

Université du Québec
Institut National de la Recherche Scientifique
INRS-EAU

Mémoire
présenté
comme exigence partielle
de la maîtrise en sciences de l'eau

par

GUY ROBERGE

Augmentation de l'efficacité de déphosphatation d'un
filtre multi-média à base de tourbe par
addition d'un agent dopant

Mai 1992

Résumé

Plusieurs études ont déjà démontré les capacités filtrantes exceptionnelles que possède la tourbe. Un système de filtration utilisant la tourbe est particulièrement efficace pour réduire la demande biochimique en oxygène, les matières en suspension, les bactéries coliformes et aussi les virus. Les mécanismes impliqués dans l'enlèvement des éléments nutritifs tels l'azote et le phosphore (P) sont relativement bien connus, même s'ils ne sont pas tous déterminés et compris. L'enlèvement du P est bien corrélié à la concentration en fer, aluminium et calcium contenus dans la tourbe. Ceci implique qu'un type de tourbe peut posséder un pouvoir élevé de déphosphatation et qu'un autre semblable peut avoir une efficacité moindre. Cette observation est fréquemment retrouvée dans la littérature. Une façon simple de contourner ce problème de sélection de tourbe serait d'utiliser une tourbe commerciale et d'y ajouter un agent dopant. Le choix de l'agent dopant le plus efficace parmi les quatre testés était basé sur des essais en cuvettes. L'ajout d'un résidu, à titre d'agent dopant, de l'industrie de l'aluminium (les boues rouges) a été testé avec une tourbe horticole commerciale. Suite à des essais en colonnes, l'efficacité de déphosphatation est passée de $\approx 20\%$ à plus de 95% et la concentration de l'effluent en P_{total} était inférieure à $0,15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. L'effet dopant semblait décroître avec le temps et surtout proportionnellement à la charge hydraulique. Pour une charge de $30 \text{ cm} \cdot \text{j}^{-1}$, la déphosphatation respectait les recommandations gouvernementales (P_{total} dans l'effluent $< 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) pour une période de 50 jours. L'efficacité des autres paramètres indicateurs classiques tels la DBO_5 , les matières en suspension et l'enlèvement des coliformes fécaux ne furent pas altérés. Après cette période, une nouvelle quantité de boue rouge a été ajoutée à la surface du filtre et les fortes efficacités de déphosphatation observées au début de l'expérimentation ont été retrouvées. Le fait d'ajouter, au filtre, ce résidu industriel contenant des métaux lourds n'a pas semblé ajouter de métaux lourds toxiques à l'effluent car la tourbe est elle-même efficace pour l'enlèvement des métaux. Avec une efficacité de déphosphatation élevée, le filtre à base de tourbe semble être un moyen économique, efficace, d'opération facile et serait une alternative intéressante pour des petites municipalités où les phénomènes d'eutrophisation sont problématiques.

Abstract

Many studies have reported the high filtration capacities of peat moss. A peat filtration systems is particularly efficient for biochemical oxygen demand, suspended solids, for fecal coliforms and also for virus removal. Mechanisms involved in nutrients removal such as nitrogen and phosphorus (P) seem to be well known, even if they are not all clearly understood. The P removal is correlated to the iron, aluminum, calcium and ash content of the peat. This means that one peat may have good P removal but another apparently similar may not. This fact is frequent when you consult the literature. An easy way to cope this phenomenon would be to use any commercial peat and to add a boosting agent. The choice of a doping agent was based on batch studies and four agents were tested. The use of a waste from aluminum industry (red muds) was added, as doping agent, to a commercial peat. Based on a column study, the phosphorus removal efficiency was raised from $\approx 20\%$ to over 95% and the effluent P concentration was less than $0,15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. This boosting effect seemed to decrease with time and especially the hydraulic loading. For a load of $30 \text{ cm} \cdot \text{day}^{-1}$, the P removal met governmental guidelines (effluent $< 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) for about 50 days. Other classic efficiency parameters were not altered. After this period of time, a quantity of red mud was added to the filter and the P removal efficiency regained the initial efficiencies. The fact of adding a mining waste didn't seem to add any toxic heavy metals in the effluent since peat itself is a good metal removal media. With good P removal, the peat filter system represents a inexpensive, efficient, easy to operate and would be of great interest for small communities where eutrophication problems is a concern.

Remerciements

Je voudrais profiter de cette section du présent travail pour remercier messieurs Denis Couillard et Guy Mercier pour m'avoir soutenu à plusieurs point de vue au court de mes travaux. Par leurs conseils judicieux et leurs encouragements, ces derniers sont à la base de la réussite de ce travail. Il ne va sans dire que sans la collaboration de tous le personnel de centre de documentation ainsi que des employés affectés au laboratoire, l'accomplissement de ce travail aurait été beaucoup plus laborieux. Je tiens à remercier particulièrement Mme Michèle G. Bordeleau qui a su répondre, avec patience, à mes nombreuses questions. Je voudrais de plus mettre l'emphase sur le fait que ce travail n'a pas été directement soutenu par un programme de recherche particulier et que le financement entier de ce projet a été fourni par M. Denis Couillard.

TABLE DES MATIERES

	Page
REMERCIEMENTS.....	i
RÉSUMÉ.....	iii
ABSTRACT.....	v
TABLE DES MATIERES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
LISTE DES FIGURES.....	xiii
 INTRODUCTION (problématique et buts des expériences).....	 1
 CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE.....	 7
1.1 Terres humides et tourbière.....	9
1.2 Propriétés physiques de la tourbe.....	10
1.3 Utilisations de la tourbe.....	11
1.3.1 Combustibles	12
1.3.2 Produits et matériaux.....	12
1.3.3 Les produits horticoles et agricoles.....	12
1.3.4 Utilisations comme agent dépolluant.....	13
1.3.4.1 Utilisation des tourbières.....	14
1.3.4.2 Utilisation dans des filtres.....	16
1.4 Théorie sur l'adsorption et sur la chimie du phosphore.....	20
1.4.1 Adsorption: théorie et fonctionnement.....	20
1.4.2 Chimie du phosphore.....	22
1.4.2.1 Précipitation avec des composés à base d'aluminium.....	24
1.4.2.2 Précipitation avec des composés à base de fer.....	26
1.4.2.3 Précipitation avec de la chaux.....	26
1.4.3 Mécanismes de déphosphatation impliqués dans la tourbe....	26
1.4.3.1 Déphosphatation biologique.....	27
1.4.3.2 Concentration en fer, aluminium et calcium.....	27

TABLE DES MATIERES (suite)

	Page
CHAPITRE 2 PARTIE EXPÉRIMENTALE	31
2.1 Description générale	33
2.1.1 Essais en cuvées	33
2.1.2 Lavages successifs de la tourbe	36
2.1.3 Détail des colonnes	38
CHAPITRE 3 RÉSULTATS ET DISCUSSION	43
3.1 Essais en cuvées	45
3.1.1 Résidu de Sidbec-Dosco	48
3.1.2 Résidu d'Alcan (boues rouges)	50
3.1.3 Vermiculite	55
3.1.4 Perlite	55
3.2 Lavages successifs de la tourbe	56
3.3 Essais en colonnes	58
3.3.1 Degré de compaction de la tourbe	58
3.3.2 Temps de passage (temps de rétention)	59
3.3.3 Effet du nettoyage de la tourbe	60
3.3.4 Déphosphatation et addition d'agent dopant	61
3.3.4.1 Effet du dopage	61
3.3.4.2 Effet de la charge hydraulique sur l'efficacité de déphosphatation	65
3.3.4.3 Nouvel ajout d'agent dopant (redopage)	66
3.3.4.4 Importance des conditions aérobies	67
3.3.5 Couleur vraie	70
3.3.6 Demandes biochimique et chimique en oxygène	73
3.3.7 pH et potentiel d'oxydo-réduction (POR)	74
3.3.8 Enlèvement des matières en suspension	78
3.3.9 Enlèvement des bactéries coliformes	84
3.3.10 Enlèvement des métaux	86
3.3.10.1 Enlèvement des métaux de l'affluent et des effluents	86

TABLE DES MATIERES (suite)

	Page
3.3.10.2 Accumulation des métaux dans la tourbe.....	91
3.3.10.3 Déphosphatation et métaux contenus dans l'effluent.....	102
 CHAPITRE 4 CONCLUSION	 107
RÉFÉRENCES.....	113
ANNEXES.....	131
Annexe 1.....	133
a: Test statistique de comparaison de moyennes.....	135
b: Valeurs utilisées dans les tests statistiques.....	136
Annexe 2.....	137
a: Données brutes pour la déphosphatation.....	139
b: Données brutes pour la couleur vraie.....	140
c: Données brutes pour la demande biochimique en oxygène (DCO).....	141
d: Données brutes pour le pH et le POR.....	142
Annexe 3: Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978.....	145
Annexe 4: Dosage de certains éléments contenus dans la tourbe brute.....	149
Annexe 5: Données brutes des dosages de quelques métaux contenus dans la tourbe après utilisation en colonne.....	153
Annexe 6: Détermination de la conductivité hydraulique d'une colonne de tourbe.....	157
Annexe 7: Calculs des produits de solubilité pour le fer et l'aluminium.....	161

Liste des tableaux

	Page
Tableau 1.1: Données techniques concernant différentes études de traitement des eaux usées à l'aide de systèmes utilisant les filtres à base de tourbe.....	18
Tableau 2.1: Caractéristiques physico-chimiques de l'eau usée traitée de la base militaire de Valcartier (pour le 14/07/1990)et de la municipalité de Ste-Catherine-de-la-Jacques-Cartier (pour le 25/05/90).....	34
Tableau 2.2: Caractérisation de la tourbe commerciale utilisée.....	36
Tableau 2.3: Composition des résidus industriels (déterminée au laboratoire). Valeurs moyenne de trois échantillons en mg/kg sec.....	37
Tableau 2.4: Composition typique des boues rouges (selon la fiche signalétique fournie par Alcan).....	37
Tableau 2.5: Composition (en %) de la vermiculite et de la perlite (Merck, 1986).....	38
Tableau 2.6: Synthèse des mélanges effectués pour l'ensemble des cuvées.....	39
Tableau 2.7: Composition et paramètres de fonctionnement des colonnes.....	41
Tableau 3.1: Calcul des valeurs critiques utilisées dans la décision statistique.(les données nécessaires aux calculs sont retrouvés à l'annexe 1b) (RC=Roche calcaire).....	47
Tableau 3.2: Observations concernant l'apparition et sur le temps de disparition d'une tête d'eau sur les colonnes ayant subi un redopage.....	69
Tableau 3.3 Données brutes et moyennes des résultats obtenus pour les demandes biochimiques en oxygène.....	77
Tableau 3.3: Rapport MVES/MES obtenu après le redopage des colonnes (les chiffres entre parenthèses représentent les masse pesées en grammes).....	81
Tableau 3.4: Efficacité d'enlèvement des coliformes fécaux par les colonnes (avec inoculation de l'eau à traiter avec une souche de <u>E. coli</u>).....	84

Liste des tableaux (suite)

Page

Tableau 3.5: Dosage de certains métaux contenu dans l'eau usée
(affluent) et traitée (effluent) pour les jours 48 à 90.....87

Tableau 3.6: Comparaison des teneurs en métaux lourds contenus
dans la tourbe utilisée en colonnes face aux critères pour les boues
aptées à la valorisation agricole. (valeurs en mg/kg de M.S.).....102

Liste des figures

	Page
Figure 2.1: Description détaillée des composantes du système de colonne.....	40
Figure 3.1: Dosage du [P] soluble de l'eau de trempage suite à une agitation de trois heures dans de l'eau déminéralisée avec différentes quantités de tourbe.....	45
Figures 3.2: Concentration en P_{sol} de l'eau de trempage pour des cuvées utilisant le résidus de Sidbec (après agitation de trois heures) avec:	
a) un gramme de tourbe	48
b) deux grammes de tourbe.....	48
c) trois grammes de tourbe.....	49
Figure 3.3: Concentration en P_{sol} de l'eau de trempage pour des cuvées utilisant le résidus d'Alcan (après agitation de trois heures) avec:	
a) 0,5 gramme de tourbe.....	51
b) un gramme de tourbe (eau usée a).....	51
c) un gramme de tourbe (eau usée b).....	52
d) un gramme de tourbe.....	52
e) deux grammes de tourbe.....	53
f) trois grammes de tourbe.....	53
Figure 3.4: Concentration en P_{sol} de l'eau de trempage pour des cuvées utilisant de la vermiculite (après agitation de trois heures).....	55
Figure 3.5: Concentration en P_{sol} de l'eau de trempage pour des cuvées utilisant de la perlite (après agitation de trois heures).....	56
Figure 3.6: Concentration en P_{sol} de l'eau de brassage suite à des lavages successifs d'une même quantité de tourbe (5 grammes) dans 500 ml d'eau déminéralisée.....	57
Figure 3.7: Efficacité de déphosphatation en fonction du temps pour différents charges hydrauliques ainsi que différentes concentrations de dopage (boues rouges).	
a) Charge de 30 cm/jour.....	62
b) Charge de 90 cm/jour.....	62
c) Charge de 60 cm/jour.....	63
d) Charge de 60 cm/jour.....	63

Liste des figures (suite)

	Page
Figure 3.8: Efficacité de déphosphatation en fonction du volume d'eau filtré par unité de surface de filtre pour les colonnes dopées à 3% (colonnes 2-3-5) pour la période correspondant aux 45 premiers jours.....	66
Figure 3.9: Evolution des la couleur vraie des colonnes et de l'eau usées à traiter.	
a) Colonnes 1 et 2 avec charge de 30 cm/jour	71
b) Colonnes 3 et 4 avec charge de 90 cm/jour	71
c) Colonnes 5 et 6 avec charge de 60 cm/jour.....	72
d) Colonnes témoins 1 et 2 avec charge de 60 cm/jour.....	72
Figure 3.10: Evolution dans le temps des valeurs obtenues pour les demandes chimiques en oxygène pour les colonnes et l'eau usée à traiter.	
a) Colonnes 1 et 2 avec charge de 30 cm/jour	75
b) Colonnes 3 et 4 avec charge de 90 cm/jour	75
c) Colonnes 5 et 6 avec charge de 60 cm/jour.....	76
d) Colonnes témoins 1 et 2 avec charge de 60 cm/jour.....	76
Figure 3.11: Evolution du pH de l'effluent et des affluent, ainsi que le potentiel d'oxydo-réduction de l'affluent.	
a) Colonnes 1 et 2, charge de 30 cm/jour.....	79
b) Colonnes 3 et 4, charge de 90 cm/jour.....	79
c) Colonnes 5 et 6 avec charge de 60 cm/jour.....	80
d) Colonnes témoin 1 et 2, charge de 60 cm/jour.....	80
e) Mesure de pH et du potentiel d'oxydo-réduction (POR) de l'eau usée de départ.....	81
Figure 3.12: Dosage des matières en suspension pour l'affluent et les effluents en fonction du temps.	
a) Colonnes 1 et 2, charge de 30 cm/jour.....	82
b) Colonnes 3 et 4, charge de 90 cm/jour.....	82
c) Colonnes 5 et 6 avec charge de 60 cm/jour.....	83
d) Colonnes témoin 1 et 2, charge de 60 cm/jour.....	83
Figure 3.13: Dosage de l'aluminium et du fer en fonction du temps pour l'affluent et les effluents des colonnes 2-3-5 suite au redopage du jour 48.	
a) Dosage de l'aluminium	89
b) Dosage du fer.....	89

Liste des figures (suite)

Page

Figure 3.15: Histogrammes présentant le dosage des métaux contenus dans la tourbe pour trois hauteurs (H1, H2 et H3) suite aux 90 jours de fonctionnement des filtres.

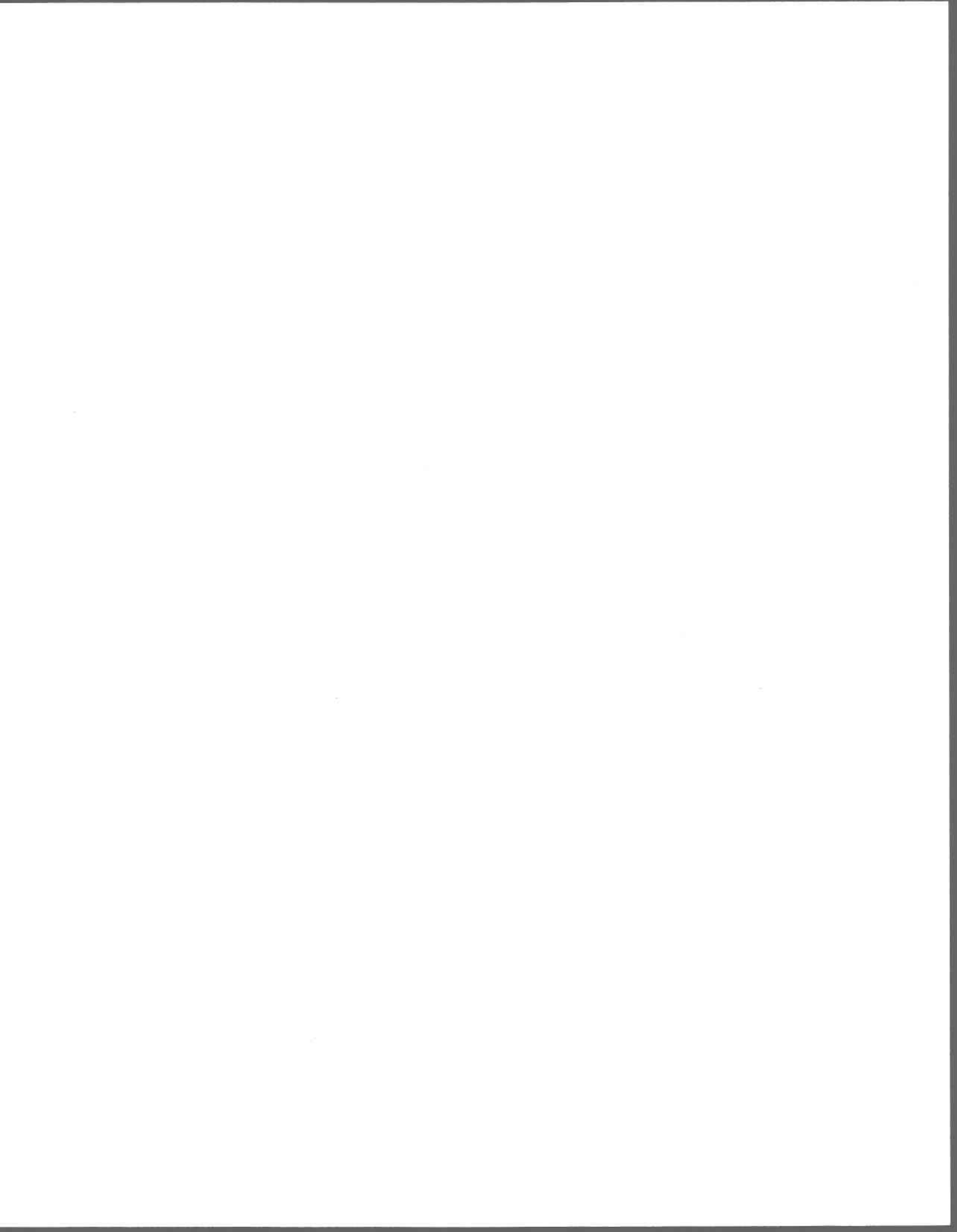
a) Colonne 1 (charge de 30 cm/jour et dopage de 1%).....	82
b) Colonne 2 (charge de 30 cm/jour et dopage de 3%).....	83
c) Colonne 3 (charge de 90 cm/jour et dopage de 3%).....	84
d) Colonne 4 (charge de 90 cm/jour et dopage de 1%)	85
e) Colonne 5 (charge de 60 cm/jour et dopage de 3%).....	86
f) Colonne 6 (charge de 60 cm/jour et dopage de 1%)	87
g) Colonne 7 (charge de 60 cm/jour et témoin sans dopage).....	88

Figure 3.16: Evolution de la concentration en P_{tot} de l'effluent et du contenu en fer puis en aluminium en fonction du temps pour la colonne 2.

a) Fe et P_{tot} colonne	91
b) Al et P_{tot} colonne	92

Graphiques 3.17: Corrélation entre les concentrations à l'effluent du fer et de l'aluminium en fonction du phosphore total (les chiffres représentent le jour du point correspondant)

a) Corrélation entre P_{tot} et Al.....	93
b) Corrélation entre P_{tot} et Fe	93



INTRODUCTION

Introduction

Suite à l'éveil occasionné par la fréquence grandissante des problèmes environnementaux au niveau de la pollution des cours d'eau (Couillard, 1983; 1982; 1981), le gouvernement a mis sur pied un vaste projet de dépollution avec le lancement du programme québécois d'assainissement des eaux en 1978 (Couillard, 1988; Couillard *et al.*, 1986; Crowley *et al.*, 1986). La construction d'environ 900 stations d'épuration des eaux usées a donc été entreprise (Gouin, 1990). Ces installations sont toutefois très dispendieuses et on figure rapidement les problèmes financiers auxquels font face les petites municipalités (coûts *per capita* élevés) (Bowner et Laut, 1992). Certaines petites municipalités sont de plus situées près d'un plan d'eau et il est primordial de conserver ce dernier en bon état, tant pour l'apparence que pour l'utilisation (eau potable, milieu récepteur, sports nautiques, etc.). Dans ces municipalités, un traitement classique (ie, primaire et secondaire) peut s'avérer insuffisant pour la sauvegarde du plan d'eau (Couillard, 1989a; 1989b). Plusieurs études ont démontré l'importance que l'azote et le phosphore jouent dans le phénomène d'eutrophisation des plans d'eau (Comeau, 1990; U.S. EPA, 1976). En effet, des concentrations de l'ordre du dixième de $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ dans un lac peuvent s'avérer dramatiques en créant un problème de fleur d'eau, plus connu sous le nom de "bloom algal". L'enlèvement de l'azote et du phosphore (facteurs limitants), par un traitement primaire et secondaire est toutefois très faible (5 à 10% et 10 à 20% respectivement, selon WPCF, 1983). Il faut donc recourir aux traitements tertiaires (Couillard, 1989c). Il existe deux grandes classes de traitements tertiaires: le traitement biologique et le traitement physico-chimique. La méthode de déphosphatation la plus répandue actuellement est celle de la précipitation chimique avec des sels d'aluminium, de fer ou de calcium (comme le chlorure ferrique, l'alun et la chaux) (Comeau, 1990; Degremont, 1978).

Cette méthode de déphosphatation est coûteuse et pose certains problèmes de génération de boues contaminées en métaux lourds, particulièrement l'aluminium (Comeau, 1990, U.S. EPA, 1976). La valorisation subséquente des boues est alors compromise (Boiselle, 1984). Il serait donc préférable d'utiliser une méthode de traitement plus économique et comportant moins d'effets nocifs.

La documentation scientifique comprend plusieurs recherches, dont un grand nombre sont positives, quant à l'utilisation de la tourbe comme milieu filtrant (Couillard, 1992a;1992b). De part ses caractéristiques physiques particulières, celle-ci s'est avérée efficace dans la réduction des matières en suspension (MES) et des coliformes fécaux (Bélanger et Buelna, 1990; Narasiah et Hains, 1988; Brooks *et al.*, 1984) (et voir aussi au chapitre 1, tableau 1.1). L'optimisation de l'enlèvement de l'azote semble déjà maîtrisée en ajoutant un couvert végétal à la surface du biofiltre (Osborne, 1975; Farnham et Brown, 1972). Pour ce qui est de la déphosphatation, elle semble directement liée à la présence de fer (Fe), d'aluminium (Al), de calcium (Ca) et de cendres dans la tourbe ainsi, qu'à la présence d'un couvert végétal (en partie seulement) (Virarghavan, 1988; Dubuc *et al.*, 1986; Rock *et al.*, 1984; Nichols 1983; Nichols et Boelter, 1982; Bloom, 1981; Nichols, 1981; Rannikko et Hartikainen, 1981; Hammer et Kadlec, 1980; Parrot *et al.*, 1979; Farnham et Brown, 1976; Fox et Kamprath, 1971). Ces études suggèrent qu'on peut probablement prédire l'efficacité de déphosphatation d'une tourbe particulière en analysant son contenu pour les éléments mentionnés plus haut. On doit, par conséquent, choisir un type de tourbe très particulier. Comme il ne sera peut-être pas toujours possible de retrouver ce type particulier de tourbe, on pourrait contourner l'étape de choix de la tourbe en fournissant les éléments nécessaires. La technique pour fournir ces éléments consisterait simplement à trouver des substances à base de fer et d'aluminium et de les mélanger à la tourbe.

Certains résidus de l'industrie possédant beaucoup de fer et d'aluminium sont facilement envisageables.

Le principal but visé par ce projet consiste à vérifier si l'ajout d'un agent dopant, peu coûteux, à la tourbe permettrait d'en augmenter le pouvoir de déphosphatation. Comme le Canada possède des réserves de tourbe énormes et que cette richesse est sous exploitée, il serait intéressant de tenter d'optimiser une technologie de filtration utilisant cette richesse abondante et peu coûteuse. L'utilisation d'un résidu industriel permettrait de créer un marché pour ce type particulier de déchet et ce recyclage s'appliquerait dans le secteur de l'assainissement. L'objectif devient donc double par la réutilisation d'un déchet pour traiter nos eaux usées. De plus, la tourbe obtenue après un certain temps d'utilisation dans un filtre pourrait probablement être utilisée en agriculture comme engrais (capacité d'accumulation d'azote et de phosphore).

La méthodologie suivie pour atteindre cet objectif sera divisée en trois parties:

- a) revue de littérature;
- b) choix d'un agent (parmi quatre) dopant efficace à l'aide d'essais en cuvettes et
- c) essais en colonnes avec l'agent dopant choisi en b.

Comme nous utiliserons un résidu industriel à base de fer et d'aluminium, il sera important de vérifier si le produit ajouté ne provoque pas certains effets indésirables sur la tourbe, ce qui compromettrait l'utilisation subséquente de la tourbe.

CHAPITRE 1

Revue de littérature

Chapitre 1

Revue de la littérature.

1.1 Terres humides et tourbières.

Ainsi définies, les terres humides comprennent les sols hydromorphiques dont la production de matières végétales est parfois supérieure au taux de décomposition. Les restes accumulés de ces végétaux, courants dans beaucoup de terres humides donnent de la tourbe, formant souvent de vastes tourbières. Au Canada, on qualifie de tourbière (par des critères écologiques et d'utilisation des terres) un sol qui a une épaisseur d'au moins 40 cm de tourbe (Environnement Canada, 1988). On a fixé cette limite minimale parce qu'à cette épaisseur la vaste majorité des plantes de terres humides sont enracinées dans la tourbe. On peut donc qualifier la tourbe de matière végétale partiellement fossilisée qui est retrouvée dans les endroits humides où l'oxygène est absent.

Les terres humides se retrouvent dans beaucoup d'endroits du monde, mais surtout aux latitudes moyennes (entre 45°N et 75°N) et dans les régions équatoriales (Environnement Canada, 1988). Le taux de recouvrement par les tourbières pour plusieurs pays est étonnant: Finlande 30% du pays, Suède 17%, Norvège 9,4% et Royaume-Uni 8,6% . Pour le Canada, les tourbières couvrent environ 12% du pays et sont réparties de la façon suivante: Manitoba 38%, Ontario 25%, Alberta 20%, Saskatchewan 16%, Terre-Neuve et Labrador 17% et de 9% pour le Québec.

1.2 Propriétés physiques de la tourbe.

De part sa structure poreuse, la tourbe a la caractéristique de posséder une surface spécifique très élevée (Martin, 1992; Tinh *et al.*, 1971). Cette propriété confère à la tourbe un potentiel de rétention d'air et d'eau élevé (Attal *et al.*, 1987, Bélanger *et al.*, 1987). La tourbe peu décomposée peut retenir de 8 à 20 fois son poids sec en eau (Bélanger *et al.*, 1987). C'est grâce à cette caractéristique que la tourbe est utilisée à titre d'agent d'amendement des sols efficaces et peu coûteux dans les domaines de l'agriculture et de l'horticulture. La porosité élevée donne une grande surface spécifique à la tourbe de $200 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ (Couillard 1992b; Martin, 1992; Asplund *et al.* 1976). Cette valeur de surface spécifique est comparable à celle d'autres produits utilisés en assainissement comme le charbon activé par exemple (Couillard, 1992 b; Bélanger *et al.*, 1987).

La tourbe possède un pouvoir tampon élevé et celui-ci augmente avec le degré de décomposition de la tourbe. Ce phénomène peut s'expliquer par l'augmentation du nombre de charges négatives présentes en périphérie des particules. Une autre caractéristique importante de la tourbe est de posséder des groupements polaires comme des alcools, aldéhydes, cétones, acides, hydroxydes phénoliques et des éthers (Coupal et Lalancette, 1976). Ces groupements fonctionnels sont retrouvés sur la cellulose et (en majeure partie) sur la lignine qui sont tous deux des constituants majeurs de la tourbe. Selon plusieurs auteurs, ces groupements fonctionnels peuvent être impliqués dans beaucoup de liaisons chimiques.

La nature des phénomènes principaux intervenant dans l'épuration sur lit de tourbe est encore relativement inconnue: Selon Attal *et al.* (1987), même si

la France possède quelques stations d'épuration à tourbe, on a pas pu établir avec certitude l'importance relative des phénomènes de filtration, d'adsorption et de biodégradation dans l'épuration d'eaux usées urbaines sur colonnes de tourbe. Cette équipe de chercheur a donc tenté de caractériser, à l'aide de quelques caractères physiques ou chimiques, les tourbes utilisées. Ainsi, quatre autres paramètres physiques et quatre physico-chimiques furent retenus. Les paramètres physiques sont le taux de matière organique (pour caractériser globalement la tourbe), le taux de rétention d'air et d'eau et la masse volumique apparente. Ces paramètres physiques sont, selon eux, vraisemblablement susceptibles de jouer un rôle dans les propriétés filtrantes. Les paramètres physico-chimiques sont le pH d'équilibre, la capacité d'échange cationique, la capacité d'échange protonique et la capacité d'échange métallique. Il semble que ces paramètres précisent les différentes propriétés adsorbantes, complexantes et d'échange d'ion de la tourbe, qui jouent sûrement un rôle en épuration. Les auteurs insistent ici sur le fait qu'il y a combinaisons de processus physiques et chimiques et que les processus biologiques ont sûrement aussi un certain rôle à jouer.

1.3 Utilisations de la tourbe

Plusieurs revues de littérature à propos des utilisations possibles de la tourbe ont déjà été effectuées (Couillard, 1992a; Couillard, 1992b; Martin, 1991; Sahrman, 1988; Bélanger et al., 1987; McLellan et Rock, 1986). Selon ces revues, on peut diviser les utilisations diverses de la tourbe en quatre grandes catégories: les combustibles, les produits et matériaux à base de tourbe, les produits horticoles et agricoles et l'utilisation comme agent dépolluant.

1.3.1 Combustibles

La Finlande a une longue tradition d'utilisation commerciale de la tourbe (Sahrman, 1988). On utilisait déjà la tourbe au milieu du 17^{ème} siècle. A cette époque, les seules sources d'énergie étaient la combustion du bois et du charbon pour alimenter des cuves à vapeur. Ce pays, à cause de la grande disponibilité de la tourbe, l'utilisa donc comme combustible à la place du bois. Jusqu'aux années 1960, le développement de la technologie entourant ce type d'utilisation s'est fait de façon très lente. Par contre, on a ensuite assisté à un développement des méthodes d'exploitation et de transformation qui ouvra d'autres champs d'utilisation. Selon Sahrman (1988), l'utilisation de la tourbe pour la production d'énergie électrique représente environ 5% de la production totale d'énergie en Finlande pour l'année 1986. On prévoit que la quantité de tourbe utilisée comme combustible doublera dans la prochaine décennie.

1.3.2 Produits et matériaux

On a tenté, avec plus ou moins de succès selon les cas, de confectionner certains produits. On a fabriqué des milieux de culture, des briquettes nutritives (pastilles), des pots et godets (destinés à la germination des plantes), des couronnes de tourbe (rétention d'eau pour les couronnes mortuaires), des matériaux de construction (panneaux isolants), du ciment à base de tourbe (nommé "Peatcrete"), et aussi certains produits d'utilisation médicinale (domaine très limité).

1.3.3 Les produits horticoles et agricoles

Les propriétés d'absorption d'eau de la tourbe sont connues depuis longtemps (Sahrman, 1988, Bélanger et al., 1987). Au siècle dernier, on

l'utilisait comme litière dans l'élevage des bovins. A cette même époque, en Finlande toujours, on mélangeait la tourbe à la terre. Ce mélange était ensuite fertilisé et pouvait être vendu. C'est vers les années 1950 que le développement de la commercialisation de la tourbe horticole débuta réellement. Dans les années suivantes, des chercheurs ont travaillé dans le but d'ajouter certaines substances (minéraux et oligo-éléments) essentielles en agriculture et c'est ainsi qu'est née cette industrie. Il nous est aujourd'hui possible d'acheter une foule de mélanges contenant de la tourbe pour usages en horticulture et en agriculture.

1.3.4 Utilisations comme agent dépolluant

De part ses propriétés physiques particulières mentionnées plus haut, beaucoup d'études ont tenté d'utiliser l'absorption, l'adsorption ainsi que les caractéristiques ioniques de la tourbe en assainissement. Des études portant sur le traitement des eaux domestiques (Bélanger et Buelna, 1990; Rana et Viraraghavan 1987; Brooks et al. 1984; Rock et al. 1984; Rock et al., 1982; Bradeen, 1983), municipales (Buelna et Bélanger, 1989; Narasiah et Hains, 1988; Zoltec et Mestan, 1985; Nichols et Boelter, 1982) et industrielles (Viraraghavan et Kikkeri, 1988; Barton et al., 1984; Silvo, 1972; Gravelle et Landreville, 1980) ont été faites. Certaines études ont de plus porté sur le traitement des odeurs (Soniassy, 1974), l'enlèvement des métaux (Gosset et al., 1986; Coupal et Lalancette, 1976), la décoloration (industrie du textile) (McKay et Allen, 1980;), l'élimination des herbicides (Cloutier et al., 1985), l'élimination des pesticides (Toller et Flaim, 1988), élimination des coliformes fécaux (voir références tableau 1.1), etc.

Un nombre élevé d'études a clairement démontré qu'il est possible de traiter de l'eau en profitant des pouvoirs épurateurs de la tourbe. Il existe deux techniques principales d'utilisation de tourbe: utilisation sur place de la tourbière ("wetlands") et utilisation de la tourbe dans des filtres ("on-site treatment").

1.3.4.1 Utilisation des tourbières

Ce type de traitement consiste à rejeter une eau à traiter directement sur une région de terre humide (wetland) ou sur une tourbière. Un bon nombre d'études ont été faites sur ce sujet (Mann et Bavor, 1991; Scherrer et Mille, 1989; Dubuc *et al.*, 1986; Richardson, 1985; Labonté et Leblanc, 1983; Labonté *et al.*, 1981; Nichols, 1981; Kadlec, 1978). Comme le mentionne une étude d'Environnement Canada (1988), les vastes terres humides dans les régions urbaines ou agricoles pourraient jouer un rôle important comme système d'épuration des eaux, système fonctionnant à l'énergie solaire. Les sols et la végétation de cet écosystème transforment les eaux qui entrent dans le milieu en recyclant des éléments, en emmagasinant des matières organiques et d'autres ions, et en modifiant la température de l'eau. Les terres humides d'eau douce "emprisonnent" l'azote et le phosphore, au moins sur une base saisonnière, et servent de bassins de sédimentation. Whillans (1985)(Environnement Canada, 1988) a indiqué une valeur possible de \$50 000 ha⁻¹ de terres humides pour la protection des bassins versants du Michigan par l'épuration des eaux et des bassins de collecte de polluants. Selon cette valeur des terres humides du sud de l'Ontario, par exemple, représenteraient une valeur fixe dépassant 1,3 milliard de dollars. De plus en plus de données

révèlent un potentiel considérable quant à l'utilisation des terres humides d'eau douce pour le traitement tertiaire des eaux usées.

Les terres humides améliorent la qualité de l'eau car elles servent de filtres pour éliminer les polluants et les sédiments des eaux courantes. Sather et Smith (1984)(Environnement Canada 1988) décrivent les processus en cause:

- 1) réduction de la vitesse de l'eau;
- 2) décomposition des matières organiques;
- 3) transformations métaboliques par les plantes et les animaux;
- 4) photosynthèse;
- 5) sédimentation des particules.

Les terres humides se prêtent au traitement des eaux usées pour les raisons suivantes: leur taux de productivité primaire et leur potentiel d'assimilation sont élevés, les polluants sont adsorbés par les sédiments minéraux et organiques, les conditions anaérobiques du substrat permettent la dénitrification et la conservation des métaux solubles en des formes insolubles, et les populations de décomposeurs réduisent les substances complexes. Environnement Canada (1988) considère les terres humides comme des systèmes de traitement tertiaire à énergie solaire capables d'assimiler les eaux d'égout et les eaux usées industrielles traitées.

Les métaux lourds sont éliminés par échange ionique et adsorption par les sédiments et les composés organiques, par précipitation et par absorption par les plantes (Sather et Smith, 1984; Environnement Canada, 1988). Selon

Environnement Canada (1988), des métaux lourds comme le nickel et le plomb sont absorbés par les plantes aquatiques et semi-aquatiques, bien que les sédiments en retiennent une certaine partie. Les éléments nutritifs et les métaux lourds peuvent être transportés par les matières solides en suspension.

Selon Environnement Canada (1988) les terres humides peuvent améliorer la qualité des eaux usées ayant subi un traitement secondaire et reçu des additifs. Au départ, les concentrations élevées de P sont éliminées par l'adsorption directe dans les sédiments organiques du fond et N est éliminé grâce au processus de nitrification-dénitrification du métabolisme bactérien. La capacité des terres humides à améliorer la qualité des eaux usées dépend du potentiel, de la charge affluente, de l'hydrologie et de la profondeur des eaux, du taux de chasse et du niveau courant de contamination. Dans ce type de système, on doit toutefois veiller à ce que l'exploitation des capacités épuratoires naturelles de la tourbière ne soient pas dépassées, ce qui aurait pour effet de créer de graves problèmes environnementaux. Même si cette avenue semble intéressante, les effets d'application de polluants divers sur des tourbières à moyen et long termes ne sont pas établis. On ne peut que faire des estimation quant à la durée de vie de ce milieu qui sera un jour saturé en polluants. Cette saturation créera donc un problème secondaire de gérance de la tourbière saturée en contaminants divers.

1.3.4.2 Utilisation dans des filtres

Ce type d'utilisation consiste à construire un filtre à l'endroit précis où doit se faire le traitement ou sur un site approvisionné par un réseau d'égouts. On fait ensuite percoler l'eau usée sur le filtre à base de tourbe, comme dans le cas

des tourbières et terres humides (voir 1.3.4.1). On peut de plus combiner la filtration sur lit de tourbe à d'autres traitements conventionnels. Cette méthode a comme principal avantage de pouvoir être conçue sur le site même de production de l'eau à traiter. Le type de traitement visé peut varier selon la qualité de l'eau que l'on désire rejeter (traitement primaire et/ou secondaire et/ou tertiaire). Plusieurs études de systèmes de traitement domestique (effluent de fosse septique), municipal (traitement d'eau brute ou traitement de finition), industriel (industrie métallurgique, agro-alimentaire, tannerie, coloration, équarrissage etc.) ont déjà été entreprises. Le tableau 1.1 résume quelques paramètres vérifiés dans une vingtaine d'études.

Ce tableau contient une vingtaine d'expériences d'envergure variable. On retrouve des essais en colonnes, à l'échelle pilote ainsi que quelques uns sur des surfaces considérables. De plus, plusieurs types de traitement et d'eaux usées sont représentés. Les points importants à noter sont les suivants:

a) Dans la presque totalité des études, le traitement peut être considéré comme un polissage, ie traitement tertiaire. Le but de ce type de traitement est de ramener l'affluent à un degré désiré tel que le rejet à la nature sera sans effets considérables;

b) Les charges à traiter sont très variables et dépendent du type d'eau à traiter et aussi du but du traitement. Des charges de 10 à 80 cm•jour⁻¹ sont typiques pour une eau sortant d'un traitement secondaire ou d'une fosse septique. Les faibles charges retrouvées dans ce tableau proviennent de la difficulté à traiter une eau contenant beaucoup de matières en suspensions (effluents d'abattoir, de

Tableau 1,1: Données techniques concernant différentes études de traitement des eaux usées à l'aide de systèmes utilisant les filtres à base de tourbe.

Références	Pré-traitement de l'effluent	Traitement visé	Charges à traiter cm/jour	Durée de vie	Chute de pH	Effluents du traitement (avant/avant)				Coûts (U.C.V.)		
						DRO (mg/L)	DOO (mg/L)	TSS (mg/L)	Coli fécaux (%)			
Rana et Viranghavan (1987)	*EPS	Tertiaire	8,9	1 an	X	78 à 90	66 à 72	91	99	14	53	Jaune
Menier (1985)	Catlie-tenis	Secondaire et Tertiaire (diluée)	84	25 à 45 jours	X	73	64	83	X	X	X	X
Nichols et Boelter (1982)	Boue active	Tertiaire	Design 15 Appliquée 6,8	4 ans continu	-0,5	X	X	X	99	99	46 à 93	X
Surakka et Kempf (1971)	Non-mémorisé	Secondaire et Tertiaire	=14	14 ans	X	80 à 95	X	X	95 à 99	39 à 82	62 à 90	X
Narasim et Hains (1988)	Légume aérée 28 jours	Tertiaire	de 10 à 80	> 85 jours	6,7 à 4,5	50	X	80	95 à 99	10	X	Problème les 50 premiers jours
Farnham et Brown (1972)	Secondaire	Tertiaire	15 à 20	3,3 ans	-0,5	98	X	X	X	>90	X	X
Bucina et Bélanger (1989)	Dégrillage	Secondaire et Tertiaire	62	X	= -0,5	95	X	98	98	10 à 50	20 à 95	50
Braden (1983)	EPS	Tertiaire	4,2	X (basse sur 4,5 semaines)	7,4 à 4,5	83,5	3,3	92,6	X	<10	60	1376 S.U. (au premier test)
Rock et al., (1984)	EPS	Tertiaire	8,1	420 jours	7,2 à 5,6	95	80	90	Excellant (?)	<10	<10	900 S.U. (au premier test)
Viranghavan et Kulkarni (1988)	Abattoir et laitier	Tertiaire	355	bouchage 5 jours bouchage 18 heures	X	66	65	94	X	87	X	X
Parrat et Boelter (1979)	Secondaire	Tertiaire	213	Teste sur 3 ans	= -0,5	61	51	99	X	48	X	X
Cameron (1978)	Perculation de site d'enfouissement	Secondaire et Tertiaire	3,2	tests courts	pH bas	X	X	X	>99	61 à 87	99	X
Bélanger et Buelha (1990)	EPS	Secondaire et Tertiaire	24	tests courts	pH bas	66 à pH 4,8	66 à pH 4,8	75 à pH 4,8	X	X	X	X
Chenille et Landreville (1988)	Abattoir	Diminution de charge	11 à 35	X (basse sur 10 mois)	= 1	87 à pH 7,1	87 à pH 7,1	91 à pH 7,1	X	95 à pH 7,1	95 à pH 7,1	X
Rock et al., (1982)	EPS	Secondaire et Tertiaire	1,5	colmatage après = 200 L	<1,8	85 à pH 7,8	85 à pH 7,8	91 à pH 7,8	X	96 à pH 7,8	96 à pH 7,8	X
Osborne (1975)	Secondaire	Tertiaire	Design 15 Appliquée 20 à 37	X (basse sur 10 mois)	= 1	81 à pH 8,4	81 à pH 8,4	87 à pH 8,4	X	98 à pH 8,4	98 à pH 8,4	X
Brooks et al., (1984)	EPS	Secondaire et Tertiaire	11 à 35	X (basse sur 10 mois)	= 1	= 95	= 77	= 88	= 95	= 11	= 62	= 200 après 300 jours
Barton et al., (1984)	Effluent laitier Laitier de porc Purin de vache	Diminution de charge	4 à 38 (L/hin)	colmatage après = 200 L	X	= 88	X	94,3 (unité de turbidité)	X	X	= 50	X
Bonhomme (1980)	Abattoir de volaille (coagulation et décantation)	Secondaire et Tertiaire	1,5	X	<1,8	X	83	93	>99	45	X	300
Silvo (1972)	Secondaire	Tertiaire	Design 15 Appliquée 20 à 37	5 à 10 ans (prévisions)	X	X	X	X	>99	99,6	70 à 95	X
Brooks et al., (1984)	EPS	Secondaire et Tertiaire	1,5	5 ans et opérationnel tests sur 8 mois tests sur 5 mois	0,6	94	86	90	>99	58	83	<50
Barton et al., (1984)	Effluent laitier Laitier de porc Purin de vache	Primaires et Secondaire et Tertiaire	1,5	tests sur 8 mois tests sur 5 mois	0,6	94	82	88	>99	62	76	<50
Bonhomme (1980)	Abattoir de volaille (coagulation et décantation)	Secondaire et Tertiaire	3,6	tests sur 5 mois	0,6	91	84	X	X	96	69	<50
			51	colmatage après 4 700 L	X	56	X	X	X	41	X	X
			51	Test sur 5 jours	0,6	30	X	84	X	= 70	X	X
			51	Test sur 5 jours	0,2	93	X	96	X	= 80	X	X
			3,75	5 à 8 ans	X	93	90	94	>99	X	1	Limite ?
			X	X	2,7	89	X	>99	X	96	91	X

*EPS= effluent fosse septique

*X= données manquantes

laiteries, etc.).

c) Dans la majorité des cas (une douzaine sur vingt), l'étude se terminait avant d'atteindre la durée de vie du filtre. "L'espérance de vie", donc la durée de fonctionnement possible des filtres, n'était alors pas atteinte. Dans certains cas, les filtres ont été étudiés sur des périodes de plusieurs années (1 à 14 ans). Dans les autres cas, les études s'échelonnaient sur des périodes variant de quelques semaines à plusieurs mois. Dans trois études, la durée des essais a été très courte et variait de quelques heures (ou même quelques litres) à cinq jours. Ce faible temps de durée de vie s'explique par le fait qu'il s'agissait d'eaux très chargées en matières en suspension (eau d'abattoir et de laiterie par exemple), eau qui avait pour effet de colmater le filtre très rapidement;

d) Dans les études où le pH a été mesuré, on remarque que celui-ci a toujours baissé. La baisse fût toutefois faible et de moins d'une unité dans presque tous les cas ;

e) Pour les paramètres classiques de traitement (DBO, DCO, MES), on obtient des efficacités d'enlèvement relativement uniformes et de valeurs plus que respectables. Les gammes d'efficacité d'enlèvement variaient de 50 à 98% pour la DBO, de 50 à 90% pour la DCO et de 75 à plus de 99% pour les matières en suspension;

f) L'enlèvement des coliformes fécaux est très élevé et est, généralement, presque complet;

g) L'enlèvement de l'azote et du phosphore est toutefois très variable, dans certains cas bons et dans d'autres faibles. Les explications évoquées par les auteurs pour justifier les grandes variations dans les résultats seront discutées en détails à la section 1.4.3. Il est de plus important de noter que les études pour lesquelles on a obtenu des efficacités de déphosphatation élevées possédaient des charges très faibles (5 à 15 cm³•jour⁻¹). Ces charges sont à un tel point faible qu'il faudrait confectionner des filtres dont les surfaces seraient immenses;

h) La couleur donnée, par la tourbe, à l'eau semble relativement faible et négligeable pour les études dans lesquelles les auteurs ont élaboré sur le sujet. Par contre, certains autres travaux mettent en garde face à la forte coloration des effluents. Ainsi, Bélanger et Buelna (1990) suggèrent que des nouvelles techniques de diminution de couleur doivent être explorées afin de diminuer cet effet esthétiquement désagréable.

1.4 Théorie sur l'adsorption et sur la chimie du phosphore

1.4.1 Adsorption: théorie et fonctionnement

Selon Koskinen et Harper (1990) et Degrémont (1978), l'adsorption représente souvent tous les procédés impliquant les processus d'attraction entre un composé chimique et la surface d'une particule. Cette attraction est réversible (désorption) et de durée différente selon l'affinité de la substance face à la surface en question. La distinction entre l'adsorption "vraie" (formation de

couches de molécules à la surface d'une particule), la précipitation (formation d'une couche solide à la surface d'une particule ou bien formation de liens covalents avec la surface de la particule) et l'absorption tant par des particules que par les organismes est difficile (Koskinen et Harper, 1990). L'adsorption peut donc être décrite comme un phénomène de tension superficielle (tension de surface) ou d'énergie par unité de surface pour un solide donné (Tinh et al, 1971). Cette tension ou énergie est causée par les molécules situées sur une couche externe qui est sujette à un déséquilibre des forces. Quand l'énergie de surface de l'adsorbant est suffisante pour surpasser l'énergie cinétique d'une molécule dans la proximité de l'adsorbant, la molécule s'adsorbera alors à la surface du solide. Ce type d'adsorption est qualifié de physique. Le phénomène d'adsorption-désorption est dynamique et implique un échange continu de molécules entre un liquide et la surface d'un solide. La sorption peut se faire par attraction physique et chimique (forces de London-van der Waals, ponts hydrogènes, interaction dipole-dipole, échange ionique, liens covalents, protonation, pontage par cations et lien par médiation d'eau) et la force d'attraction sera variable selon le/les cas impliqué(s). La majorité des liens sont réversibles mais d'autres sont plus résistants et irréversibles. Pour évaluer la capacité adsorbante d'un solide face à une solution quelconque, les principaux facteurs dont on doit tenir compte sont (Tinh et al 1971):

- a) le diamètre des particules;
- b) la concentration de la solution;
- c) le type de solution;
- d) le temps de contact et
- e) la concentration de l'adsorbant.

Dans la littérature, il semble que le terme adsorption soit utilisé pour décrire un phénomène chimique seulement. Quelquefois, on remplace même ce terme par un autre plus général, la sorption. La sorption représente alors tous les processus de rétention et ne fait pas la distinction entre l'adsorption, l'absorption et la précipitation (Koskinen et Harper, 1990).

1.42 Chimie du phosphore

La provenance des principales sources de phosphore retrouvés dans nos eaux usées et assez bien connue et peut se diviser de la façon suivante. Pour l'eau usée d'usage domestique; les déchets humains (fèces et urine) et les déchets de cuisine comptent pour 30 à 50% du phosphore. Le restant, 30 à 70% provient principalement des détergents pour la lessive. Il existe aussi d'autres sources (produits chimiques de nettoyage, agent corrosif, etc.) mais leur importance est moindre (2 à 20%) (U.S. EPA, 1976). La concentration moyenne d'un effluent d'égout domestique se situe à près de $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, exprimé sous forme de P élémentaire. Dans les municipalités où on retrouve plusieurs industries, la production d'eau de ces dernières peut avoir deux effets: soit de diluer ou d'augmenter la concentration en phosphore de l'eau usée à l'usine municipale. Il est évident que la source de l'eau détermine sa concentration en P (dilution avec l'eau des moulins à papier et augmentation avec l'eau d'usine de transformation des pommes de terre).

L'apport de phosphore provenant des excréments humains varie de 0,22 à $1,05 \text{ kg} \cdot \text{personne}^{-1} \cdot \text{année}^{-1}$, avec une valeur moyenne de $0,54 \text{ kg} \cdot \text{personne}^{-1} \cdot \text{année}^{-1}$. Pour le P des détergents, la moyenne se situe à $1,05 \text{ kg} \cdot \text{personne}^{-1} \cdot \text{année}^{-1}$.

année⁻¹. Si on réunit toutes les sources domestiques possibles, on obtient une valeur moyenne de 1,59 kg • personne⁻¹ • année⁻¹.

Le phosphore apparaît dans la nature sous trois formes principales (Narasiah et al. 1989):

- a) les ions orthophosphates (PO_4^{3-});
- b) les polyphosphates (ou "condensed phosphates");
- c) phosphore organique sous forme complexe.

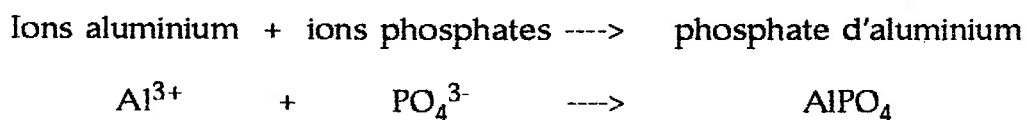
Les orthophosphates (nommés surtout PO_4^{3-}) sont formés de plusieurs composés en équilibre. La forme prédominante dans cet équilibre varie selon le pH. Au pH des eaux municipales, nous retrouvons le P sous la forme prédominante de HPO_4^{2-} (U.S. EPA, 1976). Les polyphosphates peuvent être considérés comme des polymères de l'acide phosphorique dans laquelle l'eau a été retirée. Le résultat de l'hydrolyse complète des polyphosphates donne des orthophosphates. La chimie du phosphore organique est complexe et sa décomposition donne aussi des orthophosphates. Dans les eaux usées, les trois formes existent en quantités variables. Au cours du traitement biologique, il y a des changements significatifs. A mesure que la matière organique se décompose, son contenu en P est converti en orthophosphates. D'autre part, les phosphates inorganiques sont utilisés pour former des floccs biologiques. Les polyphosphates sont en majeure partie transformés en orthophosphates. Il en résulte, pour un effluent de traitement secondaire bien traité, une eau contenant majoritairement du P sous forme d'orthophosphate. Cette situation est idéale car la précipitation du P est la plus facile quand il est sous la forme

d'orthophosphates (U.S. EPA, 1976).

Comme il y a plusieurs formes de P (organique et inorganique), il faut avoir une unité de mesure qui tiendra compte de toutes les formes possibles. Cette unité de mesure sera celle du phosphore total (P_{tot}). La quantification des orthophosphates peut se faire par colorimétrie (coloration à l'acide ascorbique). Cette valeur ne représente toutefois pas le P_{tot} . Pour doser l'ensemble, il faut d'abord transformer les autres formes de P en orthophosphates. Cette transformation se fait par une digestion acide (acide sulfurique) en présence d'un oxydant fort (persulfate de potassium).

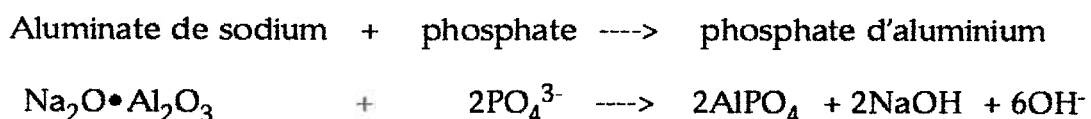
Les produits les plus utilisés pour faire précipiter le P comprennent des formes ioniques de l'aluminium, du fer et du calcium (Comeau, 1990; Lewandowski 1983; WPCF, 1983; Degremont, 1978). La précipitation à l'aide d'ions métalliques est complexe et sera simplifiée le plus possible. Aussi, il faut supposer que le phosphore réagissant est de forme d'orthophosphates. Les polyphosphates et le phosphore organique sont aussi éliminés mais probablement suite à une combinaison de réactions plus complexes et d'adsorption sur les particules du floc. Les réactions suivantes ne sont que des illustrations des phénomènes en jeux.

1.4.2.1 Précipitation avec des composés à base d'aluminium



La source d'ions aluminium provient généralement de l'alun qui est: "hydrated aluminium sulfate" $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$ (poids moléculaire de 594). Le pH optimum de précipitation se situe entre 5,5 et 6,5 mais une précipitation a quand même lieu à un pH supérieur à 6,5. L'alun a pour effet de diminuer le pH de l'eau (neutralisation de l'alcalinité et relargage de bioxyde de carbone). Donc, plus l'eau est alcaline, moins la baisse de pH sera forte. Dans la plupart des cas, l'eau usée est suffisamment alcaline pour maintenir le pH à une valeur de 6,0 à 6,5 après addition d'alun. Dans certains cas, la baisse de pH peut être si forte que l'addition d'une substance alcaline soit nécessaire (NaOH, chaux, etc.). On peut ensuite stabiliser le pH par acidification (à l'aide d'acide sulfurique par exemple).

Pour enlever 85% du P_{tot} d'une eau qui en contient 11 mg/L, un ajout d'alun de 176 mg/L est nécessaire (U.S. EPA, 1976). On peut aussi utiliser l'aluminate de sodium ($\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$ ou NaAlO_2) comme source d'ions aluminium. La forme commerciale utilisée est de type "granular trihydrate" $\text{Na}_2\text{O} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ qui contient 46% d' Al_2O_3 et 24 % d'Al.



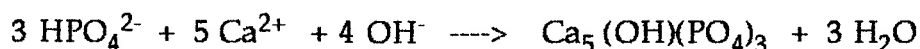
Cette réaction a pour effet de réduire le pH, contrairement à l'alun. Il est à noter que les quantités théoriques nécessaires à la précipitation d'une mole de P ne sont pas retrouvées en pratique.

1.4.2.2 Précipitation avec des composés à base de fer

Les ions ferreux (Fe^{2+}) et ferrique (Fe^{3+}) peuvent être utilisés pour la précipitation du P (Lewandowski, 1983; Degremont, 1978). On utilise le sulfate ferreux, le sulfate ferrique, le chlorure ferrique et des liqueurs usées industrielles. Tous ces composés réduisent le pH. Selon la forme des ions du fer, le pH optimum varie: Fe^{3+} 4,5 à 5,0 et Fe^{2+} 7,0 à 8,0.

1.4.2.3 Précipitation avec de la chaux

Les ions calcium réagissent avec les phosphates en présence d'ions hydroxyles pour former de l'hydroxylapatite.



Cette réaction dépend du pH. La solubilité de l'hydroxylapatite est basse. Toutefois, même à des pH très hauts (9,0), une bonne fraction du P peut être enlevée.

1.4.3 Mécanismes de déphosphatation impliqués dans la tourbe

Même si l'enlèvement du phosphore par les biofiltres à base de tourbe et les tourbières est bien documenté, les mécanismes ne sont pas tous définis et bien compris (Hammer et Kadlec, 1980). La revue de la littérature, concernant seulement l'enlèvement du P dans les biofiltres à base de tourbe permet de faire ressortir trois phénomènes principaux:

1.4.3.1 Déphosphatation biologique

Une série d'études concernant le rôle de l'activité microbienne a déjà été faite. L'équipe Hammer et Kadlec (1980) a vérifié l'adsorption des orthophosphates sur deux types de tourbes, l'une sans traitement et l'autre stérilisée (double autoclavage à 160°F pour 2 heures). Même si la cuvée contenant la tourbe brute semblait avoir un pouvoir de déphosphatation plus élevé, il semble que la différence, par rapport à la cuvée contenant de la tourbe stérilisée, ne soit pas due à l'activité microbienne. Ces auteurs mentionnent que le procédé d'autoclavage relarguerait une certaine quantité de P car le chauffage briserait la structure de la tourbe. Ils en viennent donc à la conclusion que les procédés microbiologiques ne sont pas critiques à l'enlèvement des phosphates. Ces derniers mentionnent de plus, qu'à l'échelle de leurs observations (laboratoire et courte période de temps), que les procédés microbiologiques ont sûrement un rôle à jouer à plus long terme dans la nature. C'est en fait ce que Farnham et Brown (1976) ont observé et ceux-ci considèrent que l'enlèvement du phosphore par les lits de tourbe est effectué largement par la microflore en milieu aérobique. Barton *et al.* (1984) signalent aussi l'importance de l'activité microbienne sous des conditions aérobiques.

1.4.3.2 Concentration en fer, aluminium et calcium

Dans la majorité des études révisées, l'explication du pouvoir de déphosphatation est souvent évasive et les auteurs se contentent souvent de mentionner la phrase suivante: On considère que l'immobilisation du phosphore par les sols organiques est limitée par l'aluminium, le fer et autres composées inorganiques (calcium et cendres) (Bélanger et Buelna, 1990; Buelna

et Bélanger, 1989; Narasiah et Hains, 1988; Virarghavan, 1988; Viraraghavan et Rana, 1988; Rana et Viraraghavan, 1987; Dubuc et al., 1986; Richardson 1985; Rock et al., 1984; Nichols 1983; Nichols et Boelter, 1982; Bloom, 1981; Nichols, 1981; Rannikko et Hartikainen, 1981; Hammer et Kadlec, 1980; Parrot et al., 1979; Farnham et Brown, 1976; Fox et Kamprath, 1971). C'est cette explication qui était le plus souvent utilisée pour expliquer les grandes variations dans le rendement de l'efficacité de déphosphatation lors de la revue de littérature. Nichols et Boelter (1982) mentionnent qu'il existe une littérature abondante au sujet de la rétention du P par les sols minéraux, mais que très peu d'études ont été faites sur les sols organiques. Ces derniers mentionnent encore l'importance du fer et de l'aluminium et signalent qu'on peut évaluer le pouvoir déphosphatant d'une tourbe par la concentration de ces éléments (Fe et Al). Ils suggèrent aussi qu'il serait possible d'augmenter l'efficacité de déphosphatation en ajoutant de l'aluminium, du fer ou du calcium à la tourbe et mentionnent que plus de recherche est nécessaire dans ce domaine. Richardson (1985) mentionne que la rétention en P est concomitante à la quantité de fer et d'aluminium qu'il est possible d'extraire de la tourbe suite à une digestion (pour plus de détails au sujet des protocoles possibles pour l'extraction des métaux, consulter Zoltec et Mestan (1985). Toutefois, il signale que le potentiel d'adsorption du phosphore peut être prévisible en tenant uniquement compte de la composition en aluminium de la tourbe. Bloom (1981) signale que l'adsorption du phosphore est bien corrélée à l'aluminium organiquement lié et que le fer l'est moins. Richardson (1985) mentionne de plus que beaucoup de questions restent au sujet des mécanismes contrôlant l'adsorption du phosphore par les sols. Taylor et Ellis (1978) et Rajan (1975) suggèrent que les ions phosphates remplacent les groupements OH exposés

et/ou d'autres anions adsorbés sur des surface argileuses. Le type de lien chimique entre les ions phosphates et les atomes de Fe(III) et Al(III) n'est toutefois pas établi clairement et on ne peut affirmer s'il s'agit de liens ioniques, covalents et/ou de coordination. Ils suggèrent que l'adsorption des phosphates peut être représentée par un échange anionique physico-chimique à l'état d'équilibre entre les phosphates et les ions OH^- exposés à la surface des colloïdes (Bloom 1981). La précipitation du phosphore semble donc se faire par adsorption physique puis par diffusion sur les oxydes poreux de fer et d'aluminium pour ensuite entrer dans la matrice pour former des cristaux de FePO_4 , AlPO_4 (Nichols, 1983) ou $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ (Farnham et Brown, 1972). Le traitement tertiaire sur filtre de tourbe est donc basé sur les phénomènes d'adsorption. Les principales caractéristiques contribuant à l'enlèvement des éléments nutritifs sont de posséder une forte capacité d'échange, d'immobiliser les phosphates et de donner un substrat favorable à l'assimilation biologique (Parrott et Boelter, 1979).

CHAPITRE 2

Partie expérimentale

Chapitre 2

Partie expérimentale

21 Description générale

Les expériences, menées uniquement au laboratoire, furent divisées en deux parties: Une série d'essais préliminaires en cuvée ("batch") et le corps principal des manipulations, soit la confection d'un système de traitement sur colonnes fonctionnant pour une durée de 90 jours. Le but principal visé dans la première partie des essais consistait à déterminer si l'ajout d'un agent dopant à la tourbe en modifiait le comportement au niveau de la prise en charge des phosphates. Par la suite, il s'agissait de vérifier lequel des agents dopants et aussi quelle quantité semblait donner les meilleurs rendements. En nous basant sur ces expériences, il nous a été possible de confectionner le système de traitement sur colonnes.

L'eau usée traitée utilisée provenait de deux sources (voir tableau 2.1 pour caractéristiques physico-chimiques):

- a) l'effluent d'une boue activée de la base militaire de Valcartier;
- b) l'effluent du troisième étang aéré de la municipalité de Ste-Catherine-de-la-Jacques-Cartier.

21.1 Essais en cuvées:

Cette expérience consistait à mettre en contact une quantité déterminée d'eau usée traitée (provenant d'un traitement secondaire), de tourbe et de différents produits dopant dans un milieu fermé pour une période de temps précise. Viraraghavan et Ayyaswami (1989) ont fait ce type d'essai en cuvée mais en utilisant une eau légèrement différente, soit un effluent de fosse septique. Plusieurs détails techniques au sujet des cuvées sont inspirés des travaux des

auteurs cités plus haut. Pour les deux types d'essais, il fut décidé d'utiliser une eau usée sortant d'un traitement secondaire car le but de nos essais était de vérifier l'efficacité d'un procédé tertiaire d'assainissement.

Tableau 2.1: Caractéristiques physico-chimiques de l'eau usée traitée de la base militaire de Valcartier (pour le 14/07/1990) et de la municipalité de Ste-Catherine-de-la-Jacques-Cartier (pour le 25/05/90).

Paramètres (unité)	Provenance de l'eau	
	Valcartier (eau usée a)	Ste-Catherine de- la-Jacques-Cartier (eau usée b)
Oxygène dissous ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	7,1	7,2
pH	6,95	7,37
Potentiel d'oxydo-réduction (Mv)	+301	+257
DBO_5 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	<5	6
Matières en suspension ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	4,4	17,3
P_{total} ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	2,51	0,94
P_{soluble} ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	2,31	X

X=donnée non disponible

Plus spécifiquement, la procédure des expériences en réacteurs (ou cuvettes) consistait à mettre en contact 400 ml d'eau usée avec une combinaison tourbe-agent dopant dans un erlenmeyer de 500 ml, le tout agité (à 200 rpm) pour une période de 3 heures dans un incubateur (G24 Environmental incubator shaker New Brunswick Scientific Co. Inc.) à la température de la pièce. La tourbe utilisée était de type commercial (tourbe horticole de la compagnie Tourbières Premier Ltée). La tourbe utilisée était de type commerciale et la synthèse de ses caractéristique est présentée au tableau 2.2. Afin d'arriver à pouvoir utiliser des

volumes constants dans tous les essais, la tourbe a préalablement été séchée à 105°C (Fisher Vacuum oven) jusqu'à l'obtention d'un poids constant (balance Sartorius et Mettler PM 460) (APHA, 1989), ensuite tamisée sur une maille de 12,5 mm (1/2 pouce) afin d'éliminer les particules grossières, puis finalement pesée. La période d'agitation (3 heures) a été déterminée par les travaux de Viraraghavan et Ayyaswami (1989) qui mentionnent que l'état d'équilibre est atteint en deçà de cette durée. Suite à la période d'agitation, on effectua une filtration sur 0,45 µm (filtre de polycarbonate de Nucleopore filtration products) afin de pouvoir éliminer les particules de tourbe, et pour ensuite doser le filtrat. On détermine donc la concentration en phosphore soluble (P_{sol}) du liquide de mélange. Le filtrat a ensuite subi une digestion au persulfate de potassium suivie d'une coloration à l'acide ascorbique (lecture sur spectrophotomètre UV visible Varian DMS 200) (APHA, 1989). Il est à noter que toute la verrerie entrant en contact avec les matériaux utilisés dans ces essais (tourbe, eau et agents dopants) est préalablement nettoyée (ie, trempage dans HCl 5%, savonnage au Liquinox, six rinçages à l'eau courante et trois rinçages à l'eau déminéralisée). Quatre agents dopants furent testés: deux résidus de l'industrie minière (oxydes de fer de Sidbec-Dosco et boues rouges d'Alcan) et deux composés commerciaux utilisés en culture (perlite et vermiculite). La composition de chacun des agents dopants est retrouvée aux tableaux 2.3, 2.4 et 2.5. Afin de pouvoir bien mélanger les agents dopants à la tourbe, ceux-ci sont préalablement séchés, broyés puis tamisé sur une maille de 425 µm. Il est à noter que les boues rouges sont des résidus de l'extraction de l'alumine de la bauxite par le procédé Bayer (Couillard, 1983). On ajouta aussi de la roche calcaire industrielle (granulométrie de 2 à 3 mm) à certains mélanges dans le but de vérifier si ces dernières avaient un effet quelconque.

Tableau 2.2: Caractérisation de la tourbe commerciale utilisée

Paramètre *	Valeur type	unité
<i>Densité</i>	0,041 à 0,056	g•cm ³
<i>Porosité</i>	63 à 95	%
<i>Conductivité</i>	4,11 × 10 ⁻² à	cm•sec ⁻¹
<i>hydraulique</i>	1,22 × 10 ⁻¹	
<i>pH</i>	3,9 à 4,7	unité pH
<i>% cendres</i>	1,0 à 3,0	%
Al	5247	mg•kg ⁻¹
As	4	mg•kg ⁻¹
Ca	2611	mg•kg ⁻¹
Cd	0	mg•kg ⁻¹
Cr	30	mg•kg ⁻¹
Cu	2	mg•kg ⁻¹
Fe	1277	mg•kg ⁻¹
Mg	527	mg•kg ⁻¹
Mn	37	mg•kg ⁻¹
Ni	0	mg•kg ⁻¹
P	431	mg•kg ⁻¹
Pb	23	mg•kg ⁻¹
S	1930	mg•kg ⁻¹
Zn	72	mg•kg ⁻¹

* Les paramètres en italique sont fournis par Tourbières Premier Ltée

L'ajout de cette roche calcaire se justifie par son utilisation à la partie subséquente (voir la section, colonnes expérimentales). Le tableau 2.6 résume les mélanges effectués lors de cette étape.

2.1.2 Lavages successifs de la tourbe

Une courte expérience concernant les lavages successifs a été faite dans le but de quantifier l'effet de relargage de phosphore soluble par la tourbe. Cette expérience consistait à répéter les essais en cuvée mais en mesurant la quantité

Tableau 2.3: Composition des résidus industriels (déterminée au laboratoire).

Valeurs moyenne de trois échantillons en mg/kg sec.

métal	Boues rouges Alcan (écart-type)	Oxyde de fer Sidbec (écart-type)
Cu	20,7 (9,5)	18,3 (1,34)
Fe	304 500 (16000)	505 000 (35 000)
Zn	54,8 (5,4)	68,6 (2,7)
Mn	56,3 (2,7)	759 (149)
Ni	17,3 (1,3)	10,9 (3,0)
Cd	3,2 (0,35)	3,8 (0,85)
Pb	66,0 (6,4)	58,6 (9,7)
Al	96 000 (27 000)	9300 (1350)
Cr	689 (113)	358 (110)

Tableau 24: Composition typique des boues rouges (selon la fiche signalétique fournie par Alcan).

Composé	Concentration (%)
Oxyde de fer (Fe_2O_3)	20-38
Oxyde d'aluminium (Al_2O_3)	20-23
Silice, quartz (SiO_2)	8-20
Oxyde de titanium (TiO_2)	7-16
Oxyde de sodium (NaO_2)	5-10
Oxyde de calcium (CaO)	1-5
Hydroxyde de sodium(NaOH)	7

Tableau 2.5: Composition (en %) de la vermiculite et de la perlite (Merck, 1976).

Composé	Vermiculite	Perlite
SiO ₂	38,6	65-75
MgO	22,6	
Al ₂ O ₃	14,9	10-20
Fe ₂ O ₃	9,3	
K ₂ O	7,8	
CaO	1,2	
Cr ₂ O ₃	0,3	
Mn ₃ O ₄	0,1	
Cl	0,3	
H ₂ O		2-5
Na		traces
K		traces
Ca		traces

de phosphore soluble mis en solution (P_{sol}) par une même quantité de tourbe. Un trempage de la tourbe dans de l'eau déminéralisée a donc été fait (comme section 2.2) puis l'eau de trempage a été analysée. La tourbe récupérée a ensuite subi de nouveau le même traitement et ce pour deux fois supplémentaires (totalisant trois trempages).

2.1.3 Essais en colonnes

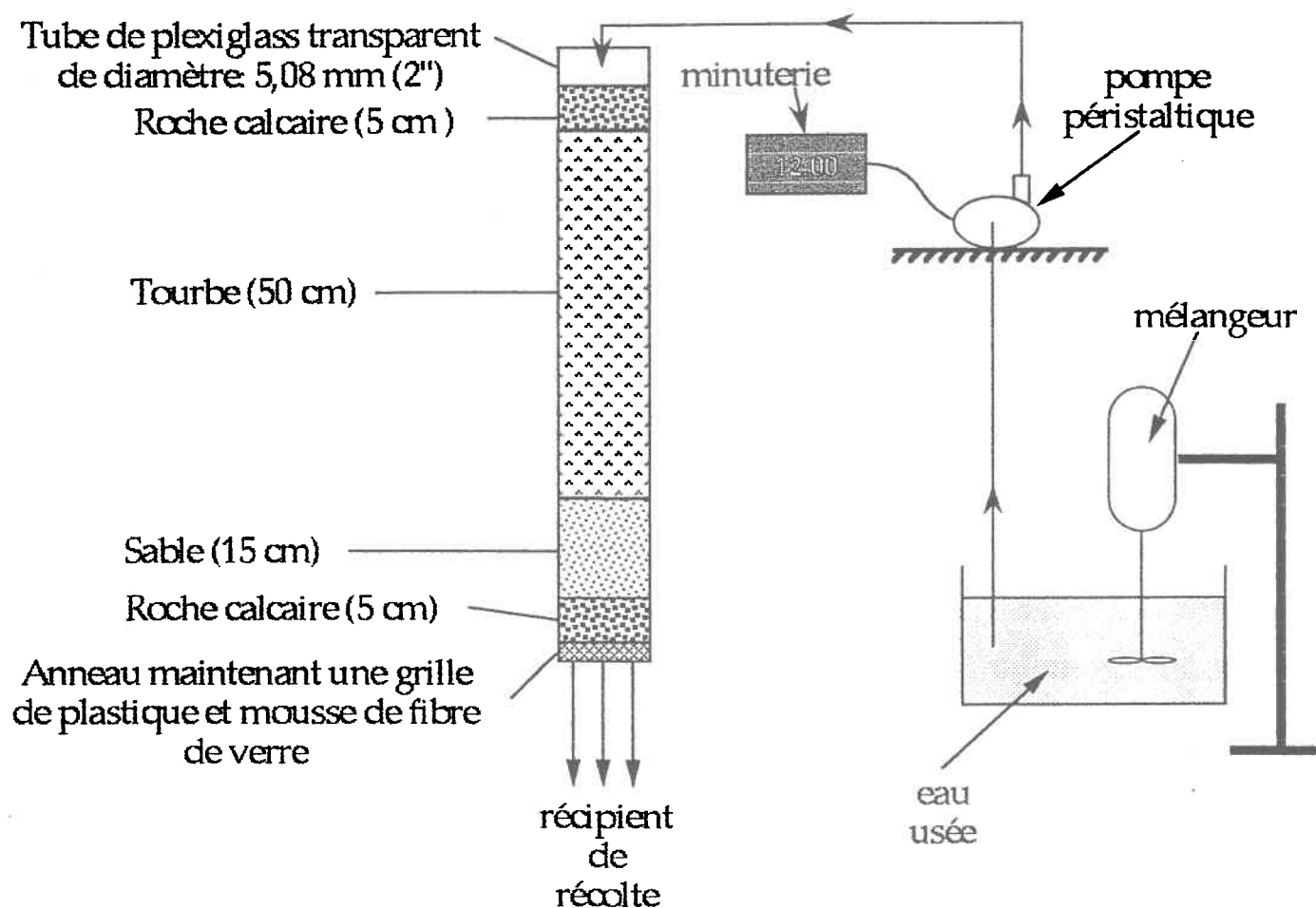
Le traitement en colonnes consistait à faire percoler une quantité d'eau sur lit de tourbe, sable, roche calcaire et, selon le type d'essai, d'un agent dopant. La figure 2.1 montre les détails du montage d'une colonne. Le tableau 2.7 montre la composition et les paramètres de fonctionnement de chacune des colonnes.

Tableau 2.6: Synthèse des mélanges effectués pour l'ensemble des cuvées.

Agent dopant	Concentration en % du poids sec	Quantité de tourbe (en g)			
		0,5	1,0	2,0	3,0
Boue rouge	(1%)	X	XX	X	X
Boue rouge	(2%)	X	XX	X	X
Boue rouge	(3%)	X	XX	X	X
Boue rouge	(9%)		X		
Oxyde de fer	(1%)		X	X	X
Oxyde de fer	(2%)		X	X	X
Oxyde de fer	(3%)		X	X	X
Perlite	(1%)		X		
Perlite	(2%)		X		
Perlite	(3%)		X		
Vermiculite	(1%)		X		
Vermiculite	(2%)		X		
Vermiculite	(3%)		X		

Ce tableau permet de visualiser rapidement les différentes comparaisons qu'il sera possible de faire (charges hydrauliques, dopage, concentration du dopage, traitement de la tourbe). Le traitement de la tourbe indique si elle a été lavée (deux périodes de brassage de trois heures dans l'eau déminéralisée) ou utilisée sans lavage. Le degré de compaction des colonnes est d'environ $0,10 \text{ g/cm}^3$, ce qui équivaut au degré de compaction naturelle de la tourbe. Dans le cas des colonnes dopées, la boue rouge broyée et tamisée (voir section 2.1.1 Essais en cuvées) a été mélangée à la tourbe avant la compaction dans le tube de plexiglas.

Figure 2.1: Description détaillée des composantes du système de colonne.



Dans tous les cas, la tourbe a d'abord été séchée jusqu'à l'obtention d'un poids constant et ensuite tamisée sur une maille de 12,5 mm (1/2 pouce). Une chose importante à noter est qu'on parle de charge hydraulique et non de débit, ceci à cause que l'alimentation en eau se fait de façon discontinue. La minuterie électrique (Chrontrol) permettait en effet qu'il y ait un pompage (pompes

Tableau 27: Composition et paramètres de fonctionnement des colonnes.

Colonne (numéros)	Charge hydraulique (cm/jour)	Concentration de boue rouge (% poids sec et masse en g)	Traitement de la tourbe
1	30	1-15	lavée
2	30	3-45	lavée
3	90	3-45	lavée
4	90	1-15	lavée
5	60	3-45	lavée
6	60	1-15	lavée
7	60	0-0 (témoin)	non-lavée
8	60	0-0 (témoin)	lavée

péristaltiques Cole Parmer No. 7553-30) d'un volume d'eau déterminé (selon les charges correspondantes) à chaque deux heures. La tubulure utilisée était de la compagnie Tygon (Masterflex 6409-17). L'eau récoltée est soumise à une série d'analyses physico-chimiques effectuées selon les protocoles de "Standard methods for the examination of water and wastewater" (A.P.H.A., 1989) (# suivi du numéros de protocole):

- a) pH [Fisher Accumet 805 MP]
- b) DBO_5 #507 [électrode à oxygène dissous Orion]
- c) COD #5220 D
- d) MES totaux #2540 B et MVES (filtre de fibre de verre Whatman cat. no. 1822 042)
- e) P_{tot} digestion (sans filtration sur 0,45 μm) au persulfate #424 C III suivit d'une coloration à l'acide ascorbique #424 F
- f) P_{sol} digestion (avec filtration sur 0,45 μm) au persulfate #424 C III suivit d'une coloration à l'acide ascorbique #424 F

g) La couleur vraie a été déterminée sur autoanalyseur Technicon selon la méthode COU 110.1 des méthodes de laboratoire de l'INRS-Eau (1989) (en se basant sur le système des unités Hazen).

h) Le dosage des métaux contenus dans la tourbe ainsi que dans l'eau a été effectué de la façon suivante: digestion à l'acide nitrique, fluorhydrique et perchlorique puis dosage par spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (Thermo Jarell Ash Atom Scan 25 couplé à micro-ordinateur IBM PC Personal System/2 model 50 Z) et, dans le cas du plomb, dosage sur spectromètre d'absorption atomique (Varian SpectrAA 20).

i) Un dénombrement des coliformes fécaux (suite à une inoculation à l'aide d'une souche de Escherichia coli) a été effectué selon la technique d'analyse suivante: filtration sur 0,45 µm, culture sur milieu m-Endo à 35°C pour 24 heures et dénombrement des unités formant des colonies (UFC) #909 C.

CHAPITRE 3

Résultats et discussion

Chapitre 3

Résultats et discussion

3.1 Cuvées

Une des observations les plus importantes obtenue lors de cette partie de l'expérimentation fut celle d'observer un apport de phosphore soluble par la tourbe à l'eau. La figure 3.1 représente bien le comportement typique obtenu lors des essais en cuvées.

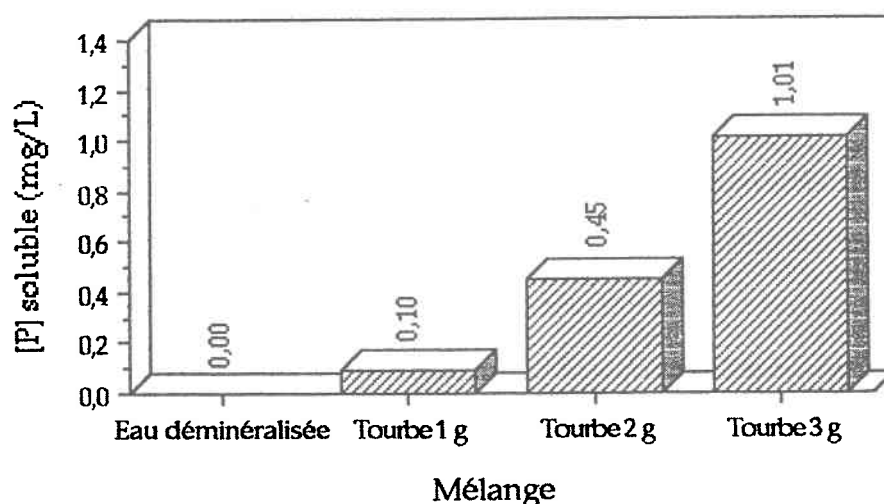


Figure 3.1: Dosage du phosphore soluble de l'eau de trempage suite à une agitation de trois heures dans de l'eau déminéralisée avec différentes quantités de tourbe.

Cette figure permet de voir qu'une certaine quantité de phosphore est ajoutée à l'eau déminéralisée. La différence entre les moyennes obtenues pour les mélanges de deux et trois grammes de tourbe par rapport à l'eau déminéralisée (témoin) sont significativement différentes (seuil de probabilité de 0,05) (voir tableau 3.1).

Une comparaison statistique des moyennes (voir détails à l'annexe 1a) a été faite selon la démarche de Scherrer (1984) (test t de Student). Le test effectué permet de comparer des moyennes provenant de deux petits échantillons indépendants. Le test de t suppose que les deux échantillons indépendants sont extraits de deux populations normales d'égale variance. Cette conditions n'a pas été vérifiée (à l'aide du test de F ou test log-anova) car Scherrer (1984) mentionne que de nombreuses études ont montré que le test de t est suffisamment robuste pour supporter une violation importante des conditions d'application. Les analyses effectuées ont permis d'observer que les cuvées contenant de la tourbe étaient significativement différentes des cuvées témoins (voir tableau 3.1). On retrouve plus de phosphore soluble dans le mélange eau déminéralisée-tourbe que de l'eau déminéralisée seule (cuvée témoin). Les travaux menés par Viraraghavan et Ayyaswami (1989) démontraient le même type de résultats. Dans cette étude, on a remarqué que plus on utilisait de tourbe dans la cuvée, plus la quantité de phosphates solubles était élevée. On assiste probablement à un lessivage de phosphore lié mollement à la surface de la matière organique de la tourbe. Le même type d'observation est rapporté dans les travaux de Zoltek et Mestan (1985). Plus de détails seront donnés au sujet du lessivage à la section 3.2. Ce phénomène de lessivage a provoqué certains problèmes lors des essais en cuvées. En effet, les seules conclusions plausibles dans ce cas ne sont pas de dire que l'ajout d'un agent dopant augmente l'efficacité d'adsorption de la tourbe mais que l'effet de lessivage (ou relargage) est plutôt diminué ou modéré. L'interprétation des résultats a donc été faite dans ce sens, en supposant que l'agent dopant limitant le plus le lessivage serait celui qui donnerait probablement le meilleur rendement en colonnes. Il s'agissait donc de chercher lequel (lesquels) des quatre agents dopants permettrait(aient) de provoquer la plus grande inhibition de ce phénomène de lessivage.

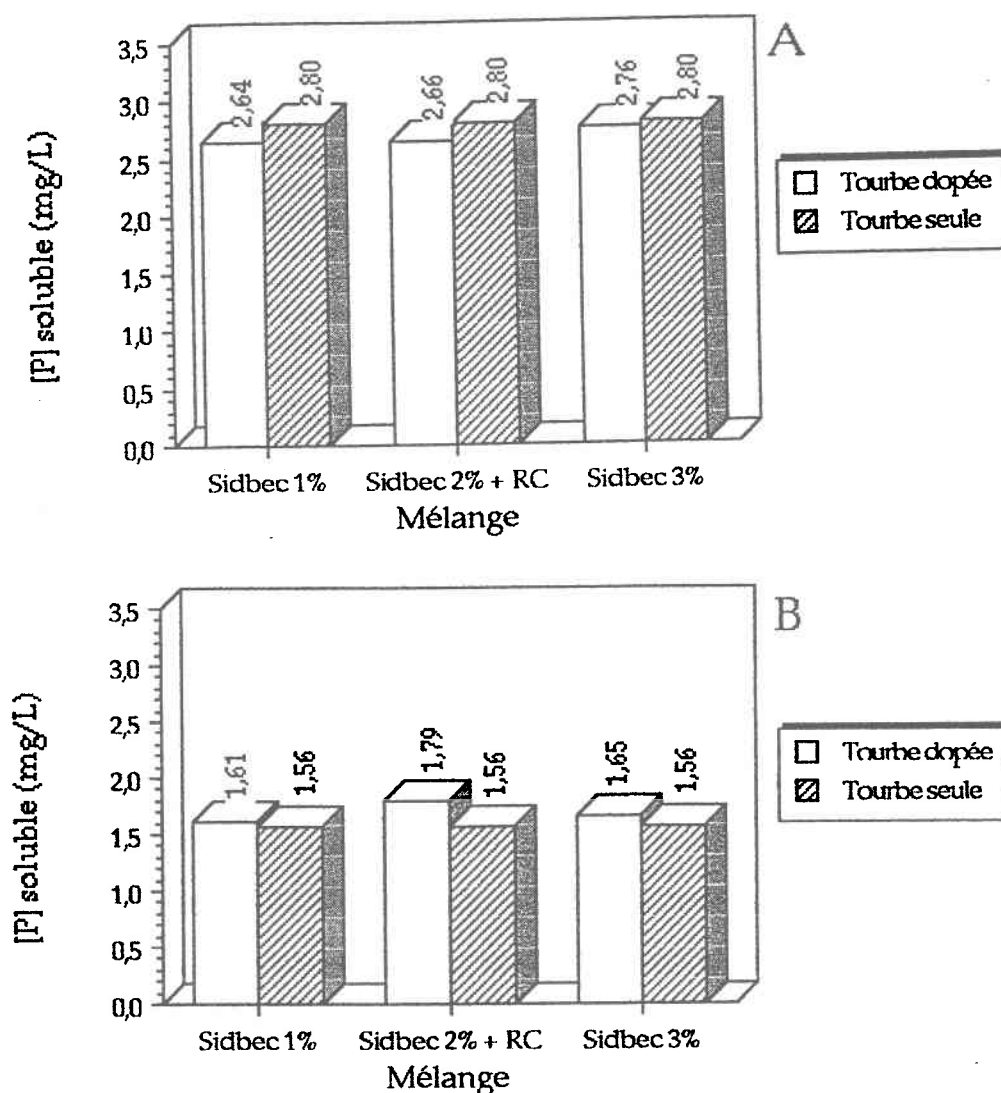
Tableau 3.1: Calcul des valeurs critiques utilisées dans la décision statistique.

(les données nécessaires aux calculs sont retrouvées à l'annexe 1b) (RC=Roche calcaire)

Echantillon		Valeur calculée	Décision statistique
Figure 3.1	Tourbe 1 g	1,807	non-sign.
	Tourbe 2 g	35,358	sign. plus grande
	Tourbe 3 g	39,195	sign. plus grande
Figure 3.2 a)	Sidbec 1%	-4,546	sign. plus petite
	Sidbec 2% + RC	-3,6	sign. plus petite
	Sidbec 3%	-0,49	non-sign.
Figure 3.2 b)	Sidbec 1%	-0,707	non-sign.
	Sidbec 2% + RC	0,417	non-sign.
	Sidbec 3%	-0,325	non-sign.
Figure 3.2 c)	Sidbec 1%	1,059	non-sign.
	Sidbec 2% + RC	-0,6738	non-sign.
	Sidbec 3%	-1,407	non-sign.
Figure 3.3 a)	Alcan 1%	-0,182	non-sign.
	Alcan 2% + RC	-1,574	non-sign.
	Alcan 3%	-2,708	non-sign.
Figure 3.3 b)	Alcan 1%	-5,7216	sign. plus petite
	Alcan 2% + RC	-4,1956	sign. plus petite
	Alcan 3%	-2,949	sign. plus petite
Figure 3.3 c)	Alcan 1%	-2,563	non-sign.
	Alcan 2% + RC	-7,446	sign. plus petite
	Alcan 3%	-11,885	sign. plus petite
Figure 3.3 d)	Alcan 3%	1,569	non-sign.
	Alcan 9%	-15,43	sign. plus petite
Figure 3.3 e)	Alcan 1%	0,039	non-sign.
	Alcan 2% + RC	-3,645	sign. plus petite
	Alcan 3%	-1,734	non-sign.
Figure 3.3 f)	Alcan 1%	1,059	non-sign.
	Alcan 2% + RC	-0,673	non-sign.
	Alcan 3%	-3,88	sign. plus petite
Figure 3.4	Vermiculite 1%	0,365	non-sign.
	Vermiculite 2% + RC	-0,219	non-sign.
	Vermiculite 3%	-0,98	non-sign.
Figure 3.5	Perlite 1%	-1,01	non-sign.
	Perlite 2% + RC	-0,526	non-sign.
	Perlite 3%	-0,396	non-sign.

3.1.1 Résidu d'oxyde de fer de Sidbec

Les figures 3.2 (a, b et c) représentent les résultats des cuvées obtenues suite à l'ajout d'une quantité de résidu de Sidbec (oxyde de fer) à trois quantités de tourbe.

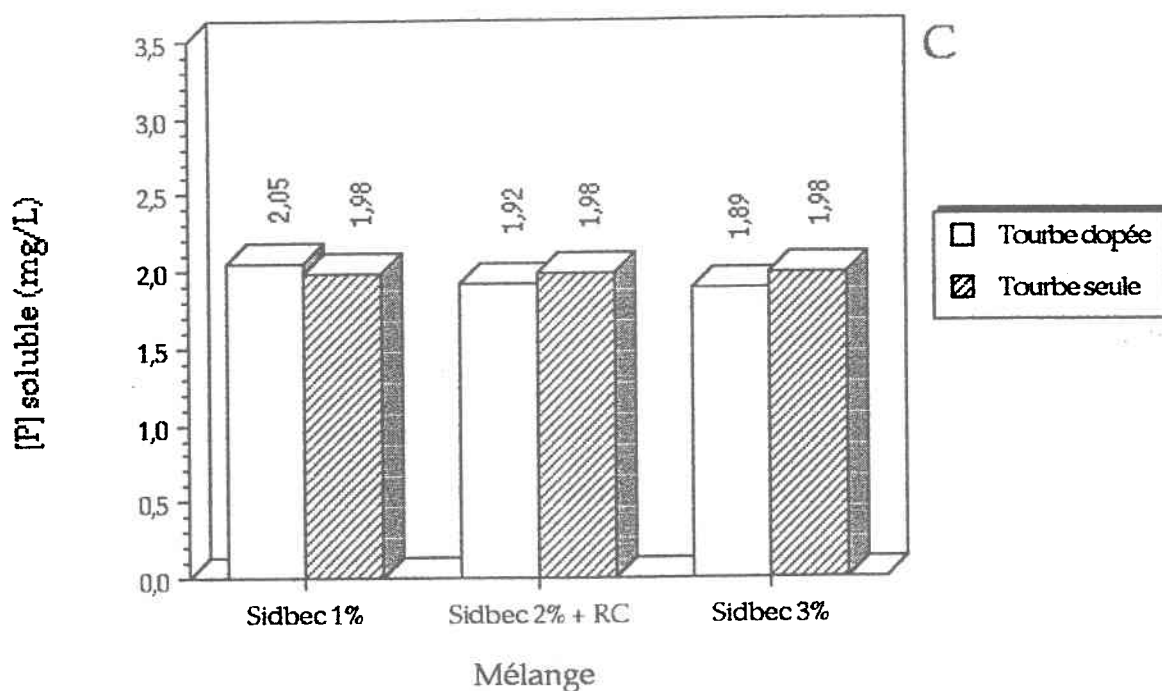


Figures 3.2: Concentration en P_{sol} de l'eau de trempage pour des cuvées utilisant le résidu de Sidbec (après agitation de trois heures) avec:

(notez que: RC dans les graphiques signifie: Roche Calcaire)

a) un gramme de tourbe

b) deux grammes de tourbe



Figures 3.2 (suite): Concentration en P_{sol} de l'eau de trempage pour des cuvées utilisant le résidus de Sidbec (après agitation de trois heures) avec:
(notez que: RC dans les graphiques signifie: Roche Calcaire)
c) trois grammes de tourbe

L'analyse statistique des résultats révèle que les différences obtenues ne sont pas significativement plus petites ($P < 0,025$) pour les essais effectués avec deux et trois grammes de tourbe (voir figures 3,2 b et c). Il est important de noter que les différences entre les valeurs moyennes de la figure 3,2 a par rapport aux figures 3,2 b et 3,2 c sont causées par l'utilisation d'une eau usée dont la concentration en phosphore total est différente. Avec les cuvées contenant un gramme de tourbe, les moyennes en P_{sol} obtenues avec de la tourbe dopée deviennent significativement plus petites dans deux des trois essais (voir figure 3,2 a). Les mélanges dopés à 1% et 2% donnent en effet des résultats significativement plus

petits ($P < 0,025$) que la tourbe non dopée (voir tableau 3.1), tandis que seulement le mélange dopé à 3% donne une teneur en P_{sol} non-significativement différente de celle obtenue avec de la tourbe seulement. L'utilisation d'un seuil de probabilité de 0,025 provient du fait que l'on ne cherche plus à savoir si les moyennes sont différentes mais à savoir si la moyenne de l'échantillon a est plus petite que celle de l'échantillon b. La fixation de ce seuil de signification plus sévère est seulement due au fait que le test unilatéral est moins conservateur qu'un test bilatéral (Scherrer 1984). Les résultats obtenus permettent de supposer que l'oxyde de fer peut contribuer à la précipitation des phosphates mais à un degré relativement faible. La figure 3.2 a démontré cet effet dans deux cas sur neuf. Probablement que l'ajout d'une plus grande quantité d'oxyde de fer permettrait d'obtenir un meilleur rendement déphosphatant. Il est possible de poser l'hypothèse que la forme et/ou la quantité de fer fourni dans le résidu de Sidbec n'est pas favorable à la précipitation des phosphates. Ceci pourrait peut-être expliquer pourquoi les résultats obtenus ne sont pas très significatifs, malgré les caractéristiques théoriquement favorables de ce résidu métallurgique à base d'oxydes de fer.

3.1.2 Résidus d'Alcan (boues rouges)

Les résultats obtenus pour cette série d'essais sont ceux qui représentent le plus les attentes posées lors de l'exposition de notre problématique. En effet, plusieurs résultats significativement différents ont été obtenus et il nous est possible de faire plusieurs observations intéressantes. Les figures suivantes démontrent les résultats obtenus et les valeurs des tests statistiques sont retrouvées au tableau 3.1.

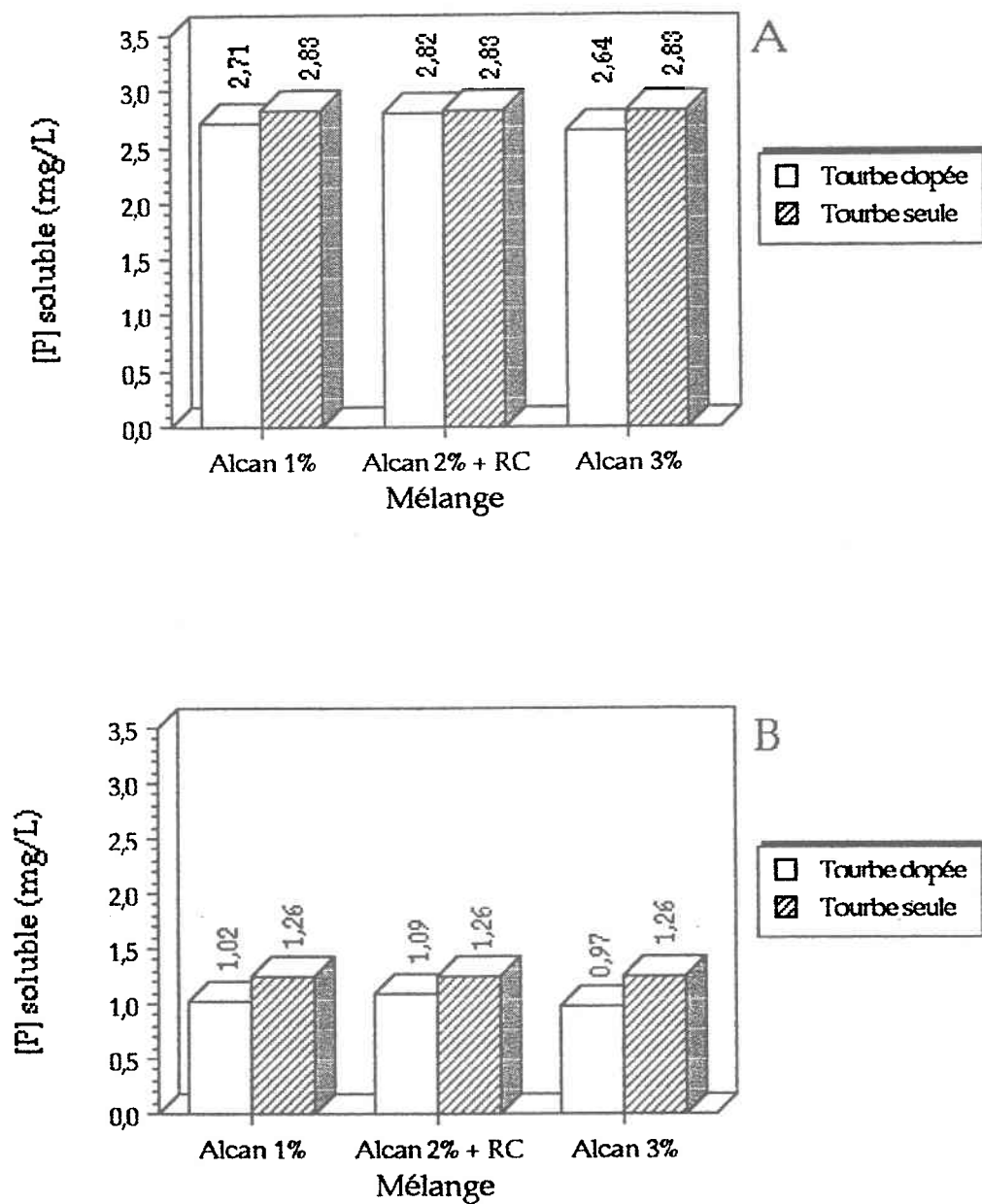


Figure 3.3 Concentration en P_{sol} de l'eau de trempage pour des cuvées utilisant le résidu d'Alcan (après agitation de trois heures) avec:

a) 0,5 gramme de tourbe

b) un gramme de tourbe (eau usée a)

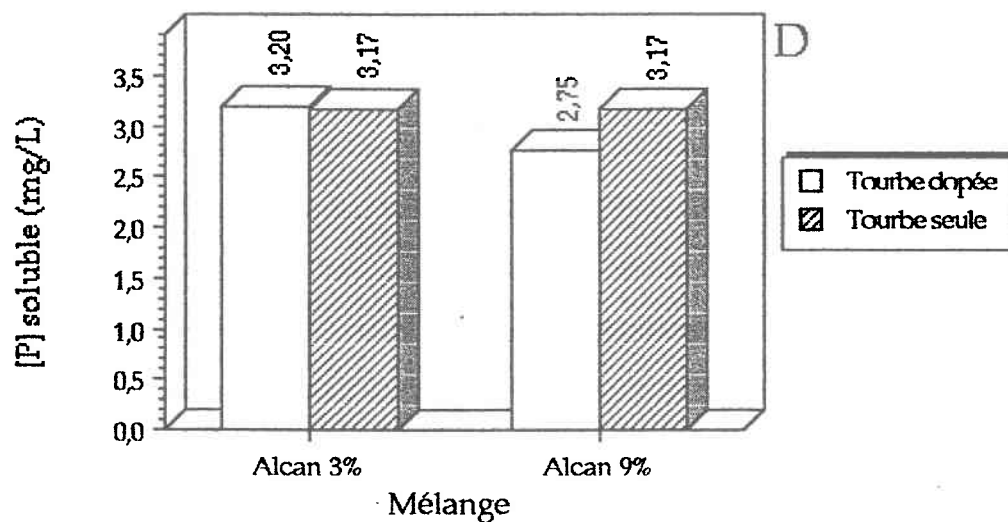
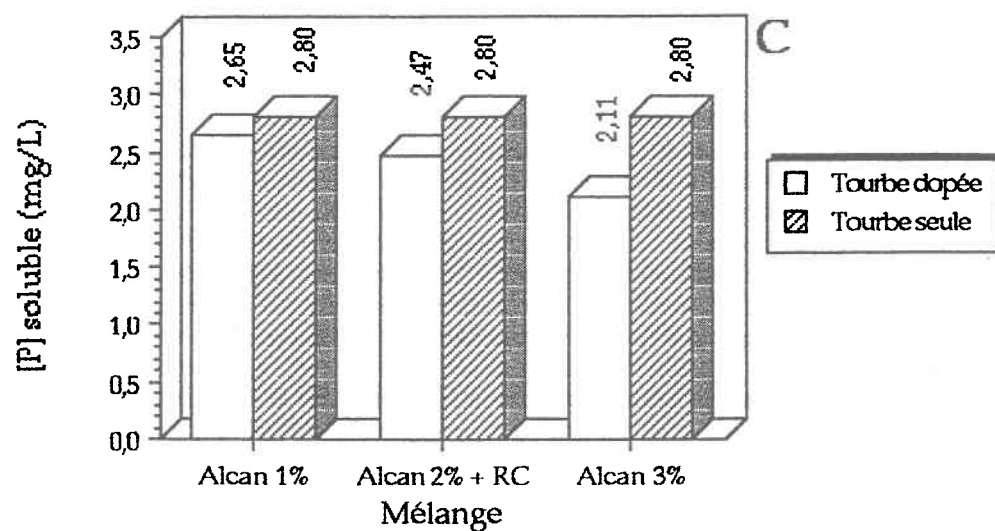


Figure 3.3 (suite): Concentration en P_{sol} de l'eau de trempage pour des cuvées utilisant le résidu d'Alcan (après agitation de trois heures) avec:

c) un gramme de tourbe (eau usée b

d) un gramme de tourbe

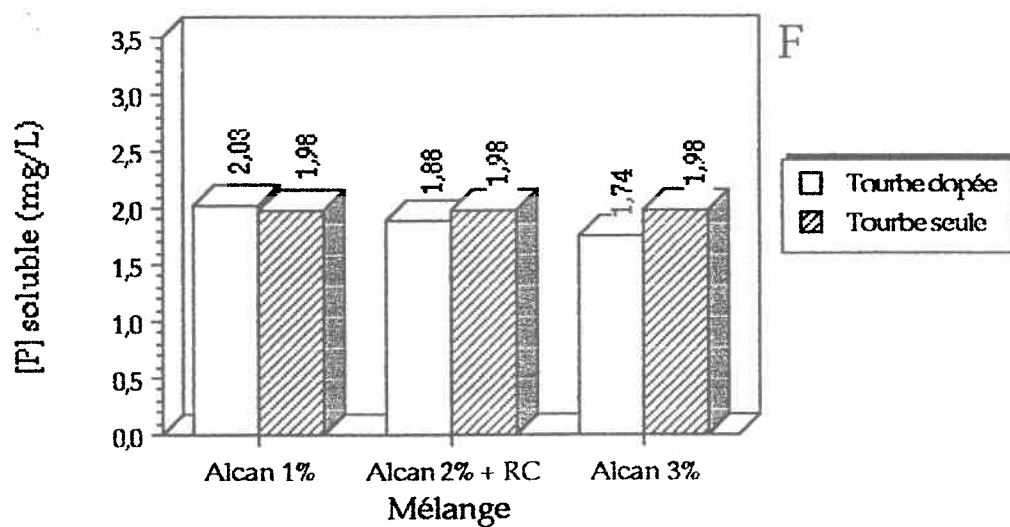
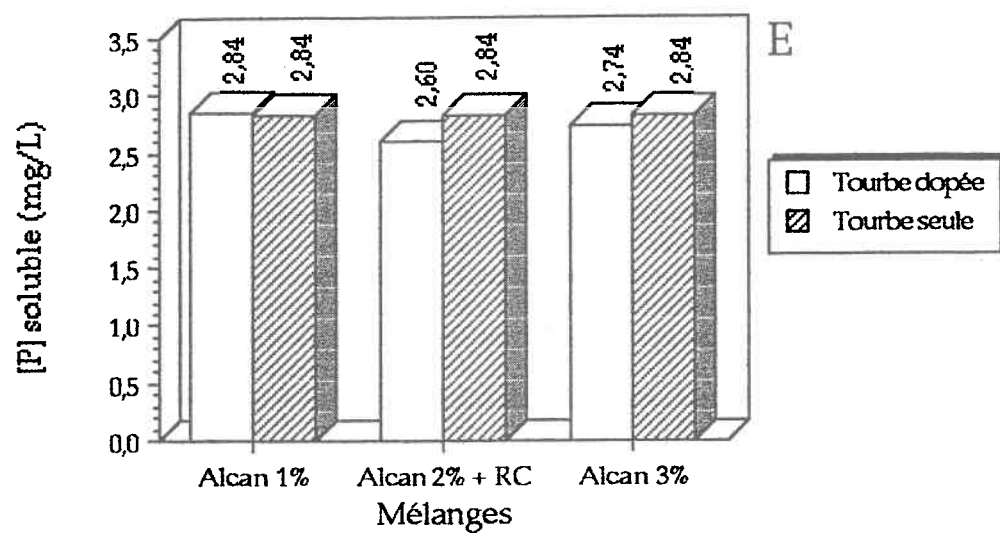


Figure 3.3 (suite): Concentration en P_{sol} de l'eau de trempage pour des cuvées utilisant le résidu d'Alcan (après agitation de trois heures) avec:

e) deux grammes de tourbe

f) trois grammes de tourbe

A la figure 3.3 a, rien de statistiquement significatif n'est observable. Par contre, dès que plus de tourbe est ajoutée (figures 3.3 b et c), plus les différences deviennent significatives et les valeurs de P_{sol} obtenues avec des tourbes additionnées de boues rouges (tourbe dopée) sont plus petites. Suite à ces résultats, il est possible de croire que l'ajout de boues rouges à la tourbe semble influencer les phénomènes d'adsorption des phosphates. De plus, l'ajout de boues rouges seules ne semble pas suffisant car nous aurions dû observer le même comportement pour les figures 3.3 a et b. Ceci laisse donc croire que la tourbe a aussi un rôle dynamique à jouer dans le processus. C'est grâce à cette observation qu'on peut supposer que les phosphates sont liés à la surface de la tourbe, et donc qu'il y a possiblement adsorption du complexe boue rouge-phosphate.

Tel que mentionné à la section 3.1, la tourbe relargue une certaine quantité de phosphore. Cet effet a encore été noté suite à l'augmentation de la quantité de tourbe dans les cuvées. Ce relargage de la part de la tourbe a eu comme principal effet de diminuer l'intensité de l'effet provoqué par l'addition des boues rouges, si bien que les différences observées deviennent non significatives pour cinq sur six des cuvées des figures 3.3 e et f (voir aussi tableau 3.1). L'augmentation des quantités d'agent dopant à ajouter à une cuvée contenant un gramme de tourbe a aussi été tentée. Les résultats obtenus sont représentés par la figure 3.3 d. On note curieusement que les différences entre la tourbe seule et la tourbe dopée ne sont significatives que pour un mélange seulement, contrairement aux autres résultats obtenus avec les cuvées de un gramme de tourbe (voir tableau 3.1). Le mélange contenant 3% de boues rouges devrait être significativement différent comme lors des essais 3.2 b et c. Nous avons probablement commis une erreur de manipulation puisque des résultats positifs ont été obtenus dans deux cas sur trois. Dans le mélange de 9% de boue rouge et un gramme de tourbe, la différence est

hautement significative.

3.1.3 Vermiculite

Comme le démontre la figure 3.4, il semble que l'ajout de vermiculite n'améliore pas le pouvoir déphosphatant de la tourbe. Les résultats obtenus pour la vermiculite ne sont pas significativement différents (voir tableau 3.1). Probablement que les formes de fer et d'aluminium disponibles ne sont pas celles requises pour qu'il y ait adsorption ou précipitation. L'utilisation de ce composé commercial ne semble donc pas profitable.

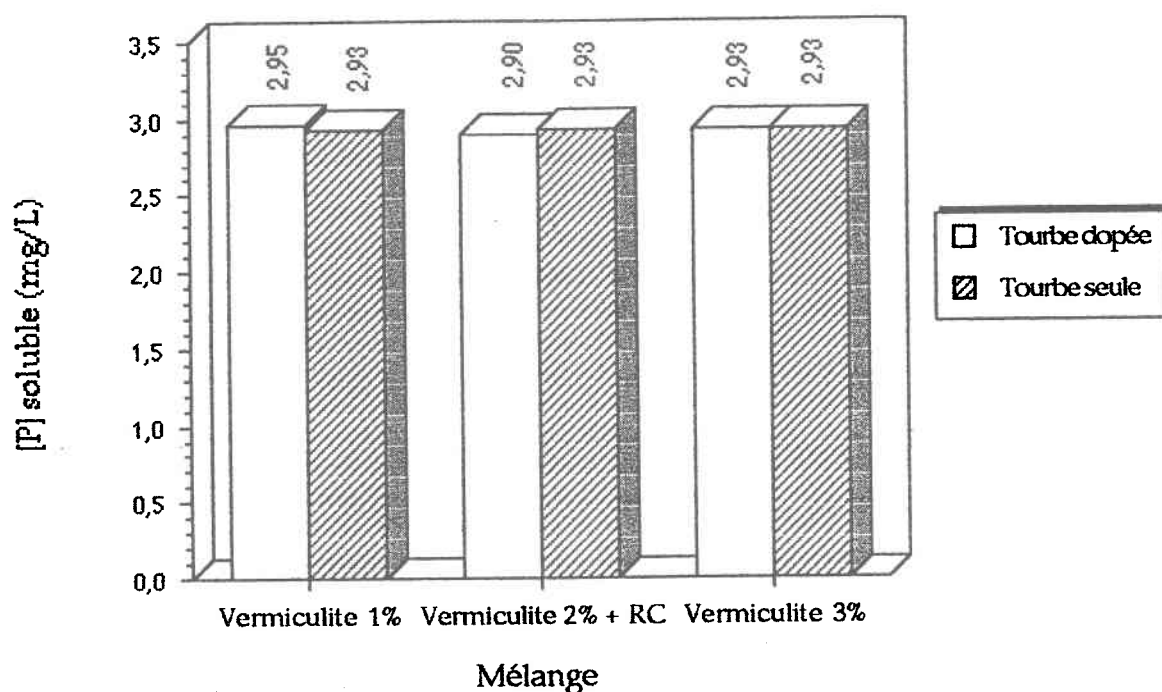


Figure 3.4 Concentration en P_{sol} de l'eau de trempage pour des cuvées utilisant de la vermiculite (après agitation de trois heures).

3.1.4 Perlite

Comme dans le cas des essais effectués avec le vermiculite, les résultats ne sont pas significativement différents ($P=0,025$) (voir tableau 3.1). La seule conclusion

plausible qu'il est possible d'émettre est que l'ajout de perlite à la tourbe ne semble pas favoriser les phénomènes impliqués dans l'enlèvement des phosphates.

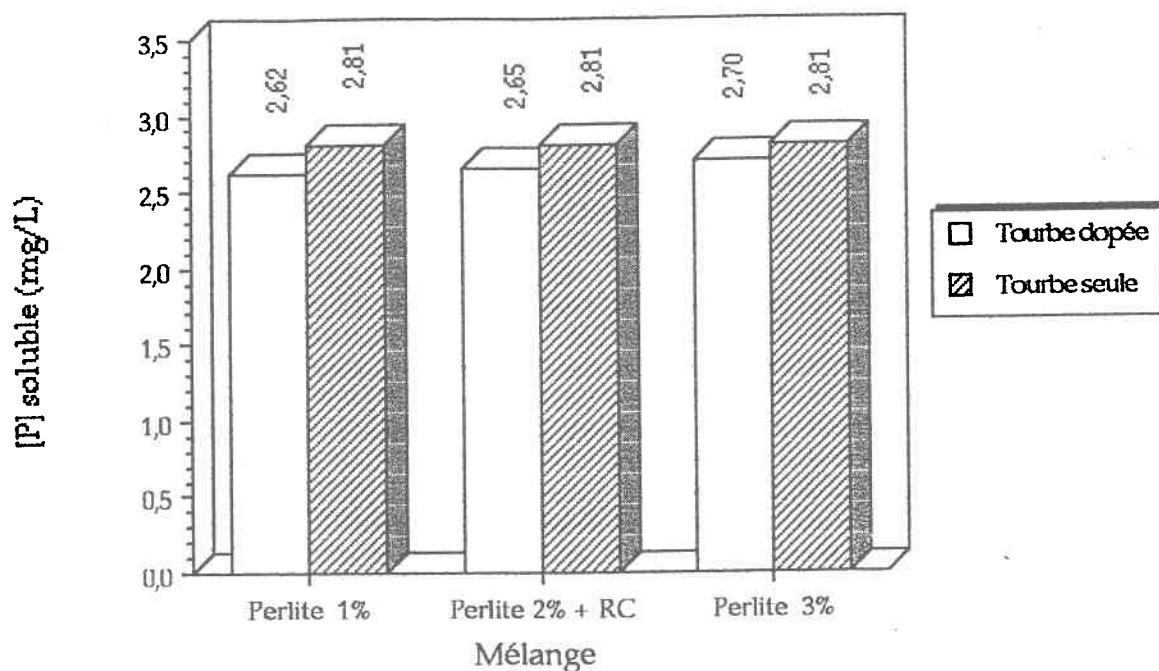


Figure 3.5 Concentration en P_{sol} de l'eau de trempage pour des cuvées utilisant de la perlite (après agitation de trois heures).

Suite à cette série d'essais, les seuls résultats significatifs ont été obtenus à l'aide de la tourbe additionnée du résidu de boue rouge de l'Alcan. C'est donc ce résidu qui a été utilisé dans toutes les étapes impliquant du dopage pour le reste des travaux de recherche.

3.2 Lavages successifs de la tourbe

Dans la partie 3.1, il a été noté que la tourbe semblait augmenter la concentration en P_{sol} de l'eau de trempage suite à un nettoyage dans l'eau. Ce phénomène sera désormais défini par "relargage". Afin d'estimer le relargage de

P_{sol} par la tourbe, une courte expérience de quantification a été entreprise. La figure 3.6 représente les résultats obtenus.

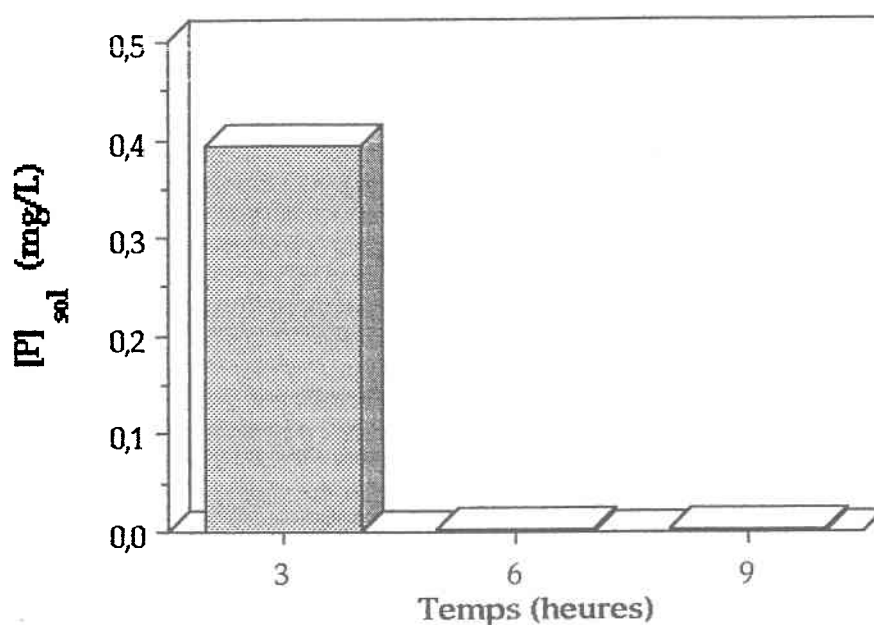


Figure 3.6: Concentration en $[P]_{sol}$ de l'eau de brassage suite à des lavages successifs d'une même quantité de tourbe (5 grammes) dans 500 ml d'eau déminéralisée.

Cette figure permet de voir rapidement que la tourbe relargue une certaine quantité de P_{sol} et que, suite à des lavages successifs, la tourbe ne semble plus faire de relargage. On devrait donc remarquer un relargage de P_{sol} dans les premiers passages d'eau usée dans le filtre. Ce phénomène de relargage n'a pas encore été pris en considération dans les autres études. Dans un système de traitement à grande échelle, une façon de limiter l'effet de relargage serait peut-être de récupérer les eaux pour les faire recirculer dans le système. De cette façon, le rejet d'une certaine quantité de phosphore serait limité. Ce phénomène de relargage n'est que très peu mentionné dans la littérature. Hammer *et al.* (1980) ont observé un type de relargage mais ils l'ont plutôt qualifié de désorption. En effet, ces derniers

utilisaient une tourbe qui avait trempé dans des solutions concentrées en phosphore (5 à 10 mg•L⁻¹) et effectuaient des trempages successifs dans de l'eau distillée déionisée. Des désorptions, faibles mais perceptibles, furent observées suggérant un type de relargage.

3.3 Essais en colonnes

3.3.1 Degré de compaction de la tourbe

Plusieurs degrés de compaction furent vérifiés avec de la tourbe non additionnée de boues rouges avant la confection des colonnes. Un degré de compaction d'environ 0,20 g•cm⁻³ semblait être idéal, cette valeur étant optimale selon la revue de littérature. Toutefois, suite à l'ajout de la boue rouge, les conditions d'écoulements ont été grandement modifiées allant même jusqu'à colmater les colonnes après une journée d'opération. Il est important de noter que les colonnes témoins n'ont pas démontré cet effet de colmatage, laissant suggérer que ce soit les boues rouges qui en sont responsables. Comme la compaction de la tourbe est quelque peu problématique à grande échelle, le degré de compaction (donc de densité brute) choisi fût celui qualifié de compaction naturelle, soit une valeur variant de 0,12 à 0,14 g•cm⁻³ (Cloutier 1985) et 0,08 g•cm⁻³ (Rana *et al.* 1987) selon les auteurs. Les colonnes utilisées pour cette expérience avaient un degré de compaction d'environ 0,11 g•cm⁻³. Selon Bélanger *et al.* (1990), une compaction manuelle du lit de tourbe est à éviter car elle a pour effet de diminuer fortement la conductivité hydraulique, suite à la cohésion entre les fibres de tourbe qui est alors accentuée.

3.3.2 Temps de passage (temps de rétention)

La détermination du temps de passage, dans nos conditions, est difficile. En présence de conditions saturées (donc, en présence d'une tête d'eau constante), la détermination de la conductivité hydraulique se fait de façon relativement facile. Dans des conditions non saturées, la détermination de la conductivité hydraulique devient beaucoup plus difficile et demande des montages élaborés (voir *Methods of soil analysis*, 1986). L'alimentation en eau se faisant à des intervalles réguliers, il y avait un temps de repos suffisant entre chaque aspersion permettant ainsi à l'eau de pénétrer dans le média filtrant. Ces conditions sont donc qualifiées d'état de non saturation. Une méthode simple pour mesurer un temps de passage en conditions non saturées consiste à faire passer un traceur dans la colonne. Deux traceurs (eau colorée au bleu de méthylène et eau à forte conductivité électrique) furent essayés mais sans succès. Tel que l'avait mentionné (McKay et Allen, 1980), la tourbe est très efficace dans l'enlèvement des colorants. Pour ce qui est de l'eau à forte conductivité électrique, on suppose qu'il aurait d'abord fallu saturer tous les sites d'adsorption pour pouvoir ensuite faire passer l'eau sans aucune résistance et ainsi pouvoir déterminer le temps de passage. Bear et Verruijt (1986) mentionnent qu'à mesure que la saturation décroît, les larges pores se vidangent en premier temps et la circulation de l'eau se fait dans les pores de plus petite dimension. Ceci a pour effet de réduire la surface de contact de l'eau mais d'augmenter la tortuosité du trajet suivi par l'eau. Il était donc juste de croire qu'estimer le temps de passage en conditions saturées représente le temps de passage le plus rapide (donc minimum) de l'eau à travers la colonne en conditions non-saturées. Des tests en conditions saturées ont été menés avec une colonne témoin pour un degré de compaction de $0,20 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$. Le temps de passage se situait aux alentours de 25 à 30 minutes. Ce temps de contact minimum est jugé suffisant car Cameron (1978) propose un temps de contact minimum de 20 minutes pour un traitement

efficace de l'eau.

3.3.3 Effet du nettoyage de la tourbe

A la figure 3.7 d), la tourbe utilisée est naturelle, ie non dopée. La différence entre les deux témoins se situe au niveau du lavage. Le témoin lavé (témoin 2) a subi un nettoyage. Un relargage de phosphore de la part de la tourbe non lavée (témoin 1) devrait normalement être observé (voir section 3.2). Selon les résultats obtenus à la section 3.2 et suite au nettoyage de la tourbe, l'effet du relargage du phosphore contenu dans la tourbe par le témoin lavé devrait avoir été supprimé. Au début du graphique 3.7 d), l'effluent du témoin lavé (46% d'enlèvement) est effectivement moins concentré en phosphore que le témoin non lavé (14% d'enlèvement). La différence entre la tourbe lavée et celle non lavée s'atténue toutefois rapidement pour rejoindre sensiblement le même ordre de grandeur après quelques jours seulement. Ceci suggère donc que l'effet du relargage par la tourbe est de très courte durée (moins de 6 jours) et que l'effort de nettoyage ne vaut probablement pas la peine. Comme le font remarquer Gravelle et Landreville (1980), il est important de tenir compte de l'effet de relargage dans les études de laboratoire mais que le problème causé est de moindre importance pour une opération industrielle ou à l'échelle pilote. Il serait alors moins coûteux tant au niveau travail que monétaire de simplement recirculer les premiers volumes d'eau sortant des biofiltres. On remarque aussi, à plus long terme, que l'efficacité de déphosphatation de la tourbe lavée est légèrement plus basse que la non lavée. Il semblerait, comme Poots et McKay (1980) le mentionnent, que le fait de nettoyer et de sécher la tourbe affecterait la structure de la tourbe et en diminuerait sa capacité d'adsorption. Gravelle et Landreville (1980) mentionnent de plus que toute modification chimique apportée à la tourbe conduit à une détérioration des sites actifs et diminue aussi la capacité d'adsorption de la matière organique.

3.3.4 Déphosphatation et addition d'agent dopant

3.3.4.1 Effet du dopage

En comparant entre elles les courbes de chacun des graphiques 3.7 a, b, c et d on note premièrement que l'efficacité de déphosphatation des colonnes dopées est grandement améliorée comparativement aux colonnes témoins, passant en moyenne de 30% à $\approx 75\%$ (avec des rendements de plus de 95 %, ce qui correspond un effluent ayant une concentration de moins de $0,15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Ceci représente un effluent d'une grande qualité car les recommandations du ministère de l'environnement se situent à une valeur maximale de $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. De plus, une étude de Narasiah *et al.* (1987) propose qu'il faudrait prendre les précautions nécessaires pour que la concentration maximale de phosphate total dans l'effluent des usines d'épuration soit $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Le deuxième point intéressant à noter est que le degré d'efficacité d'enlèvement semble lié à la concentration du dopage. Cet effet est noté dès le premier jour dans tous les cas (sauf au jour 2 pour la colonne 1) et se continue par la suite. Théoriquement (voir section 1.4.2), cette observation semble tout à fait normale car la déphosphatation est directement liée à la concentration en agent précipitant. A première vue, tel que Couillard (1983) l'avait suggéré, il semble donc que les boues rouges puissent être utilisées pour l'extraction des phosphates de l'eau usée. Selon Smith *et al.* (1978), il est possible de modifier chimiquement la tourbe suite à des traitements simples et peu coûteux. Ces derniers parlent bien de modification chimique de la tourbe mais dans notre cas, il s'agit plus d'un type de

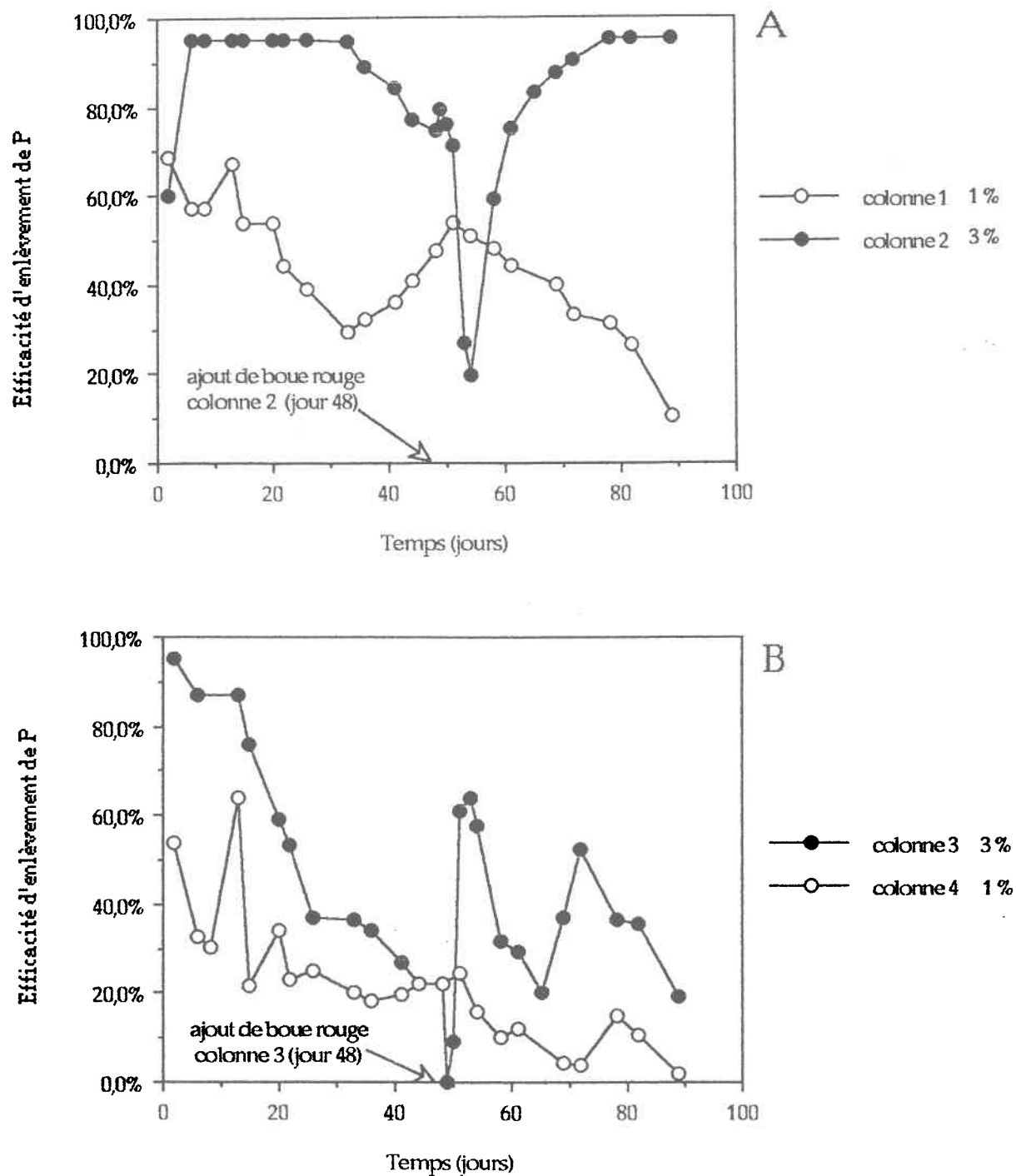


Figure 3.7: Efficacité de déphosphatation en fonction du temps pour différents charges hydrauliques ainsi que différentes concentrations de dopage (boues rouges). (N.B.: Chaque point représente la moyenne de trois échantillons)

a) Charge de 30 cm/jour

b) Charge de 90 cm/jour

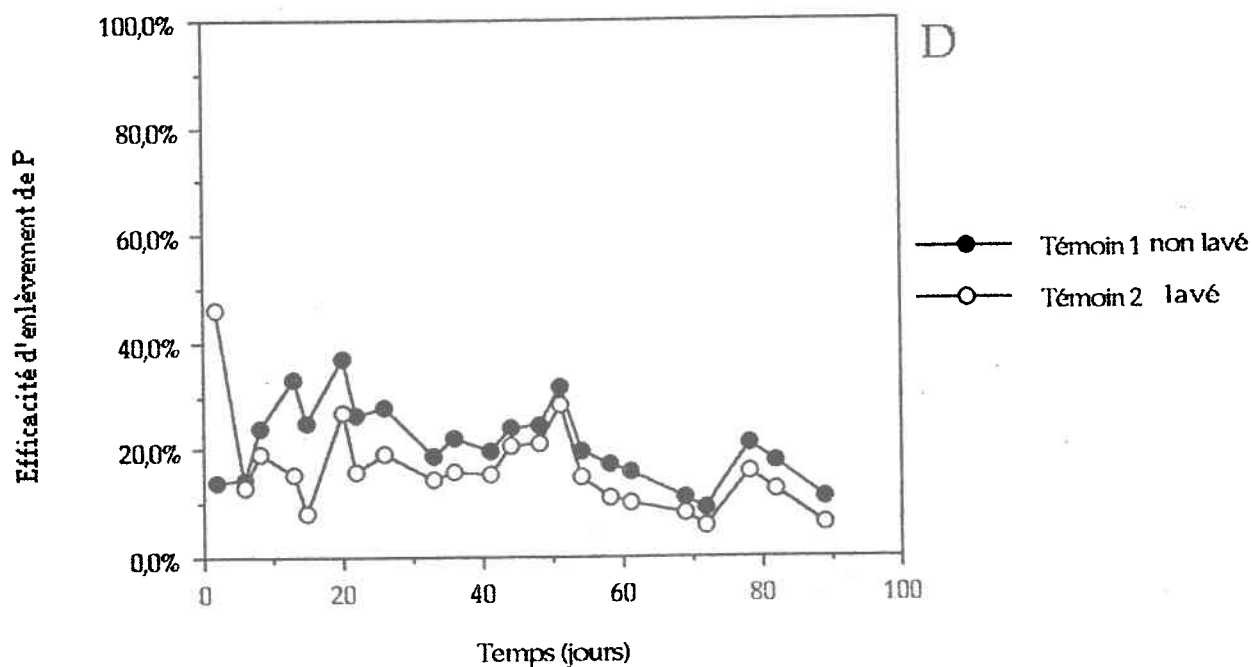
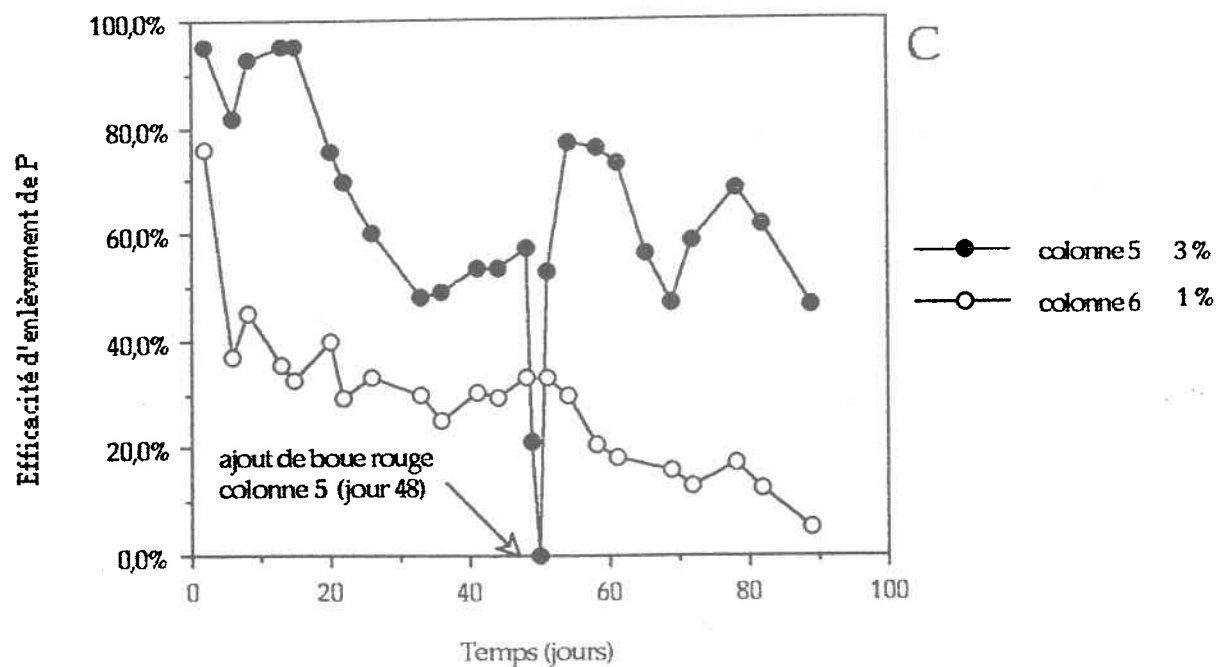


Figure 3.7 (suite): Efficacité de déphosphatation en fonction du temps pour différents charges hydrauliques ainsi que différentes concentrations de dopage (boues rouges). (N.B.: Chaque point représente la moyenne de trois échantillons)

c) Charge de 60 cm/jour

d) Charge de 60 cm/jour

stimulant additionné à la tourbe. Contrairement à Smith *et al.* (1978) et Gravelle et Landreville (1980) qui mentionnaient que toute modification chimique apportée à la tourbe n'en améliore pas le rendement face à la retenue des substances organiques retrouvées dans ces eaux, il semble évident que la modification apportée ici favorise les rendements de déphosphatation. Le type de modification apportée dans le cas précis de cette expérience pourrait donc être ajouté à la liste des modifications favorisant le pouvoir épuratoire de la tourbe, retrouvée dans la revue littéraire de Couillard (1992).

Tel qu'il a été présenté à la figure 2,3, les boues rouges sont constituées, en proportions approximatives, de 40 à 61% d'oxydes de fer et d'aluminium. Afin de vérifier théoriquement sous quelle forme le fer et l'aluminium pourraient être présent à l'intérieur des colonnes, des calculs de produit de solubilité (K_{ps}) ont été effectués et sont présentés à l'annexe 7. D'après les valeurs de pH des effluents variant dans la gamme de 6,0 à 7,0 (voir les figures 3.11 a à d), on peut, selon les résultats des K_{ps} , supposer que le fer et l'aluminium seront principalement sous forme solide. Tel que Bloom (1981) le mentionne, les phosphates sont fortement adsorbés par les complexes tourbe-Al et suggère de plus que l'enlèvement des phosphates par la tourbe se fassent par adsorption de complexes Al-phosphates et par précipitation d'Al-hydroxy-phosphate (probablement $AlH_2PO_4(OH)_2$). Nichols (1983) suggère que la précipitation du phosphore se fasse par adsorption physique puis par diffusion sur les oxydes poreux de Fe et Al pour ensuite entrer dans la matrice pour former des cristaux de $FePO_4$, $AlPO_4$ ou $Ca_{10}(PO_4)(OH)_2$ (Brown et Farnham, 1972). Dans le cas des colonnes dopées aux boues rouges, deux phénomènes sont probablement mis en cause: une adsorption physique suivie d'une précipitation sur les oxydes de Fe et Al (tel que décrit plus haut) et une précipitation chimique des phosphates formant des phosphates de métaux

insolubles qui sont retenus mécaniquement et/ou par adsorption à la surface de la tourbe. Les solubilités de quelques phosphates de métaux sont présentés à l'annexe 7. On note, d'après ce graphique, que les formes de phosphates métalliques susceptibles d'être retrouvées dans les colonnes sont probablement sous forme solide, ce qui appuie l'hypothèse soumise auparavant.

3.3.4.2 Effet de la charge hydraulique sur l'efficacité de déphosphatation

La figure 3.7 représente le profil de l'efficacité de déphosphatation des différentes colonnes testées en fonction du temps. Il est important, dans l'interprétation des résultats de garder à l'esprit les points suivants: trois charges (30, 60 et 90 cm/jour) sont appliquées, différentes doses de boues rouges (dopage) sont testées et deux colonnes servent de témoins. Pour les premiers 45 jours, l'efficacité de déphosphatation diminue avec le temps (figure 3.7) mais de façon différente selon les colonnes (nous discuterons plus loin pour la période subséquente au 45^{ème} jour). La charge hydraulique appliquée sur chacune des colonnes semble être responsable de ce phénomène. La figure 3.8 démontre l'efficacité de déphosphatation pour les colonnes à 3% de dopage en fonction du volume d'eau filtré. Le coefficient de détermination (R^2) nous indique que 80,6% des variations de l'efficacité de déphosphatation est expliquée par le volume d'eau filtré. Si on fait abstraction du résultat faible obtenu au jour deux pour la colonne 2 (charge 30 cm/jour, 3%), le coefficient de détermination grimpe à une valeur de 0,90. On peut probablement expliquer ce patron par la diminution de la disponibilité de site de sorption et/ou par la disparition graduelle de la boue rouge. L'hypothèse de disparition graduelle de la boue rouge ne peut toutefois pas être confirmée car le dosage des métaux contenus dans l'eau à la sortie des colonnes n'a pas été effectué pour les 45 premiers jours.

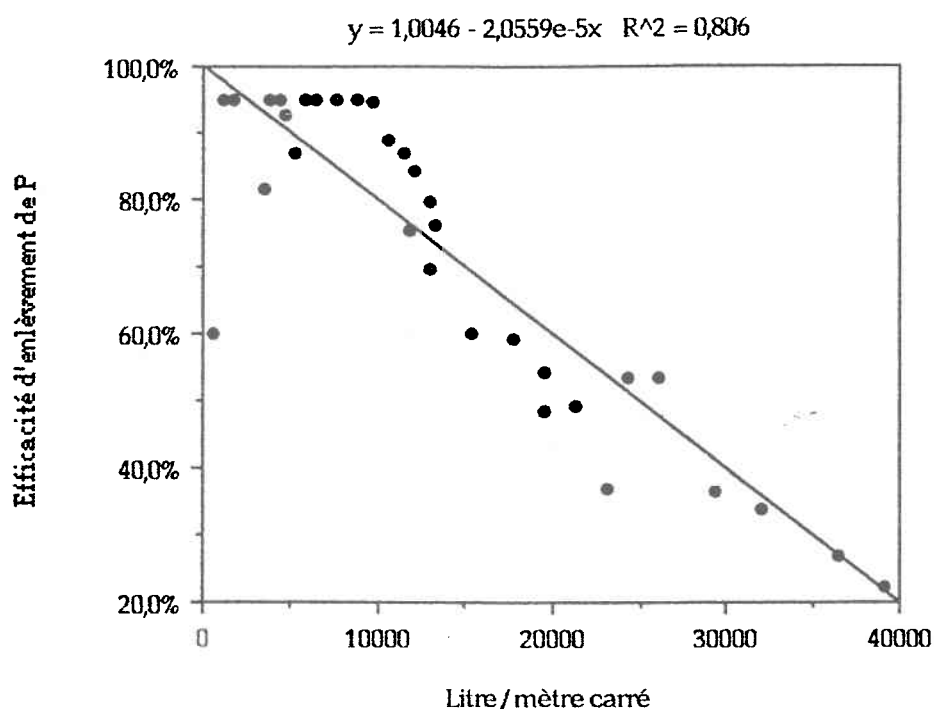


Figure 3.8: Efficacité de déphosphatation en fonction du volume d'eau filtré par unité de surface de filtre pour les colonnes dopées à 3% (colonnes 2-3-5) pour la période correspondant au 45 premiers jours.

3.3.4.3 Ajout d'agent dopant (redopage)

Etant donnée la baisse de l'efficacité de déphosphatation évidente avec le temps et diminuant en fonction de la charge hydraulique, un nouvel ajout de boues rouges aux colonnes fût envisagé. Une quantité de boues rouges a été ajoutée aux colonnes ayant au départ une concentration de 3% d'agent dopant (colonnes 2-3-5). Aucun nouvel ajout d'agent dopant n'a été fait pour les colonnes dosée au départ à 1%, dans le but de vérifier le temps requis pour atteindre des niveaux semblables à la tourbe non dopée. Au 48^{ième} jour, 9 grammes des boues rouges dont la granulométrie est un peu plus grosses (0,5 à 1,5 mm) que celle utilisée au départ (425 μ m) ont été ajoutées à la surface de la roche calcaire (voir figure du montage 2.1) sur les colonnes mentionnées plus haut. L'ajout d'agent

dopant a eu pour effet de ralentir grandement le passage de l'eau. L'eau usée pompée à la surface du filtre demandait plus de deux heures pour entrer complètement dans le filtre. Etant donné que les pompages étaient effectués à chaque deux heures, il y a eu une accumulation d'eau en surface créant ainsi une tête d'eau grandissante sur la surface du filtre. A la figure 3.7, suite à l'addition d'agent dopant au jour 48, une forte et rapide diminution de l'efficacité de déphosphatation a été provoquée. Pour les charges de 60 et 90 cm/jour, nous avons observé que la concentration en P_{tot} était égale ou plus forte qu'avant le traitement ($+ 0,10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Ceci signifie que l'efficacité de déphosphatation passe à 0% et même qu'il y a un relargage du P par les colonnes. Cette diminution évidente de l'efficacité s'explique probablement par la création de conditions d'anaérobiose (voir section suivante), conditions qui sont conséquentes à l'accumulation d'une tête d'eau à la surface des colonnes.

3.3.4.4 Importance des conditions aérobies

Les mécanismes régissant le comportement du phosphore à l'interface eau-sédiment sont bien connus. Les travaux de Mortimer (1971) ont permis de dégager plusieurs points importants: Les échanges semblent contrôlés par des processus de sorption (l'échange ionique particulièrement), par des réactions de réduction (selon les conditions d'oxygénation) et par l'activité biologique (bactéries, champignons, planctons et invertébrés divers). Le phénomène le plus remarquable régissant ces échanges semble être la concentration en oxygène à la surface immédiate de l'interface eau-sédiment. Des travaux comparatifs de Mortimer (1971) ont permis d'observer ce phénomène. Ce dernier a remarqué qu'à mesure que la concentration en oxygène à proximité des sédiments diminuait, on observait un relargage de phosphore, de fer et de manganèse augmentant

proportionnellement avec la baisse du potentiel redox. Avec la réduction des hydroxydes et complexes du fer, des ions ferreux et des phosphates adsorbés semblent mobilisés pour ensuite apparaître dans l'eau. On observe alors un relargage de phosphore adsorbé. En conditions aérobies, la présence d'oxygène provoque l'oxydation des ions ferreux et produit simultanément une réduction du phosphate, d'une part sous forme de phosphate ferrique (qui est moins soluble que l'hydroxyde ferrique) et, d'autre part d'une adsorption sur les hydroxydes ferriques et CaCO_3 . Les ions ferreux relargués par les sédiments sont toujours en excès par rapport aux phosphates et, lorsqu'ils sont oxydés, précipitent la majeure partie des phosphates. Frevert (1979) mentionne de plus que sous des conditions qualifiées d'aérobies, l'équilibre des échanges est largement unidirectionnel vers les sédiments et que dans des conditions d'anaérobioses, l'équilibre des échanges de composés inorganiques est fortement lié au potentiel redox. On comprend alors l'importance des conditions d'aération par rapport à l'équilibre des réactions impliquant le phosphore à l'interface eau-sédiment.

Du point de vue assainissement, l'importance des conditions aérobies sur les phénomènes impliqués dans la déphosphatation est amplement documentée. En effet, plusieurs auteurs ont déjà prouvé cette affirmation. Farnham et Brown (1972) mentionnent que l'immobilisation des phosphates par les sols est beaucoup plus efficace en conditions aérobies qu'en conditions saturées. Bowner et Laut (1992) signalent que les fertilisants phosphorés (inorganiques) sont adsorbés sur les particules argileuses et précipitées sous forme de phosphates de fer en conditions aérobies. D'autres auteurs arrivent à des conclusions similaires mais cette fois avec la tourbe (McLellan et Rock 1986, Rock *et al.* 1982). McLellan et Rock (1986) mentionnent de leur côté que le rapport C:P dans la tourbe stimule grandement l'activité microbienne et provoque de bonnes capacités de transformation du

phosphore inorganique ($\text{PO}_4\text{-P}$) en des formes organiques, causant ainsi une meilleure immobilisation du phosphore en condition aérobies.

Pour contrer l'effet négatif de l'accumulation d'eau à la surface du lit filtrant, un brassage de la roche calcaire a donc été effectué. Le brassage (effectué au jour 51 à l'aide d'une tige de verre) a permis de faciliter l'écoulement de l'eau suite à la descente du résidu de boue rouge au niveau de la tourbe. L'efficacité de déphosphatation augmente progressivement suite au brassage du jour 51 (voir figure 3.7). Les rendements de déphosphatation ont rapidement augmenté jusqu'à l'obtention des niveaux supérieurs à ceux retrouvés avant l'addition de nouvelle boue rouge. L'addition de boue rouge combinée à des condition d'aération permet donc de retrouver des conditions favorables à des rendements de déphosphatation jugés efficaces. Même si le brassage et l'ajout de boue rouge ont permis de rétablir l'efficacité du système de filtration, les conditions d'écoulement des colonnes 3 et 5 sont restées problématiques par la suite. Il y eu une diminution assez importante de la vitesse d'écoulement de l'eau recréant rapidement des conditions anaérobiques. Le tableau 3.2 montre les temps requis pour permettre à l'eau de s'infiltrer dans le système, donc à la tête d'eau de disparaître.

Tableau 3.2: Observations concernant l'apparition et sur le temps de disparition d'une tête d'eau sur les colonnes ayant subi un redopage.

jour	colonne 2	colonne 3	colonne 5	Brassage de la roche
50	pas d'accumulation	plus de 2 hres	plus de 2 hres	non
51	pas d'accumulation	plus de 2 hres	plus de 2 hres	oui
62	X	X	X	oui
68	pas d'accumulation	près de 2 hres	≈ 45 minutes	non
71	pas d'accumulation	moins de 45 minutes	moins de 45 minutes	oui
72	pas d'accumulation	moins de 30 minutes	≈ 35 minutes	non
78	pas d'accumulation	moins de 20 minutes	≈ 60 minutes	non
86	pas d'accumulation	pas d'accumulation	≈ 2 hres	non

X= donnée manquante

Des brassages réguliers ont été effectués afin de fournir des conditions propices à la déphosphatation. L'observation des patrons de l'efficacité de déphosphatation (figure 3.7) des colonnes de charge 60 et 90 cm/jour redopées témoignent des difficultés auxquelles nous avons fait face, l'efficacité variant beaucoup d'un jour à l'autre. Par contre, pour la colonne 2, aucun problème d'écoulement n'a été noté par la suite, la faible charge hydraulique expliquant cette observation. Le procédé possède donc certaines limites quant aux charges hydrauliques envisageables à plus grande échelle.

3.3.5 Couleur vraie

Le contact de l'eau avec la tourbe a comme effet de mettre en solution certaines substances donnant une coloration d'un brun-jaune foncé (couleur de thé foncé). Les figures 3.9 a à d démontrent bien la coloration conférée par la tourbe à l'eau usée. L'eau à traiter avait une couleur moyenne de 15 UCV (unité de couleur vraie selon l'échelle Hazen). Après deux jours de fonctionnement, l'eau traitée avait une coloration variant de 99 à 209 UCV. La coloration semble provenir des acides humiques et fulviques (Buelna et Bélanger 1989, Fuchsman 1980, Farnham et Brown 1972, Rock *et al.* 1982, Brooks *et al.* 1984). Le résidu de boue rouge semble aussi participer quelque peu à la coloration de l'effluent. L'eau ayant percolé dans la tourbe dopée a en effet une couleur apparente plus rouge que l'eau provenant des colonnes non dopées. A la figure 3.9, on voit que cette couleur baisse assez rapidement pour devenir d'un jaune très clair (20-40 UCV). Comme Buelna et Bélanger (1989) l'avait mentionné, le relargage de substances humiques par la tourbe est un problème qui diminue pour devenir négligeable après les 50 premiers jours d'opération du filtre.

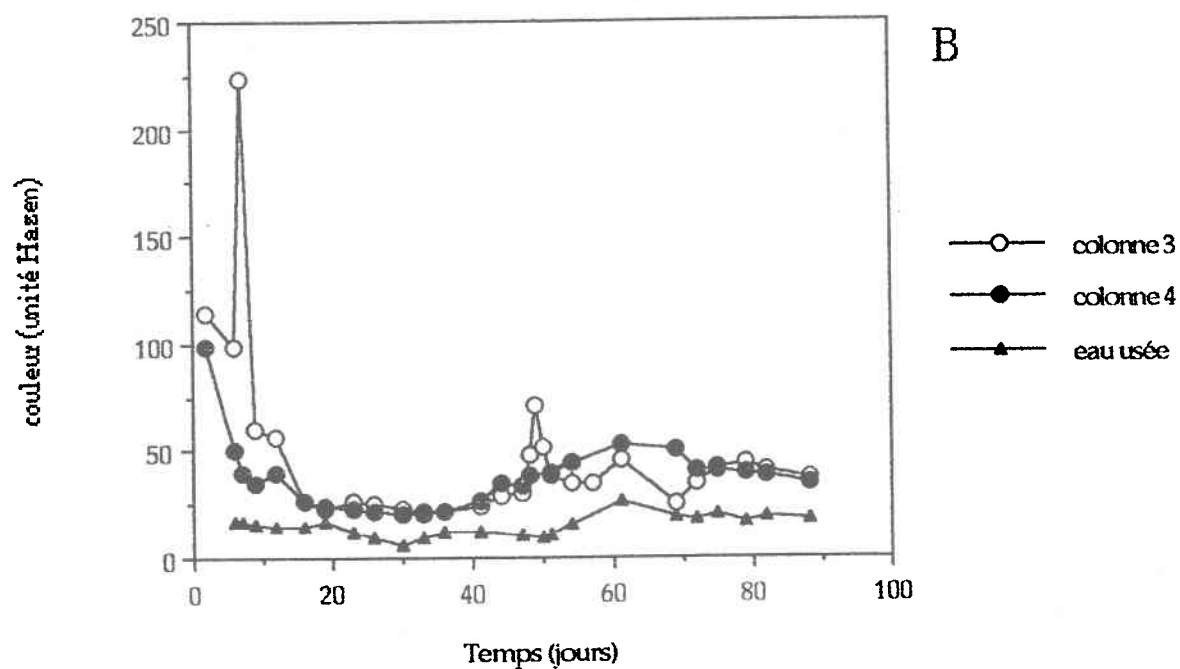
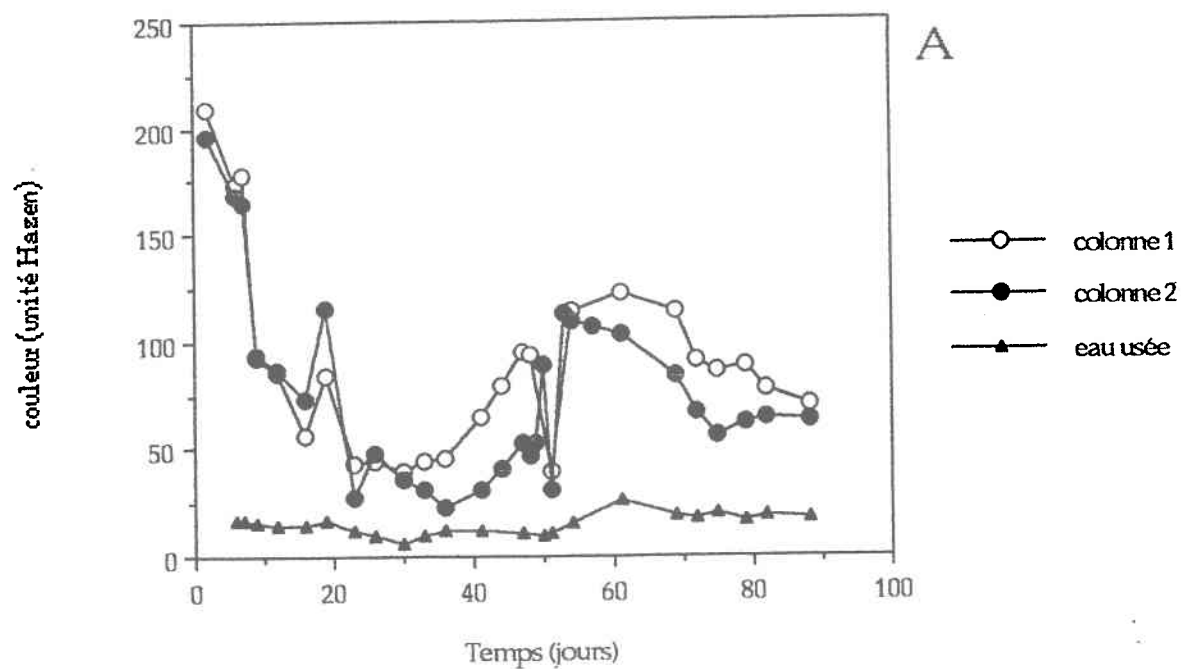


Figure 3.9: Evolution des la couleur vraie des colonnes et de l'eau usées à traiter.

a) Colonnes 1 et 2 avec charge de 30 cm/jour

b) Colonnes 3 et 4 avec charge de 90 cm/jour

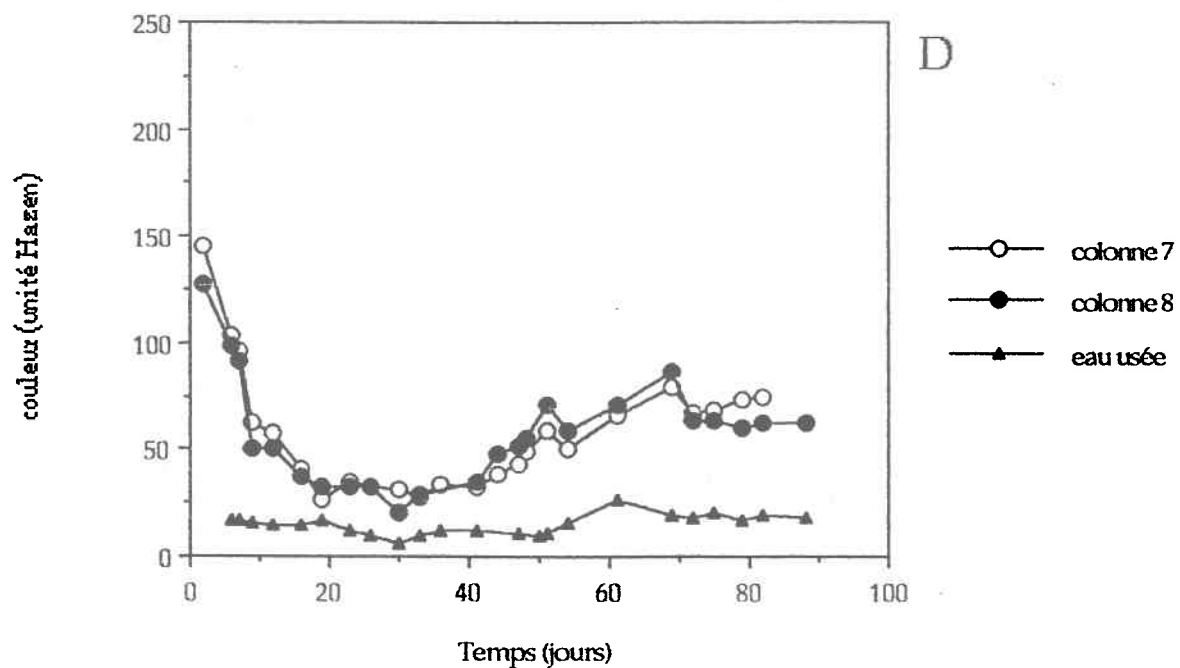
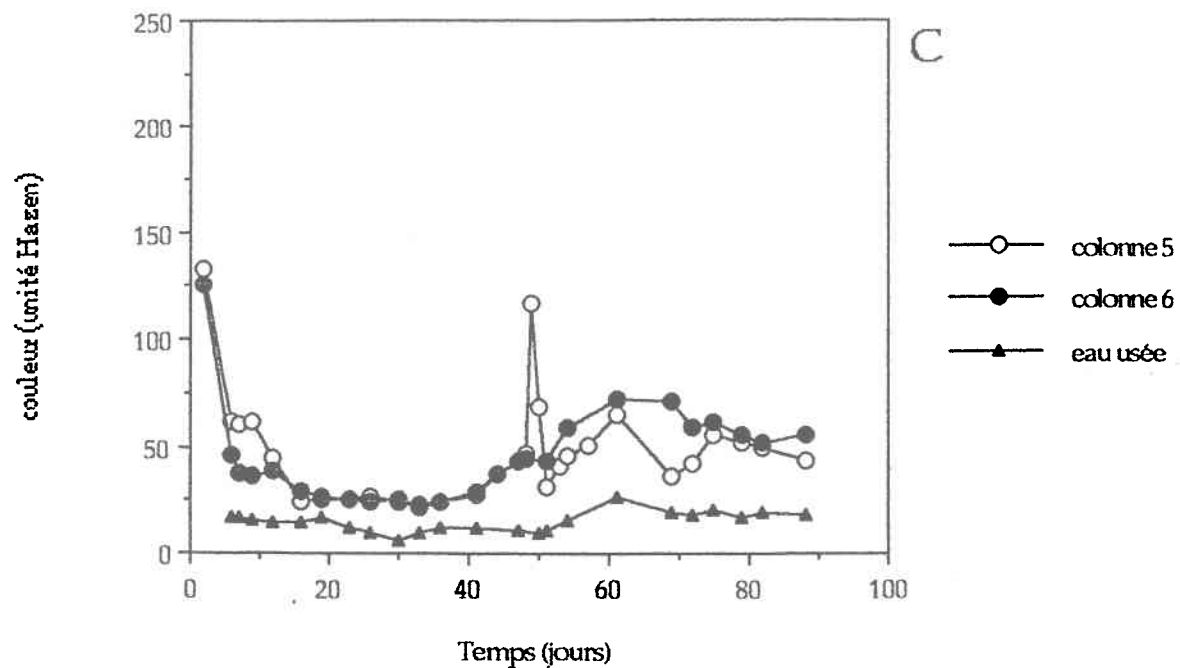


Figure 3.9 (suite): Evolution des la couleur vraie des colonnes et de l'eau usées à traiter.

c) Colonnes 5 et 6 avec charge de 60 cm/jour

d) Colonnes témoins 1 et 2 avec charge de 60 cm/jour

Buelna et Bélanger (1989), Bélanger et Buelna (1990) et Brooks *et al.* (1984) parlent ici que la couleur est un problème d'ordre esthétique plutôt que d'ordre technique. En effet, comme la majorité des lacs et cours d'eau du Québec sont naturellement colorés par des acides humiques, le fait de rejeter une eau légèrement colorée ne semble pas poser de problèmes majeurs. L'ajout d'acide humique à l'eau crée toutefois une certaine augmentation de la demande chimique en oxygène (DCO) (voir figure 3.10). L'augmentation de la couleur vers la fin de la période d'essai pour les colonnes 1 et 2 est probablement due à une erreur systématique d'analyse car cette tendance n'est pas visible pour les six autres colonnes. Aux graphiques des colonnes 3 et 5 (figure 3.9), il est intéressant de noter la légère augmentation de la coloration de l'eau pour le jour 48. La coloration de l'eau traitée était légèrement rouge. Cette journée correspond à la date où il y a eu un ajout de boue rouge en surface de ces deux colonnes. Ceci explique les pics d'augmentation de la couleur. Le fait de noter une augmentation de la couleur laisse croire qu'une certaine quantité de boue rouge échappe au système de filtration. L'analyse métallique des effluents a donc été effectuée pour les jour 48 à 90, afin de vérifier le taux de contamination de l'effluent. Ces résultats seront discutés plus loin (voir section 3.3.10.1).

3.3.6 Demandes biochimique et chimique en oxygène

Etant donné que l'eau provenait d'un traitement secondaire (boue activée), les valeurs de DBO_5 et de DCO étaient déjà réduites et se situaient, respectivement, à des valeurs inférieures à $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ et $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Le but de faire un suivi de ces deux paramètres était de vérifier si la tourbe et le résidus pouvaient augmenter significativement le taux de pollution organique. Selon Gravelle et Landreville (1980), la tourbe naturelle constitue une source non négligeable de matières polluantes qui contribuent à augmenter la demande totale en oxygène (ces auteurs

vont même jusqu'à suggérer de nettoyer la tourbe lors d'études systématiques). Selon le tableau 3.3 et la figure 3.10, les DBO_5 et DCO après traitement sont faibles et près de respecter les normes du ministère de l'environnement du Québec (20 et 50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Dans le cas de la DCO, on remarque généralement que l'eau traitée a une DCO plus élevée que l'eau usée elle-même (voir figure 3.10). Cette augmentation de la valeur de la DCO est probablement dû à la demande qu'exercent les substances humiques relarguées par la tourbe. Cet effet ne semble pas avoir été noté par les autres auteurs car ils utilisaient de l'eau beaucoup plus chargée au niveau de la DCO. Les rendements (voir tableau 1.1) étaient en général bons (de l'ordre de 50 à 90% de réduction) et les concentrations obtenues à la sortie de l'effluent étaient comparables aux valeurs de notre étude (30 à 50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Il ne semble pas que l'ajout de résidu à la tourbe provoque une augmentation de la DCO car, même si on observe une légère augmentation de la DCO des colonnes 2-3 et 5 après le jour 48, ces augmentations sont aussi notées dans les colonnes non redopées ainsi que dans les colonnes témoins.

3.3.7 pH et potentiel d'oxydo-réduction (POR)

A première vue, on remarque dans tous les cas (voir graphiques 3.11 a, b, c et d) qu'il y a une augmentation du pH de l'effluent des colonnes dans les premiers jours de traitement. Cette différence a par la suite tendance à diminuer pour atteindre un pH égal (colonnes 1,2,5,6) et même inférieur (colonnes 3,4,7,8) après le traitement. Rock *et al.* (1984) ont toutefois remarqué que la tourbe contribuait à la baisse du pH et, à mesure que l'eau passait dans la tourbe, que cet effet s'atténuait avec le temps. La baisse que ces derniers, et que beaucoup d'autres études aussi (voir tableau 1.1), ont observée n'est même pas retrouvée dans le cas de nos colonnes témoins. Pour les colonnes dopées, on note au contraire une augmentation du pH qui peut s'expliquer par la présence des boues rouges et de la

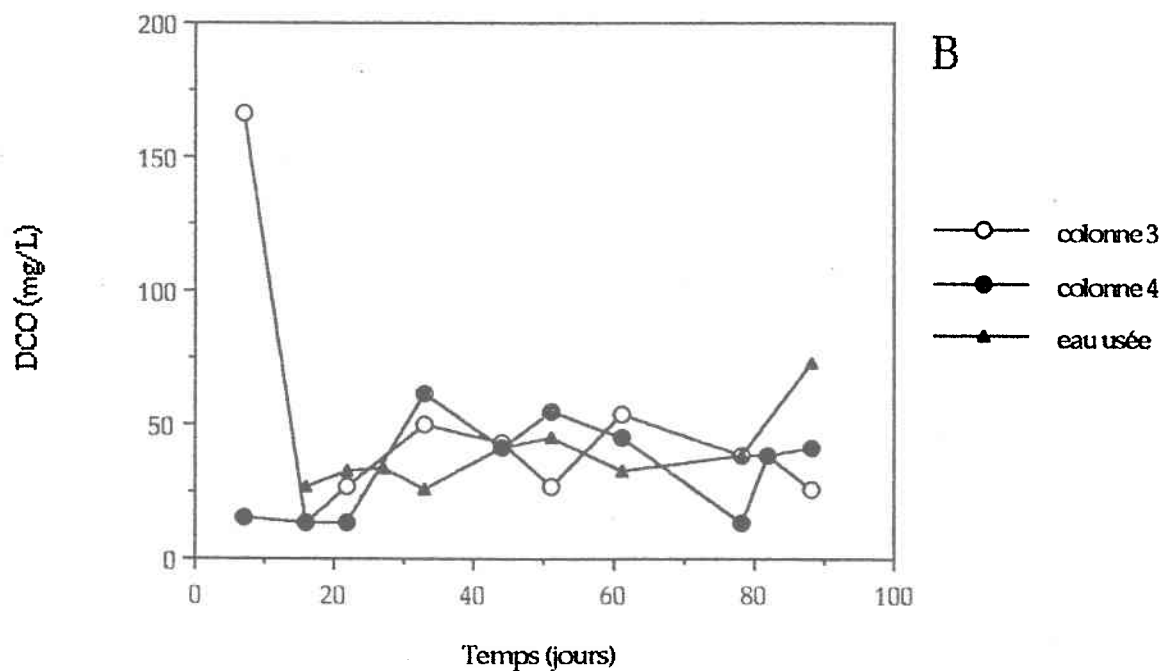
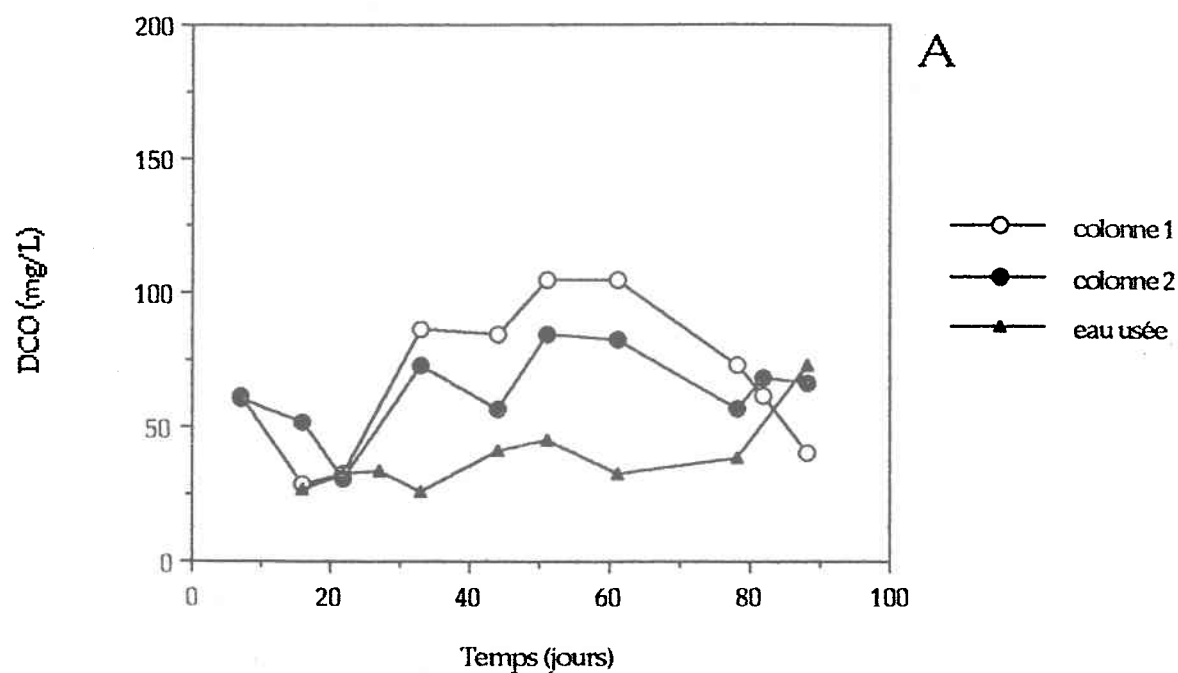


Figure 3.10: Evolution dans le temps des valeurs obtenues pour les demandes chimiques en oxygène pour les colonnes et l'eau usée à traiter.

a) Colonnes 1 et 2 avec charge de 30 cm/jour

b) Colonnes 3 et 4 avec charge de 90 cm/jour

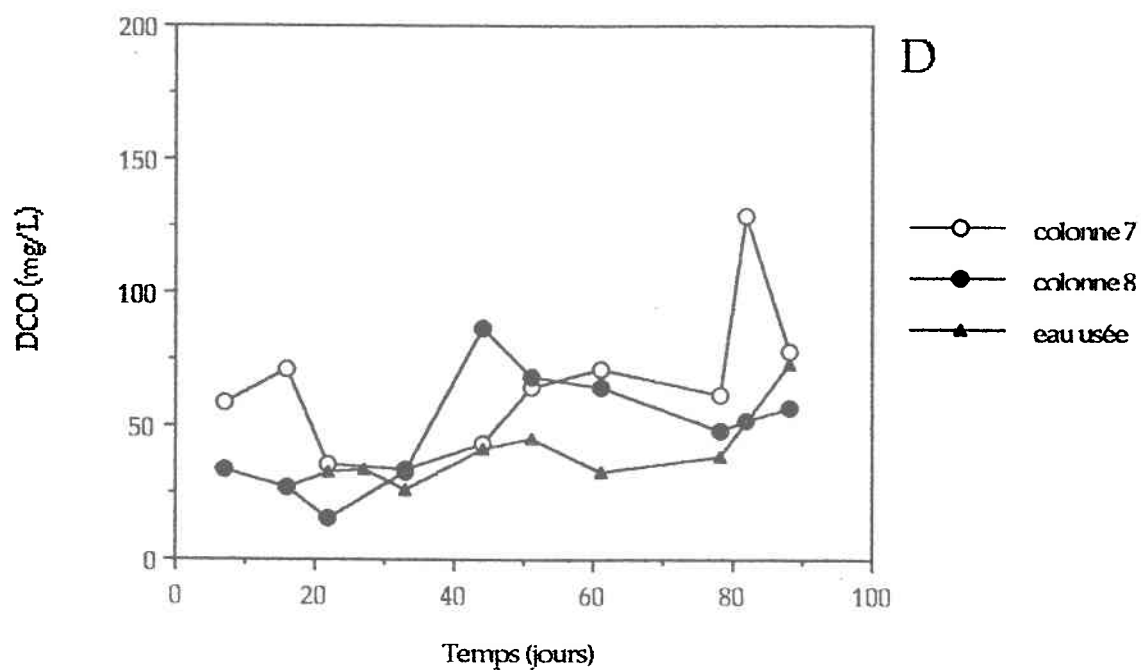
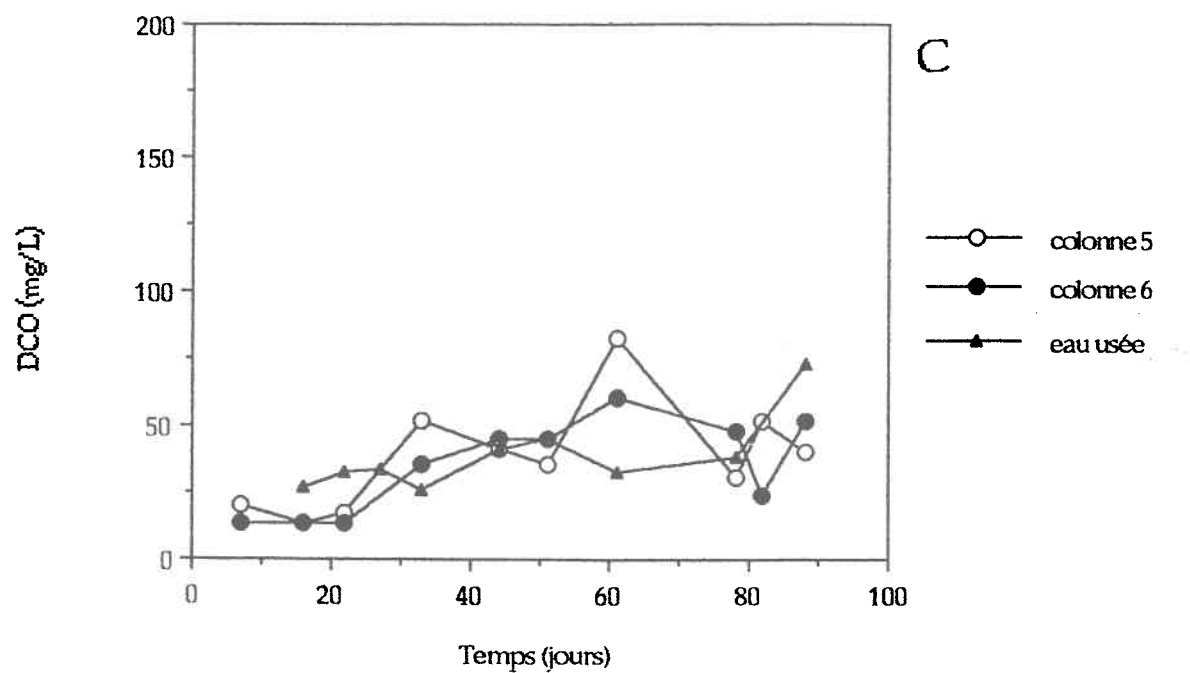


Figure 3.10 (suite): Evolution dans le temps des valeurs obtenues pour les demandes chimiques en oxygène pour les colonnes et l'eau usée à traiter.

c) Colonnes 5 et 6 avec charge de 60 cm/jour

d) Colonnes témoins 1 et 2 avec charge de 60 cm/jour

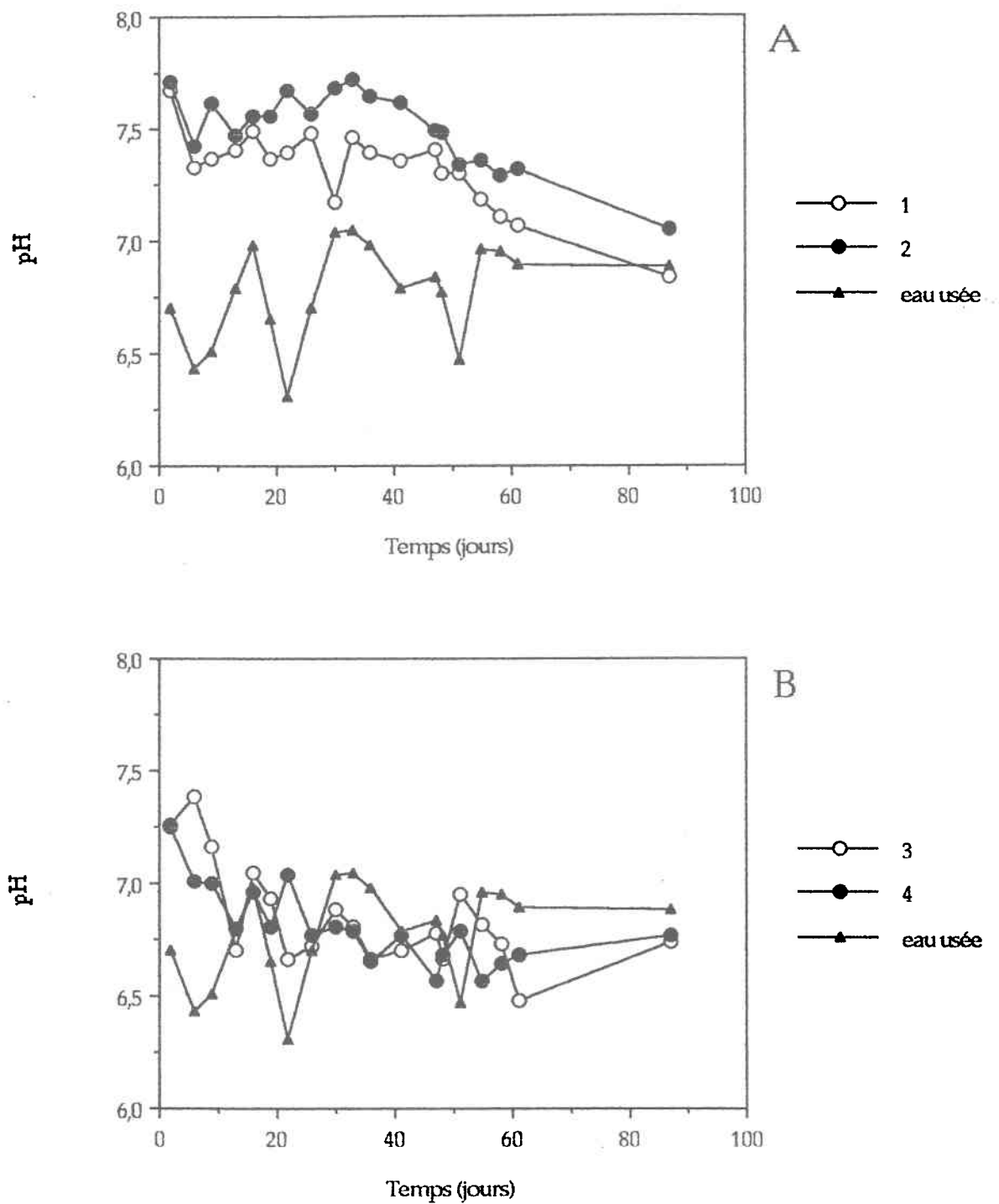
Tableau 3.3: Données brutes et moyennes des résultats obtenus pour les demandes biochimiques en oxygène.

jour	colonne1	colonne2	colonne3	colonne4	colonne5	colonne6	colonne7	colonne8	eau usée
2	7,10	6,20	3,70	3,40	6,00	2,40	5,20	4,50	5,40
7	3,20	4,10	8,80	4,00	2,90	3,10	3,20	2,70	7,70
14	9,20	8,20	5,90	2,40	5,90	4,10	4,20	6,10	6,70
22	0,59	3,64	4,93	7,29	6,29	7,41	7,11	7,34	2,54
36	6,35	7,67	7,77	7,80	7,61	7,47	7,88	7,14	1,82
42	5,16	1,13	5,16	2,85	5,30	2,97	0,55	4,91	11,06
55	4,46	3,60	2,07	1,34	1,61	1,19	2,17	1,23	10,80
78	2,90	3,80	0,50	1,40	5,40	5,20	2,60	7,00	4,70
moyenne	4,81	4,79	4,85	3,81	5,13	4,23	4,11	5,12	6,34

roche calcaire. Les boues rouges à l'état pure ont un pH de 12 à 13. Il aurait été intéressant de vérifier si l'effet d'augmentation de pH provoquée par les boues rouges entraîne un effet quelconque sur la microflore contenue dans le biofiltre. L'ajout de cette boue rouge a peut-être comme conséquence de provoquer des conditions non favorables aux bactéries et autres micro-organismes diminuant ainsi la contribution de ceux-ci dans la déphosphatation biologique. Le suivi du potentiel d'oxydo-réduction a aussi été effectué pour l'eau usée et son profil est reporté à la figure 3.11 e). Il est à noter que la mesure de le POR a seulement été prise sur l'eau avant son entrée dans le filtre.

3.3.8 Enlèvement des matières en suspension

Du point de vue de l'enlèvement des matières en suspension (MES), le système de filtration a démontré une très bonne efficacité, comme dans le cas de la majorité des autres études déjà faites (voir tableau 1.1). Lors des premiers jours, la charge en MES de l'eau est augmentée après le traitement (voir figure 3.12). Cette figure permet de voir que la charge en MES de l'eau est augmentée d'environ trois à 17 fois sa valeur d'avant traitement. Ceci laisse suggérer que les premiers litres d'eau passant dans le biofiltre entraînent des particules, poussières et débris divers contenus dans les quatre matériaux utilisés (roche calcaire, tourbe, boue rouge et sable). Après une période de moins de 10 jours, les rendements obtenus atteignent des niveaux d'efficacité élevés et l'effluent respecte les normes du ministère de l'environnement du Québec (concentration maximale établie à $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Dans les premiers jours, la nature des matières en suspension n'a pas été vérifiée à l'aide du rapport MVES/MES. Il est donc impossible de quantifier l'apport des matières organiques face aux matières inorganiques. Par contre, suite au redopage du jour 48, cette observation a été faite. Les résultats obtenus étaient toutefois non significatifs car les valeurs se situaient tout près de la limite de détection de la



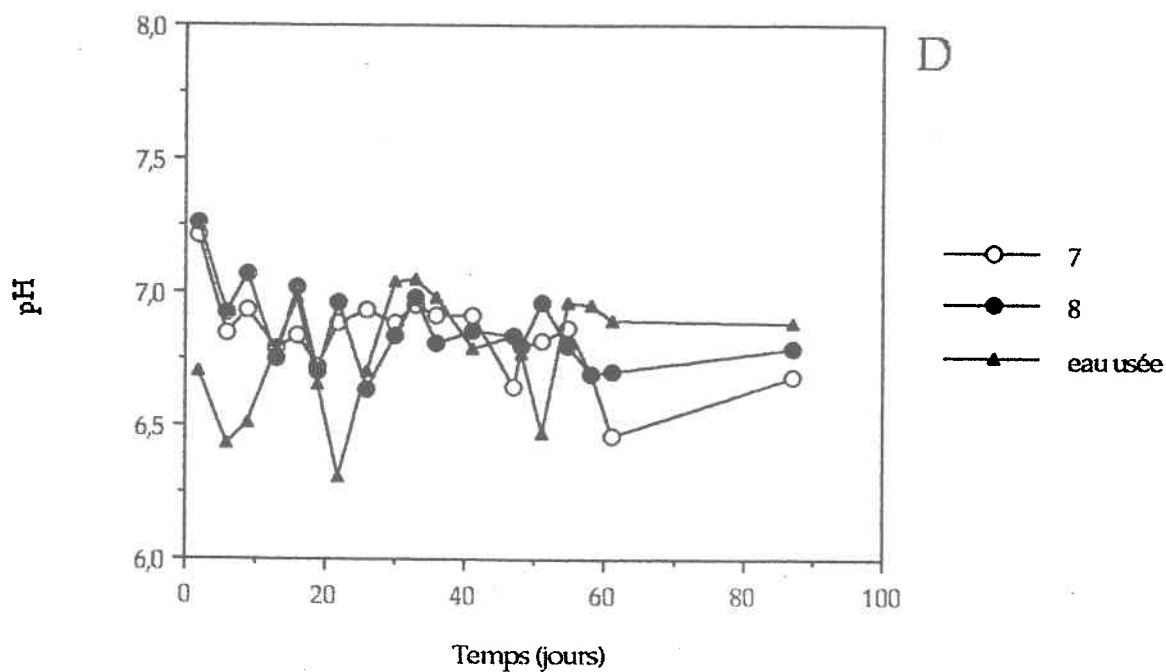
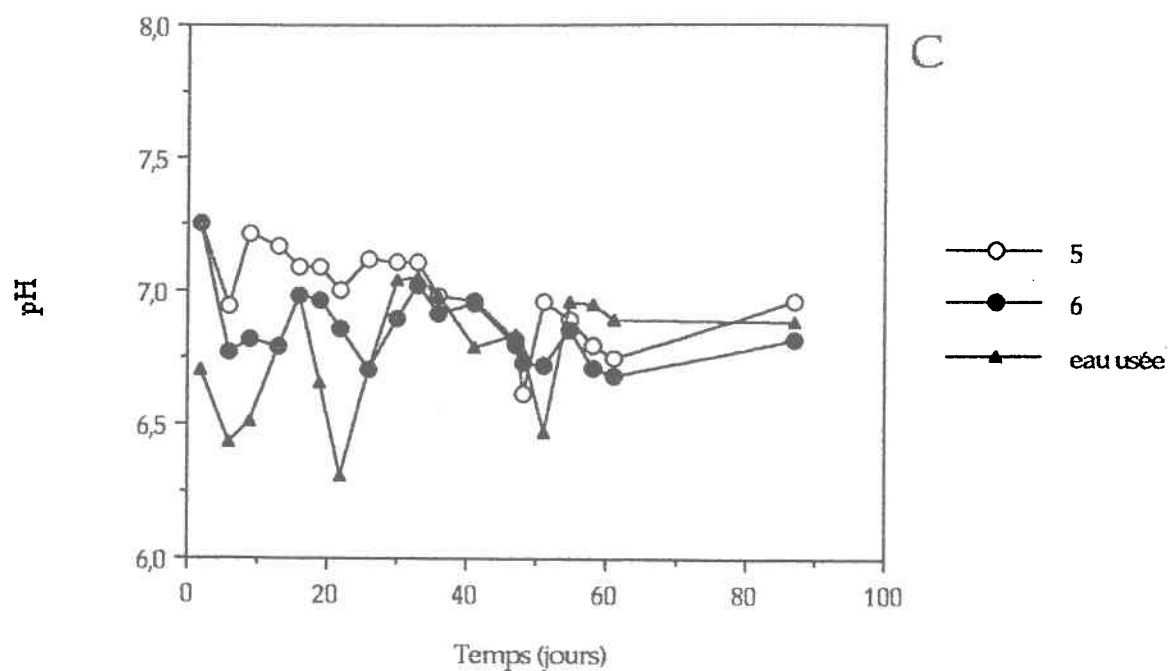


Figure 3.11 (suite): Evolution du pH de l'effluent et des affluent, ainsi que le potentiel d'oxydo-réduction de l'affluent.

c) Colonnes 5 et 6 avec charge de 60 cm/jour

d) Colonnes témoin 1 et 2, charge de 60 cm/jour

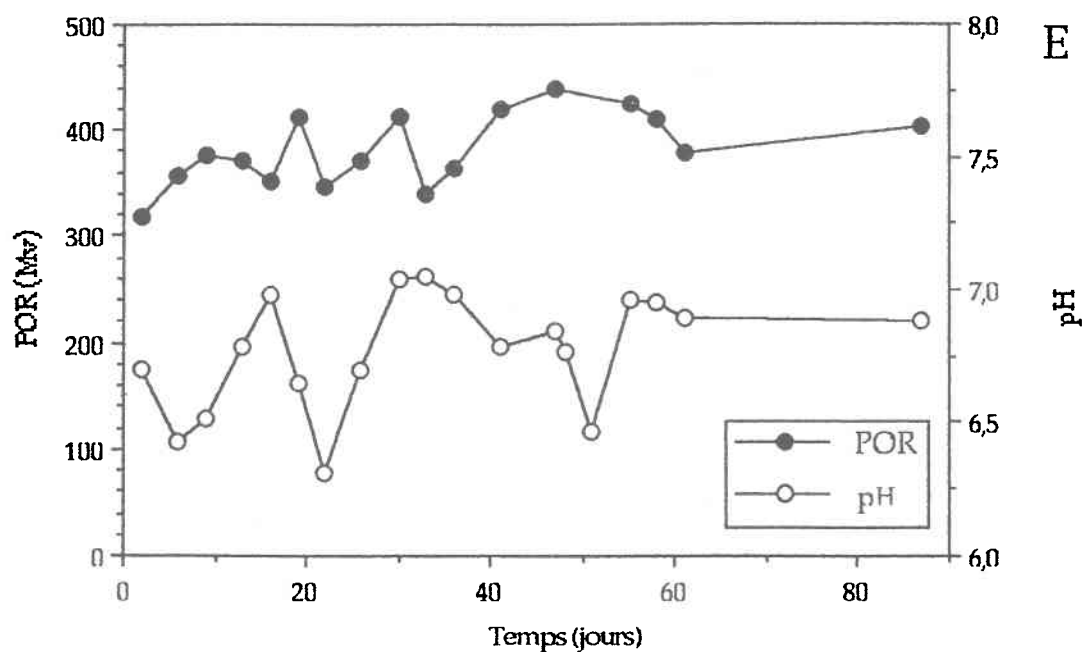


Figure 3.11 (suite): Evolution du pH de l'effluent et des affluent, ainsi que le potentiel d'oxydo-réduction de l'affluent.

e) Mesure de pH et du potentiel d'oxydo-réduction (POR) de l'eau usée de départ.

méthode utilisée (analyse régulière suivi d'un chauffage à 550°C). L'imprécision des résultats obtenus est bien démontrée par le tableau 3.3.

Tableau 3.3: Rapport MVES/MES obtenu après le redopage des colonnes (les chiffres entre parenthèses représentent les masses pesées en grammes).

Jour	Colonne 2	Colonne 3	Colonne 5
48	(0/3,4) 0	(0/3,3) 0	(0,56/2,4) 0,23
49	(0/2,89) 0	(0,40/0,21) 1,90	(0,35/1,56) 0,22
54	(0/0) 0	(0,05/0,15) 0,33	(0,40/0,14) 2,86

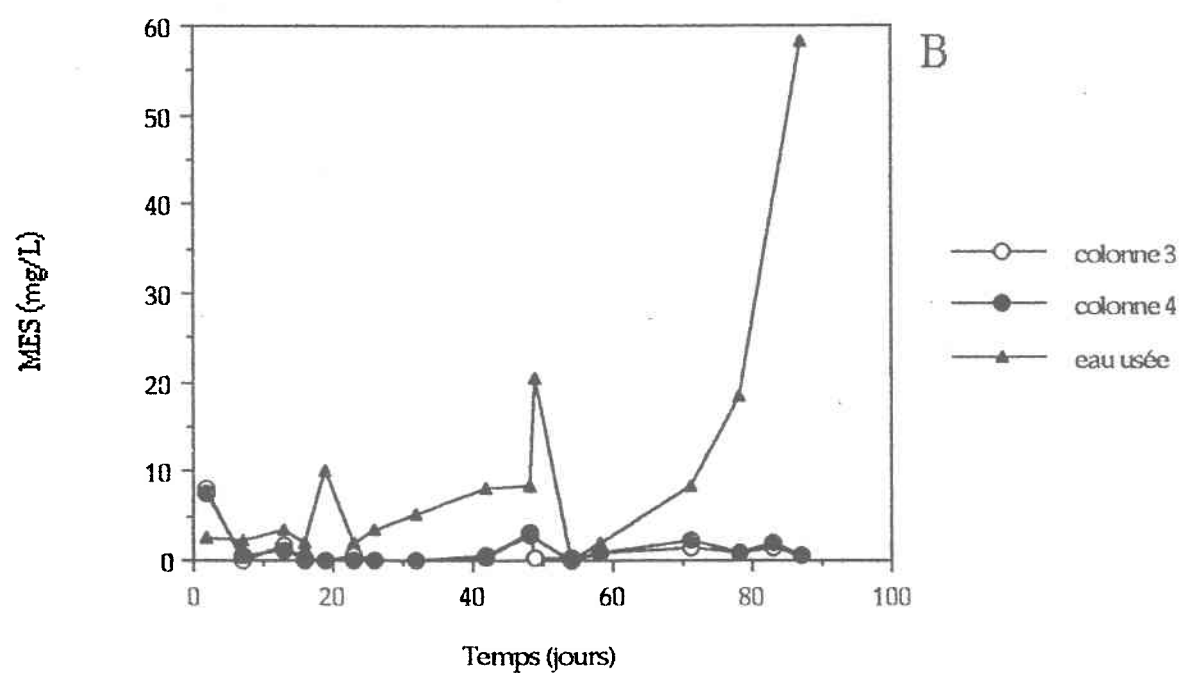
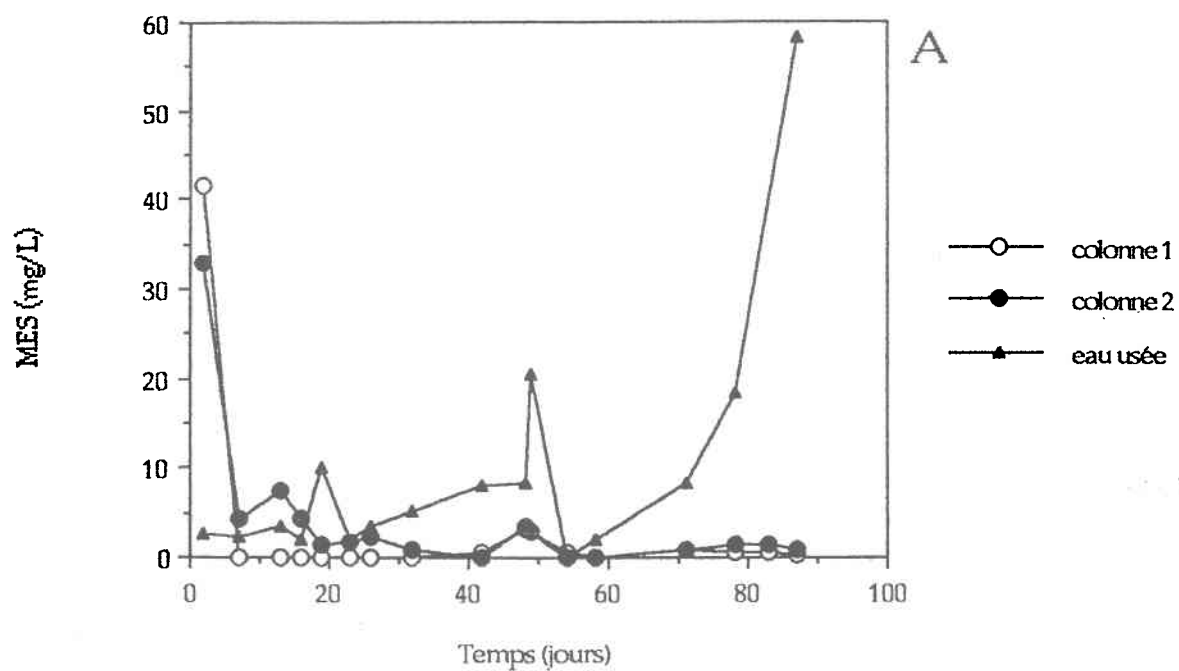


Figure 3.12: Dosage des matières en suspension pour l'affluent et les effluents en fonction du temps.

a) Colonnes 1 et 2, charge de 30 cm/jour

b) Colonnes 3 et 4, charge de 90 cm/jour

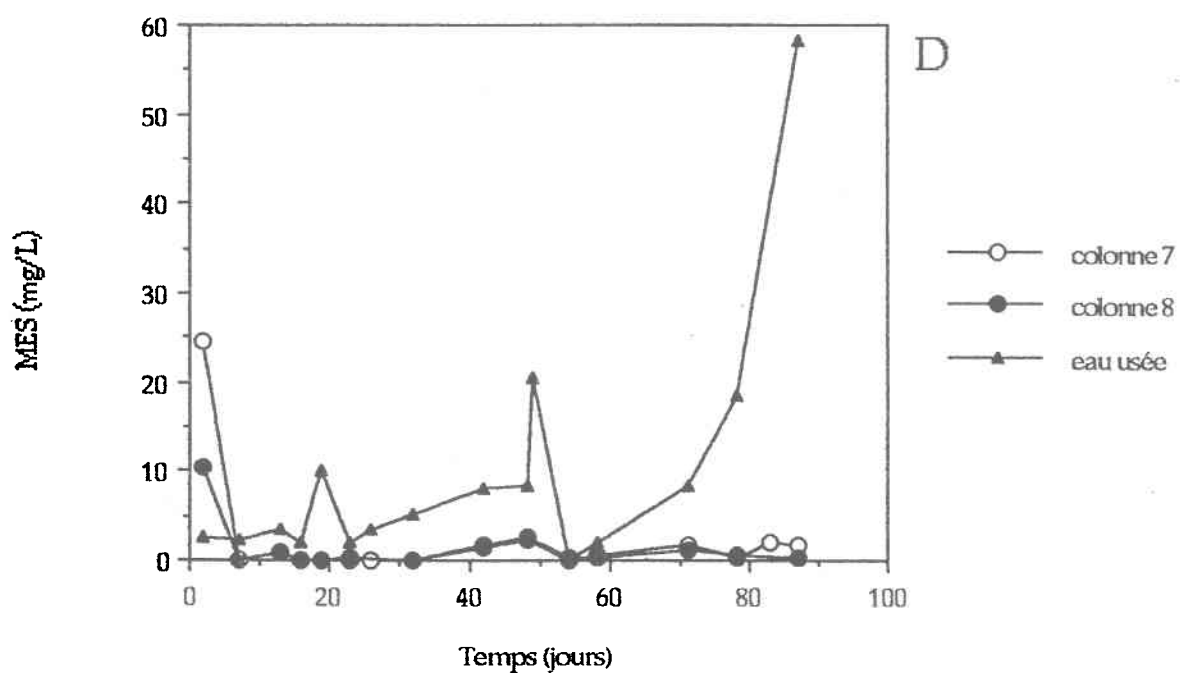
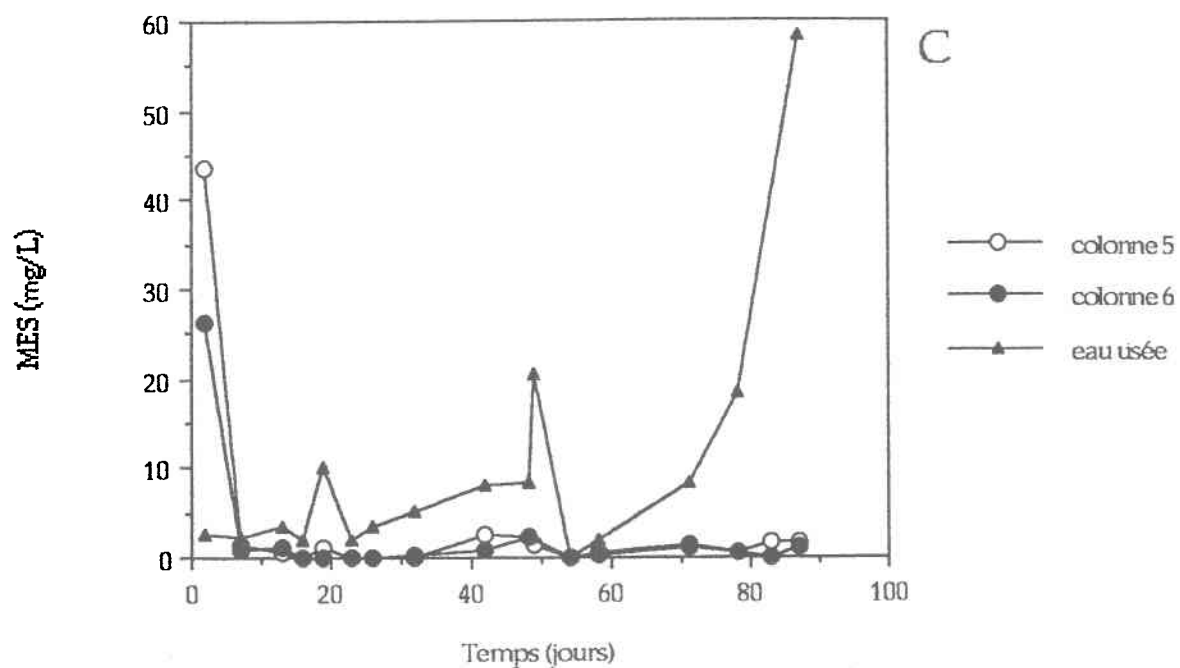


Figure 3.12: Dosage des matières en suspension pour l'affluent et les effluents en fonction du temps.

c) Colonnes 5 et 6 avec charge de 60 cm/jour

d) Colonnes témoin 1 et 2, charge de 60 cm/jour

3.3.9 Enlèvement des bactéries coliformes

Le tableau suivant montre les résultats obtenus suite à la percolation d'une eau concentrée en *Escherichia coli* (par inoculation) sur la tourbe.

Tableau 3.4: Efficacité d'enlèvement des coliformes fécaux par les colonnes (avec inoculation de l'eau à traiter avec une souche de *E. coli*).

Provenance de l'eau	Unités formant de colonies par 100 ml (UFC/100 ml)	Enlèvement (en %)	Enlèvement (en unité log)
Eau usée inoculée a	5 200 000	•	•
Eau usée inoculée b	4 100 000	•	•
effluent colonne 1	0	100,000	6.67
effluent colonne 2	20	99,999	5.36
effluent colonne 3	110 000	97,609	1.63
effluent colonne 4	2 900 000	36,957	0.21
effluent colonne 5	4 200	99,909	3.04
effluent colonne 6	90 000	98,043	1.71
effluent colonne 7	23 000	99,500	2.31
effluent colonne 8	5 800	99,874	2.90

Le taux d'enlèvement des coliformes fécaux a été très élevé pour sept des huit colonnes (>97,6 %). La faible valeur obtenue pour la colonne quatre est peut-être due à une contamination de l'échantillon analysé ou bien une conséquence de la présence de conditions d'écoulement préférenciel dans les milieux filtrants. Il est intéressant de noter que les meilleurs taux d'enlèvement ont été retrouvés pour les colonnes une et deux, soient les colonnes où la charge hydraulique est la plus faible. Rock *et al.* (1984) avaient obtenu des résultats similaires avec une faible charge de 8,1 cm/jour. Suite à ces résultats, cette équipe a suggéré qu'il serait possible d'éviter la désinfection de l'eau avant le rejet dans le milieu récepteur, étant donné qu'elle se situe dans la meilleure catégorie des normes de rejet d'eau

usée (pour l'état du Maine dans ce cas). Le fort taux d'enlèvement des coliformes a été observé dans la plupart des articles consultés pour cette étude. Selon Nichols *et al.* (1983), l'adsorption et la filtration physique sont les principaux phénomènes impliqués dans la rétention des bactéries par les sols. Il semble même que la distance que les bactéries peuvent parcourir dans un sol soit de moins que deux mètres, quand le sol est en conditions de non-saturation. Dans le cas contraire (conditions saturées), les bactéries peuvent être transportées sur de grandes distances. Cette distance varie en fonction du temps de survie des bactéries. Par exemple, des bactéries entériques peuvent survivre plusieurs semaines en conditions légèrement acides ou légèrement alcalines mais meurent en quelques jours dans une tourbe acide Nichols *et al.* (1983). Il semble donc que la tourbe permet d'offrir des conditions idéales pour l'enlèvement des bactéries (forte capacité d'adsorption et milieu acide). Il est à noter que nos essais ont été effectués vers la fin de la période d'essai (vers le jour 75). Pour ce qui est des virus, il semble que l'enlèvement dans les sols soit efficace en milieu non saturé seulement. En effet, Powelson *et al.* (1990) ont vérifié cette hypothèse en colonnes à l'aide du bactériophage MS-2. Les résultats obtenus montrent que des conditions saturées ont un pouvoir d'adsorption et de désactivation faible comparativement à des conditions non-saturées. Même si les processus en cause ne sont pas identifiés, il semble que l'adsorption soit impliquée (Nichols *et al.* 1982, Powelson *et al.* 1990). L'efficacité d'enlèvement des virus n'a pas été vérifiée dans cette étude mais la présence de conditions non-saturées est favorable à l'élimination des virus (Powelson 1990).

3.3.10 Dosage des métaux

3.3.10.1 Dosage des métaux de l'affluent et des effluents

Bien que l'addition de boues rouges semble favoriser les processus impliqués dans la déphosphatation, il est toutefois primordial de vérifier si l'ajout du résidu minier ne provoque pas d'effets secondaires indésirables, comme une contamination en métaux lourds par exemple. Le dosage de certains métaux potentiellement toxiques a donc été entrepris et le tableau 3.5 présente les résultats obtenus pour le dosage de l'affluent et des effluents.

Ce tableau permet de voir que l'eau usée à traiter est très peu chargée en métaux. En effet, l'arsenic, le cadmium, le chrome et le nickel sont à peine détectables et apparaissent sous des concentrations qualifiées de traces (métal détecté mais sous la limite de fiabilité). Pour le manganèse, le plomb, le zinc et l'aluminium, on remarque que seulement un échantillon sur sept a permis de d'analyser une valeur quantifiable. Les fortes valeurs obtenues au jour 88 s'expliquent probablement par le fait que cette eau représentait les derniers litres emmagasinés et qu'elle était particulièrement chargée en matières en suspension (métaux peut-être liés aux particules). Le cuivre et le fer sont en fait les seuls éléments détectés dans tous les échantillons d'eau usée à traiter et sont retrouvés à des concentrations relativement faibles. Le calcium est par contre retrouvé à des concentrations de l'ordre du $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. La comparaison entre les concentrations métalliques avant et après traitement est aussi intéressante. Dans le cas des métaux détectés sous forme de trace (As, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb et Zn), le passage dans le lit filtrant ne semble pas charger l'eau en métaux dans la majorité des cas. On note toutefois certaines exceptions comme dans le cas du Mn et du Pb où des quantités sont mesurables, mais en concentration faible et dans quelques échantillons

Tableau 3.5: Dosage de certains métaux contenu dans l'eau usée (affluent) et traitée (effluent) pour les jours 48

à 90. (Valeurs en $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)

Jour/colonne	Al	As	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
J48 1	190,3	n.d.	37960	tr.	n.d.	tr.	211,4	94,6	n.d.	tr.	tr.
J48 2	86,4	n.d.	35790	tr.	tr.	tr.	145,8	tr.	n.d.	tr.	tr.
J48 3	117,2	tr.	50210	tr.	tr.	tr.	136,8	tr.	tr.	n.d.	tr.
J48 4	71,7	n.d.	34680	tr.	n.d.	tr.	116,4	tr.	tr.	tr.	54,3
J48 5	116,1	n.d.	54870	tr.	tr.	tr.	124,3	82	n.d.	n.d.	tr.
J48 6	92,2	n.d.	34090	tr.	n.d.	tr.	107,4	tr.	tr.	n.d.	tr.
J48 7	85,6	n.d.	28940	tr.	tr.	tr.	121,1	tr.	n.d.	n.d.	tr.
J48 8	86,7	n.d.	35010	tr.	n.d.	tr.	101,6	tr.	tr.	tr.	tr.
J49 2	86	n.d.	55550	tr.	n.d.	tr.	134,3	167,8	n.d.	tr.	tr.
J49 3	127,6	n.d.	15510	tr.	n.d.	tr.	169,6	tr.	tr.	tr.	tr.
J49 5	215,4	n.d.	24460	tr.	n.d.	tr.	255,5	tr.	tr.	n.d.	tr.
J50 3	100,4	tr.	15370	tr.	tr.	tr.	125,6	tr.	n.d.	n.d.	tr.
J50 5	137,1	n.d.	15090	n.d.	n.d.	tr.	158,9	tr.	n.d.	tr.	53,4
J51 2	133,4	n.d.	56350	n.d.	tr.	tr.	233,2	124,6	n.d.	n.d.	tr.
J51 3	tr.	tr.	29210	n.d.	n.d.	tr.	87,2	tr.	n.d.	n.d.	tr.
J51 5	67,5	n.d.	25840	n.d.	tr.	tr.	119,9	tr.	n.d.	tr.	62,3
J53 2	164,8	n.d.	37090	n.d.	tr.	tr.	262,8	71,5	n.d.	n.d.	tr.
J53 3	tr.	n.d.	37700	n.d.	tr.	tr.	90,5	tr.	n.d.	tr.	tr.
J53 5	73,4	n.d.	50290	n.d.	n.d.	tr.	110	tr.	n.d.	tr.	tr.
J54 2	180	n.d.	30030	tr.	tr.	tr.	271,2	54,8	n.d.	tr.	tr.
J54 3	52,8	n.d.	38690	n.d.	n.d.	tr.	73,2	tr.	n.d.	tr.	tr.
J54 5	70,1	n.d.	53350	n.d.	n.d.	tr.	129,1	tr.	n.d.	tr.	tr.
J58 2	156,8	n.d.	25330	n.d.	tr.	tr.	241	tr.	n.d.	tr.	tr.
J58 3	53	n.d.	40930	n.d.	tr.	tr.	89,9	tr.	n.d.	tr.	tr.
J58 5	80,7	n.d.	55620	n.d.	tr.	tr.	113,5	tr.	n.d.	tr.	tr.
J61 2	145,9	n.d.	27980	n.d.	tr.	tr.	207,8	tr.	n.d.	tr.	tr.
J61 3	52,3	n.d.	40740	tr.	n.d.	tr.	77,3	tr.	n.d.	n.d.	tr.
J61 5	119,4	tr.	53370	tr.	tr.	tr.	125,2	tr.	tr.	tr.	52,2
J72 2	105	n.d.	46920	n.d.	tr.	tr.	161,6	tr.	n.d.	tr.	tr.
J72 3	tr.	tr.	34780	tr.	tr.	tr.	74,8	tr.	n.d.	tr.	tr.
J72 5	59,8	n.d.	37590	tr.	tr.	tr.	97,4	tr.	n.d.	tr.	tr.
J88 2	124,7	tr.	55750	n.d.	tr.	tr.	163,4	55,1	n.d.	tr.	65,1
J88 3	71,6	n.d.	35440	tr.	tr.	tr.	94,7	tr.	n.d.	tr.	80
J88 5	71,7	tr.	25430	tr.	tr.	tr.	90,3	tr.	n.d.	tr.	55,6
eau usée 48	tr.	tr.	15890	n.d.	tr.	tr.	203,3	tr.	n.d.	tr.	tr.
ea 1 usée 49	tr.	n.d.	17530	n.d.	tr.	tr.	149,2	tr.	tr.	tr.	tr.
eau usée 50	tr.	tr.	17150	n.d.	tr.	tr.	181,9	tr.	n.d.	tr.	tr.
eau usée 51	tr.	n.d.	15880	tr.	tr.	tr.	162,8	tr.	n.d.	tr.	tr.
eau usée 54	tr.	n.d.	14600	n.d.	n.d.	tr.	118,3	tr.	n.d.	tr.	tr.
eau usée 61	tr.	tr.	14690	n.d.	n.d.	tr.	111,2	tr.	n.d.	tr.	tr.
eau usée 88	334	n.d.	15710	n.d.	tr.	tr.	104,2	76,7	n.d.	63,3	81,6
limite de fiabilité	50	100	500	50	50	50	50	50	500	50	50

n.d.= non détectable

tr= traces

seulement. Dans le cas de l'aluminium, on note que l'eau à traiter est très peu concentrée mais que, suite au passage de l'eau dans le filtre, celle-ci devient chargée de façon significative. Etant donné la forte proportion d'oxyde d'aluminium contenu dans notre résidu, ceci nous indique probablement qu'une partie du résidu n'est pas retenue dans le media filtrant et est lessivée dans l'effluent. Le même phénomène est observé au niveau des concentrations du fer. Les graphiques suivants montrent l'évolution des concentrations du fer et de l'aluminium en fonction du temps suite à l'ajout de boue rouge (redopage) au jour 48.

Les graphiques 3.13 permettent de constater qu'il y a bien une certaine quantité de fer et d'aluminium qui est ajoutée à l'effluent. Cette observation est surtout remarquée dans le cas de l'aluminium. Cet apport diminue toutefois assez rapidement à mesure que l'eau passe dans le filtre (lessivage du résidu). Il est important de noter que ces concentrations sont quand même faibles et sont de l'ordre du $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (ppb). De part ces faibles concentrations, l'ajout d'aluminium ne devrait pas causer de problèmes majeurs. De plus, il ne semble exister aucune recommandation de potabilité au sujet de l'aluminium, signifiant le peu d'effets potentiels. Dans le cas du fer, on observe un léger apport suite au redopage qui diminue ensuite rapidement à une concentration inférieure à celle de l'affluent. La diminution semble se faire elle aussi en fonction de la quantité d'eau qui passe dans le filtre. Ainsi, les colonnes à forte (90 cm/jour) et moyenne (60 cm/jour) charges atteignent des niveaux inférieurs à ceux de l'effluent en seulement quelques jours comparativement à la colonne de charge faible (30 cm/jour) qui n'a pas atteint un niveau similaire même après une période de 40 jours. Pour le calcium, les concentrations obtenues sont beaucoup plus élevées et sont de l'ordre du $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

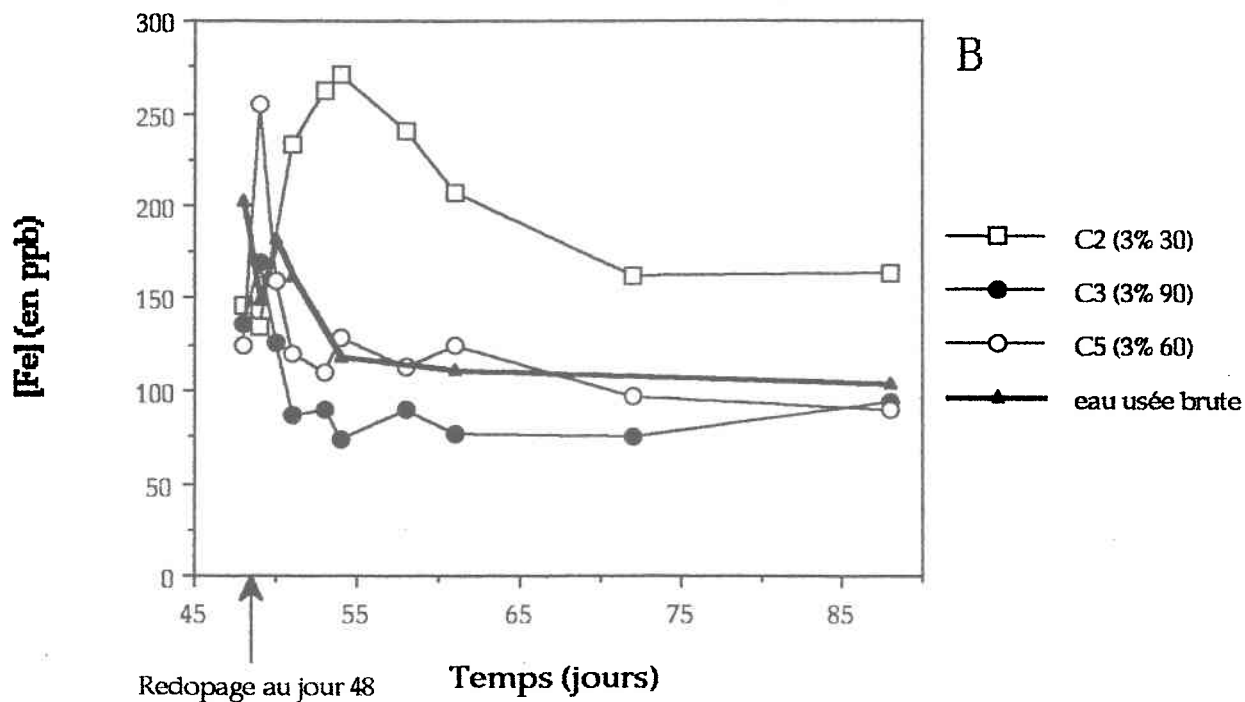
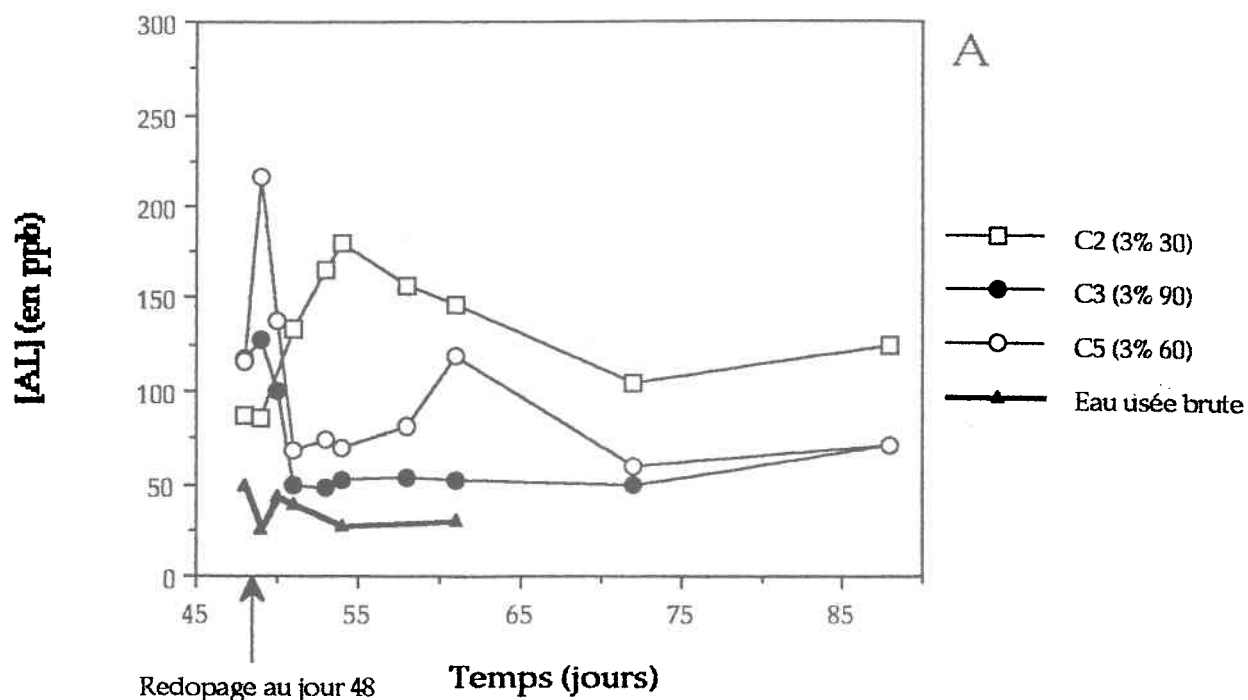


Figure 3.13: Dosage de l'aluminium et du fer en fonction du temps pour l'affluent et les effluents des colonnes 2-3-5 suite au redopage du jour 48. (Légende: C=colonne#, % dopage et charge hydraulique)

a) Dosage de l'aluminium

b) Dosage du fer

(ppm). Les résultats ne nous démontrent rien de particulier si ce n'est que de voir un apport de calcium à l'effluent.

Pour démontrer que les concentrations sont d'une échelle très petite, il est intéressant de comparer les concentrations des effluents à des normes ou des recommandations gouvernementales. Les recommandations utilisées pour cette comparaison sont celles du ministère du Bien être et de la Santé du Canada pour une eau qualifiée de potable (voir annexe 3). Il ne va sans dire que l'utilisation des recommandations de potabilité pour un traitement des eaux usées représente un critère de contrôle très rigoureux. Suite à la comparaison entre les valeurs du tableau 3,5 et de l'annexe 3, les faits suivants sont observés: Les concentrations pour l'arsenic (As), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) sont à des niveaux inférieurs aux valeurs prescrites et respectent donc les recommandations. Pour le cadmium (Cd), la valeur de la recommandation est inférieure à notre seuil de fiabilité, aucune conclusion n'est par conséquent possible. Dans les cas du fer (Fe) et du manganèse (Mn), les concentrations des effluents sont supérieures aux recommandations (3 à 10 fois pour le fer, avec des concentrations ne dépassant pas $300 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et seulement quelques échantillons dans le cas du manganèse). Ceci représente donc un niveau d'eau de rejet de qualité assez élevée. Pour le calcium (Ca), l'aluminium (Al) et le nickel (Ni), il ne semble pas exister de recommandations au niveau de la potabilité. Donc, les seuls éléments où l'on a pu observer un apport sont le fer, l'aluminium et le calcium. L'origine de ces métaux est facilement explicable car l'agent dopant utilisé était principalement constitué d'oxydes de fer et d'aluminium (voir tableau 2.3). L'origine de calcium provient probablement des couches de roches calcaires utilisées dans le filtre.

Cette serie d'analyses a donc permis de constater un certain apport pour quelques métaux dans l'effluent. Cet apport reste toutefois à des concentrations assez faibles et respecte les normes en vigueur au Québec. Dans le cas du fer, l'article 30 (qui concerne les valeurs maximales pour les eaux de lixiviation) du règlement sur les déchets solides (Q2-r.14) exige que les concentrations soient inférieures à $17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ avant rejet dans le milieu récepteur. Les valeurs obtenues dans notre cas respectaient donc de façon significative les normes en vigueur.

3.3.102 Accumulation des métaux dans la tourbe

Le dosage des métaux était effectué afin de quantifier l'accumulation de ceux-ci par le media filtrant au niveau de la tourbe seulement. Les manipulations de dosage ont été faites à trois niveaux de la colonnes (hauteur 1: H1=premiers centimètres de tourbe, hauteur 2: H2= milieu de la colonne et hauteur 3: H3=derniers centimètres de tourbe). Les accumulations au niveau des couches de roche calcaire et du sable n'ont pas été effectuées. Les graphiques suivants décrivent les résultats obtenus. Etant donné que nos résultats avaient deux ordres de grandeur, les histogrammes de chacune des colonnes sont divisés en deux échelles afin de pouvoir mieux visualiser les tendances. L'analyse des résultats est divisée en trois points:

- a) Existe-t-il une différence significative entre la tourbe utilisée dans les filtres et la tourbe brute;
- b) Si une différence est observée, est-elle aussi retrouvée dans la colonne témoin;
- c) Y a-t-il un patron type d'accumulation verticale des métaux qui se répète dans plusieurs cas.

Pour l'arsenic (As), le cadmium (Cd), les accumulations sont très faibles et se

situent généralement à des concentrations inférieures à $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. On observe toutefois deux pics à la colonne 3 hauteur 2 (d'une valeur de $75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) et à la colonne 4 hauteur 1. La comparaison entre les colonnes dopées et la colonne témoin permet seulement de croire que le cadmium provient de l'eau à traiter, ce qui explique la légère accumulation. Dans le cas du chrome (Cr), une accumulation est notable dans la tourbe des filtres par rapport à la tourbe brute. De plus, il semble y avoir une accumulation différente entre les tourbes dopées et la tourbe de la colonne témoin (colonne 7). Comme une légère accumulation de Cr dans la colonne témoin est observée, l'hypothèse de croire qu'une partie de ce métal provienne de l'eau usée est plausible. L'accumulation plus marquée dans le cas des colonnes dopées nous laisse croire que les boues rouges sont une source de Cr. Aucun patron d'accumulation à l'intérieur de la colonne n'est observable, comme dans le cas du cuivre (Cu). En effet, l'accumulation de ce métal se fait surtout dans la première partie du filtre (H1) pour ensuite diminuer à mesure que l'on s'approche de la sortie du filtre. La même observation peut être faite dans quelques colonnes pour le manganèse (Mn). La seule différence observable au niveau de nickel (Ni) est que l'eau à traiter semble être à l'origine de la légère accumulation de ce métal. L'analyse des contenus en plomb (Pb) ne révèle aucune différence notable pour les différentes observations mentionnées plus haut. Dans le cas du zinc (Zn), les résultats démontrent une grande variabilité. En effet, quelques accumulations sont notables et la tourbe brute contient plus de Zn que les tourbes utilisées dans les filtres. Cette observation particulière a été retrouvée dans le cas de ce métal seulement.

L'accumulation semblait provenir de deux sources: Les boues rouges et l'eau usée à traiter. *A priori*, les métaux les plus susceptibles d'être retrouvés en concentrations problématiques sont ceux retrouvés en grande quantité dans les

boues rouges. Les principaux composés retrouvés dans les boues rouges (voir tableaux 2.2 et 2.3) sont différents oxydes de fer et d'aluminium et, en quantité moindre, d'oxydes de titane, de sodium et de calcium. Les boues rouges sont

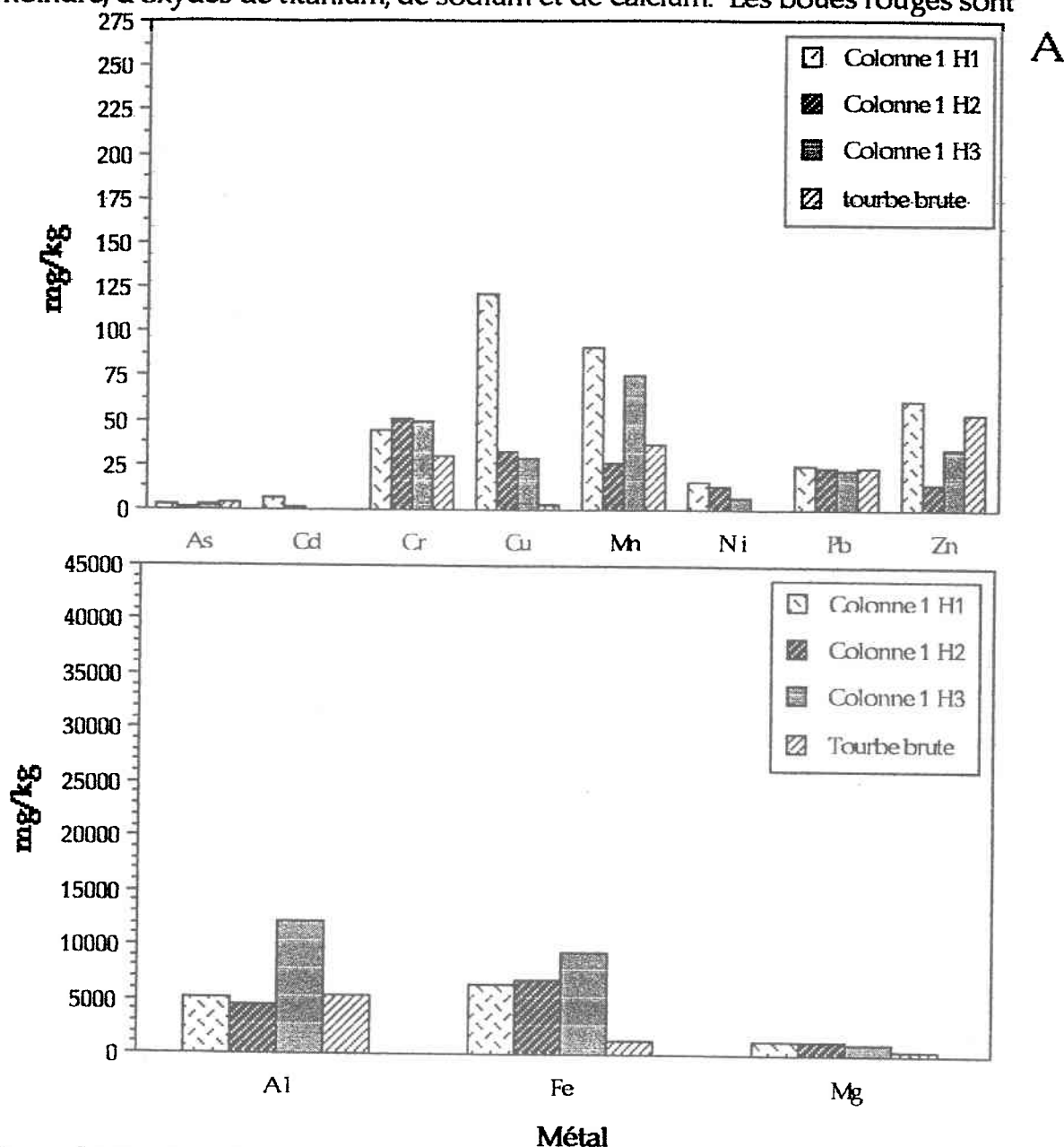


Figure 3.15(suite): Histogrammes présentant le dosage des métaux contenus dans la tourbe pour trois hauteurs (H1, H2 et H3) suite aux 90 jours de fonctionnement des filtres.

a) Colonne 1 (charge de 30 cm/jour et dopage de 1%)

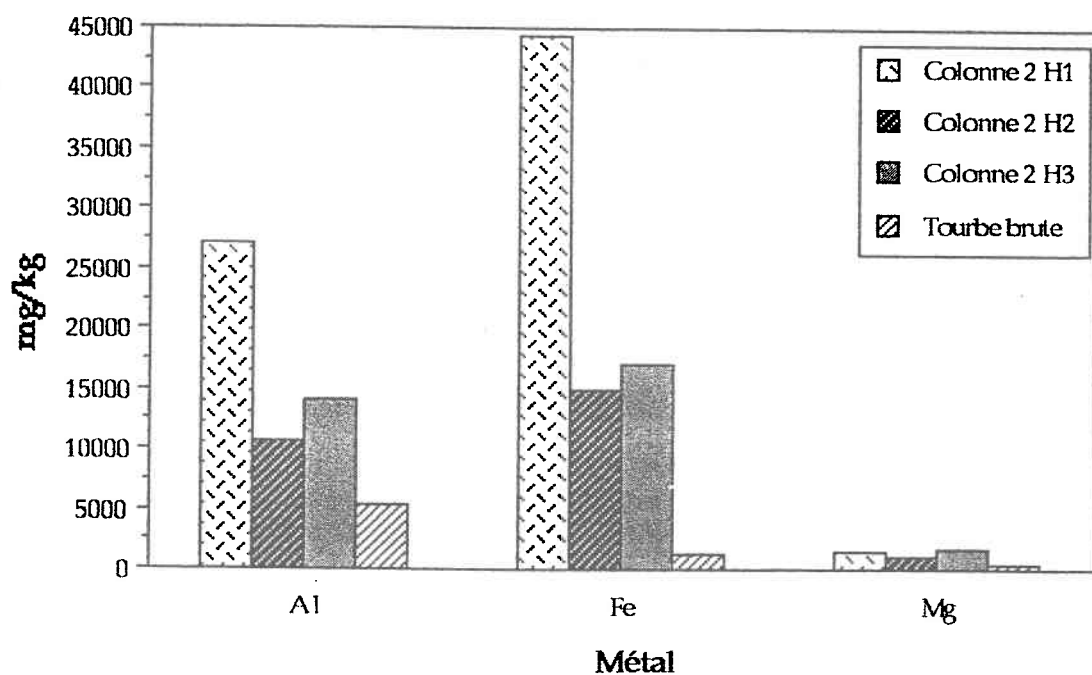
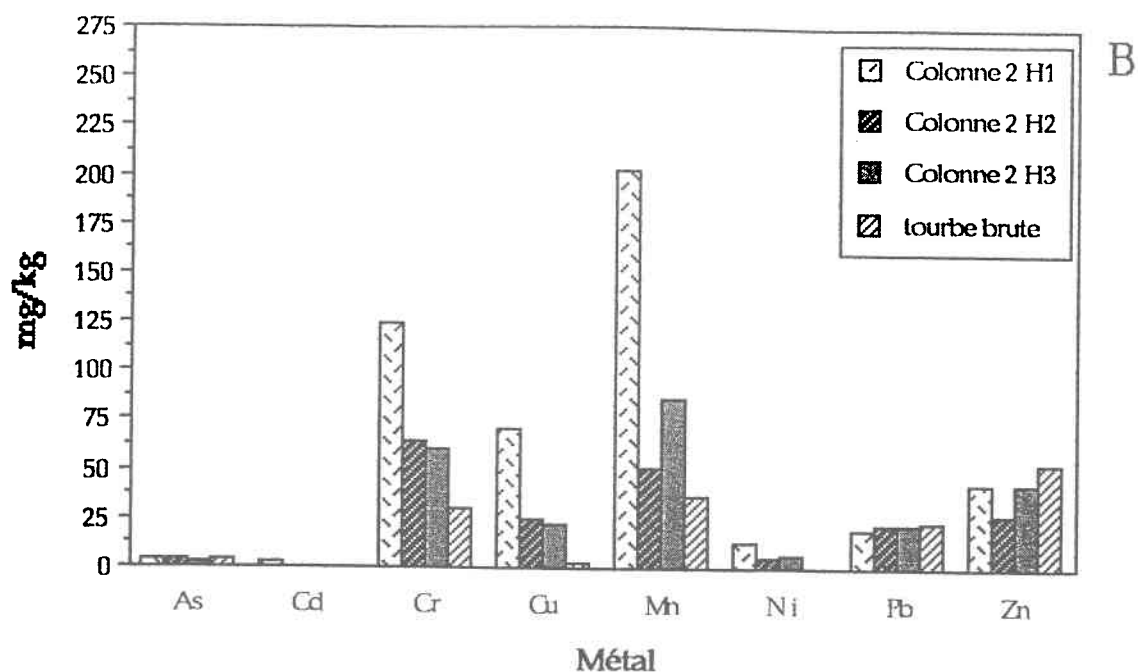


Figure 3.15(suite): Histogrammes présentant le dosage des métaux contenus dans la tourbe pour trois hauteurs (H1, H2 et H3) suite aux 90 jours de fonctionnement des filtres.

b) Colonne 2 (charge de 30 cm/jour et dopage de 3%)

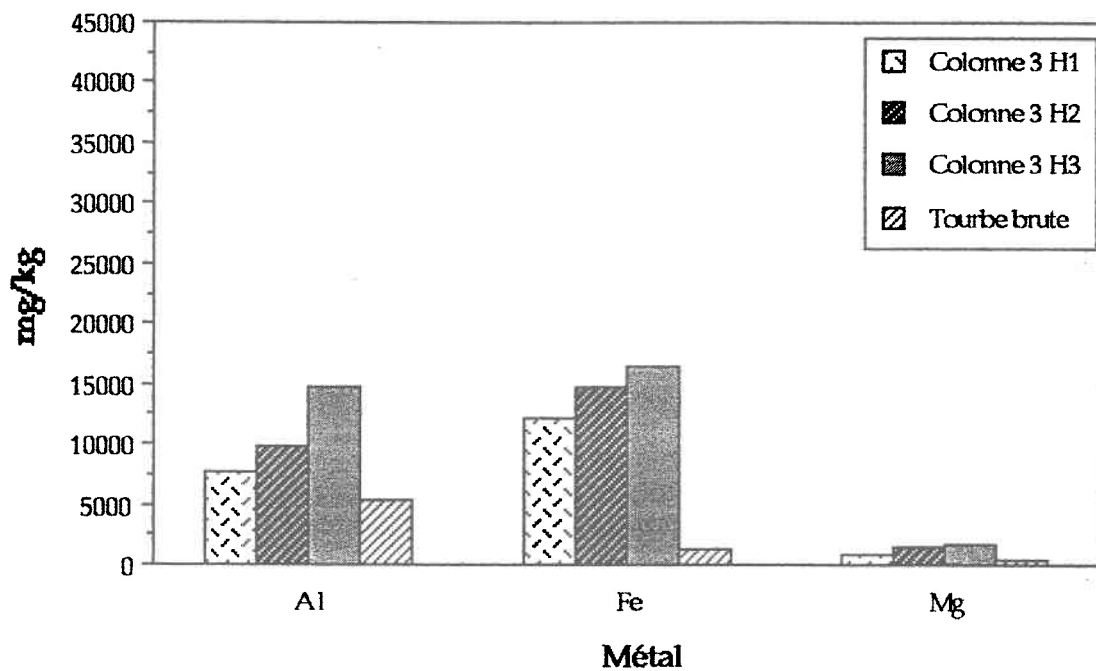
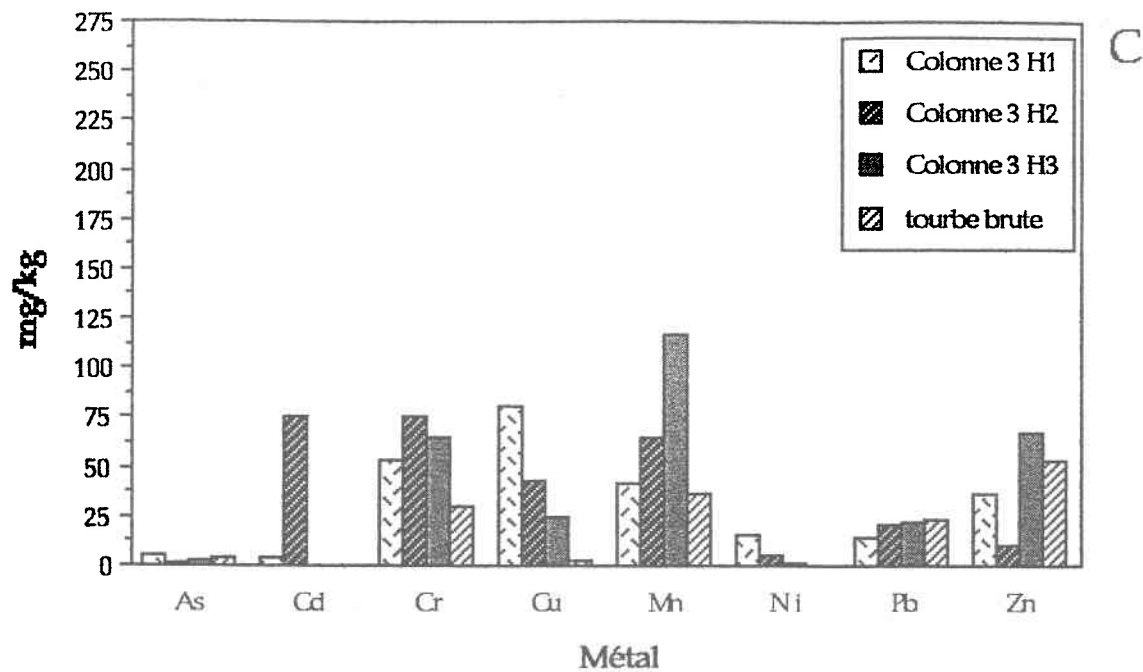


Figure 3.15(suite): Histogrammes présentant le dosage des métaux contenus dans la tourbe pour trois hauteurs (H1, H2 et H3) suite aux 90 jours de fonctionnement des filtres.

c) Colonne 3 (charge de 90 cm/jour et dopage de 3%)

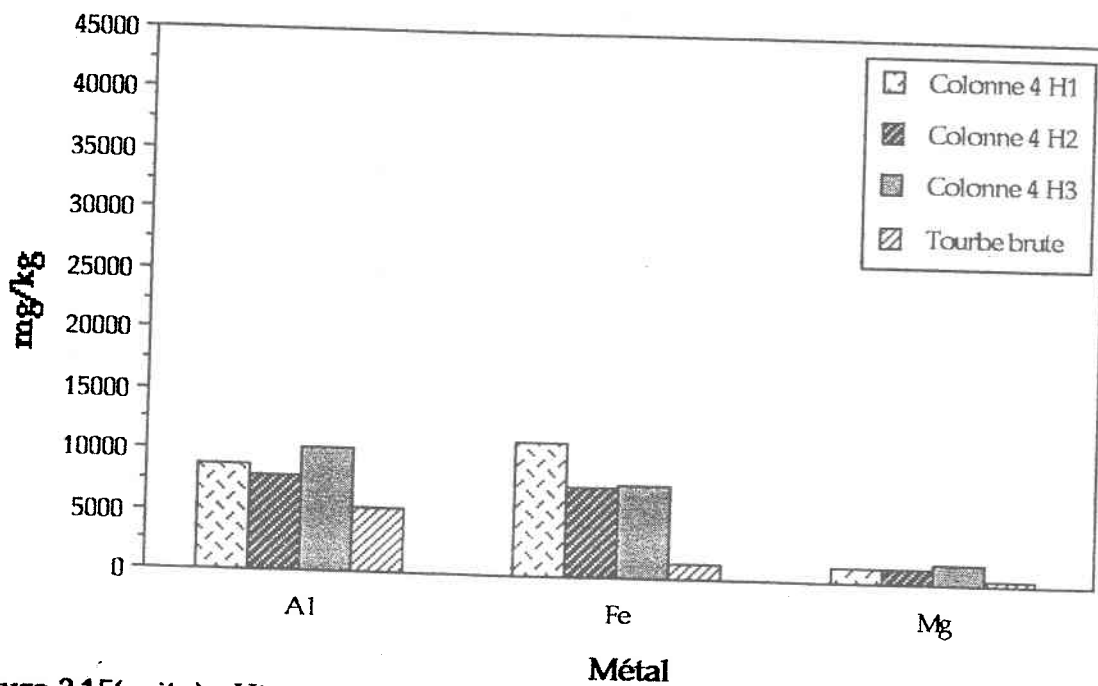
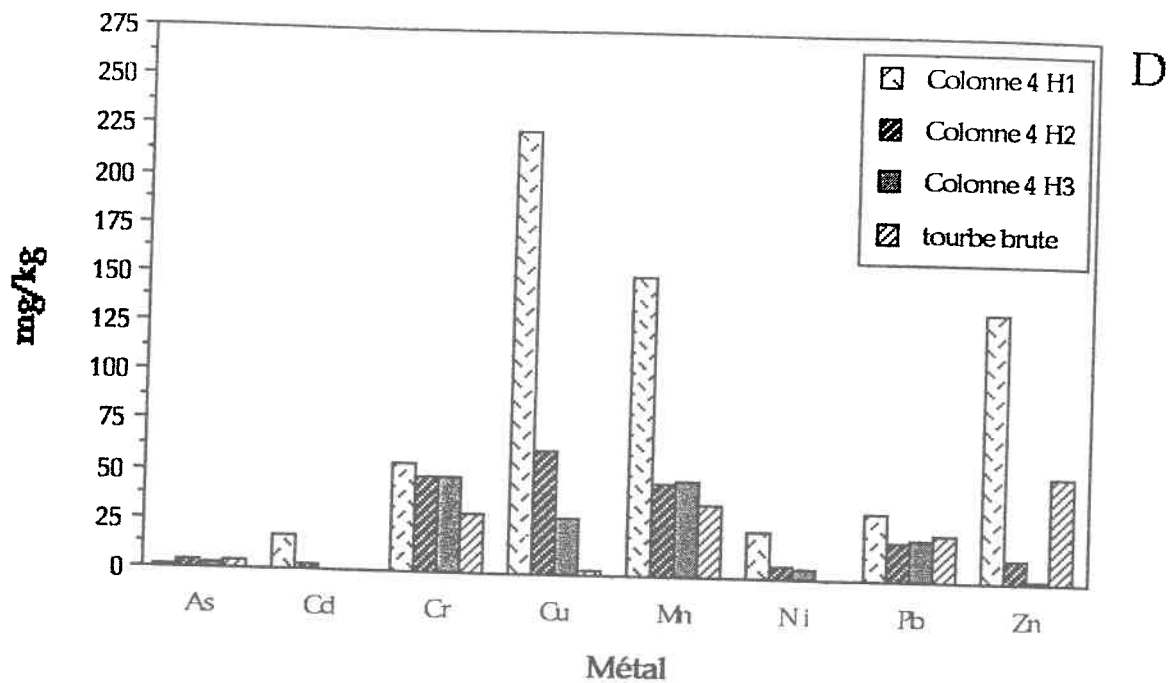


Figure 3.15(suite): Histogrammes présentant le dosage des métaux contenus dans la tourbe pour trois hauteurs (H1, H2 et H3) suite aux 90 jours de fonctionnement des filtres.

d) Colonne 4 (charge de 90 cm/jour et dopage de 1%)

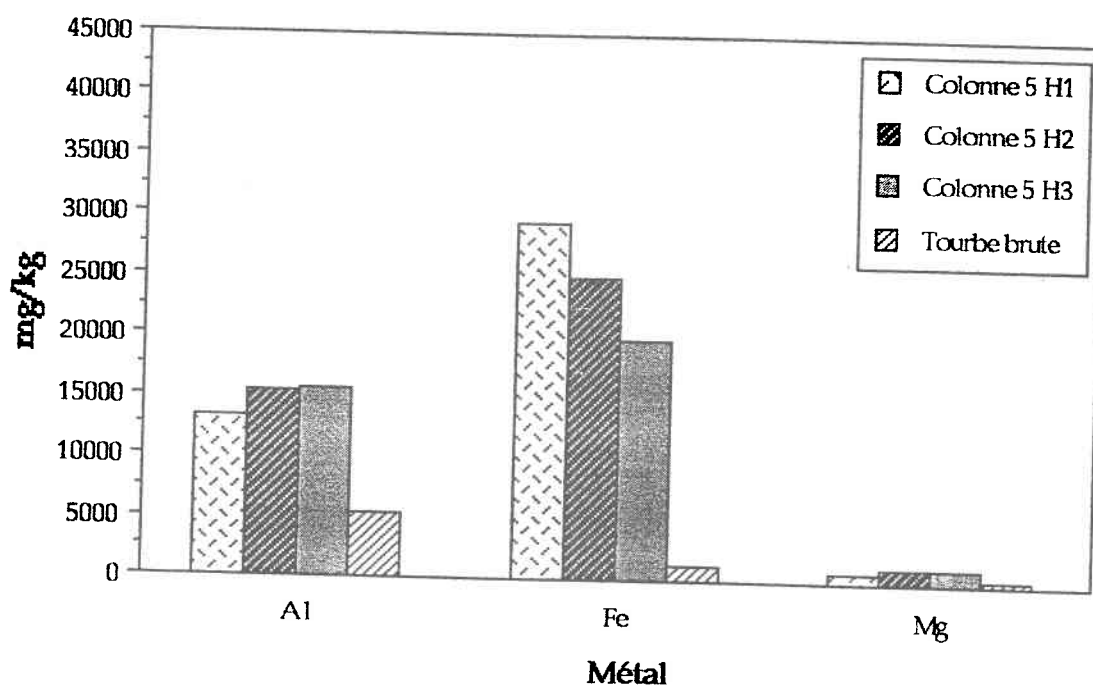
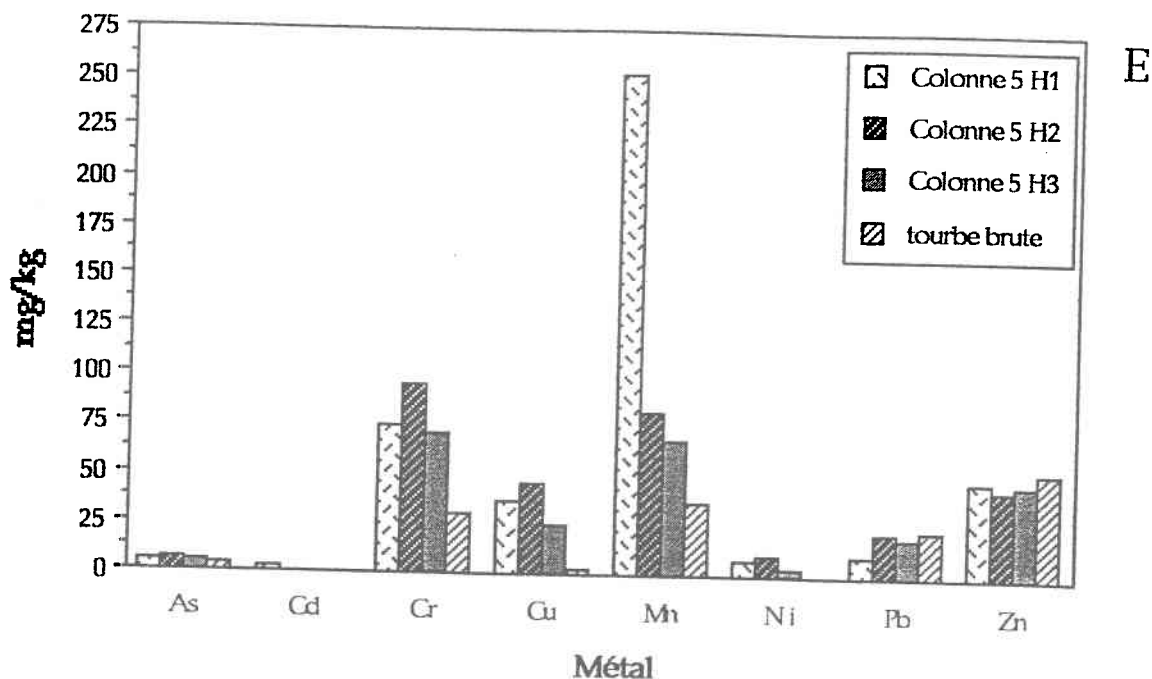


Figure 3.15(suite): Histogrammes présentant le dosage des métaux contenus dans la tourbe pour trois hauteurs (H1, H2 et H3) suite aux 90 jours de fonctionnement des filtres.

e) Colonne 5 (charge de 60 cm/jour et dopage de 3%)

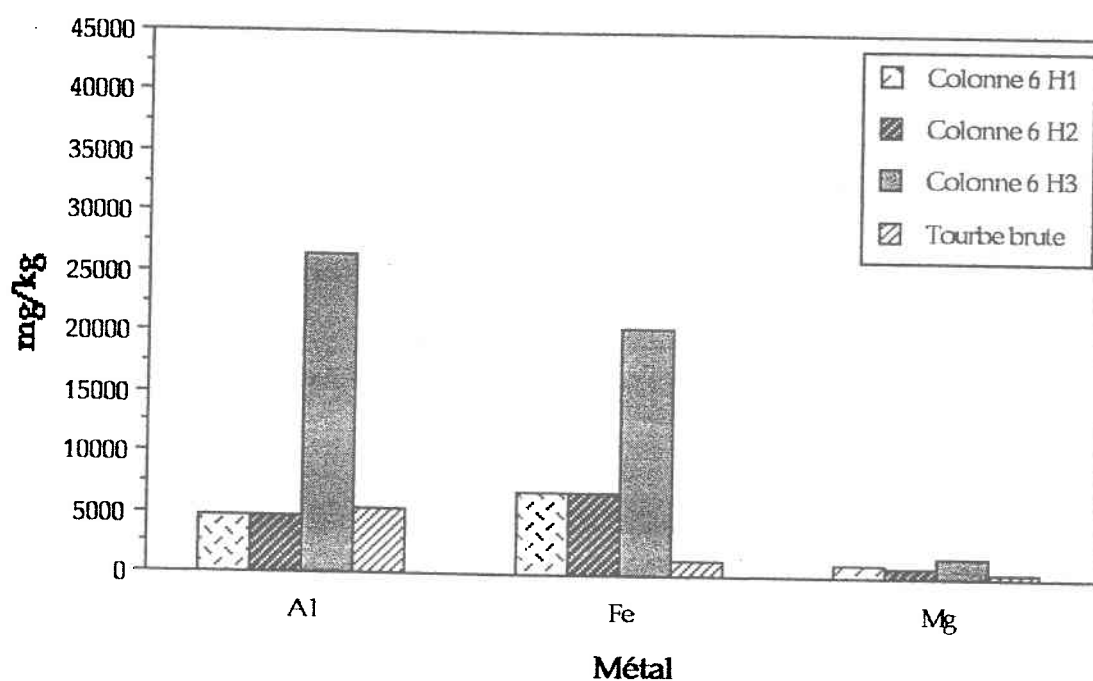
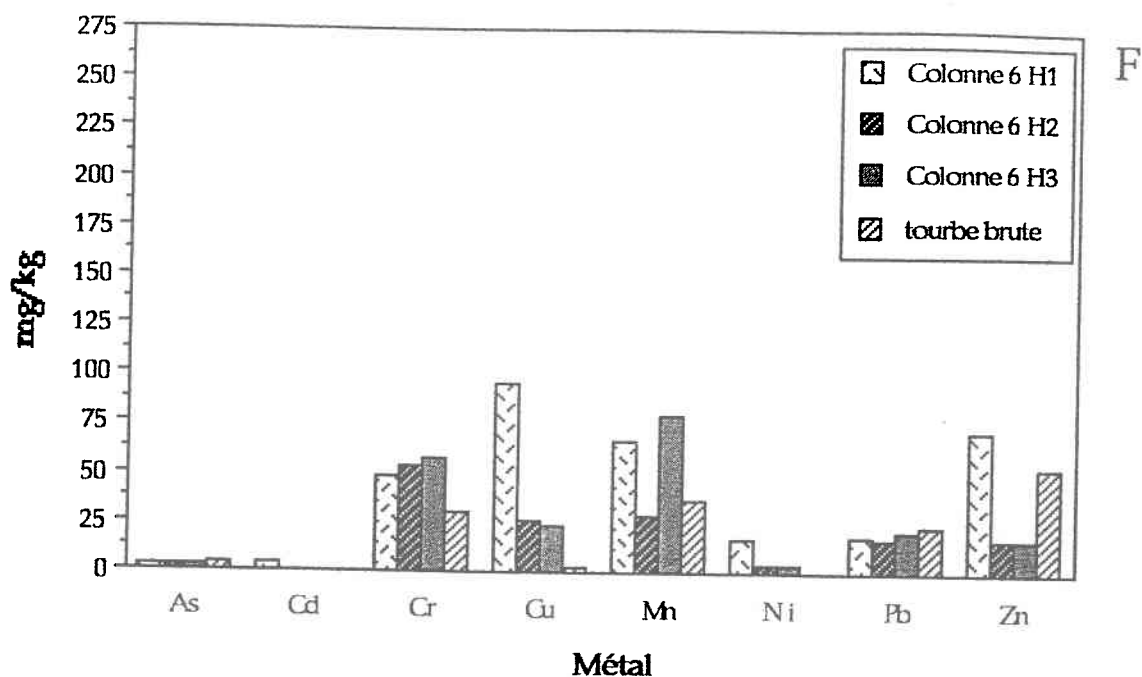


Figure 3.15(suite): Histogrammes présentant le dosage des métaux contenus dans la tourbe pour trois hauteurs (H1, H2 et H3) suite aux 90 jours de fonctionnement des filtres.

f) Colonne 6 (charge de 60 cm/jour et dopage de 1%)

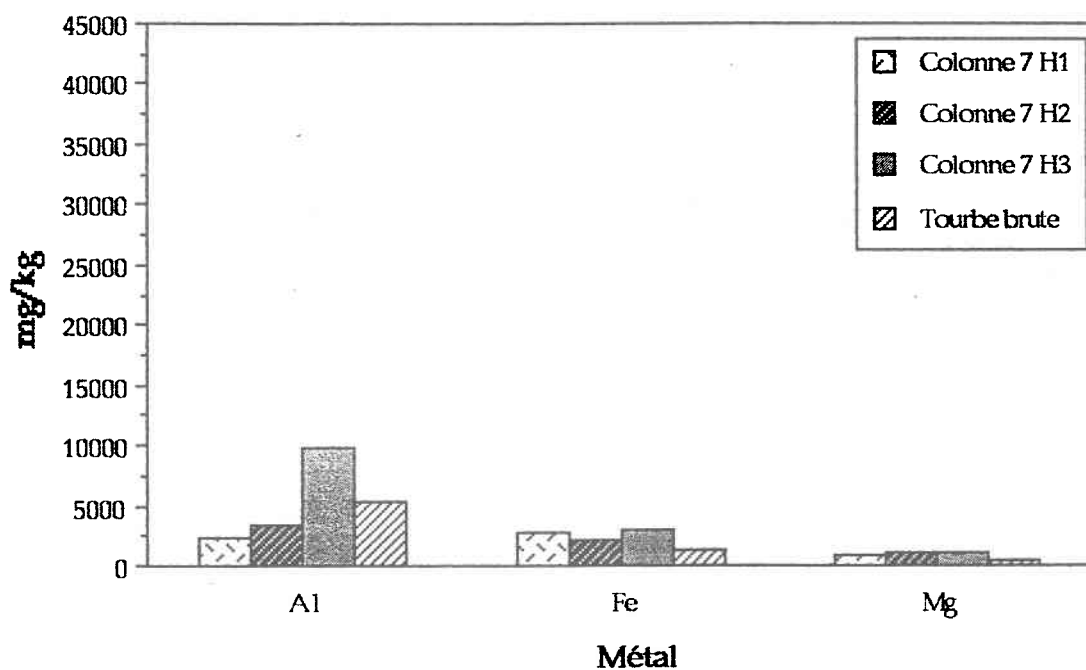
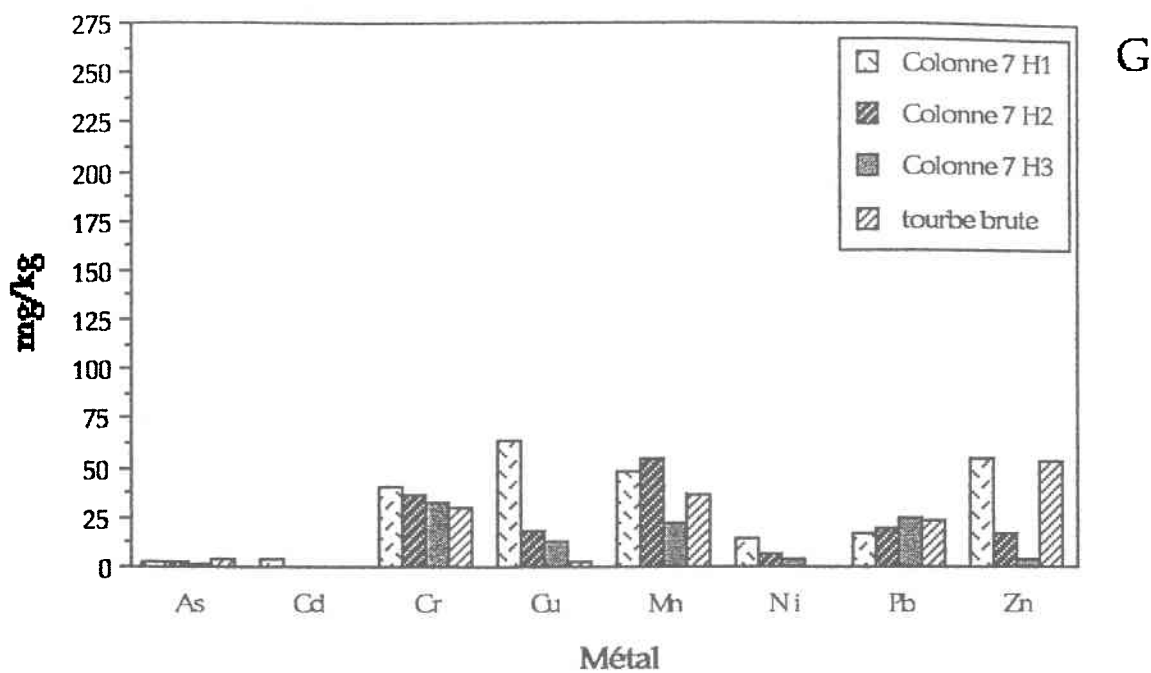


Figure 3.15(suite): Histogrammes présentant le dosage des métaux contenus dans la tourbe pour trois hauteurs (H1, H2 et H3) suite aux 90 jours de fonctionnement des filtres.

g) Colonne 7 (charge de 60 cm/jour et témoin sans dopage)

en fait constituées d'oxydes de fer et d'aluminium dans des proportions variant de 40 à 61%. Une attention particulière a donc été portée sur ces deux métaux (Fe et Al). La comparaison entre les colonnes dopées à la colonne témoin démontre que des accumulations importantes sont visibles. Pour l'aluminium, l'accumulation semble proportionnelle à la quantité de boue rouge ajoutée. En effet, les différences d'accumulation entre les colonnes dopées à 1 et 3% sont évidentes (voir figure 3.15). Cette différence entre la concentration de dopage est encore plus frappante dans le cas du fer (voir figure 3.15). La caractérisation du patron d'accumulation est toutefois très difficile car il ne semble pas y avoir de tendance définie. Pour le dernier métal analysé, le magnésium (Mg), la seule observation a été de noter une légère accumulation assez semblable dans toutes les colonnes, nous laissant croire que l'eau usée à traiter en est la source. Les fortes capacités de prise en charge des métaux par la tourbe sont souvent signalées dans la littérature. Rana *et al.* (1987) signalent un enlèvement efficace du Fe et du Zn, mais rapportent que la concentration de l'effluent pour trois métaux (Ni, Cu et Mn) était en général plus grande que celle de l'affluent, démontrant que la tourbe relargait une certaine quantité de métaux. Dans une revue de littérature, McLellan *et al.* (1986) ont trouvé que la tourbe pouvait enlever les ions calcium et magnésium. McLellan *et al.* (1986) rapportent de plus que des essais en cuvettes et en colonnes effectués par Lalancette *et al.* (1972) ont permis de retirer une eau contaminée en Hg. Ces derniers ont de plus suggéré que la tourbe serait efficace pour enlever tous les sulfures de métaux démontrant une solubilité faible, comme: le Cd, le Zn, le Pb et le Cu. Plus tard, Coupal *et al.* (1976) démontrent que l'on peut éliminer Hg, Cd, Zn, Cu, Fe, Ni, Cr(VI), Cr(III), Ag, Pb et Sb à l'aide de tourbe si l'eau subit préalablement une décantation. Ruel *et al.* (1983), dans McLellan *et al.* (1986) on revisé la littérature et concluent que la tourbe peut compétitionner avec d'autres adsorbants pour éliminer une foule de métaux, si toutefois on maintient les

charges hydrauliques et la quantité d'eau à traiter à un niveau faible. La tourbe a aussi été utilisée comme media filtrant dans l'industrie minière. En effet des études de Ritcey (1989), Eger et al. (1981) dans Rock et al. (1984) et Cameron (1978) rapportent des capacité d'enlèvement d'un foule de métaux problématiques. Finalement, Zhipei et al. (1984) mentionnent que même si la tourbe est un filtre à métaux efficace, on doit préférentiellement l'utiliser en second ou troisième étape de traitement. Ces derniers mentionnent de plus que la tourbe est particulièrement efficace pour des eaux à faibles concentration en métaux toxiques. Comme l'effluent à traiter dans notre étude contenait des éléments retrouvés en concentrations faibles, nous pouvions nous attendre, selon Zhipei et al. (1984) à retrouver une bonne efficacité de concentration des métaux dans la tourbe.

L'analyse des résultats du dosage des métaux contenus dans la tourbe a de plus permis de tirer une observation importante. Même si la tourbe possède un pouvoir d'enlèvement des métaux élevé, la comparaison des résultats d'analyse face à des critères de qualité (pour des boues) aptes à la valorisation agricole démontre que celle-ci pourrait très bien être utilisée à des fins agricoles. Le tableau 3.6 compare les résultats obtenus pour la tourbe ayant été utilisée en colonnes face au critères prescrits par le ministère de l'environnement du Québec (St-Yves et Beaulieu, 1988).

Tableau 3.6: Comparaison des teneurs en métaux lourds contenus dans la tourbe utilisée en colonnes face aux critères pour les boues aptes à la valorisation agricole. (valeurs en mg/kg de M.S.)

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Recommandé	--- ¹	10	500	600	---	800	100	300	1750
Obligatoire	---	15	1000	1000	---	1500	180	500	2500
Tourbes ²	1087	4,78	59	53	13 551	81	9,14	21	38

¹= pas de norme

² Valeurs moyennes selon annexe 5

La tourbe contient donc des métaux en deçà des valeurs prescrites par le ministère l'Environnement du Québec et pourrait, à première vue, être utilisée en valorisation agricole. Comme on peut le noter au tableau 3.6, il n'existe toutefois aucune norme concernant les deux principaux métaux responsables de la contamination dans notre cas, soit l'aluminium et le fer. Il serait intéressant de pousser la recherche afin de trouver des directives ou des recommandations émises par des organismes reconnus tel la US E.P.A..

3.3.10.3 Déphosphatation et métaux contenus dans l'effluent

Le dosage des métaux contenus dans l'effluent permet de faire quelques observations intéressantes. Les graphiques 3.16 démontrent l'évolution de la concentration en P_{tot} de l'effluent et du contenu en fer puis en aluminium en fonction du temps.

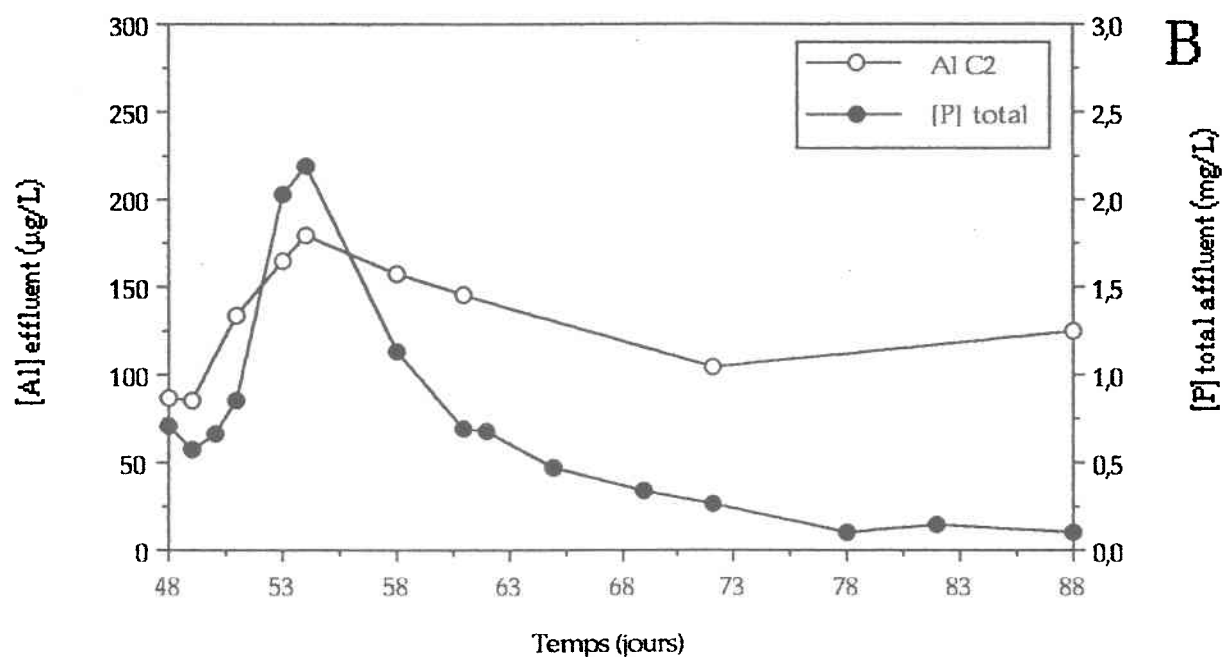
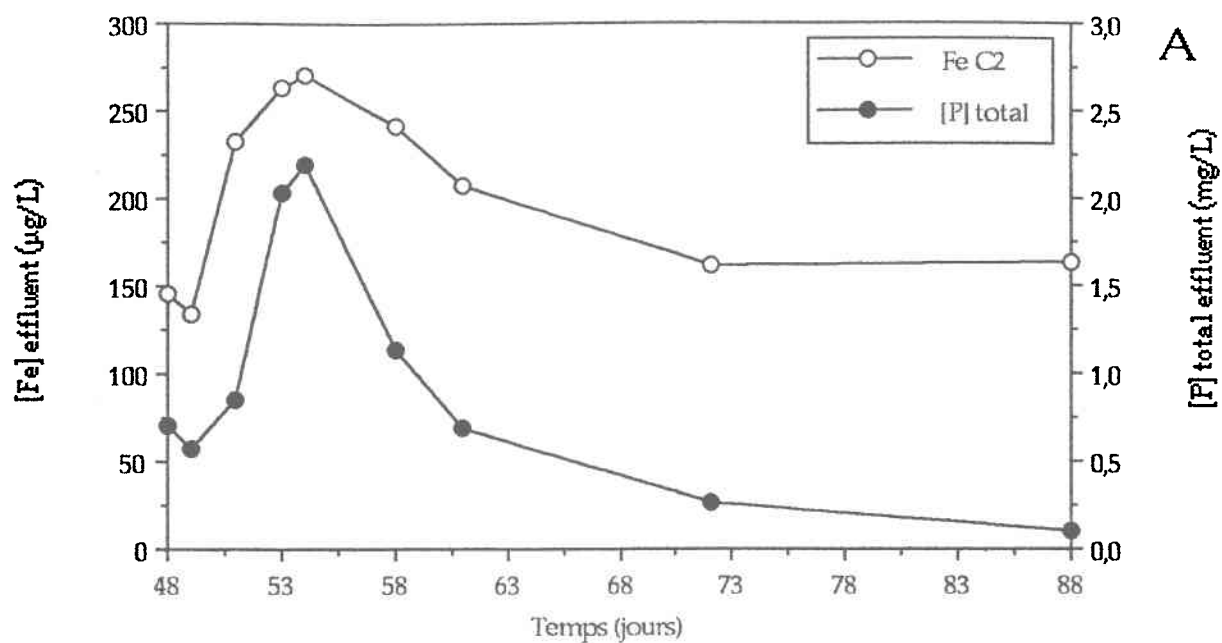


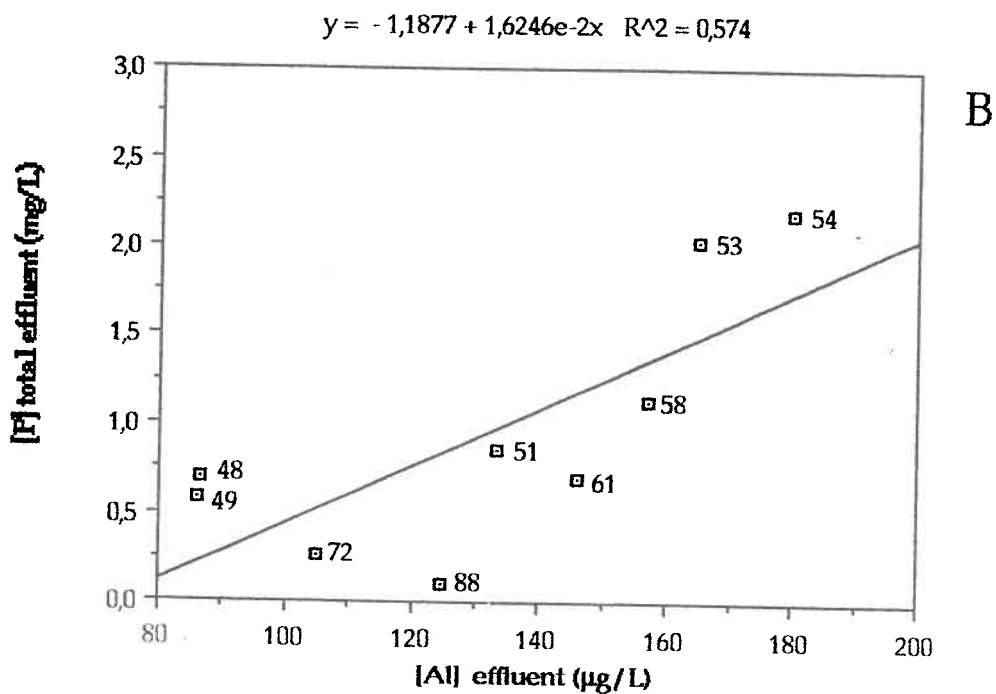
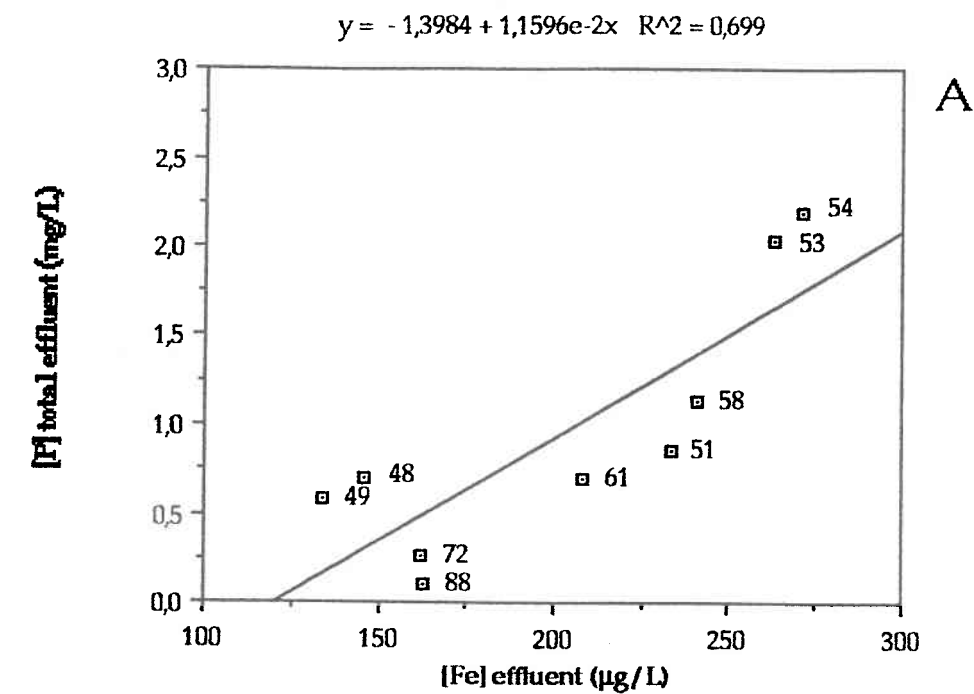
Figure 3.16: Evolution de la concentration en P_{tot} de l'effluent et du contenu en fer puis en aluminium en fonction du temps pour la colonne 2.

a) Fe et P_{tot} colonne 2

b) Al et P_{tot} colonne 2

Etant donnés les problèmes d'accumulation d'eau sur les colonnes 3 et 5, nous avons considéré que la seule colonne à avoir maintenu un état stable (d'équilibre) dans le temps était la colonne 2. On entend par état stable le fait que la charge appliquée a permis de faire fonctionner le filtre sans accumulation de tête d'eau à la surface du filtre, donc qu'il n'y a pas eu de période qui aurait pu débalancer l'équilibre des réactions. C'est pourquoi on retrouve seulement les graphiques pour la colonne 2. On voit qu'il semble y avoir une certaine corrélation positive entre ces deux paramètres, nous laissant croire que plus il y a de fer ou d'aluminium dans l'effluent, plus la concentration en P_{tot} de l'effluent est élevée (donc que l'efficacité de déphosphatation est faible). Le calcul du coefficient de détermination R^2 nous permet de confirmer et de vérifier la robustesse de cette affirmation (voir graphiques 3.17).

Ces graphiques nous permettent de visualiser cette relation. Les coefficients de détermination obtenus nous permettent de croire que la concentration en P_{tot} de l'effluent est contrôlée à environ 60% par la concentration en Fe et Al dans l'effluent. Ceci indiquerait donc que lorsque la déphosphatation est élevée, une grande partie du fer et de l'aluminium est utilisée. Cette observation semble jusqu'à maintenant normale et très plausible. Mais pourquoi la déphosphatation diminuerait-elle proportionnellement avec la quantité de fer et d'aluminium s'échappant du système? Ceci nous indiquerait que plus il y a de fer et d'aluminium disponible, moins l'efficacité de déphosphatation est forte. C'est ici que le raisonnement perd toute sa valeur. Peut-être bien qu'un autre facteur plus important n'est pas tenu en ligne de compte. Il se pourrait aussi que la superposition de plusieurs facteurs nous permettent de faire cette observation.



Graphiques 3.17: Corrélation entre les concentrations à l'effluent du fer et de l'aluminium en fonction du phosphore total (les chiffres représentent le jour du point correspondant)

a) Corrélation entre P_{tot} et Al

b) Corrélation entre P_{tot} et Fe

Il se pourrait aussi que la corrélation détectée soit fausse ou sous l'effet du hasard. Si on observe plus méthodiquement la figure 3.17 et qu'on regarde la position de chaque point dans le temps, on remarque que les points où la concentration de l'effluent est forte correspondent à la période durant laquelle nous avons des légers épisodes anoxiques (jour 53-54). Les jours 51, 58 et 61 se situent soit dans la période de baisse d'efficacité (jour 51) ou dans la période de regain d'efficacité (jours 58 et 61). Les jours durant lesquels les efficacités de déphosphatation étaient fortes correspondent soit à la période d'avant redopage ou après récupération du système. Il y a donc ici un exemple de corrélation fictive qui découle de changements dans les conditions oxiques du système. Lorsque le système est légèrement anoxique, le fer n'a pas tendance à précipiter les phosphates et la baisse d'efficacité de celle-ci correspond donc à une plus forte concentration dans le milieu. Pour l'aluminium, il n'y a pas dans la littérature d'exemples connus de corrélation avec les conditions de POR car il n'a qu'un stade d'oxydation (Al^{+3}).

CHAPITRE 4

Conclusion

Conclusion

Suite à une revue de la littérature concernant le traitement des eaux usées de provenance multiples par des filtres à base de tourbe, il fût noté que ces derniers pouvaient accomplir un niveau de traitement jugé plus qu'acceptable. Les efficacités d'enlèvement de plusieurs polluants sont en effet très élevées. La revue de la littérature a toutefois permis de noter, au niveau de l'enlèvement du phosphore, qu'il existait une variabilité assez importante. En général, des rendements de l'ordre de moins de 10% sont observés. On retrouve toutefois certaines études qui ont obtenu des efficacités de déphosphatation élevées mais les charges appliquées sont en général très faibles. Dans la majorité des études, on semble d'accord pour corréler le pouvoir déphosphatant à la concentration en cendres, fer, aluminium et calcium.

Comme l'enlèvement du phosphore est le point le plus fréquemment déficient dans les essais de traitement des eaux usées sur les filtres à base de tourbe, l'utilisation d'un élément dopant favorisant la précipitation du phosphore a donc été testée. La revue de la littérature a permis de voir que le pouvoir déphosphatant d'une tourbe était lié à sa concentration en cendres, fer, aluminium et calcium. Des résidus à base de fer et/ou aluminium et de roche calcaire ont été testés. D'après les résultats des essais en cuvette effectués à l'aide de quatre agents dopants, les boues rouges ont permis d'obtenir les meilleurs rendements. La confection de système de colonne utilisant la tourbe a permis de démontrer clairement que l'ajout d'une certaine quantité de boue rouge à la tourbe permettait d'augmenter significativement le pouvoir déphosphatant de la tourbe naturelle sans agent dopant. La déphosphatation

d'une eau municipale ayant subi un traitement secondaire a été presque complète car les concentrations observées après filtration étaient sous la limite de détection de la méthode utilisée. La concentration en phosphore de l'effluent municipal secondaire passait donc de 3 mg/L à moins de 0,15 mg•L⁻¹. Par rapport à la tourbe témoin, l'efficacité de déphosphatation était augmentée de quatre à cinq fois. L'application de plusieurs charges hydrauliques a de plus permis d'observer que l'efficacité de déphosphatation diminuait graduellement avec le temps, et ce, en fonction de la charge hydraulique appliquée. Cette diminution graduelle de l'efficacité de déphosphatation est probablement expliquée par la diminution de la disponibilité des hydroxydes métalliques du résidu ajouté, qui eux sont responsables de la précipitation des phosphates. Ces hydroxydes sont soit épuisés ou lessivés hors du système de filtration. Afin de vérifier cette hypothèse et de voir s'il était possible de restaurer les niveaux de déphosphatation élevés, une nouvelle addition de résidu a été effectuée dans le système de colonnes. Ce redopage a en effet permis de restaurer les hauts niveaux de déphosphatation et la cueillette des effluents a permis d'effectuer l'analyse des concentrations en métaux. Les résultats de cette analyse ont permis de voir qu'une certaine quantité de métaux (principalement le fer et l'aluminium) quittait le système et qu'on pouvait observer une faible contamination de l'eau en fer et aluminium. Cette période de faible contamination est toutefois très courte et disparaît graduellement selon la charge hydraulique appliquée. Nous pouvons donc affirmer que l'ajout de boues rouges à la tourbe permet d'en augmenter le pouvoir déphosphatant, et ce de façon très significative sans pour autant contaminer l'effluent en d'autres métaux toxiques. L'effluent des colonnes possède donc une qualité très élevée grâce au traitement de polissage effectué à l'aide de la filtration sur filtre à base

de tourbe.

Il fût de plus observé, suite à des problèmes de colmatage, qu'il est important de maintenir des conditions oxiques à l'intérieur de colonnes car l'efficacité de déphosphatation est alors grandement affectée. D'après les essais effectués, il semble de plus que des charges hydrauliques supérieures à 30 cm/jour surpassent les capacités filtrantes de la tourbe utilisée. L'optimisation des charges hydrauliques ainsi que d'un mode de gestion des filtres reste donc à être mis au point afin d'obtenir les meilleur rendements tout en minimisant les prix de construction, les heures de main d'oeuvres et les possibilités de colmatage de tels filtres.

REFERENCES

RÉFÉRENCES

A.P.H.A., A.W.W.A. et W.P.C.F. (1989).

Standard methods for the examination of water and wastewater. 17^{ème} édition. American Public Health Association, Washington, D.C., USA: 874p.

AMERICAN SOCIETY OF AGRONOMY (1986).

Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. Second Edition. Soil Science Society of America, Inc., Wisconsin, USA: 694-703.

ASPLUND, D., EKMAN, E. et THUN, R. (1976).

Counter-current peat filtration of waste water. Proceeding 5th International Peat Congress, St-Paul, Minnesota, USA, 1: 358-371.

ATTAL, A., GOSSET, T. et THEVENOT, D.R. (1987).

Caractérisation physico-chimique de tourbe utilisée en épuration d'eau usée urbaine. Tribune du Cebedeau. 523-524(40): 35-45.

AYYASWAMI, A. (1985).

Septic tank effluent treatment using peat-batched studies. Master thesis of Science in Civil Engineering, University of Regina, Saskatchewan, Canada.

BARTON, P., BUGGY, M., DEANE, S., KELLY, J. et LYONS, H.J. (1984).

Some applications of Irish moss peat in effluent treatment. Proceeding of the 7th International Peat Congress, Dublin, Ireland: 148-156.

BEAR, J. et VERRUIJT, A. (1986).

Modeling groundwater flow and pollution. D. Reidel Publishing Company, Kluwer academic publishers group, Dordrecht: 142-143.

BELANGER, G. et BUELNA, G. (1990).

Biofiltration à base de tourbe: Une alternative prometteuse pour l'assainissement individuel. 13^{ème} Symposium sur le traitement des eaux usées au Canada, Montréal, Québec, Canada: 343-350.

BELANGER, A., POTVIN, D., CLOUTIER, R. CARON, M. et THERIAULT G. (1987).

La tourbe. Une ressource d'avenir. Centre de recherche Premier, Tourbières Premier, Rivière-du-Loup, Québec. Etude réalisée pour le Centre québécois de valorisation de la biomasse (C.Q.V.B.): 125 p.

BOISELLE, E.B. (1984).

Utilisation agricole des fumiers et des boues. Comptes rendu, 9^{ème} Symposium sur le traitement des eaux usées au Canada, Montréal, Québec, Canada: 336-349.

BLOOM, P.R. (1981).

Phosphorus adsorption by aluminium-peat complex. Soil Science Society American Journal, 45: 267-272.

BONHOMME, C. (1980).

Epuration expérimentale des eaux d'un rejet d'abattoir de volaille lit de tourbe. Association française pour l'étude des eaux usées. Eaux et Industries, Bulletin d'information, 44: 34-37.

BOWNER, K.H. et LAUT, P. (1992).

Wastewater management and resource recovery in intensive rural industries in Australia. Water Resource, 26 (2): 201-208.

BRADEEN, S.A. (1983).

Spagnum moss peat in on-site treatment of household wastewater. Master thesis (civil Engineering), University of Maine, Orono, USA.

- BROOKS, J.L., ROCK, C.A. et STRUCHTEMEYER, R.A. (1984).
Use of peat for on-site wastewater treatment: Field studies. *Journal Environmental Quality*, 13(4): 524-530.
- BROWN, J.L. et FARNHAM, R.S. (1972).
Part II. Immobilization of phosphate by calcereous, mixed media filtration.
Proceeding 4th International Peat Congress. Helsinki, Finland, 4: 287-298.
- BROWN, J.L. et FARNHAM, R.S. (1976).
Use of peat for wastewater filtration, Principles and methods. Soil Science
Dept. Proceeding 5th International Peat Congress, St-Paul, Minnesota, USA,
1: 349-357.
- BUCHAN, L. (1983).
Possible biological mechanism of phosphorus removal. *Water Science
Technology*, 15: 87-103.
- BUELNA, G. et BELANGER, G. (1989).
Performance épuratoire d'un biofiltre à base de tourbe utilisé pour le
traitement des eaux usées de petites municipalités. 12^{ème} Symposium
Internationnal sur le traitement des eaux usées au Canada, Montréal,
Québec, Canada: 1-15.
- CAMERON, R.D. (1978).
Treatment of a complex landfill leachate with peat. *Canadian Journal Civil
Engineering*, 5: 83-97.
- CAMPBELL, P.G.C., BRISSON, M., BOUGIE, R., TESSIER, A. et VILLENEUVE,
J.P. (1983).
Speciation of aluminum in acidic freshwaters. *Analatical Chemistry*, 55:
2246-2252.

- CANTER, L.W, KNOX, R.C. et FAIRCHILD D.M. (1988).
Ground water. Quality protection. Lewis Publishers, Inc. Chelsea,
Michigan, USA: 152-153.
- CHANEY, R.L. et HUNDEMANN P.T. (1979).
Use of peat moss columns to remove cadmium from wastewaters. *Journal
Water Pollution Control Federation*, 51(1): 17-21.
- CHEN X.-H., GOSSET, T. et THEVENOT, D.R. (1990).
Batch copper ion binding and exchange properties of peat. *Water Research*,
24(12): 1463-1471.
- CLOUTIER, J.-N., LEDUY, A. et RAMALHO, R.S. (1985).
Peat adsorption of herbicide 2,4-D from wastewaters. *Canadian Journal of
Chemical Engineering*, 63: 250-257.
- COLLINS, A.G., BARKER, L.R. et JOHNSON, R.L. (1985).
Phosphorus removal by a coal/aluminium media filter. Dans: *Proceeding of
Mid. Atlantic Industrial Waste Conference*. 17th Publ. by Technomic
Publishers Company, Lancaster, PA., U.S.A.
- COMEAU, Y. (1990).
La déphosphatation biologique, métabolisme microbien. *Sciences et
techniques de l'eau*, 23(1): 47-60.
- COMEAU, Y., RABINOWITZ, B., HALL, K.J. et OLDHAM, W.K. (1985).
Phosphorus release and uptake in enhanced biological phosphorus
removal from wastewater. *Comptes rendus, 8^{ème} Symposium sur le
traitement des eaux usées au Canada, Montréal, Québec, Canada*: 379-401.

COUPAL, B. et LALANCETTE, J.M. (1976).

The treatment of waste waters with peat moss. *Water Research*, 10: 1071-1076.

COUILLARD, D. (1992a).

The use of peat in wastewater treatment. Article soumis et accepté par: *Water Research*.

COUILLARD, D. (1992b).

Appropriate wastewater management technologies using peat. *Journal of Environmental Systems*, 21 (1): 1-19.

COUILLARD, D. (1989a).

Traitements primaires des eaux usées. Notes de cours de l'unité Eau-7243.2, INRS-Eau, Université du Québec, Ste-Foy, Québec, Canada: 234 p.

COUILLARD, D. (1989b).

Traitements secondaires biologiques des eaux usées. Notes de cours de l'unité Eau-7243.3, INRS-Eau, Université du Québec, Ste-Foy, Québec, Canada: 130 p.

COUILLARD, D. (1989c).

Traitements tertiaires des eaux usées. Notes de cours de l'unité Eau-7243.4, INRS-Eau, Université du Québec, Ste-Foy, Québec, Canada: 38 p.

COUILLARD, D. (1988).

A framework for technological choice (a technology assessment: methodology for the choice of wastewater treatment facilities). *Journal Environmental System*, 18(1): 49-68.

COUILLARD, D., CROWLEY, M. et SASSEVILLE, J.L (1986).

Technological public choice in practice: the case of wastewater treatment facilities. *Journal Environmental Management*, 22(2): 133-146.

COUILLARD, D. (1983).

Déphosphatation des eaux à l'aide de déchets provenant des industries de la réduction de l'aluminium. *Eau du Québec*, 16(1): 34-37.

COUILLARD, D. (1983).

Quality of life: The importance of man-environment relations and a tentative conceptual model. *Journal Environmental Systems*, 12(2): 163-185.

COUILLARD, D. (1982).

The man-habitat system and multi-use projects: description and representation. *Journal Environmental Systems*, 11(2): 175-186.

COUILLARD, D. (1981).

Systems analysis for description of environmental pollution. *Water Supply and Management*, 5(2): 183-194.

CRC (1986).

CRC handbook of chemistry and physics. 68th Edition, CRC Press, inc., Boca Raton, Florida.

CROWLEY, M., SASSEVILLE, J.L. et COUILLARD, D. (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.

DEGREMONT (1978).

Mémento technique de l'eau. Technique et documentation. Huitième édition. Paris, France: 1200 p.

DUBUC, Y., JANNETEAU, P., LABONTE, R., ROY, C. et BRIERE, F. (1986).

Domestic wastewater treatment by peatlands in a northern climate: a water quality study. *Water Resources Bulletin*, 22(2): 297-303.

ENVIRONNEMENT CANADA (1988).

Terres humides du Canada. Comité canadien de la classification écologique du territoire. Groupe de travail national sur les terres humides. Conservation et protection, Service canadien de la faune, Direction du développement durable. 452 p.

FARNHAM, R.S. et BROWN, J.L. (1972).

Advanced wastewater treatment using organic and inorganic materials. Part I: Use of peat and peat-sand filtration media. Proceeding. 4th International Peat Congress, Helsinki, Finlande, 4: 271-286.

FORSTER, C.F. (1985).

Biotechnology and wastewater treatment. Cambridge University Press.

FOX, R.L. et KAMPRATH, E.S. (1971).

Adsorption and leaching of P in acid organic soil and high organic matter sand. Soil Science Society America Proceeding. 35: 154-156.

FREVERT, T. (1979).

The *pe* redox concept in natural sediment-water systems; its role in controlling phosphorus release from lake sediments. Archives. Hydrobiologia, (suppl.): 141-164.

FUCHSMAN, C.H. (1980).

Peat. Industrial, chemistry and technology. Academic Press, New York, U.S.A.

GOSSET, T., THEVENOT, D.R. et ZILLIOX, L. (1987).

Caractéristiques hydrodynamiques de tourbe en colonne. Tribune du Cebedeau, 527(40): 47-58.

GOSSET, T. TRANCART, J.-L. et THEVENOT, D.P. (1986).

Batch metal removal by peat. Kinetics and thermodynamics. *Water Resource*, 20(1): 21-26.

GOUIN, D. (1990).

Le programme d'assainissement des eaux du Québec: Un premier bilan environnemental. Symposium sur le St-Laurent: Un fleuve à reconquérir. Montréal, Canada, 3,4 et 5 novembre 1989: 525-544.

GRAVELLE, D.V. et LANDREVILLE, A. (1980).

Caractérisation de la tourbe pour le traitement des eaux usées d'abattoirs. *The Canadian Journal Chemical Engineering*, 58: 235-240.

HAINS, L. (1986).

Traitement tertiaire des eaux usées par la tourbe. Comptes rendu, 9^{ième} Symposium sur le traitement des eaux usées au Canada, Montréal, Québec, Canada.

HAMMER, D.E. et KADLEC, R.H. (1980).

Ortho-phosphate adsorption of peat. Proceeding of the sixth International Peat Congress, Duluth, USA: 563-569.

INRS-Eau (1989).

Manuel des méthodes de laboratoire. Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-Eau).

KADLEC, R.H. (1978).

Wetlands for tertiary treatment. Proceeding of the National Symposium on Wetlands, Lake Buena Vista, Florida, USA: 490-504.

KIM, S.H. et PIRBAZARI, M. (1989).

Bioactive adsorber model for industrial wastewater treatment. *Journal Environmental Engineering*, 115(6): 1235-1256.

KOSKINEN, W.C. et HARPER, S.S. (1990).

The retention process: Mechanisms. Dans: Pesticides in the soil environment: Processes, impacts, and modeling. Published by: Soil science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA: 51-77.

KUO, S. et LOTSE, E.G. (1972).

Kinetics of phosphate adsorption by calcium carbonate and Ca-kaolinite. Soil Science Society America Proceedings, 36: 725-729.

LABONTE, R. DELISLE, C.E., PATRY, G., DUBUC, Y. ROY, C. et BRIERE, F. (1981).

Utilisation des zones humides de la région de LG-1 pour l'épuration des eaux usées. Eau Québec, 14(4): 326-332.

LABONTE, R. et LEBLANC, D. (1983).

Epuration des eaux usées domestiques par lagunage naturel. 6^{ième} Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, Québec, Canada: 90-122.

LEWANDOWSKI, R. (1983).

Le traitement physico-chimique des effluents urbains par utilisation conjointe d'un sel ferreux, d'air et d'un sel ferrique. 6^{ième} Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, Québec, Canada: 48-66.

MARTIN, A.M. (1991).

Peat as an agent in biological degradation: Peat biofilters. Dans: Biological degradation of wastes. Ed. A.M. Martin, Elsevier Applied Science, London, U.K.: 341-362.

McKAY, G. et ALLEN, S.J. (1980).

Surface mass transfer processes using peat as an adsorbent for dyestuffs. Canadian Journal Chemical Engineering, 58: 521-526.

McLELLAN, J.K. et ROCK, C.A. (1986).

The application of peat in environmental pollution control: a review.
International Peat Journal, 1: 1-14.

MEGANK, M. et FAUP, G.-M. (1983).

La déphosphatation biologique. 6^{ième} Symposium sur le traitement des
eaux usées, Montréal, Québec, Canada: 166-181.

MERCK (1976).

The Merck index. An encyclopedia of chemicals and drugs. Ninth edition.
Publié par Merck & Co., Inc., Rahway, N.J., USA.

MEUNIER, F. (1985).

Utilisation de la tourbe pour le traitement des eaux usées. 8^{ième} Symposium
sur le traitement des eaux usées, Montréal, Québec, Canada: 7p.

MORTIMER, C.H. (1971).

Chemical exchanges between sediments and water in the Great Lakes-
Speculations on probable regulatory mechanisms. Limnological
Oceanography, 16: 387-404.

NARASIAH, M.K.S. (1984).

Rôle de l'activité biologique dans un filtre à sable conventionnel. Comptes
rendus, 7^{ième} Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal,
Québec, Canada: 212-233.

NARASIAH, M.K.S. et HAINS, L. (1988).

Tertiary treatment of aerated lagoon effluent by Sphagnum peat moss,
laboratory studies. Environmental Technological Letters, 9: 1213-1222.

NARASIAH, M.K.S., SHOIRY, J. et MORASSE, C. (1987).

Effet des variations des températures saisonnières sur les modification de phosphates dans des eaux usées. Sciences de l'eau: 305-320.

NEUROHR, G.A. (1983).

Use of aquatic macrophytes for sludge treatment. 6^{ième} Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, Québec, Canada: 262-279.

NICHOLS, D.S. (1983).

Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. Journal Water Pollution Control Federation, 55(5): 495-505.

NICHOLS, D.S. (1981).

Nutrient removal from wastewater by wetlands. Proc. sixth International Peat Symposium: 638-642.

NICHOLS, D.S. et BOELTER, D.H. (1982).

Treatment of secondary sewage effluent with a peat-sand filter bed. Journal Environmental Quality, 11(1): 86-92.

NICHOLS, D.S., PRETTYMAN, D. et GROSS, M. (1983).

Movement of bacteria and nutrients from pit latrines in the boundary waters canoe area wilderness. Water, air and soil pollution, 20: 171-180.

OSBORNE, J.H. (1975).

Tertiary treatment of campground wastes using a native Minnesota peat. Journal Soil Water Conservation: 235-236.

PARROTT, H.A. et BOELTER, D.H. (1979).

The use of peat filter beds for wastewater renovation at forest recreation areas. Proceedings of the utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed lands, (W.E. Sopper et S.N. Kerr eds), The Pennsylvania State University Press, University Park: 115-121.

PATRICK, W.H. Jr et KHALID, R.A. (1974).

Phosphate release and sorption by soils and sediment: Effect of aerobic and anaerobic conditions. *Science*, 186(4158): 53-55.

PELL, M. et NYBERG, F. (1989).

Infiltration of wastewater in a newly started pilot sand-filter system: 1. Reduction of organic matter and phosphorus. *Journal Environmental Quality*, 18: 451-457.

POOTS, V.J.P. et McKAY, G. (1980).

Flow characteristics and parameters relating to the use of peat and wood as cheap adsorbent materials for waste water purification. *Scientific Proceedings Royal Dublin Society Series A*, 6 (15): 224-226.

POWELSON, D.K, SIMPSON, J.R. et GERBA, C.P. (1990).

Virus transport and survival in saturated and unsaturated flow trough soil columns. *Journal Environmental Quality*, 19: 396-401.

PUUSTJARVI, V. (1981).

The content of water-soluble nutrients in peat extract from peat culture. *Proceeding Sixth International Peat Congres*: 662-665.

RAJAN, S.S.S. (1975).

Adsorption of divalent phosphate on hydrous aluminium oxide. *Nature*, 253: 434-436.

RAJAN, S.S.S. et FOX, R.L. (1975).

Phosphate adsorption by soils: 2. Reactions in tropical acid soils. *Soil Science Society America Proceeding*, 39: 846-851.

RANA, S. et VIRARAGHAVAN, T. (1987).

Use of peat in septic tank effluent treatment: Column studies. *Water Pollution Ressearch Journal Canada*, 22(3): 491-504.

RANNIKKO, M. et HARTIKAINEN, H. (1981).

Retention of applied phosphorus in sphagnum peat. Sixth International Peat Congress Proceeding: 666-669.

RITCEY, G.M. (1989).

Effluent treatment for environmental control. Dans: Tailings management (problems and solutions in the mining industry). Elsevier Sci. Publishers. B.V, Netherlands: 518-543 .

RICHARDSON, C.J. (1985).

Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands (reports). Science, 228: 1424-1427.

ROCK, C.A., BROOKS, J.L., BRADEEN, S.A. et STRUCHTEMEYER, R.A. (1984).

Use of peat for on-site wastewater treatment: 1. Laboratory evaluation. Journal Environmental Quality, 13(4): 518-523.

ROCK, C.A., BROOKS, J.L., BRADEEN, S.A. et WOODARD, F.E. (1982).

Treatment of septic tank effluent in a peat bed. Dans: ASAE Proceeding 3rd National Symposium on Ind. Small Comm. Sewage Treatment. Am. Soc. of Agric. Eng. Publ. 1-82, pp116-123. St-Joseph, Mi.

SAHRMAN, K. (1988).

Finland expands peat use to new areas. Eighth International Peat Congress: 207-213.

ST-YVES, A. et BEAULIEU, R. (1988).

Caractérisation des boues de 34 stations d'épuration des eaux usées municipales. Ministère de l'environnement du Québec. Direction générale des l'assainissement des eaux. Direction de l'assainissement agricole. 10p.

SCHERRER, B. (1984).

Biostatistiques. Gaëtan Morin éditeur. Chicoutimi, Québec. 850p.

SCHERRER, P. et MILLE, G. (1989).

Biodegradation of crude oil in an experimentally polluted peaty mangrove soil. *Marine Pollution Bulletin*, 20(9): 430-432.

SILVO, E.J. (1972).

Some experiments on purification of waste waters from slaughterhouse with sphagnum peat. *Proceeding 4th International Peat Congress*, Otaniemi, Finlande, vol. 4:311-318.

SMITH, E.F, MARK, H.B. et MacCARTHY, P. (1978).

Chemically modified peat as an economical means of water treatment. *Technological and environmental Chemistry reviews*, 2: 237-256.

SMITH, R.M. et MARTELL, A.G. (1976).

Critical stability constants. Vol. 4. *Inorganic complexes*. Plenum Press, New York, USA. 257 p.

SONIASSY, R.N. (1974).

Adsoption of odours by peat moss. *Canadian Mining and Metallurgical Bulletin*, 67: 95-98.

SURAKKA, S. et KAMPI, A. (1971).

Infiltration of wastewater into peat soil. *Suo*, 22: 51-58.

TASK COMMITTEE ON DESIGN OF WASTEWATER FILTRATION FACILITIES (1986).

Tertiary filtration of wastewaters. *Journal Environmental Engineering*, 112(6): 1008-1025.

TAYLOR, R.W. et ELLIS, B.G. (1978)

A mechanism of phosphate adsorption on soil and anion exchange resin surfaces. Soil Science Society America Journal, 42: 432-436.

TILSTRA, J.R., MALUEC, K.W. et LARSON, W.C. (1972).

Removal of phosphorus and nitrogen from wastewater effluents by induced soil percolation. Journal Water Pollution Control Federation, 44(5): 796-805.

TINH, V.Q., LEBLANC, R., JANSSENS, J.M. et RUEL, M. (1971).

Peat Moss - A natural adsorbing agent for the treatment of polluted water. (CIM): 99-104.

TOLLER, G. et FLAIM, G.M. (1988).

A filtering unit for the removal of pesticide residues from aqueous solutions. Water Research, 22(5): 657-661.

U.S. EPA (1987).

Phosphorus removal. Design manual, U.S. EPA 625/1-87/001, U.S. EPA, Center for environmental research information, Cincinnati, Ohio, USA.

VIRARAGHAVAN, T. et AYYASWAMI, A. (1987).

Use of peat in water pollution control: a review. Canadian Journal Civil Engineering, 14: 230-233.

VIRARAGHAVAN, T. et AYYASWAMI, A. (1989).

Batch studies on septic tank effluent treatment using peat. Canadian Journal Civil Engineering, 16: 157-161.

VIRARAGHAVAN, T. et KIKKERI, S.R. (1988).

Peat filtration of food-processing wastewaters. Biological wastes, 26: 151-155.

VIRARAGHAVAN, T. et RANA, S.M. (1988).

Treatment of septic tank effluent in a peat filter. 61st Annual conference of the water pollution control at Dallas, Texas, USA: 1-13.

WPCF (1983).

Nutrient control. Manual of practice No. FD-7. Water Pollution Control Federation, Washington, D.C., USA.

ZEINA, R.H., CHANG, A.C. ET LEE, R.W.K. (1989).

Characterization of phosphorus in sludge extracts using phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectroscopy. Journal Environmental Quality, 18: 323-329.

ZHIPEI, Z., JUNLU, Y., ZENGNUI, W. et PIYA, C. (1984).

A preliminary study of the removal of Pb^{++} , Cd^{++} , Ni^{++} and Cr^{6+} from watewaters with several Chinese peats. Proceeding 7th International Peat Congress. Dublin, Ireland, 3: 147-152.

ZOLTEC, J. Jr et MESTAN, R.C. (1985).

The fate of phosphorus in secondarily treated wastewater applied to a freshwater marsh. Report to Florida water resources research center, University of Florida (Gainesville), Florida, USA.

ANNEXES

Annexe 1

- a: Test statistique de comparaison de moyennes**
- b: Valeurs utilisées dans les tests statistiques**

Annexe 1 a: Test statistique de comparaison de moyennes

Comparaison de moyennes pour des petits échantillons dont la variance est égale. On cherche à savoir si la moyenne des échantillons a est significativement plus petite que celle des échantillons b.

1-Hypothèses

$$H_0: \mu_a = \mu_b$$

$$H_1: \mu_a \leq \mu_b \quad (\text{test unilatéral})$$

2-Test statistique

Si H_0 est vraie,

$$t_c = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{S_{pd} \sqrt{\left(\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}\right)}}$$

où:

$$S_{pd}^2 = \frac{(n_1-1)S_{x_1}^2 + (n_2-1)S_{x_2}^2}{n_1+n_2-2}$$

3- Distribution de la variable auxiliaire

Si H_0 est vraie, t suit une loi de Student avec un nombre de degrés de liberté égal à:

$$n = n_1 + n_2 - 2$$

4- Règle de décision

Soit $\alpha = 0,025$. On cherche la valeur critique dans la table de t . D'où H_0 est rejetée si la valeur critique t_c est inférieure ou égale.

$$t_c \leq \text{valeur critique de la table}$$

Annexe 1 b) Tableau résumant les valeurs utilisées pour les tests statistiques

Echantillon		Moyenne	Ecart-type	Variance	Effectif (n)
Figure 3.1	Eau déminéralisée	0	0	0	3
	Tourbe 1 g	0,099	0,016	0,009	3
	Tourbe 2 g	0,454	0,022	0,004946	3
	Tourbe 3 g	1,012	0,048	0,002	3
Figure 3.2 a)	Sidbec 1%	2,637	0,037	0,001	3
	Sidbec 2% + RC	2,656	0,044	0,002	3
	Sidbec 3%	2,762	0,197	0,039	3
	Eau usée	2,803	0,054	0,003	3
Figure 3.2 b)	Sidbec 1%	1,605	0,033	0,001	3
	Sidbec 2% + RC	1,791	0,189	0,036	3
	Sidbec 3%	1,653	0,182	0,033	3
	Eau usée	1,713	0,262	0,069	3
Figure 3.2 c)	Sidbec 1%	2,045	0,05	0,03	3
	Sidbec 2% + RC	1,919	0,118	0,014	3
	Sidbec 3%	1,889	0,055	0,003	3
	Eau usée	1,978	0,097	0,009	3
Figure 3.3 a)	Alcan 1%	2,712	0,084	0,07	3
	Alcan 2% + RC	2,815	0,061	0,004	3
	Alcan 3%	2,642	0,069	0,005	3
	Eau usée	2,827	0,093	0,009	3
Figure 3.3 b)	Alcan 1%	1,024	0,008	0,000067	3
	Alcan 2% + RC	1,087	0,02	0,024	3
	Alcan 3%	0,969	0,154	0,024	3
	Eau usée	1,259	0,071	0,001	3
Figure 3.3 c)	Alcan 1%	2,655	0,084	0,007	3
	Alcan 2% + RC	2,47	0,056	0,003	3
	Alcan 3%	2,152	0,08	0,006	3
	Eau usée	2,803	0,054	0,003	3
Figure 3.3 d)	Alcan 3%	3,199	0,026	0,001	3
	Alcan 9%	2,753	0,039	0,002	3
	Eau usée	3,168	0,013	0,00017	3
Figure 3.3 e)	Alcan 1%	2,841	0,098	0,01	3
	Alcan 2% + RC	2,598	0,075	0,006	3
	Alcan 3%	2,743	0,039	0,002	3
	Eau usée	2,838	0,086	0,007	3
Figure 3.3 f)	Alcan 1%	2,031	0,081	0,007	3
	Alcan 2% + RC	1,884	0,047	0,002	3
	Alcan 3%	1,743	0,04	0,002	3
	Eau usée	1,978	0,097	0,009	3
Figure 3.4	Vermiculite 1%	2,953	0,083	0,007	3
	Vermiculite 2% + RC	2,927	0,016	0,0002416	3
	Vermiculite 3%	2,902	0,037	0,001	3
	Eau usée	2,933	0,045	0,002	3
Figure 3.5	Perlite 1%	2,615	0,065	0,004	6
	Perlite 2% + RC	2,647	0,156	0,024	3
	Perlite 3%	2,703	0,133	0,018	5
	Eau usée	2,807	0,122	0,015	3

Annexe 2:

- a: Données brutes pour la déphosphatation
- b: Données brutes pour la couleur vraie
- c: Données brutes pour la demande chimique en oxygène (DCO)
- d: Données brutes pour le pH et le POR

Annexe 2 a: Données brutes pour la déphosphatation

jour	colonne 1	colonne 2	colonne 3	colonne 4	colonne 5	colonne 6	colonne 7	colonne 8
2	68,6%	60,0%	95,0%	53,7%	95,0%	75,9%	14,0%	46,0%
6	57,0%	95,0%	86,9%	32,5%	81,6%	37,0%	14,4%	13,1%
8	57,3%	95,0%	X	30,5%	92,7%	45,4%	24,2%	19,3%
13	67,3%	95,0%	87,1%	64,0%	95,0%	35,8%	33,4%	15,4%
15	54,0%	95,0%	76,2%	21,6%	95,0%	32,8%	25,2%	8,4%
20	54,0%	95,0%	59,3%	34,1%	75,5%	39,7%	36,9%	26,9%
22	44,0%	95,0%	53,4%	23,0%	69,5%	29,4%	26,6%	16,0%
26	38,9%	95,0%	36,8%	24,9%	60,1%	33,0%	27,7%	19,4%
33	29,1%	94,6%	36,4%	20,0%	48,3%	29,9%	18,8%	14,3%
36	32,1%	89,0%	34,0%	18,5%	49,2%	25,0%	22,3%	15,9%
41	36,0%	84,3%	27,1%	19,7%	53,5%	30,4%	19,7%	15,6%
44	41,0%	76,9%	22,3%	21,9%	53,6%	29,4%	24,1%	20,5%
48	47,6%	74,5%	22,1%	22,1%	57,1%	33,4%	24,7%	21,1%
49	XX	79,4%	0,0%	XX	21,0%	XX	XX	XX
50	XX	76,1%	9,0%	XX	0,0%	XX	XX	XX
51	53,8%	71,3%	60,9%	24,5%	52,9%	33,3%	31,6%	28,2%
53	XX	26,7%	63,9%	XX	XX	XX	XX	XX
54	51,2%	19,7%	57,8%	15,7%	76,7%	29,6%	19,7%	15,0%
58	48,0%	58,9%	31,6%	10,1%	76,0%	20,7%	17,4%	11,2%
61	44,2%	75,1%	29,4%	XX	73,0%	18,3%	15,8%	10,0%
65	XX	83,0%	20,2%	XX	56,3%	X	XX	XX
69	39,9%	87,3%	36,9%	4,1%	47,0%	16,0%	11,2%	8,2%
72	33,2%	90,2%	52,2%	3,7%	58,6%	13,0%	9,3%	5,6%
78	31,1%	95,0%	36,7%	14,8%	68,5%	17,4%	21,0%	16,0%
82	26,6%	95,0%	35,4%	10,8%	61,6%	12,5%	18,0%	12,5%
89	10,8%	95,0%	19,3%	2,0%	46,6%	5,2%	11,1%	6,2%

X= donnée manquante

XX= pas d'analyse pour ce jour

Annexe 2 b: Données brutes pour la couleur vraie

jour	colonne 1	colonne 2	colonne 3	colonne 4	colonne 5	colonne 6	colonne 7	colonne 8	eau usée
2	209	196	114	99	133	126	146	128	X
6	173	168	98	51	61	46	103	98	17
7	178	165	223	40	60	38	96	91	17
9	93	94	60	35	62	36	63	50	16
12	85	86	57	40	45	39	58	50	14
16	57	73	26	27	24	29	41	37	15
19	84	115	23	24	25	26	26	32	17
23	43	28	26	23	25	25	35	33	12
26	44	48	25	22	26	24	32	33	10
30	40	36	23	20	24	25	31	20	6
33	44	31	22	20	22	23	28	29	10
36	46	23	22	22	24	24	34	X	12
41	65	31	24	27	29	28	33	35	12
44	79	41	29	35	38	37	39	48	X
47	95	53	30	34	44	43	43	52	11
48	94	47	48	39	47	45	49	55	X
49	X	53	71	X	117	X	X	X	X
50	X	89	52	X	69	X	X	X	10
51	40	31	38	40	32	43	59	71	11
53	X	113	40	X	41	X	X	X	X
54	114	109	35	44	46	59	51	59	16
57	X	107	35	X	51	X	X	X	X
61	123	103	46	53	65	72	66	71	26
69	114	84	25	50	36	71	79	86	19
72	91	67	35	41	42	59	67	64	18
75	87	57	42	41	55	61	68	64	20
79	89	62	44	40	52	56	73	60	17
82	78	65	41	38	50	52	74	63	19
88	71	64	37	35	44	56	X	63	18
Moyenne	89	77	48	38	48	46	58	58	15
Maximum	209	196	223	99	133	126	146	128	26
Minimum	40	23	22	20	22	23	26	20	6

Annexe 2c: Données brutes pour la demande chimiques en oxygène (DCO)

jour	colonne 1	colonne 2	colonne 3	colonne 4	colonne 5	colonne 6	colonne 7	colonne 8	eau usée
7	62	61	166	15	20	13	59	34	X
16	29	52	13	13	13	13	71	27	27
22	33	31	27	13	17	13	36	15	33
27	X	X	X	X	X	X	X	X	34
33	87	73	50	62	52	36	34	33	26
44	85	57	43	41	41	45	43	87	41
51	105	85	27	55	36	45	64	68	45
61	105	83	54	45	83	61	71	64	33
78	73	57	38	13	31	48	62	48	38
82	62	68	38	38	52	24	129	52	X
88	40	66	26	41	40	52	78	57	73
moyenne	68	63	48	34	39	35	65	49	39
maximum	105	85	166	62	83	61	129	87	73
minimum	29	31	13	13	13	13	34	15	26

Annexe 2 d: Données brutes pour le pH et le potentiel d'oxydo-réduction

jour	colonne 1	colonne 2	colonne 3	colonne 4	colonne 5	colonne 6	colonne 7	colonne 8	eau usée	POR (mV)
2	7,67	7,71	7,26	7,25	7,25	7,25	7,21	7,26	6,70	317
6	7,33	7,42	7,38	7,01	6,94	6,77	6,85	6,92	6,43	356
9	7,37	7,62	7,16	7,00	7,21	6,82	6,93	7,07	6,51	377
13	7,40	7,47	6,70	6,80	7,16	6,79	6,79	6,75	6,79	372
16	7,49	7,56	7,05	6,96	7,09	6,98	6,84	7,02	6,98	352
19	7,37	7,56	6,93	6,81	7,09	6,96	6,72	6,70	6,65	413
22	7,39	7,67	6,66	7,04	7,00	6,86	6,88	6,96	6,31	347
26	7,48	7,57	6,72	6,77	7,12	6,70	6,93	6,63	6,70	372
30	7,17	7,68	6,88	6,81	7,11	6,89	6,88	6,84	7,04	412
33	7,46	7,72	6,81	6,79	7,11	7,02	6,95	6,98	7,05	341
36	7,39	7,64	6,66	6,65	6,98	6,91	6,91	6,81	6,98	365
41	7,36	7,62	6,70	6,77	6,96	6,95	6,91	6,86	6,79	420
47	7,40	7,49	6,78	6,57	6,82	6,80	6,64	6,84	6,84	440
48	7,30	7,48	6,66	6,68	6,62	6,73	6,80	6,80	6,77	X
51	7,30	7,34	6,95	6,79	6,96	6,72	6,82	6,96	6,47	X
55	7,18	7,36	6,82	6,57	6,89	6,86	6,87	6,80	6,96	424
58	7,11	7,29	6,73	6,64	6,80	6,71	6,69	6,69	6,95	410
61	7,07	7,32	6,48	6,68	6,75	6,68	6,46	6,70	6,89	379
87	6,84	7,05	6,74	6,77	6,96	6,82	6,68	6,79	6,88	402
moyenne	7,32	7,50	6,85	6,81	6,99	6,85	6,83	6,86	6,77	382
maximum	7,67	7,72	7,38	7,25	7,25	7,25	7,21	7,26	7,05	440
minimum	6,84	7,05	6,48	6,57	6,62	6,68	6,46	6,63	6,31	317

Annexe 3

**Récapitulation des recommandations pour la qualité de l'eau potable au
Canada (1978).**

**Annexe 3: Recommandations pour la
qualité de l'eau potable au Canada 1978**

Paramètre	Concentrations maximales acceptables ¹ dans l'eau potable (mg·L ⁻¹) ^{2,3}
<i>Paramètres inorganiques</i>	
Amiante	----
Antimoine	----
Argent	0,05
Arsenic	0,05
Baryum	1,0
Bore	5,0
Cadmium	5 µg·L ⁻¹
Chlorures	250
Chrome	0,05
Cuivre	1,0
Cyanures	,02
Dureté ⁴	----
Fer	,03
Fluorures	1,5
Manganèse	0,05
Matières solides dissoutes totales	500
Mercuré	1 µg·L ⁻¹
Nitrates (en N) ⁵	10,0
Nitrates (en N)	1,0
pH	6,5-8,5 ⁶
Plomb	0,05
Sélénium	0,01
Sulfates	500
Sulfures (en H ₂ S)	0,5
Uranium	0,02
Zinc	5,0

Paramètres organiques

Acide nitrilotriacétique (ANT)	0,05
Aldrine + dieldrine	0,7 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Carbaryl ⁴	70 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Chlordane (isomères totaux)	7 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
2,4-D	0,1
DDT (isomères totaux)	0,03
Diazinon	14 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Endrine	0,2 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Heptachlore + époxiheptachlore	3 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Lindane	4 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Méthoxychlore	0,1
Méthyl-parathion	7 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Parathion	35 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Pesticides (totaux) ⁷	0,1
Phénols	2 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
2,4,5-TP	0,01
Toxaphène	5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Trihalométhanes	0,35

Paramètres physiques

Couleur	15 ucv ⁸
Goût ⁴	----
Odeur	----
Température ⁴	15°C
Turbidité	5 UNT ⁹

Paramètres radiologiques¹⁰

¹³⁷ Cs (césium)	50 Bq·L ⁻¹
¹³¹ I (Iode)	10 Bq·L ⁻¹
²²⁶ Ra (Radium)	1 Bq·L ⁻¹
⁹⁰ Sr (Strontium)	10 Bq·L ⁻¹
³ H (Tritium)	40 000 Bq·L ⁻¹

Paramètres microbiologiques

Microorganismes

- a. aucun échantillon ne devrait contenir plus de 10 coliformes par 100 ml;
- b. au moins 90% des échantillons prélevés durant une période de 30 jours doivent être exempts de coliformes;
- c. pas plus de deux échantillons prélevés consécutivement au même endroit ne doivent contenir de coliformes; et
- d. aucun des coliformes décelés ne doit être de type coliforme fécal.

¹ Concentration maximale acceptable (CMA): L'eau potable qui contient des substances en quantité supérieures à cette limite peut être responsable d'effets contraires à la santé ou être esthétiquement déplaisante (Santé et Bien-être social Canada 1979a).

² A moins d'indication contraire.

³ Total, à moins d'indication contraire.

⁴ non traité au chapitre 1.

⁵ Quand présents, ensemble du nitrate et du nitrite. Le total nitrate plus nitrite exprimé en azote devrait être inférieur à 10 mgL⁻¹.

⁶ Echelle logarithmique sans unité.

⁷ La limite des "pesticides totaux" s'applique à l'eau dans laquelle plus d'un des pesticides mentionnés dans le chapitre 1 sont présents. La somme de leurs concentrations ne devrait pas être supérieure à 0,1 mgL⁻¹.

⁸ Unité de couleur vraie.

⁹ Unité néphélométrique de turbidité.

¹⁰ Becquerel.

Source: Santé et Bien-être social Canada 1979a.

Annexe 4

Dosage de certains éléments contenus dans la tourbe brute.

Annexe 4: Dosages de certains éléments contenus dans la tourbe brute

Echantillon	Al	As	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	P	Pb	S	Zn
tourbe a	3330	2	2538	0	23	4	1241	501	35	0	451	21	1945	50
tourbe b	6374	4	2785	0	38	0	1341	553	40	0	451	23	1989	63
tourbe c	7451	6	2729	1	38	0	1389	567	40	0	417	28	1952	65
tourbe d	3834	2	2393	0	22	3	1138	485	34	0	406	18	1835	38
moyenne	5247	4	2611	0	30	2	1277	527	37	0	431	23	1930	54
écart-type	1983	2	180	1	9	2	111	40	3	0	23	4	66	13
lavée a	7671	5	2751	0	44	16	1383	551	42	0	362	21	1839	72
lavée b	4233	3	2460	0	22	16	1230	492	36	0	361	20	1694	50
moyenne	5952	4	2606	0	33	16	1307	522	39	0	362	21	1767	61
écart-type	2431	1	206	0	16	0	108	42	4	0	1	1	103	16
Valeurs en mg/Kg														

Annexe 5

**Données brutes des dosages de quelques métaux contenus dans la tourbe
après utilisation en colonne**

Annexe 5: Données brutes des dosages de quelques métaux contenus dans la tourbe après utilisation en colonne.

Colonne Hauteur	Métaux (en mg /kg)													
	Al	As	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	P	Pb	S	Zn
1 H1	5191	2	46660	6	44	121	6342	1250	91	16	987	25	n.d.	61
1 H2	4378	2	20440	1	50	33	6732	1269	26	14	527	23	n.d.	14
1 H3	12120	3	30670	n.d.	50	28	9378	1149	76	7	661	22	n.d.	34
2 H1	27160	4	132400	3	124	70	44320	1403	202	12	3186	20	n.d.	42
2 H2	10600	4	37760	n.d.	64	25	14880	980	51	5	790	22	n.d.	27
2 H3	14080	2	17140	n.d.	60	22	17120	1649	87	7	489	22	n.d.	43
3 H1	7741	5	16960	3	53	81	12200	769	42	15	1271	14	1228	37
3 H2	9810	1	55077	n.d.	75	42	14614	1480	66	6	955	20	n.d.	10
3 H3	14680	2	22290	n.d.	65	25	16320	1735	117	2	783	22	1837	68
4 H1	8780	2	36780	17	55	225	11140	1308	151	24	1517	33	n.d.	135
4 H2	7944	4	26270	3	49	63	7393	1307	47	6	603	20	n.d.	11
4 H3	10320	3	20660	n.d.	48	29	7675	1632	48	6	500	21	n.d.	1
5 H1	13280	5	73480	2	74	37	29490	795	252	8	1061	11	1305	49
5 H2	15250	6	33020	n.d.	95	45	24920	1386	82	11	1254	22	2005	45
5 H3	15660	5	21700	n.d.	71	25	19940	1344	68	4	985	20	1467	47
6 H1	4697	3	20710	4	48	95	6837	963	66	17	752	19	1540	72
6 H2	4794	3	25540	n.d.	54	26	6770	957	28	4	552	16	1568	17
6 H3	26490	3	16490	n.d.	58	24	20560	1651	80	4	780	21	n.d.	17
7 H1	2309	3	33340	4	40	64	2756	825	48	14	530	17	1576	55
7 H2	3397	2	54130	n.d.	37	18	2119	1156	55	6	626	19	1984	17
7 H3	9742	1	19360	n.d.	33	13	3068	1133	22	4	411	24	n.d.	4
moyenne	10877	3,10	36232	4,78	59	53	13551	1245	81	9,14	915	21	1612	38

n.d. = non-délectable

Annexe 6
Détermination de la conductivité hydraulique
d'une colonne de tourbe

Annexe 6: Détermination de la conductivité hydraulique d'une colonne de tourbe

La méthode utilisée est tirée de: Methods of soil analysis (1986).

Les conditions de saturation sont maintenue à l'aide d'un simple montage consistant à conserver une tête d'eau constante à la surface de la colonne. Une période de 24 heures d'attente a été observée afin de permettre l'obtention d'un état d'équilibre dans la colonne. Le degré de compaction utilisé était de 20 g/cm³. Le calcul de la valeur de conductivité hydraulique repose sur la formule suivante:

$$K_s = \frac{V \times L}{[At(H_2 - H_1)]}$$

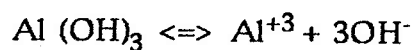
où V = volume d'eau
L = longueur du filtre (69 cm)
A = surface du filtre (20,43 cm²)
t = temps
H = hauteur de la tête d'eau (9 cm)

Temps (en minutes)	Volume filtré (en ml)	Conductivité (cm / minute)	Temps de rétention (en minutes)
25	92	1,77	39,0
25	112	2,16	31,9
54	238	2,27	30,4
10	46	2,22	31,1
50	222	2,14	32,2
41	204	2,39	28,8

Annexe 7

Calculs des produits de solubilité pour le fer et l'aluminium

A) Produit de solubilité pour l'hydroxyde d'aluminium:



$$10^{-33} = [\text{Al}^{+3}] [\text{OH}^-]^3$$

$$-33 = \log [\text{Al}^{+3}] + 3 \log [\text{OH}^-]$$

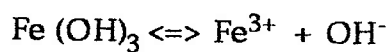
$$-33 - 3(-14 - \text{pH}) = \log [\text{Al}^{+3}]$$

$$9 - 3 \text{pH} = \log [\text{Al}^{+3}]$$

* constante tirée de Campbell et al. (1983)

pH	Log [Al ⁺³]
1	6
5	-6
6	-9
7	-12
8	-15

B)Produit de solubilité pour l'hydroxyde de fer:



$$10^{-38,45} = [\text{Fe}^{+3}] [\text{OH}^-]^3$$

$$-38,45 = \log [\text{Fe}^{+3}] + 3 \log [\text{OH}^-]$$

$$-38,45 - 3 \log [\text{OH}^-] = \log [\text{Fe}^{+3}]$$

$$-38,45 - 3 (-14 + \text{pH}) = \log [\text{Fe}^{+3}]$$

$$3,55 - 3\text{pH}$$

*constante tirée de CRC (1986)

pH	Log [Fe ⁺³]
1	0,55
5	-11,45
6	-14,45
7	-17,45
8	-20,45

Solubilité de quelques phosphates de métaux (tiré de Collins *et al.*, 1985)

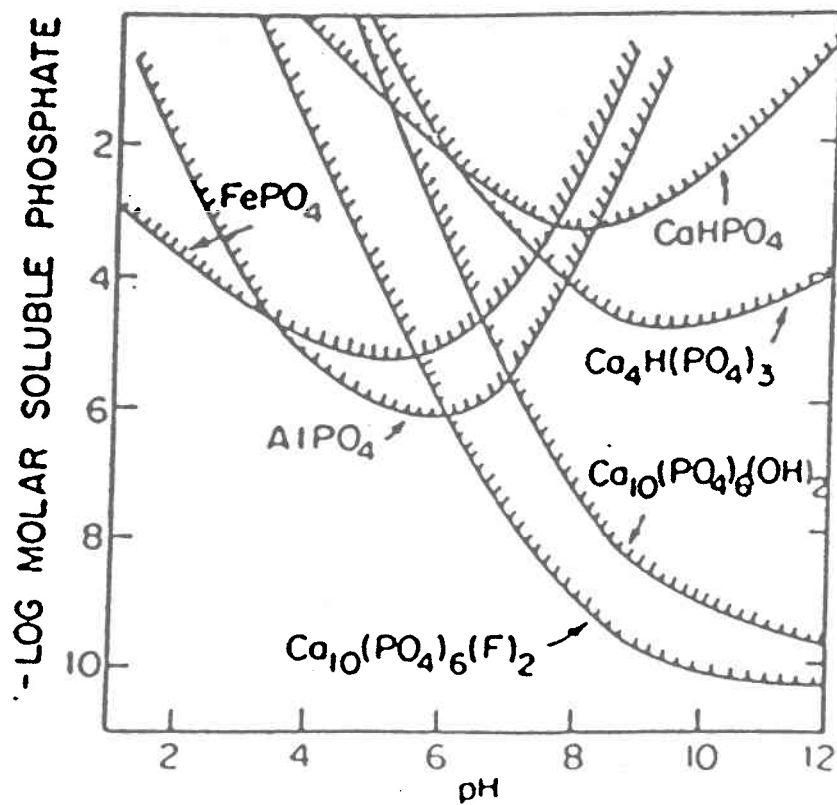


FIGURE 3

Solubility of Metal Phosphates (5)