 (12): 2653-2662.
- Lamy, I., S. Bourgeois et A. Bermond (1993). Soil Cadmium Mobility as a Consequence of Sewage Sludge Disposal. *Journal of environmental quality*, 22 (4): 731-737.
- Landgren, C. G. et B. S. Douglass (1993). *Developing High Quality True Christmas Trees*, Corvallis, Pacific Northwest extension, 20 p.
- Larson, W. E. et R. H. Dowdy (1976). Heavy Metals Contained in Runoff from Land Receiving Wastes. Dans: *Proceedings of the national conference on disposal of residues on land*, St-Louis, Missouri, 13-15 septembre, 1976.
- Legret, M. (1993). Speciation of Heavy Metals in Sewage Sludge and Sludge-amended Soil. *International journal of environmental analytical chemistry*, 51 (1-4): 161-165.
- Little, C. H. A. (1984). Promoting bud development in balsam fir Christmas trees with 6-benzylaminopurine. *Canadian Journal of Forest Research*, 14: 447-451.
- Medalie, L., W.B. Bowden and C.T. Smith (1994). Nutrient Leaching Following Land Application of Aerobically Digested Municipal Sewage Sludge in a Northern Hardwood Forest. *Journal of environmental quality*, 23: 130-138.

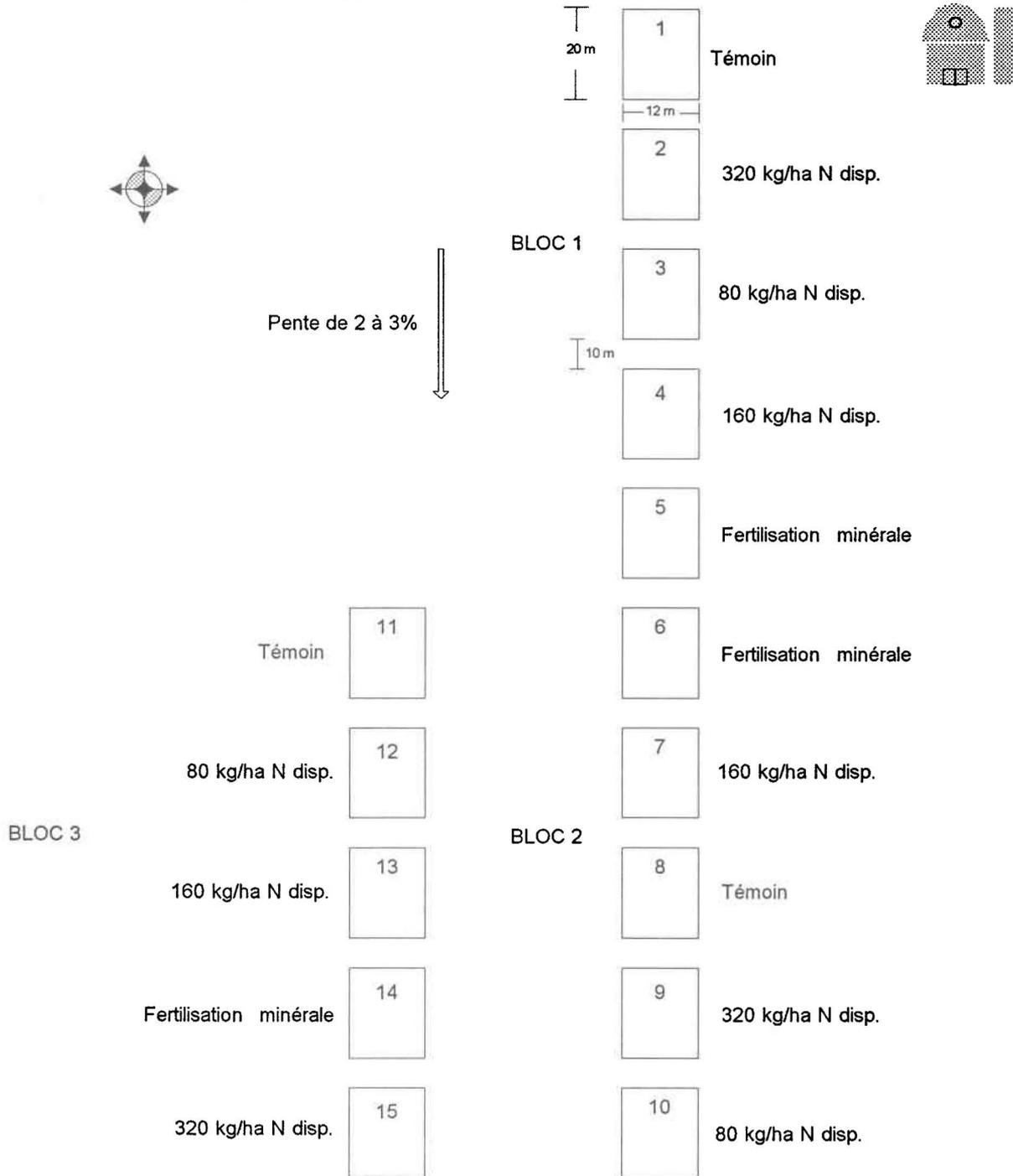
- MENVIQ (1990a). *Critères de qualité de l'eau*. Québec: Ministère de l'Environnement du Québec, 423 p.
- MENVIQ (1990b). *Guide des méthodes de conservation et d'analyses des échantillons d'eau et de sol*. Québec: Ministère de l'Environnement du Québec, 93 p.
- MENVIQ (1991). *Méthodes d'analyses des boues d'usines d'épuration*. Québec: Ministère de l'Environnement du Québec, 91 p. (Envirodoq EN910412).
- MENVIQ, MFO et MSSS (1991). *Valorisation sylvicole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales - Guide des bonnes pratiques*. Québec: Gouvernement du Québec, 83 p.
- Morrisette, D. (1991). L'expertise québécoise en valorisation des boues. dans: *Colloque: La valorisation agricole des boues de stations d'épuration*, Québec, 27 septembre 1991. Québec: Ordre des ingénieurs, Régionale de Québec.
- Nguyen, P.V., J.B. Hart et D.M. Merkel (1986). Municipal Sludge Fertilization on Oak Forests in Michigan. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*, D.W. Cole, C.L. Henry and W.L. Nutter Éd., p.282-291. Seattle, 25-28 juin, 1985. Seattle: University of Washington Press.
- Parent, L. (1990). *Notes de cours, Fertilisation des sols*. Ste-Foy: Université Laval, Département des sols.
- Payment, P. (1993). *Risques d'exposition des travailleurs à des virus entériques à la suite de l'épandage de boues provenant de station d'épuration des eaux usées municipales*, Laval: Institut Armand-Frappier, Université du Québec. 21 p.
- Riekerk, H. (1982). How Much Sewage Nitrogen on Forest Soil? A Case of History. *BioCyle*, 23(1): 53-56.
- Rafter, W.G. et M.N. Baker (1894). *Sewage Disposal in the United States*, New York, D. Van Nostrand company, 598 p.
- Sidle, R.C. et L.T. Kardos (1977). Transport of Heavy Metals in a Sludge-treated Forested Area. *Journal of the environmental quality*, 6: 431-437
- Silviera, D. J. et L. E. Sommers (1977). Extractability of Copper, Zinc Cadmium, and Lead in Soils Incubated with Sewage Sludge. *Journal of the environmental quality*, 6 (1): 47-52.
- Six, P. (1990). La valorisation agricole des boues d'épuration en France. Dans: *Dans: Le premier colloque québécois sur la valorisation des boues de stations d'épuration municipales*, Y. Gosselin et J.-R. Côté Éd., p. 55-94. Hull, Québec, 18-19 septembre 1990. Consortium de financement du projet de recherche et de démonstration des techniques de la valorisation agricole des boues d'épuration, (s.l.).

- Smith, S.R. (1994). Effect of Soil pH on Availability to Crops of Metals in Sewage Sludge-treated Soils. II. Cadmium Uptake by Crops and Implications for Human Dietary Intake. *Environmental Pollution*, 86: 5-13.
- SoilMoisture Equipment Corp. (1993). *Operating Instructions For the Pressure-vacuum Soil Water Sampler, Model 1920*. Santa Barbara: SoilMoisture Equipment Corp., 6 p.
- Sposito, G., L. J. Lund et A. C. Chang (1982). Trace Metal Chemistry in Arid-zone Field Soils Amended with Sewage Sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in Solid Phases. *Soil science society of America journal*, 46: 260-264.
- Stover, R.C., L.E. Sommers et D.J. Silveira (1976). Evaluation of Metals in Wastewater Sludge, *Journal of water pollution control federation*, 48 (9): 2165-2175
- St-Yves, A. et R. Beaulieu (1988). *Caractérisation des boues de 34 stations d'épuration des eaux usées municipales*. Québec, Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de l'assainissement agricole, 11 p.
- Timmer, V. R. et E. L. Stone (1978). Comparative Foliar Analysis of Young Balsam Fir Fertilized with Nitrogen, Phosphorus, Potassium and Lime. *Soil science society of America journal*, 42: 125-130.
- Tisdale, S.L., W.L. Nelson et J.D. Beaton (1984). *Soil Fertility and Fertilizers*, New-York, MacMillan Publishing Company, 754 p. (4^e édition).
- Tran, S.T. et Giroux (1987). Disponibilité du phosphore dans les sols neutres et calcaires du Québec en relation avec leurs caractéristiques chimiques et physiques. *Canadian Journal of Soil Science*, 67:1-16.
- Van Miegroet, H., H.L. Boston and D.W. Johnson (1989). Environmental and Plant Effects of Sewage Sludge Application to Forests and Pastures. Dans: *Proceedings of the twelfth annual Madison waste conference*, p. 329-352. Madison (Wisconsin), 20-21 septembre 1989. Madison: University of Wisconsin.
- Van Voorneburg, F. et H. J. Veen (1993). Treatment and Disposal of Municipal Sludge in the Netherlands. *Journal of the institution of water and environmental management*, 7 (2): 116- 121.
- Veilleux, J. M. (1985). *Fertilisation de plantations de sapin baumier cultivé pour la production d'arbres de Noël. I. Essais au moment de la plantation*, Québec, Service de la recherche, ministère de l'énergie et des ressources, Gouvernement du Québec, 56 p.
- Veilleux, J.M. (1986). *Fertilisation de plantations de sapin baumier cultivé pour la production d'arbres de Noël. II. Essais au début de la cinquième saison de croissance*, Québec, Service de la recherche, Ministère de l'énergie et des ressources, Gouvernement du Québec, 48 p.

- Vogt, K., R.L. Edmonds and D.J. Vogt (1981). Nitrate Leaching in Soils after Sludge Application. Dans: *Municipal sludge application to pacific northwest forest lands*, C. S. Bledsoe éd., p. 59-66. Seattle, juillet 1980. Seattle: College of forest resources, University of Washington.
- Water Environment Federation (1993). *Standards for the Use and Disposal of Sewage Sludge, Final Rule and Phased-in Submission of Sewage Sludge Permit Application*. Environmental Protection Agency, 204 p.
- Webber, M. D. (1988). Contrôle de la concentration de métaux lourds dans les sols après épandage de boues d'égout municipales: l'approche canadienne. *Sciences et techniques de l'eau*, 21 (1): 45-51.
- Wells, C. G., C. E. Murphy, C. Davis, D. M. Stone et G. J. Hollod (1986). Effect of Sewage Sludge from two Sources on Element Flux in Soil Solution of Loblolly Pine Plantations. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*, D.W. Cole, C.L. Henry and W.L. Nutter Éd., p. 154-167. Seattle, 25-28 juin, 1985. Seattle: University of Washington Press.
- Zasoski, R. J. and R. L. Edmonds (1986). Water Quality in Relation to Sludge and Wastewater Applications to Forest Land. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*, D.W. Cole, C.L. Henry and W.L. Nutter Éd., p. 100-110. Seattle, 25-28 juin, 1985. Seattle: University of Washington press.

ANNEXE A

Plan expérimental de la plantation d'arbres de Noël



ANNEXE B

Méthodes d'analyses utilisées pour la caractérisation des boues

Méthodes utilisées pour l'analyses de la boue épandue.

Paramètre évalué	Méthode d'extraction ou de digestion et références	Limite de détection
pH	Mesuré avec un pHmètre MENVIQ 89.08/113-pH 1.1 ^a	Ne s'applique pas
Matière totale (mg/kg)	Séchage à 105°C et pesée MENVIQ 89.08/113-S.T. 1.1 ^a	Non disponible
Mat. tot. volatile (mg/kg)	Séchage à 550°C et pesée MENVIQ 89.08/113-S.T. 1.1 ^a	Non disponible
N-NTK (mg/kg m.s.)	Digestion acide et méthode colorimétrique automatisée MENVIQ 90.04/313-NTPT 1.1 ^a	150 mg/kg
N-NH ₄ (mg/kg m.s.)	Extraction au KCl et dosage à l'auto-analyseur Technicon MENVIQ 90.05/313-NH ₄ 1.1 ^a	5 mg/kg
N-NO ₃ -NO ₂ (mg/kg m.s.)	Extraction au KCl et dosage à l'auto-analyseur Technicon MENVIQ 90.05/313-NO ₃ 1.1 ^a	5 mg/kg
P _{total} (mg/kg m.s.)	Digestion acide et méthode colorimétrique automatisée MENVIQ 90.04/313-NTPT 1.1 ^a	150 mg/kg
P _{inorg.} (mg/kg m.s.)	Digestion au H ₂ SO ₄ (EPA 1979, méthode 365.2) et dosage à l'auto-analyseur Technicon ^a	1 mg/kg
K _{total} (mg/kg m.s.)	Digestion totale au HClO ₄ et HF et dosage par spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP) ^a	non disponible
Ca _{total} (mg/kg m.s.)		idem K _{total} non disponible
Mg _{total} (mg/kg m.s.)		idem K _{total} non disponible
Al (mg/kg m.s.)		idem K _{total} non disponible

As (mg/kg m.s.)	Digestion, génération d'hydrures et dosage par spectrophotométrie d'absorption atomique MENVIQ 90.05/213-As 1.2 ^a	non disponible
B (mg/kg m.s.)	idem K_{total}	2 mg/kg
Cd (mg/kg m.s.)	idem K_{total}	2 mg/kg
Co (mg/kg m.s.)	idem K_{total}	2 mg/kg
Cr (mg/kg m.s.)	idem K_{total}	2 mg/kg
Cu (mg/kg m.s.)	idem K_{total}	2 mg/kg
Fe (mg/kg m.s.)	idem K_{total}	
Hg (mg/kg m.s.)	Spectrophotométrie d'absorption atomique avec génération de vapeur MENVIQ 89.08/213-Hg 1.3 ^a	non disponible
Mn (mg/kg m.s.)	idem K_{total}	2 mg/kg
Mo (mg/kg m.s.)	idem K_{total}	2 mg/kg
Ni (mg/kg m.s.)	idem K_{total}	2 mg/kg
Pb (mg/kg m.s.)	Digestion totale au $HClO_4$ et HF et dosage par spectrophotométrie d'absorption atomique avec four au graphite ^a	4 mg/kg
Se (mg/kg m.s.)	Digestion, génération d'hydrures et dosage par spectrophotométrie d'absorption atomique MENVIQ 90.05/213-Se 1.3 ^a	0,2 mg/kg
Zn (mg/kg m.s.)	idem K_{total}	2 mg/kg
BPC (mg/kg m.s.)	Extraction liquide-solide, purification avec C-18 et dosage par chromatographie en phase gazeuse MENVIQ 90.02/413-BPC 1.2 ^a	0,02 mg/kg

^a MENVIQ (1991). *Méthodes d'analyses des boues d'usines d'épuration*. Envirodoq EN910412. Québec: Ministère de l'Environnement du Québec, 91 p.

ANNEXE C

Photographie de sapins représentant les
5 catégories de qualité esthétique

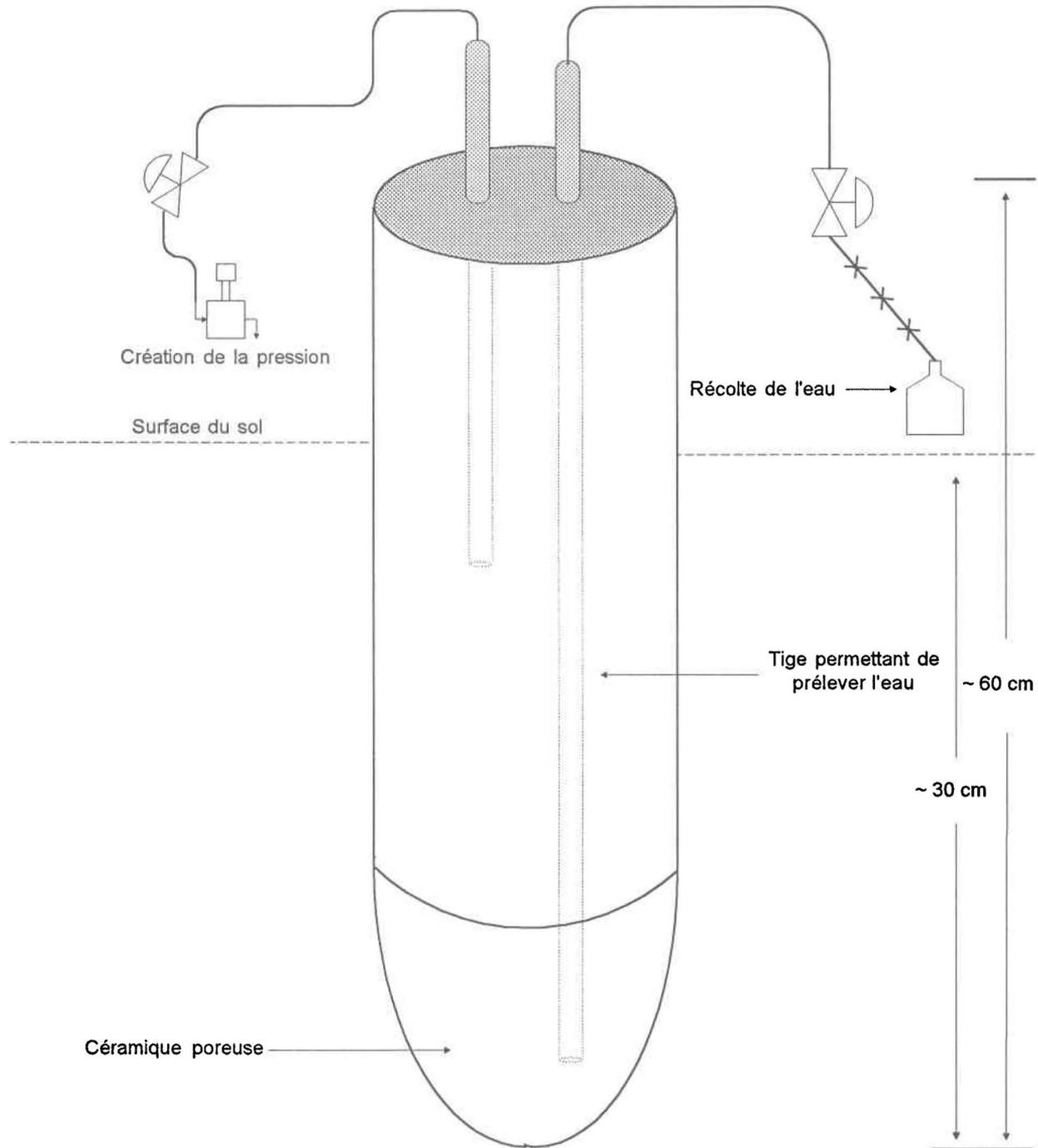


De gauche à droite:

- Sapin de catégorie «Indice 1»
- Sapin de catégorie «Indice 2»
- Sapin de catégorie «Indice 3»
- Sapin de catégorie «Indice 4»
- Sapin de catégorie «Indice 5»

ANNEXE D

Schéma du type de lysimètre utilisé



ANNEXE E

Mécanismes de contrôle de la qualité des analyses

Mécanismes de contrôle de la qualité des analyses réalisées dans le cadre du projet de recherche

Laboratoire responsable	Type d'analyses effectuées	Mécanismes de contrôle
CRÉALAB inc.	Caractérisation physico-chimique des boues Analyse chimique du sol	Laboratoire accrédité par le Ministère de l'Environnement et de la Faune. Tous les résultats ont été approuvés par deux chimistes. Le laboratoire exerce ses propres mécanismes de contrôle (ajouts dosés, blancs, échantillons certifiés et duplicatas). L'INRS-Eau a inséré au moins un échantillon «fantôme» dans les différentes séries d'échantillons analysés et a demandé des vérifications lorsque les résultats n'étaient pas satisfaisants. Des vérifications de données qui semblaient aberrantes ont aussi été effectuées.
INRS-Eau	Analyse du plomb dans l'eau de percolation	Divers mécanismes de contrôle (ajouts dosés, blancs, échantillons certifiés et duplicatas) ont été utilisés par les intervenants de l'INRS-Eau.
Laboratoire de chimie du Ministère des Ressources Naturelles	Analyse chimique de l'eau de percolation (sauf Pb)	Laboratoire gouvernemental qui exerce ses propres mécanismes de contrôle (ajouts dosés, blancs, échantillons certifiés, duplicatas et échantillons «fantôme»). Tous les résultats ont été approuvés par un chimiste.

ANNEXE F

Résultats bruts des paramètres suivis

- Croissance et qualité des sapins
- Chimie des sols
- Eau de percolation

Influence des traitements sur la croissance et la qualité générale des arbres de Noël
 au cours des saisons 1993 et 1994^{a, b}

128

Traitements	Circonférence du tronc (mm)					Hauteur totale de l'arbre ^c (cm)					Croissance annuelle de la flèche terminale (cm)		
	05/93	09/93	08/94	Accroissements		05/93	09/93	08/94	Accroissements		05/93	09/93	08/94
				05/93 à 09/93	05/93 à 08/94				05/93 à 09/93	05/93 à 08/94			
Témoin	58 a	72 b	88 b	14 b	30 c	98 a	93	136 a	9	39 b	2 a	13	24 c
Fertilisation minérale	59 a	77 ab	95 b	18 ab	36 bc	98 a	82	138 a	12	41 b	3 a	12	28 bc
80 kg/ha N disp.	61 a	80 ab	101 ab	19 a	40 ab	97 a	95	142 a	16	45 a	3 a	17	30 ab
160 kg/ha N disp.	67 a	89 a	113 a	22 a	46 a	103 a	96	150 a	9	50 a	2 a	13	34 a
320 kg/ha N disp.	59 a	79 ab	103 ab	20 a	44 a	97 a	99	144 a	18	47 a	3 a	20	32 a

^a Mesures effectuées sur 16 arbres par parcelles, trois parcelles par traitements.

^b Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne comporte une différence significative à un seuil $\alpha = 0,05$ (test de Duncan).

^c La taille prématurée des sapins a empêché de mesurer la hauteur totale de 80% des arbres.

Influence des traitements sur la croissance et la qualité générale des arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994^{a, b} (suite)

Traitements	Bourgeons de la flèche terminale (septembre 1994)			Indice général de qualité ^c (moyennes)				
	Nombre moyen par arbre	Poids sec (mg/bourgeon)	Densité (bourgeons/ cm de tige)	05/95	09/93	08/94	Écarts	
							05/93 à 09/93	05/93 à 08/94
Témoin	8 c	18 a	0,40 a	3,0 a	3,1 a	2,9 b	0,1	0,0
Fertilisation minérale	12 bc	19 a	0,44 a	3,1 a	3,2 a	3,2 b	0,1	0,1
80 kg/ha N disp.	14 ab	21 a	0,46 a	3,1 a	3,4 a	3,7 a	0,2	0,5
160 kg/ha N disp.	18 a	23 a	0,54 a	3,4 a	3,8 a	3,9 a	0,4	0,6
320 kg/ha N disp.	15 ab	23 a	0,48 a	3,2 a	3,5 a	3,6 a	0,3	0,5

^a Mesures effectuées sur 16 arbres par parcelles, trois parcelles par traitements.

^b Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne comporte une différence significative à un seuil $\alpha = 0,05$ (test de Duncan).

^c Paramètre évalué visuellement. L'indice tient compte de l'état de sante et de la qualité esthétique générale de l'arbre.

Évolution de la teneur des trois fractions azotées dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994^{1, 2, 3}

Couche (cm)	Traitement ⁴	N-NTK (µg/g sol sec)					N-NO ₃ (µg/g sol sec)						N-NH ₄ (µg/g sol sec)							
		Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A
0-15	Témoin	3800	3100	3300	-700a	-500a	17	24	12	15	7a	-5a	-2a	18	42	23	9	24a	5a	-9a
	Fert. minérale	3950	3400	3800	-550a	-150a	21	11	13	16	-10a	-8a	-5a	14	28	12	6	14a	-2a	-8a
	80	3550	3100	3200	-450a	-350a	19	33	13	14	14a	-6a	-5a	15	10	22	11	-5a	7a	-4a
	160	3400	3350	3800	-50a	400a	17	41	16	19	24a	-1a	2a	12	10	20	5	-2a	8a	-7a
	320	4300	3700	3800	-600a	-500a	17	47	21	20	30a	4a	3a	17	4	18	10	-13 a	1a	-7a
15-30	Témoin	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	3	4	4	9	-1a	1a	7a	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	---
	Fert. minérale	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	2	4	4	14	1a	2a	12a	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	---
	320	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	2	16	4	7	14a	2a	5a	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	---

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions). L'abréviation 'n.a.' signifie que le paramètre n'a pas été analysé.
2. Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne d'un horizon comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).
3. Le prélèvement de juin 1993 a été effectué avant l'épandage des boues.
4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible.

Évolution de la teneur en phosphore et en potassium assimilables (extraction Mehlich III) dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994^{1, 2, 3}

Couche (cm)	Traitement ⁴	P (µg/g sol sec)							K (µg/g sol sec)						
		Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A
0-15	Témoin	32	31	36	24	-1c	4b	-8b	99	34	101	73	-45a	2a	-26a
	Fert. min.	37	38	39	45	1bc	2b	8b	120	65	92	88	-55a	-28a	-32a
	80	35	29	49	43	-6c	14b	8b	74	48	84	59	-26a	10a	-15a
	160	34	53	54	40	19ab	20b	6b	68	59	88	70	-9a	20a	2a
	320	21	48	85	48	27a	64a	27a	89	72	120	80	-17a	31a	-9a

Couche (cm)	Traitement ⁴	Ca (µg/g sol sec)							Mg (µg/g sol sec)						
		Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A
0-15	Témoin	1800	1300	1750	1300	-500a	-50a	-500a	236	127	202	155	-109a	-34a	-81a
	Fert.min.	2000	1950	1750	1500	-50a	-250 a	-500a	215	120	168	173	-95a	-47a	42a
	80	1750	1800	2050	1150	50a	300a	-600a	176	99	176	150	-77a	0a	-26a
	160	1800	1700	1950	1350	-100a	150a	-450a	152	110	193	160	-42a	41a	8a
	320	1400	1750	1950	1300	350a	550a	-100a	267	122	185	150	-145a	-82a	-117a

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions).

2. Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne d'un horizon comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

3. Le prélèvement de juin 1993 a été effectué avant l'épandage des boues.

4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible.

Évolution de la teneur en carbone organique total et du rapport C/N dans la couche 0-15 cm du sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994^{1, 2, 3}

Traitement ⁴	Carbone organique total (µg/g sol sec)					Rapport C/N (µg/g sol sec)				
	Mai 93 (A)	Oct 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A
Témoin	38000	33000	39000	-5000a	1000a	10	10	12	0a	2a
Fert. minérale	41000	38000	45000	-3000a	4000a	11	11	12	0a	1a
80	37000	31000	32000	-6000a	-5000a	10	10	10	0a	0a
160	34000	34000	38000	0a	4000a	10	10	10	0a	0a
320	44000	38000	44000	-6000a	0a	10	10	11	0a	1a

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions).

2. Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne d'un horizon comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

3. Le prélèvement de juin 1993 a été effectué avant l'épandage des boues.

4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible.

Évolution de la teneur en aluminium et en fer assimilables (extraction Mehlich III) dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994^{1, 2, 3}

Couche (cm)	Traitement ⁴	Al (µg/g sol sec)							Fe (µg/g sol sec)						
		Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A
0-15	Témoin	1087	563	718	633	-524a	-369a	-454a	365	417	427	380	52a	62a	15a
	Fert. minérale	1027	622	762	702	-405a	-265a	-325a	347	397	405	405	50a	58a	58a
	80	1073	663	722	643	-410a	-351a	-430a	438	390	423	428	-48a	-15a	-10a
	160	967	573	783	670	-394a	-184a	-297a	317	343	415	377	26a	98a	60a
	320	1250	762	877	780	-488a	-373a	-470a	285	301	317	283	16a	32a	-2a
15-30	Témoin	n.a.	683a	798a	553a	---	---	---	n.a.	302a	345a	285a	---	---	---
	Fert. minérale	n.a.	633a	743a	625a	---	---	---	n.a.	328a	332a	288a	---	---	---
	320	n.a.	750a	792a	580a	---	---	---	n.a.	268a	283a	240a	---	---	---

¹ Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions). L'abréviation 'n.a.' signifie que le paramètre n'a pas été analysé.

² Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne d'un horizon comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

³ Le prélèvement de juin 1993 a été effectué avant l'épandage des boues.

⁴ Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible.

Évolution de la teneur des métaux extraits à l'eau régale dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994^{1, 2, 3}

Couche	Traitement ⁴	Cd (µg/g sol sec)					Cu (µg/g sol sec)					Mn (µg/g sol sec)				
		Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A
0-15	Témoin	0,58	0,19	0,20	-0,39a	-0,38a	23	36	18	13a	-5a	809	873	1003	64a	194a
	Fert. minérale	0,93	0,20	0,28	-0,73a	-0,65a	27	23	17	-4a	-10a	903	1218	1178	315a	275a
	80	0,73	0,16	0,15	-0,57a	-0,58a	24	40	21	16a	-3a	602	588	665	-14a	63a
	160	0,60	0,22	0,22	-0,38a	-0,38a	26	33	18	7a	-8a	1090	1227	1220	137a	130a
	320	0,78	0,19	0,27	-0,59a	-0,51a	20	43	23	23a	3a	863	1340	1140	467a	327a

¹ Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions).

² Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne d'un horizon comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

³ Le prélèvement du mois de juin 1993 a été effectué avant l'épandage des boues.

⁴ Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible.

**Résultats d'analyses de l'eau de percolation, saison 1994
(mg/L)**

Trait.	Date de l'échantillonnage	NH ₄	NO ₃	P	K	Ca	Mg	Mn	Cu	Cd	pH
1	07/06/94	0,00	0,01	<0,02	0,13	17,27	4,65	0,177	<0,01	<0,003	n.d.
2	07/06/94	0,00	0,04	0,02	0,05	15,60	2,72	0,135	<0,01	<0,003	6,85
3	07/06/94	0,00	0,12	<0,02	0,03	16,89	4,22	0,162	<0,01	<0,003	n.d.
4	07/06/94	0,04	0,88	0,02	0,17	12,59	2,24	0,212	0,01	<0,003	n.d.
5	07/06/94	0,04	0,88	0,04	0,25	16,28	3,08	0,046	<0,01	<0,003	6,66
1	22/06/94	0,01	0,09	<0,02	0,13	16,44	4,41	0,036	<0,01	<0,003	n.d.
2	22/06/94	0,00	0,08	<0,02	0,05	15,06	2,52	0,020	<0,01	<0,003	6,50
3	22/06/94	0,01	0,14	<0,02	0,05	12,45	2,41	0,021	<0,01	<0,003	n.d.
4	22/06/94	0,05	0,57	<0,02	0,15	14,33	2,47	0,303	<0,01	<0,003	n.d.
5	22/06/94	0,02	0,69	0,03	0,17	16,28	2,99	0,004	<0,01	<0,003	6,37
1	04/07/94	0,00	0,00	<0,02	0,05	18,46	4,82	0,224	<0,01	<0,003	n.d.
2	04/07/94	0,01	0,03	<0,02	0,03	17,00	2,91	0,094	<0,01	<0,003	6,69
3	04/07/94	0,02	0,12	<0,02	0,03	14,01	2,76	0,164	<0,01	<0,003	n.d.
4	04/07/94	0,04	0,43	<0,02	0,12	14,25	2,53	0,097	<0,01	<0,003	n.d.
5	04/07/94	0,02	0,40	0,03	0,21	19,32	3,55	0,053	<0,01	<0,003	6,77
1	01/08/94	0,00	0,02	<0,02	0,06	22,92	5,81	0,467	<0,01	<0,003	n.d.
2	01/08/94	0,01	0,09	<0,02	0,03	22,09	3,68	0,197	<0,01	<0,003	6,61
3	01/08/94	0,01	0,09	0,02	0,12	15,10	2,93	0,243	0,01	0,01	n.d.
4	01/08/94	0,02	0,49	<0,02	0,13	17,44	3,13	0,616	<0,01	<0,003	n.d.
5	01/08/94	0,02	2,07	<0,02	0,19	24,19	4,51	0,102	<0,01	<0,003	6,58
1	07/09/94	0,01	0,02	<0,02	0,08	10,09	2,44	0,014	<0,01	<0,003	n.d.
2	07/09/94	0,01	0,05	<0,02	0,07	12,21	2,23	0,005	<0,01	<0,003	6,40
3	07/09/94	0,02	0,08	0,02	0,05	9,83	1,93	0,005	<0,01	<0,003	n.d.
4	07/09/94	0,02	0,17	0,02	0,12	10,89	2,00	0,013	<0,01	<0,003	n.d.
5	07/09/94	0,04	0,20	0,03	0,13	12,75	2,35	0,002	<0,01	<0,003	6,33
1	05/10/94	0,01	0,00	0,02	0,16	15,03	3,95	0,035	<0,01	<0,003	n.d.
2	05/10/94	0,03	0,03	<0,02	0,13	16,36	2,79	0,010	<0,01	<0,003	n.d.
3	05/10/94	0,00	0,17	<0,02	0,10	11,51	2,20	0,004	<0,01	<0,003	n.d.
4	05/10/94	0,01	0,13	0,03	0,14	12,80	2,33	0,004	<0,01	<0,003	n.d.
5	05/10/94	0,00	0,17	0,02	0,14	14,45	2,63	0,012	<0,01	<0,003	n.d.
1	01/11/94	0,06	0,03	<0,02	0,09	9,76	2,39	0,001	<0,01	<0,003	n.d.
2	01/11/94	0,02	0,08	0,02	0,10	20,83	3,41	0,000	<0,01	<0,003	6,57
3	01/11/94	0,00	0,11	<0,02	0,05	9,44	1,78	0,003	<0,01	<0,003	n.d.
4	01/11/94	0,01	0,10	<0,02	0,12	9,85	1,74	0,000	0,01	<0,003	n.d.
5	01/11/94	0,02	0,46	<0,02	0,08	11,70	2,19	0,001	<0,01	<0,003	6,74

Traitements: 1: Témoin sans fertilisation 4: 160 kg/ha d'azote disponible
 2: Fertilisation minérale 5: 320 kg/ha d'azote disponible
 3: 80 kg/ha d'azote disponible

ANNEXE G

Structures d'un sapin beaumier

Flèche terminale

Bourgeon apical

**Bourgeons latéraux
de la flèche**

Houppier

**Ramilles latérales
ou adventives**

**Ramille latérale-
terminale
du verticille**

