

Université de Montréal

**Effet de l'aération d'appoint, de la saison et de l'espèce de macrophytes dans le traitement d'un effluent piscicole par marais artificiel**

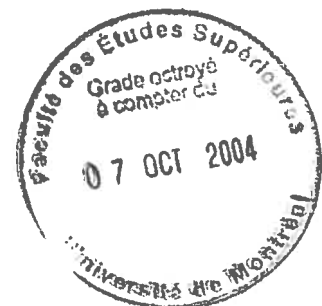
Par  
Claudiane Ouellet-Plamondon, ing. jr

Département de sciences biologiques  
Institut de recherche en biologie végétale  
Faculté des Arts et des Sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures  
en vue de l'obtention du grade de M.Sc. sciences biologiques

Avril, 2004

© Claudiane Ouellet-Plamondon, 2004



QK

3

U54

2004

v. 003

## AVIS

L'auteur a autorisé l'Université de Montréal à reproduire et diffuser, en totalité ou en partie, par quelque moyen que ce soit et sur quelque support que ce soit, et exclusivement à des fins non lucratives d'enseignement et de recherche, des copies de ce mémoire ou de cette thèse.

L'auteur et les coauteurs le cas échéant conservent la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent ce document. Ni la thèse ou le mémoire, ni des extraits substantiels de ce document, ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans l'autorisation de l'auteur.

Afin de se conformer à la Loi canadienne sur la protection des renseignements personnels, quelques formulaires secondaires, coordonnées ou signatures intégrées au texte ont pu être enlevés de ce document. Bien que cela ait pu affecter la pagination, il n'y a aucun contenu manquant.

## NOTICE

The author of this thesis or dissertation has granted a nonexclusive license allowing Université de Montréal to reproduce and publish the document, in part or in whole, and in any format, solely for noncommercial educational and research purposes.

The author and co-authors if applicable retain copyright ownership and moral rights in this document. Neither the whole thesis or dissertation, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms, contact information or signatures may have been removed from the document. While this may affect the document page count, it does not represent any loss of content from the document.

Université de Montréal  
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :  
**Effet de l'aération d'appoint, de la saison et de l'espèce de macrophytes dans le traitement d'un effluent piscicole par marais artificiel**

Présenté par  
Claudiane Ouellet-Plamondon, ing. jr

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

André Bouchard  
Président-rapporteur

Jacques Brisson  
Directeur de recherche

Yves Comeau  
Codirecteur

Alain Cogliastro  
Membre du jury

« La chimie de la biosphère est toute pénétrée par les phénomènes de la vie, par l'énergie cosmique absorbée par elle, et ne peut être comprise dans ses traits les plus généraux sans que la place occupée par la matière vivante dans le mécanisme de la biosphère soit mise en lumière. »

Wladimir Vernadski, La biosphère, 1926

## Résumé

Les objectifs de ce travail de maîtrise sont de comprendre l'effet de l'aération d'appoint et de l'espèce de macrophytes sur les performances épuratoires estivales et hivernales d'un marais artificiel à écoulement horizontal sous la surface (MAEHSS). Les macrophytes ont été cultivés en serre à l'été 2002 et à l'hiver 2003 dans des bassins d'un mètre carré par 0,3 m de profondeur remplis d'un substrat de gravier. Les seize unités ont été alimentées par une solution de boue piscicole diluée. La qualité de l'affluent et de l'effluent des bassins a été analysée et la quantité d'eau perdue par évapotranspiration a été mesurée. La biomasse aérienne a été récoltée à la fin de la période de croissance et la biomasse souterraine, à la fin de l'expérience.

Nous avons comparé la contribution de quatre macrophytes présents au Québec - *Phragmites australis*, *Calamagrostis canadensis*, *Phalaris arundinacea* et *Typha angustifolia* - dans le traitement d'un effluent piscicole. Les résultats montrent que tous les bassins plantés sont plus efficaces que les bassins non plantés, surtout en hiver. *Calamagrostis* est l'espèce la moins efficace, avec la plus grande différence en hiver pour l'enlèvement du NTK et du TP. C'était aussi l'espèce avec la plus faible biomasse souterraine. Il y avait peu de différence entre les trois autres espèces au niveau de l'efficacité d'épuration. Celles-ci ont produit une plus importante biomasse souterraine et des rhizomes. Dépendant de leur disponibilité locale et de leur statut d'envahissement, toutes trois peuvent être utilisées pour le traitement d'eaux usées de piscicultures.

L'aération d'appoint des bassins a amélioré l'enlèvement de la matière organique et des nutriments, surtout en hiver. Elle a eu un effet significatif positif sur la nitrification en diminuant la proportion de  $\text{NH}_4\text{-N}$  dans l'effluent final. Elle a aussi augmenté la proportion de  $\text{o-PO}_4\text{-P}$  de l'effluent, ce qui aurait un effet positif sur l'enlèvement du phosphore avec un substrat adsorbant. Nous recommandons l'ajout de l'aération artificielle pour le design des MAEHSS pour maintenir la performance toute l'année.

**Mots clés**

Marais artificiel à écoulement horizontal sous la surface, eaux usées, pisciculture, aération d'appoint, saison, *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Phalaris arundinacea*, *Calamagrostis canadensis*.

## Abstract

The objectives of this Masters were to understand the effect of forced aeration and macrophytes species on treatment efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetland (HSSFCW) during summer and winter. The research was conducted in a greenhouse. Sixteen units were fed with diluted trout farm sludge. Water quality of the influent and the effluent was analyzed in summer 2002 and winter 2003. The aboveground biomass was analysed at the end of the growing season and the belowground biomass at the end of the experiment.

We compared four macrophytes present in Quebec - *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Phalaris arundinacea* and *Calamagrostis canadensis* – for the treatment of a fish farm effluent. Planted units were more efficient in organic matter and nutrients removal than unplanted units, especially in winter. *Calamagrostis* was the least efficient species, with the largest difference being for winter TKN and TP removal. It was also the species with the lowest belowground biomass. There were little differences in removal efficiency between the three other species; all produced a large belowground biomass and rhizomes. Depending on local availability and invasiveness, all three can be used for fish farm wastewater treatment.

Forced aeration improved organic matter and nutrients removal, especially in winter. It had a positive significant effect on nitrification by decreasing the proportion of  $\text{NH}_4\text{-N}$  in the final effluent. It also increased the proportion of  $\text{o-PO}_4\text{-P}$  in the effluent which has a potential positive impact on further phosphorus removal with adsorbing substrate. We recommend the addition of artificial aeration for cold climate HSSFCW design to optimise performance year long.

## Keywords

Horizontal subsurface flow constructed wetlands, wastewater, fish farm, artificial aeration, season, *Phragmites*, *Typha*, *Phalaris*, *Calamagrostis*, cold climate.



<b>Table des matières</b>	
Résumé .....	iv
Mots clés.....	v
Abstract .....	vi
Keywords .....	vi
Table des matières.....	vii
Liste des tableaux .....	x
Liste des figures .....	xii
Liste des sigles et des abréviations .....	xiii
Remerciements.....	xiv
Avant-propos.....	xvi
1 Introduction.....	1
1.1 Problématique .....	3
1.2 Système proposé.....	4
1.3 Hypothèse et objectif du mémoire.....	5
1.4 Effet de l'aération .....	5
1.5 Effet de la saison .....	7
1.6 Effet de l'espèce .....	8
1.7 Démarche expérimentale.....	12
2 Article 1: Performance improvement with forced aeration in subsurface flow wetland.....	15
2.1 Introduction .....	15
2.2 Materials and Methods .....	17
2.3 Results .....	19
2.3.1 Biomass .....	19
2.3.2 Organic matter .....	19
2.3.3 Nutrients .....	20
2.4 Discussion.....	22
2.4.1 Effect of aeration .....	22
2.4.2 Effect of macrophytes .....	23
2.4.3 Effect of season .....	24
2.5 Conclusion .....	24

Acknowledgments .....	25
References .....	25
3 Article 2: Comparison of four species in subsurface flow wetlands for fish farm effluent treatment .....	30
3.1 Introduction .....	30
3.2 Materials and methods .....	31
3.3 Results .....	33
3.3.1 Biomass .....	33
3.3.2 Water loss and evapotranspiration.....	33
3.3.3 Organic matter .....	34
3.3.4 Nutrients .....	35
3.4 Discussion.....	36
3.4.1 Effect of macrophytes .....	36
3.4.2 Species differentiation .....	37
3.4.3 Dormant season.....	39
3.4.4 Ecological considerations .....	40
3.5 Conclusion .....	41
Acknowledgements .....	41
References .....	41
4 Conclusion .....	47
5 Références .....	51
6 Annexes .....	I
6.1 Problématique .....	I
6.1.1 Marais artificiel à écoulement horizontal sous la surface .....	I
6.1.2 Problématique : bilan de phosphore.....	II
6.1.3 Hypothèses, objectifs et activités de recherche .....	III
6.2 Biochimie des MAEHSS.....	IV
6.2.1 Zone aérobie et anaérobie dans un bassin non aéré.....	IV
6.2.2 Zone aérobie et anaérobie du bassin non-planté aéré .....	V
6.2.3 Réactions dans le substrat aéré.....	VI
6.2.4 Réactions autour de la racine .....	VII
6.3 Macrophytes .....	VIII

6.3.1	Rôle des macrophytes .....	VIII
6.3.2	Comparaison des quatre espèces de macrophytes .....	IX
6.3.3	Cartes de distribution des espèces.....	X
6.4	Expérimentation .....	XII
6.4.1	Chronologie de l'expérimentation.....	XII
6.4.2	Schéma expérimental .....	XIII
6.4.3	Coupe de l'unité pilote.....	XIV
6.5	Procédures et protocoles.....	XV
6.5.1	Procédure de collecte de boue .....	XV
6.5.2	Procédure de travail en serre .....	XVII
6.5.3	Protocole de détermination de la biomasse souterraine .....	XVIII
6.5.4	Protocole pour déterminer la concentration du biofilm autour du substrat.....	XX
6.6	Données .....	XXI
6.6.1	Composition de la boue .....	XXI
6.6.2	Données estivales de concentration .....	XXII
6.6.3	Données hivernales.....	XXVI
6.6.4	Masse sèche de la biomasse aérienne .....	XXIX
6.6.5	Résultats de l'analyse foliaire .....	XXX
6.6.6	Masse sèche de la biomasse souterraine .....	XXXI
6.7	Analyses complémentaires.....	XXXII
6.7.1	Mesures d'oxygène dissous .....	XXXII
6.7.2	Concentration des colonnes .....	XXXIII
6.7.3	Données de concentration de métaux .....	XXXV
6.7.4	Analyses du biofilm .....	XXXVII
6.7.5	Analyses du potentiel rédox .....	XXXIX
6.7.6	Analyses cinétiques .....	XLIII
6.7.7	Bilan de l'azote .....	XLVI
6.7.8	Plantation d'un marais à Saint-Damien.....	XLVIII
6.8	Rapports de stages .....	L
6.8.1	Stage à l'Université de Floride .....	L
6.8.2	Rapport de stage à l'Université de Savoie.....	LVI

## Liste des tableaux

Table 2-1 Biomass data .....	19
Table 2-2 NH <sub>4</sub> -N/TKN-N and o-PO <sub>4</sub> -P/TP ratio for summer and winter .....	21
Table 3-1 Aboveground biomass, belowground biomass and belowground: aboveground ratio .....	33
Table 3-2 NH <sub>4</sub> -N/TKN-N ratio for summer and winter .....	36
Table 3-3 Belowground: aboveground biomass ratio comparison .....	39
Tableau 6-1 Hypothèses, objectifs et activités de recherche .....	III
Tableau 6-2 Résumé des rôles principaux des macrophytes dans les marais épuration (Brix, 1997).....	VIII
Tableau 6-3 Comparaison des quatre espèces de macrophytes .....	IX
Tableau 6-4 Chronologie de l'expérimentation .....	XII
Tableau 6-5 Composition de 5 barils de surnageant/boue échantillonnés à Saint- Alexis le 14 mai 2002.....	XXI
Tableau 6-6 Composition de la boue échantillonnée à Saint-Damien et analysée les 3 et 4 juillet 2002 .....	XXI
Tableau 6-7 Composition de la boue échantillonnée à Saint-Damien le 8 août 2002 .....	XXI
Tableau 6-8 Données brutes estivales.....	XXII
Tableau 6-9 Données hivernales brutes .....	XXVI
Tableau 6-10 Biomasse pour l'étude de l'effet de l'aération.....	XXIX
Tableau 6-11 Biomasse pour l'étude de l'effet de l'espèce .....	XXIX
Tableau 6-12 Analyse foliaire pour l'étude de l'effet de l'aération .....	XXX
Tableau 6-13 Analyse foliaire pour l'étude de l'effet de l'espèce .....	XXX
Tableau 6-14 Masse sèche de la biomasse souterraine pour l'étude de l'effet de l'aération .....	XXXI
Tableau 6-15 Masse sèche de la biomasse souterraine pour l'étude de l'effet de l'espèce .....	XXXI
Tableau 6-16 Oxygène dissous à la sortie des bassins (effet de l'aération) ..	XXXII
Tableau 6-17 Oxygène dissous à la sortie des bassins (effet de l'espèce)....	XXXII
Tableau 6-18 Efficacité des colonnes après le bassin planté.....	XXXIII

Tableau 6-19 Concentration en métaux de l'effluent .....	XXXV
Tableau 6-20 Mesure du biofilm pour l'étude de l'effet de l'aération .....	XXXVIII
Tableau 6-21 Mesure du biofilm pour l'étude de l'effet de l'espèce .....	XXXVIII
Tableau 6-22 Mesures du potentiel rédox à 5 cm de la surface des bassins du 2003-09-05.....	XLI
Tableau 6-23 Mesures du potentiel rédox à 5 cm de la surface des bassins du 2003-09-04.....	XLI
Tableau 6-24 Mesures du potentiel rédox à 5 cm du fond des bassins du 2003- 09-03 .....	XLI
Tableau 6-25 Mesures à 5 cm du fond des bassins du 2003-09-02 .....	XLII
Tableau 6-26 Constante de réaction empirique pour l'enlèvement de la BOD <sub>5</sub> et coefficient de température .....	XLV
Tableau 6-27 Constante de réaction empirique pour l'enlèvement du NT et coefficient de température .....	XLV
Tableau 6-28 Bilan estival de l'azote .....	XLVI
Tableau 6-29 Bilan hivernal de l'azote.....	XLVII

## Liste des figures

Figure 2-1 Effect of aeration and macrophytes on organic matter removal in summer and winter; a) COD, b) BOD <sub>5</sub> , c) TSS.....	20
Figure 2-2 Effect of aeration and macrophytes on nutrient removal in summer and winter .....	21
Figure 3-1 Effect of macrophytes species on summer and winter evapotranspiration.....	34
Figure 3-2 Effect of macrophytes species on summer and winter organic matter removal; a) COD, b) BOD <sub>5</sub> .....	35
Figure 3-3 Effect of macrophytes species on summer and winter nutrients removal; a) TKN, b) TP.....	36
Figure 6-1 Marais artificiel à écoulement horizontal sous la surface (adapté de Chazarenc, 2003) .....	I
Figure 6-2 Bilan de phosphore pour une pisciculture en circuit ouvert (adapté de Comeau, 2002) .....	II
Figure 6-3 Oxydation et réduction dans les MAEHSS .....	IV
Figure 6-4 Zone aérobie supplémentaire du bassin aéré.....	V
Figure 6-5 Transformations du carbone et de l'azote dans le substrat.....	VI
Figure 6-6 Transformations du carbone et de l'azote autour des racines .....	VII
Figure 6-7 Distribution de <i>Phragmites australis</i> au Canada (Haber, 1999) .....	X
Figure 6-8 Distribution du <i>Phalaris arundinacea</i> en Amérique du Nord (Centre Saint-Laurent, 2003).....	X
Figure 6-9 Distribution de <i>Typha angustifolia</i> en Amérique du Nord (Flora of North America, 2004) .....	XI
Figure 6-10 Distribution du <i>Calamagrostis canadensis</i> au Etats-Unis (USDA, 2004) .....	XI
Figure 6-11 Schéma expérimental (Gagnon, 2004) .....	XIII
Figure 6-12 Coupe de l'unité pilote (Gagnon, 2004) .....	XIV
Figure 6-13 Variation du potentiel rédox entre deux alimentations .....	XL
Figure 6-14 Schéma de plantation (Ministère de l'environnement, 1998).....	XLIX

## Liste des sigles et des abréviations

Français	Anglais	
DBO <sub>5</sub>	BOD <sub>5</sub>	Demande biochimique en oxygène à 5 jours
DCO	COD	Demande chimique en oxygène
MAEHSS	HSSFCW	Marais artificiel à écoulement horizontal sous la surface
MES	TSS	Matière en suspension
MVES	VSS	Matière volatile en suspension
NTK	TKN	Azote total Kjeldahl
NH <sub>4</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Azote ammoniacal
NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	Nitrite
NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	Nitrate
o-PO <sub>4</sub>	o-PO <sub>4</sub>	Orthophosphate
PT	TP	Phosphore total
sDBO <sub>5</sub>	sBOD <sub>5</sub>	Demande biochimique en oxygène soluble, 5 jours
sDCO	sCOD	Demande chimique en oxygène soluble

## Remerciements

Je remercie mon directeur de maîtrise Jacques Brisson pour sa confiance en l'expérience qui m'a motivé à persévérer dans la collecte de données, pour sa proposition de stages à l'étranger qui a élargi les connaissances acquises au cours de ma maîtrise et pour ses connaissances sur les macrophytes, nécessaires au moment de la discussion des données. Je remercie également mon codirecteur de maîtrise Yves Comeau pour son expertise en traitement des eaux et sa rigueur à toutes les étapes de la recherche qui m'ont motivé à maintenir la qualité du travail de maîtrise. Je remercie Mourad Kharoune, Simon Naylor et Florent Chazarenc, pour leurs conseils scientifiques et techniques. Le soutien technique de Laurent Côté, Martine Provost, Chris Donka, Christine Galipeau, Sabina Tigges, Vincent Gagnon et Denis Bouchard fut important pour mener à bon le suivi du dispositif expérimental et les analyses de laboratoire. Je remercie Stéphane Daigle pour les analyses statistiques. Gabriel Teodorescu, Michel Lemay, Claude Lafleur et Michel Chartré se sont aussi assurés du bon fonctionnement de la serre au Jardin botanique. La disponibilité de Mark Brown à l'Université de Floride m'a permis de faire des essais avec la méthode d'analyse de système basée sur l'Emergy, développée par H.T. Odum. Je remercie Gérard Merlin de l'Université de Savoie de m'avoir permis de faire des analyses sur la dégradation enzymatique dans les *filtres plantés de roseaux*. Yves Boulanger de la Pisciculture des Alléghanys nous a accordé la possibilité de faire la collecte d'effluent réel pour tester le système de traitement proposé à une échelle expérimentale. Cette étude a été rendue possible grâce au support financier du Conseil en recherche et en sciences naturelles et génie (CRSNG) et la Société de recherche et développement en aquaculture continentale (SORDAC).

Les recommandations de Sean Campbell, Ben Abdallah et Réjean Plamondon ont fait en sorte que j'ai continué mes études en sciences biologiques. Je souligne la présence d'Alain Cogliastro qui m'a engagé à l'été 1999 pour travailler au Jardin botanique. Nadine Bachand et Margot Caldwell m'ont encouragée à travailler sur les marais filtrants. J'envoie un clin d'œil à Cindy Gilbert, Olathe Clark, Ralf Latham, Jeremy Tonnelli, Kristina Cockle, Sonia Edworthy, Peter Mentik,



Benjamin Beckwith, Delaine Clyne et autres amis qui sont passés dans les environs de May Street, Halifax. J'envoie une pensée à mon grand-père Jean-Baptiste Ouellet qui a travaillé aux côtés de *Phragmites australis* alors qu'elle était clairsemée dans les forêts. Je remercie Mélanie-Joelle Gorton, Lise Ouellet, Clairéline Ouellet-Plamondon et David Hardy pour la relecture du texte. Je souligne la présence de Christine Provost, Marie-Christine Pagé, Philippe Cauchon-Voyer, Candice Lospied, Étienne Yergeau, Laetitia Liousanne, Simon Joly et Karine Benjamin pour leur présence au cours de ces deux années, et autres amis avec lesquels j'ai discuté sur Internet. Que l'aspect filtrant du marais artificiel nous inspire tous à garder notre vie et notre esprit sains.

## Avant-propos

La beauté de l'étude du marais artificiel réside dans la combinaison de phénomènes d'enlèvement physiques, chimiques et biologiques. En milieu extérieur, le marais comporte une variabilité stochastique inhérente liée aux variations des concentrations de l'effluent et des conditions environnementales, le procédé étant ouvert. Sa fonction de traitement n'est peut être pas optimale, mais cette technologie permet l'étude de plus près d'un sous-ensemble de la nature. Le marais comporte trois phases : liquide par l'effluent à traiter, solide par le médium filtrant et gazeuse par l'oxygène et la formation de gaz au cours de la dégradation. La composante biologique est essentielle. Avec l'épuration se développe une chaîne trophique.

Dans le cadre de cette maîtrise en sciences biologiques, j'ai tenté de m'attarder à la composante biologique. Le mécanisme de fonctionnement des plantes modèles n'est pas encore bien compris (et demande un niveau d'étude hors du cadre des besoins de recherche immédiats). La prédiction de la dynamique d'un écosystème l'est encore moins. L'ingénierie des écosystèmes est encore à ses débuts.

# 1 Introduction

Le marais artificiel reproduit essentiellement un microcosme de marais naturel où l'eau usée devient la source d'éléments nutritifs de l'écosystème. Ce procédé d'épuration des eaux est ouvert à l'environnement, l'énergie solaire étant la principale source d'énergie. L'eau s'écoule dans un substrat habité par des microorganismes, des invertébrés et où s'enracinent des macrophytes. Le marais artificiel évolue dans le temps. À l'intérieur de la période du temps de rétention hydraulique, la matière organique et les nutriments sont transformés par des phénomènes d'épuration physiques (filtration, adsorption, décantation), chimiques (précipitation, oxydation et échanges ioniques) et biologiques (transformations d'oxydoréduction, biodégradation, assimilation) (Kadlec et Knight, 1996; Reddy et D'Angello, 1997; IWA, 2000). À plus longue échelle peut s'installer des phénomènes d'introduction et de succession d'espèces (Mitsch et Gosselink, 2000).

Il a été démontré que le marais artificiel s'avère une solution efficace et économique pour le traitement décentralisé des eaux domestiques, agricoles, de ruissellement, industrielles et minières en Europe et aux États-Unis. La gamme d'eau traitée par marais artificiel se multiplie (IWA, 2000). En 2000, on dénombrait 10 000 systèmes de traitement d'eau par marais artificiel en Europe (Platzer, 2000). On peut probablement en compter le même nombre dans le reste du monde. Au Québec, le marais artificiel s'est surtout développé, au début des années 1990, à partir de la fin du Programme d'assainissement des eaux du Québec – de 1978 à 1994 – (Villeneuve, 2004). On peut estimer qu'il y a probablement au moins une soixantaine de marais artificiels construits au Québec, dont une quarantaine construits par le Roseau Épurateur Inc. et une vingtaine par d'autres groupes (Galarneau, 2004). Entre le 1<sup>er</sup> mars 2000 et le 1<sup>er</sup> mars 2003, 17 projets de marais artificiels ont reçu un certificat d'autorisation par le ministère de l'Environnement pour le traitement d'effluent domestique (Mc Fadden, 2003). L'utilisation des marais épurateurs est ainsi en croissance au Québec comme ailleurs.

Il existe trois grands types de marais artificiel, soit le marais à écoulement en surface, le marais à écoulement horizontal sous la surface et le marais à écoulement vertical (Kadlec et Knight; 1996, IWA, 2000). La décharge d'eaux usées dans les marais naturels aux États-Unis date de plus de cent ans. Cela aurait inspiré la conception de marais à écoulement en surface dans les années 1970 (IWA, 2000). Les marais à écoulement sous la surface sont plus appropriés à un climat froid, puisque les communautés bactériennes sont protégées contre le gel (Wittgren et Maehlum, 1997; Werker *et al.*, 2002). Le tout premier marais artificiel à écoulement horizontal a été construit pour le traitement d'effluent de source animale en 1956 en Allemagne par Kathe Seidel, chercheuse à l'Institut Max Planck à Plon. La version verticale des marais a été conçue par l'équipe de la même chercheuse dans les années 1970 (Seidel, 1966; Bastien et Hammer, 1993). Depuis, la conception des marais a été raffinée par plusieurs équipes européennes, américaines et australiennes. Dans les marais à écoulement vertical, l'alimentation se fait en surface de manière intermittente. Ce type d'écoulement présente toutefois un risque de gel à l'entrée pour les climats nordiques. Les marais épurateurs à écoulement horizontal sous la surface (MAEHSS) se montrent donc les plus appropriés pour le Québec (Annexe 6.1.1). L'eau s'y déplace de manière horizontale dans un média granulaire enraciné de macrophytes.

Le MAEHSS demeure un procédé en développement. Le ministère de l'Environnement du Québec rappelle que ce type de marais doit être précédé d'une unité de traitement aérobie, à moins que l'effluent ne soit faiblement chargé (Bernier, 2001). L'évaluation des MAEHSS par la United State Environmental Protection Agency (USEPA) en 1993 rappelait que les axes de recherche prioritaires pour une application de plus grande envergure des marais artificiels étaient entre autres une meilleure compréhension de la transformation de l'azote et de sa variation en fonction de la température, du besoin et des sources en oxygène et d'espèces autres que *Typha*, *Phragmites* et *Scirpus* pour la détermination d'une espèce optimale (USEPA, 1993). La problématique présentée ci-dessous permet de poursuivre la recherche dans ces directions.

## 1.1 Problématique

La production piscicole en eau douce a été en constante expansion pendant 20 ans au Québec, due à l'augmentation de la demande pour le poisson de table et celle destinée à l'ensemencement pour la pêche récréative. Elle est passée de 300 tonnes de poissons en 1980 à 1870 tonnes en 2001 (Morin, 2002). Au Québec, tout nouveau projet d'expansion ou de construction d'une installation piscicole nécessite l'obtention d'un certificat d'autorisation conformément à la Loi sur la qualité de l'environnement (Q-2). Ces certificats deviennent de plus en plus difficiles à obtenir. Une campagne d'échantillonnage de cinq importantes piscicultures commerciales réalisée en 1998 révèle que les rejets de phosphore dépassent les critères de qualité de l'eau du ministère de l'Environnement. Le rejet d'un excès de phosphore cause l'eutrophisation des lacs et des rivières. À court terme, l'industrie cherche donc des moyens d'épuration pour ses effluents (Ouellet, 1999).

Parallèlement, la production d'acier génère des scories, un résidu solide qui a de fortes capacités d'adsorber le phosphore. Ce sous-produit se compose principalement de silicates de calcium et de ferrites associés par fusion à des oxydes de fer, de manganèse, de calcium et de magnésium. Le Québec en produit 300 000 tonnes par année (Piché, 2003). La principale voie de valorisation des scories reste la fabrication d'agrégats et de matériaux de construction pour les routes. La masse volumique des scories, plus élevée que celle des autres agrégats par sa haute teneur en fer, fait que les scories sont plus dispendieuses à transporter. La recherche sur la déphosphatation des eaux usées par les scories d'aciérie se développe présentement. Les scories ont été retenues lors d'une étude comparative de différents matériaux ayant la capacité d'adsorber et de précipiter le phosphore (Forget, 2001). Les scories provenant de fours à arc électrique se sont révélées plus efficaces que les scories de haut fourneau (Lospied, 2003). Pour que la déphosphatation par scories soit efficace, elle nécessite que l'effluent soit épuré au préalable de sa charge en matière organique et en azote.

## 1.2 Système proposé

Ce projet de maîtrise s'inscrit dans un programme de recherche sur l'épuration des eaux de pisciculture par marais artificiels réalisé en collaboration par l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV), l'École Polytechnique et l'industrie piscicole québécoise depuis 1997 (Comeau *et al.*, 2001). Dans une expérience précédente réalisée à l'IRBV, il a été déterminé que le marais artificiel le plus efficace comporte deux étapes (Naylor *et al.*, 2003). Un premier bassin est constitué d'un substrat neutre dans lequel sont plantés des macrophytes qui éliminent la matière organique et l'azote. Celui-ci a déjà été testé pour l'effluent piscicole (Zachritz *et al.*, 1993; Comeau *et al.*, 2001; Lin *et al.*, 2002; Schulz *et al.*, 2003). L'eau partiellement traitée s'écoule ensuite dans un deuxième bassin constitué d'un substrat adsorbant, comme les scories d'acier, servant à l'enlèvement du phosphore (Drizo *et al.*, 2002; Arias *et al.*, 2003; Naylor *et al.*, 2003).

À partir de bilans de masse réalisés à la Pisciculture des Alléghanys aux sites de Saint-Damien et de Saint-Alexis, des piscicultures en circuit ouvert, il a été observé que les boues concentraient en 0,1% du débit de l'effluent, 25% de la charge rejetée en phosphore (Annexe 6.1.2) (Comeau *et al.*, 2002). L'eau de la zone de décantation à la fin d'un rigolet est pompée vers le silo à boue. Celui-ci agit comme un digesteur anaérobie où le phosphore est relargué en solution. L'effluent du silo suit une chaîne de traitement composée d'une unité de MAEHSS suivie d'une unité de scories. Le restant de l'effluent, soit 99,9 % du débit contenant 75 % du phosphore rejeté, est traitable par lit mobile adsorbant.

Ce projet de maîtrise porte sur l'unité MAEHSS du système en abordant les conditions d'aération, la composition végétale et la saison. Le MAEHSS, une technologie fondée sur la création d'un écosystème artificiel, se prête bien à cette solution d'écologie industrielle où les sous-produits d'une activité industrielle, la sidérurgie, deviennent les matières premières pour la composante de traitement des eaux d'un second réseau d'activités, la pisciculture.

### 1.3 Hypothèse et objectif du mémoire

L'hypothèse de ce projet de recherche s'énonce de la façon suivante: un marais artificiel peut traiter efficacement, et en toute saison, un effluent piscicole en autant qu'une espèce de macrophyte optimale soit utilisée et que de l'aération d'appoint lui soit fournie.

Ainsi, l'objectif général de ce projet de maîtrise est de tester la performance des marais artificiel en fonction de trois variables :

- l'aération d'appoint,
- la saison,
- l'espèce de macrophytes.

L'hypothèse sera vérifiée ou infirmée expérimentalement dans le cadre du projet de maîtrise. Comme ces résultats portent sur la première année d'établissement des macrophytes, de futures expériences seront nécessaires pour compléter la démonstration. Le tableau à l'annexe 6.1.3 résume les hypothèses, les objectifs et les activités de recherche.

### 1.4 Effet de l'aération

L'oxygène est un accepteur d'électrons final pour les réactions chimiques et biochimiques. Il accélère la dégradation de la matière organique et l'élimination de l'azote dans les marais épurateurs. Toutefois, l'oxygène n'est pas requis pour toutes les réactions. La dénitrification, la réduction du nitrate en azote gazeux, nécessite des conditions anoxie. Un marais bien conçu doit permettre le passage de condition aérobie à anoxie. Nous posons l'hypothèse que l'aération forcée en début de traitement améliore l'efficacité d'enlèvement et le maintien en hiver, surtout pour un site nordique comme la pisciculture de Saint-Damien.

Dans les marais à écoulement horizontal sous la surface, les apports en oxygène sont limités à la diffusion de l'oxygène de l'air à l'eau et aux pertes d'oxygène par les racines. Il existe un débat sur la quantité d'oxygène transférée par les racines des macrophytes (Bedford *et al.*, Sorrel and Armstrong, 1992). Les

mesures varient avec la méthode d'instrumentation. Le flux d'oxygène varie aussi avec la saison, le développement et la densité de racines (Amstrong, 1990). Cet apport en oxygène serait insuffisant pour les transformations de l'azote et de la matière organique. Les marais opèrent alors en condition anaérobie ou anoxique (Hammer et Knight, 1994, IWA, 2000; Kadlec et Knight, 1996). De telles conditions diminuent la nitrification, entraînant des concentrations élevées en azote ammoniacal à l'effluent et réduisant l'efficacité de traitement, à moins que les charges organiques appliquées soient faibles ou que l'affluent soit peu chargé (Laouali *et al.*, 1998; IWA, 2000; Bernier, 2001). L'efficacité d'enlèvement de l'azote total dans les MAEHSS se situe souvent autour de 45% (Kadlec et Knight, 1996; Bernier, 2001; Vymazal *et al.*, 2001).

Plusieurs auteurs recommandent l'ajout d'une unité à écoulement vertical en amont du MAEHSS. Celle-ci permet un meilleur apport d'oxygène pour les processus de dégradation aérobie comme la nitrification et les transformations du carbone. Elle est suivie d'un marais à écoulement horizontal, pour les processus anoxie comme la dénitrification. Ces systèmes hybrides sont de plus en plus recommandés pour optimiser les performances épuratoires (Cooper, 1999; Maehlum et Stalcke, 1999; Platzer, 1999). Toutefois, il manque souvent de matière carbonée dans la deuxième unité pour une bonne dénitrification (Boutin *et al.*, 1999). Il existe aussi un débat concernant l'utilisation des marais à écoulement vertical dans les climats froids. Certaines analyses par bilan d'énergie appuient leur faisabilité pour les climats nordiques lorsque la surface est isolée en hiver (Smith *et al.*, 1997). Les systèmes hybrides sont conseillés pour le Québec (Les Consultants RSA, 1993; Bernier, 2001). Il existe tout de même très peu de marais à écoulement vertical construits au Québec. Les Consultants RSA en ont construits au moins quatre pour le traitement de l'effluent domestique qui sont en fonctionnement depuis une dizaine d'années, dont celui du zoo de Saint-Félicien. Ces installations seraient aussi performantes en hiver (Villeneuve, 2004). Toutefois, le point de vue adopté par la présente équipe de recherche est qu'il y a tout de même un risque de gel à l'entrée en



hiver, surtout pour le traitement de l'effluent piscicole sortant du silo à boue à 4°C.

L'ajout d'oxygène par aération artificielle (Davies et Hart, 1990; Cottingham *et al.*, 1999; Wallace *et al.*, 2000) et l'ajout d'oxygène par un prétraitement aérobie (Maehlum *et al.*, 1995) ouvrent des voies d'optimisation plus fiables. Nous proposons d'ajouter de l'oxygène par un diffuseur à l'entrée du MAEHSS pour augmenter l'efficacité d'enlèvement de la matière organique et des nutriments d'un marais filtrant. L'aération d'appoint devient une voie d'optimisation du procédé, d'amélioration des performances hivernales, de réduction de taille du MAEHSS et du temps de rétention hydraulique.

L'aération artificielle affecte la biochimie à l'intérieur des MAEHSS. Elle change d'abord les zones aérobies et anaérobies dans les bassins expérimentaux aérés. L'annexe 6.2.1 montre les zones dans un bassin non planté et non aéré. La seule zone aérée est la mince couche d'oxygène diffusé. Les ions se trouvent sous forme oxydée, soit  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Mn}^{4+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ . Une fois l'oxygène consommé, ces constituants deviennent de nouveaux accepteurs d'électrons des réactions biogéochimiques et se transforment en formes réduites, par l'intermédiaire de microorganismes,  $\text{N}_2$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{CH}_4$ . Dans les bassins aérés (Annexe 6.2.2), l'aération ajoute une seconde source d'oxygène qui favorise les formes oxydées des constituants présents. L'annexe 6.2.3 présente les réactions de transformation de base du carbone et de l'azote à la surface du substrat aéré. L'annexe 6.2.4 illustre ces réactions à la surface des racines. Dans les bassins plantés, une couche aérobie supplémentaire est fournie par l'oxygène transféré par les racines, répartie selon la structure racinaire et le métabolisme des macrophytes.

## 1.5 Effet de la saison

La photopériode et la température créent des cycles d'alternance de vie active et de dormance chez les macrophytes. La partie aérienne meurt à l'hiver, limitant ainsi les activités métaboliques (Raven *et al.*, 1999). Il y a une translocation des

nutriments de la partie aérienne à la partie souterraine (Garver *et al.*, 1988). Les cycles annuels de température affectent le bilan d'eau et la concentration finale de l'effluent des marais artificiels (Kadlec, 1999). La température optimale des processus d'enlèvement biogéochimiques effectués par l'intermédiaire des microorganismes se situe entre 20 et 35 °C. Lorsque la température diminue, les réactions se produisent plus lentement (Reddy et Burgoon, 1996; Wittgren et Maehlum, 1997). Nous posons l'hypothèse que les saisons affectent les performances épuratoires des marais artificiels.

L'effet de la saison sur les marais n'est pas encore bien expliqué. La température affecte nécessairement les transformations de l'azote (Werker *et al.*, 2002). Certaines études montrent que l'enlèvement de la DBO<sub>5</sub> varie peu avec la température (Kadlec et Knight, 1996; Hook *et al.*, 2003). Toutefois, l'application des marais épurateurs à grande échelle au Québec nécessite que cette observation soit vérifiée localement, car un marais artificiel devrait être efficace en toute saison.

## 1.6 Effet de l'espèce

Les macrophytes jouent un rôle actif dans les marais artificiels (Annexe 6.3.1). Ils influencent l'écoulement hydraulique et entreposent des nutriments (IWA, 2000). Ils permettent la création de nouveaux habitats fauniques. Cela fournit aux marais épurateurs des attributs supplémentaires dans le choix de procédés de traitement (Kadlec et Knight, 1996; Knight, 1997). Les espèces plantées dans le marais peuvent influencer la composition des espèces de microorganismes, l'aération naturelle du substrat et la résistance aux conditions hivernales (Brix, 1997). Le choix de l'espèce pourrait alors affecter la performance du système. La question de l'influence de l'identité de l'espèce n'a pas été entièrement résolue (IWA, 2000; Jing *et al.*, 2002; Hook *et al.*, 2003). La capacité de l'espèce à former une monoculture dense, la disponibilité locale, la forte biomasse et la robustesse face aux conditions d'utilisation semblent des critères importants (Chambers et McComb, 1994; IWA, 2000). Nous posons l'hypothèse qu'il existe des espèces optimales pour les marais artificiels.

Quatre espèces de macrophytes présents au Québec - *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Typha angustifolia* et *Calamagrostis canadensis* – ont été choisies pour cette expérience. Les trois premières espèces sont les plus fréquemment utilisées dans la construction de marais filtrants (IWA, 2000). Quoiqu'elles paraissent toutes apporter des performances épuratoires acceptables, leur comparaison permet de déterminer s'il y a une meilleure espèce. L'annexe 6.3.2 compare les particularités écologiques de ces espèces. L'annexe 6.3.3 montre des cartes de distribution de chacune des espèces au Canada et en Amérique du Nord.

*Phragmites australis* se démarque dans la littérature comme une espèce modèle pour l'étude et la modélisation du transport d'oxygène de l'atmosphère à la rhizosphère. Une pressurisation interne est générée par les gradients de température et de vapeur d'eau entre les espaces internes lacunaires et l'atmosphère ambiante. Cette pressurisation interne est convertie en flux convectif dans les rhizomes (Amstrong *et al.*, 1987, 1990, 2000; Brix *et al.*, 1992). Ces capacités de transport seraient attribuées aux espèces des milieux humides avec une tige cylindrique érigée et des feuilles linéaires. Ces espèces seraient plus compétitives en condition anaérobie que celles qui effectuent le transport de l'oxygène par simple diffusion (Brix *et al.*, 1992; Sorrel *et al.*, 2000). Sa capacité à oxygéner le substrat en fait une des espèces les plus efficaces pour le traitement des eaux usées (IWA, 2000). *Phragmites australis*, une grande graminée vivace, produit de longs rhizomes blancs ivoire. Ses panicules persistent tout l'hiver sur les tiges dénudées (Bouchard et Néron, 1999). Elle se trouve sur tous les continents, sauf en Antarctique. En Amérique du Nord, elle est présente aux États-Unis et dans le sud du Canada dans les marais et rivages. Elle était originellement clairsemée dans le Québec jusqu'à la fin des années 1950 (Frère Marie-Victorin, 1995; Centre Saint-Laurent, 2003). En Amérique du Nord, elle est maintenant considérée une plante envahissante, plus abondante sur la côte est où la plupart des populations constitueraient un génotype introduit d'Europe (Mehrhoff *et al.*, 2001). Au Québec, elle forme de grandes

colonies dans les fossés de drainage le long des autoroutes (Bouchard et Néron, 1999).

*Phalaris arundinacea*, une graminée vivace à souche rampante, a fait ses preuves pour les applications de marais artificiels (Bernard et Lauve, 1995; IWA, 2000) et pour les applications de stabilisation des berges (Ministère de l'Environnement, 1998). Cette espèce est reconnue pour sa capacité de produire de l'énergie sous forme de biomasse, d'essence et de pâte (Bole et Gould, 1985; Lewandowski *et al.*, 2003; Pahkala et Pihala, 2000). Cette graminée se multiplie par reproduction sexuée ou par voie végétative, grâce à la croissance abondante de rhizomes vigoureux (Centre Saint-Laurent, 2003). Elle forme de large monoculture dans les lieux humides, les marais et rivages des grands cours d'eau. Cette espèce est native de l'Amérique du Nord et de l'Europe. On la retrouve partout au Canada et aux États-Unis, sauf dans les états du sud-ouest (Mehrhoff *et al.*, 2001; Centre Saint-Laurent, 2003; USDA, 2004). Elle existait déjà au Canada avant d'être importée en grande quantité sous forme de cultivars européens pour la production de fourrage (Dore et McNeill, 1980). Les plants indigènes et les cultivars européens sont très semblables et aucune caractéristique distinctive évidente ne permet de les différencier les uns des autres. *Phalaris arundinacea* a une croissance vigoureuse qui lui permet d'éliminer les espèces avec lesquelles elle fait compétition pour l'espace (Apfelbaum et Sams, 1987). *Phragmites* et *Phalaris* sont des espèces invasives des écosystèmes des terres humides du sud-ouest du Québec sur les rives du Fleuve Saint-Laurent depuis les années 1970 (Delisle *et al.*, 2003; Lavoie *et al.*, 2003).

Plusieurs espèces de *Typha* sont souvent citées dans la littérature pour leurs performances épuratoires (IWA, 2000). Elles possèdent aussi de bonnes aptitudes au transport de l'oxygène dans le sol (Brix *et al.*, 1992; Sorrel *et al.*, 2000). De la famille des Typhacées, ces espèces forment des colonies monospécifiques dans les marais profonds et le bord des routes. Elles colonisent de nouveaux sites par la dispersion des graines seulement là où le sol reste

humide au bord de l'eau. Elles ont de meilleures aptitudes par la multiplication végétative des rhizomes latéraux (Grace et Wetzel, 1982; Frère Marie-Victorin, 1995). La capacité de *Typha* à se propager par ses rhizomes est connue depuis les années 1840, l'une des premières observations dans l'étude de la phytodynamique (Von Sachs, 1892). Une fois qu'un site est colonisé, la germination est inhibée et le maintien de la population se fait par voie végétative (Grace et Wetzel, 1982). *Typha angustifolia* a reçu moins d'attention que *Typha latifolia* dans la littérature des marais artificiels, les deux espèces du Québec du genre *Typha*. *Typha angustifolia* est plus grande, possède des feuilles plus étroites et de plus abondantes réserves dans les rhizomes. Elle est plus compétitive dans les eaux plus profondes (Grace et Wetzel, 1982). Des essais confirment tout de même son potentiel épuratoire (Clarke *et al.*, 2002). Son caractère envahissant est observé dans les plaines du Minnesota avec *Phalaris arundinacea* (Galatowitsch *et al.*, 2000; Green et Galatowitsch, 2001).

L'intérêt de tester *Calamagrostis canadensis* réside dans le fait qu'elle est moins nuisible en milieu agricole que *Phalaris* ou *Typha* par exemple (Galatowitsch *et al.*, 2000). *Calamagrostis* est une graminée vivace de forte taille qui forme des monocultures sur des alluvions humides (Frère Marie-Victorin, 1995). On la retrouve aussi dans les prairies ouvertes et dans les forêts de pins, d'épinettes et mixtes. Elle est présente abondamment au nord du 35<sup>e</sup> parallèle de latitude en Amérique du Nord. On la retrouve même dans le nord jusque dans les archipels arctiques (Aiken *et al.*, 2001). Quoiqu'elle produise de fins rhizomes en surface du sol, elle se propage surtout par ses graines sur de nouveaux sites. *Calamagrostis canadensis* a aussi le potentiel d'être invasive sur des sites ouverts et perturbés en forêt boréale. La forte densité de la partie aérienne nuit à l'établissement de semis d'épinettes pour la reforestation (Lieffers *et al.*, 1993; Block *et al.*, 1999). Elle n'a jamais été utilisée pour des applications en marais épurateurs. Sa capacité à former des monocultures en milieux humides en fait une espèce pertinente à tester pour les applications de marais artificiels.

Comme ces quatre espèces ont toutes un potentiel envahisseur des milieux perturbés humides, il est important de déterminer le statut local d'une espèce avant de l'implanter dans un marais artificiel. Par exemple, il n'y a pas de restriction à utiliser *Typha angustifolia* et *Calamagrostis canadensis* pour la région du Saint-Laurent. Une bonne isolation du marais au milieu environnant, par une membrane géotextile ou du ciment, permet aussi de limiter la propagation des espèces par les rhizomes à partir du marais artificiel. Face à une certaine corrélation entre la capacité épuratoire et le caractère envahissant des espèces, un sous-objectif de cette expérience devient de déterminer des critères de sélection d'espèces de macrophytes qui représenteraient des alternatives écologiques.

## 1.7 Démarche expérimentale

La démarche expérimentale a comporté des étapes de préparation du dispositif expérimental, de collecte de données, d'analyse et de rédaction. La chronologie de l'expérience se trouve à l'annexe 6.4.1. L'annexe 6.4.2 montre le schéma expérimental de la serre U-4 au Jardin botanique. Un réservoir réfrigéré entrepose la solution pendant un maximum de 3,5 jours. Une pompe péristaltique centrale dirige l'effluent à un bassin de redistribution pour ensuite irriguer les unités expérimentales à l'aide de pompes péristaltiques secondaires. La partie de l'effluent non évapotranspirée est récupérée dans des chaudières graduées installées en aval des bassins pour la réalisation des bilans hydriques. Dix bassins permettent de faire la comparaison des quatre espèces de macrophytes. *Phragmites*, *Calamagrostis*, *Phalaris* et *Typha* sont plantées dans des bassins individuels avec duplicat et témoins non plantés. L'étude sur l'effet de l'aération se fait en douze bassins, soit quatre bassins avec *Typha*, quatre avec *Phragmites* et quatre témoins aérés. La moitié des bassins dans chaque catégorie est aérée par un diffuseur installé à l'entrée des bassins, ajustable par valve. Les unités pilotes ont une superficie de 1 m<sup>2</sup> et une profondeur de 0,32 m. À l'annexe 6.4.3, une vue en coupe montre les composantes actives de cet écosystème reconstitué, soit les macrophytes, le biofilm, le substrat et l'eau usée.

Les activités de collecte de données ont été effectuées selon un protocole établi. Comme nous avons travaillé à partir d'un effluent réel, la procédure pour les aventures de collecte de boue dans la région de Bellechasse est détaillée à l'annexe 6.5.1. La procédure du suivi rigoureux du système en serre est expliquée à l'annexe 6.5.2. Les échantillons ont été analysés pour huit variables, soit les MES, DCO, DBO<sub>5</sub>, NTK, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PT et o-PO<sub>4</sub>, selon les méthodes standards (APHA *et al.*, 1998). Ce travail en condition expérimentale a permis l'échantillonnage de la biomasse souterraine. Elle a été récoltée à la fin de l'expérience et triée selon trois catégories de racines - rhizomes, racines et radicelle - tel que décrit au protocole de l'annexe 6.5.3. Des échantillons de substrat à deux profondeurs ont aussi été récoltés pour tenter de quantifier le biofilm du milieu granulaire. Le protocole de détermination du biofilm se trouve à l'annexe 6.5.4. Ces procédures devraient permettre à de futurs étudiants de poursuivre les travaux dans le domaine.

Cette expérience s'est déroulée en deux périodes de prise de données. Une première s'est déroulée du 20 juillet au 15 octobre 2002 et une deuxième, du 1<sup>er</sup> février au 30 mars 2003. Un à deux mois de préparation a précédé la prise de données. La composition de la boue est présentée à l'annexe 6.6.1. Elle semblait assez variable. Les données brutes estivales sont fournies à l'annexe 6.6.2; les hivernales à l'annexe 6.6.3. La biomasse aérienne a été récoltée à la fin de la période de croissance. Les annexes 6.6.4 et 6.6.5 présentent la masse sèche et l'analyse de la composition foliaire. La biomasse souterraine a été échantillonnée à la fin de l'expérience et les données recueillies sont présentées à l'annexe 6.6.6.

Des analyses complémentaires ont été effectuées au cours de cette maîtrise. J'ai tenté de mesurer la différence en concentration d'oxygène dissous à la sortie des unités. Les données sont présentées à l'annexe 6.7.1. Nous avons testé le système complet de traitement de l'effluent avec des colonnes de scories d'acier en aval des bassins à quelques reprises. Les résultats recueillis se trouvent à

l'annexe 6.7.2. J'ai essayé de savoir si les macrophytes affectaient la concentration en métaux de l'effluent. Les données de métaux à la sortie des bassins plantés et des colonnes sont tabulées à l'annexe 6.7.3. Les essais de quantification du biofilm sont présentés à l'annexe 6.7.4. L'annexe 6.7.5 montre les résultats des mesures redox préliminaires. Des études cinétiques exploratoires sont présentées à l'annexe 6.7.6. Un bilan de l'azote a été effectué pour les bassins aérés (Annexe 6.7.7). Suite à ces travaux expérimentaux, nous avons planté un marais en mai 2004 à la station pilote de Saint-Damien, tel qu'expliqué à l'annexe 6.7.8.

Dans le cadre des apprentissages de cette maîtrise, deux stages à l'étranger ont complété les activités de recherche. Un premier stage à l'Université de Floride a permis de prendre contact avec les méthodes d'écoingénierie utilisées à plusieurs échelles. L'annexe 6.8.1 donne le compte rendu du stage. Un deuxième séjour a été effectué à l'Université de Savoie. Cette fois-ci, la microbiologie des marais artificiels en Europe a été étudiée. Le court rapport de stage se trouve à l'annexe 6.8.2.

Ce mémoire de maîtrise propose ainsi l'étude de l'optimisation potentielle des marais épurateurs par l'aération d'appoint et par le choix d'espèces optimales en vue de rendre plus durable l'industrie des piscicultures et celle de l'aciérie. Les résultats des activités principales de recherche sont présentés dans deux articles. Le prochain chapitre présente l'article sur l'effet de l'aération et le suivant sur l'effet de l'espèce de macrophytes. L'effet de la saison a été étudié dans les deux cas.



## **2 Article 1: Performance improvement with forced aeration in subsurface flow wetland**

Ouellet-Plamondon, C.<sup>(1)</sup>, J. Brisson<sup>(1)</sup> and Y. Comeau<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup>Plant Biology Research Institute and University of Montreal  
4101 Sherbrooke St. E., Montreal (QC) Canada H1X 2B2

<sup>(2)</sup>Department of Civil, Geological and Mining Engineering,  
Ecole Polytechnique, Montreal (QC), Canada H3C 3A7

Keywords: subsurface flow wetland, aeration, fish farm effluent, cold climate

### **2.1 Introduction**

Oxygen, a strong electron acceptor, plays essential roles in subsurface flow constructed for wetland wastewater treatment. Aerobic decomposition of organic matter is faster and yields more energy than anaerobic respiration and fermentation (Fetchel and Finlay, 1995). It offers more favourable and faster pathways for microbial decomposition. Macrophytes regulate carbon and nitrogen cycling by O<sub>2</sub> transport through aerenchymous tissues of stems and roots into the rhizosphere. For nitrogen mineralization, nitrification requires oxygen (Reddy et al., 1989). Nitrification is considered to be a rate-limiting step for nitrogen mineralisation (Gersberg *et al.*, 1983; Kowalchuk and Stephan, 2001). The resulting nitrate is also the form that macrophytes can readily assimilate (Marschner, 1986). However, other processes, such as denitrification, are better performed under anaerobic conditions (Reddy *et al.*, 1989). Thus, constructed wetland design should provide a change from aerobic to anaerobic conditions (Hammer and Knight, 1994).

Oxygen may be limited in horizontal flow subsurface flow constructed wetlands (HSSFCW). It is supplied by diffusion both from the atmosphere to the water and from oxygen transport from the leaves to the root zone. The relative

importance of oxygen released in situ from the rhizosphere remains a debate (Bedford *et al.*, 1991; Sorrel and Armstrong, 1994). The oxygen transferred to the roots was found to balance almost exactly with the roots respiratory oxygen consumption (Brix *et al.*, 1992). Thus, oxygen availability is often insufficient for the aerobic organic matter decomposition and for nitrification (Brix, 1997; Reed and Brown, 1997; IWA, 2000; Wu *et al.*, 2001). Preceding HSSFCW with vertical flow wetlands (VFW) with intermittently fed improves oxygen transfer (Boutin *et al.*, 1999; Cooper, 1999; Platzer, 1999). VFW is less practical in cold climates due to risks of freezing at the effluent inlet.

In northern regions, the use of constructed wetlands is limited by low temperature (Wittgren and Maehlum, 1997). Macrophytes are dormant and microbial kinetics decreases in winter (IWA, 2000). Anaerobic conditions, incomplete nitrification and low temperature reduce the efficiency of HSSFCW (IWA, 2000) and may make them variable and unpredictable (Werker, 2002). To overcome these deficiencies, artificial aeration (Davies and Hart, 1990; Cottingham, 1999) and aerobic pretreatment (Maehlum *et al.*, 1995) have been recommended for cold climate.

This research project aimed at optimizing fish farm effluent treatment (Comeau *et al.*, 2001). HSSFCW has already been used to treat fish farm effluent (Zachritz and Jaquez, 1993; Lin *et al.*, 2002; Schulz *et al.*, 2003). The current application is related to the need of fish farms to adapt to new water quality discharged criteria due to the excessive quantity of phosphorus being discharged in fresh water bodies. The system proposed consists of a two-step treatment for the sludge extracted from raceway settling zones and decantation basins. A HSSFCW first treats organic matter and nitrogen and second, a smaller non-planted unit filled with steel slag, a highly adsorbing substrate, removes phosphorus (Arias *et al.*, 2003; Naylor *et al.*, 2003).

This study investigated the effect of artificial root zone aeration on the HSSFCW part of the system. We hypothesized that adding an air diffuser at the front end

of the bed would favour aerobic processes while the remaining part of the beds could still offer anaerobic conditions for denitrification processes. We compared the performance of aerated and non-aerated beds, planted and non-planted, *Typha* and *Phragmites* in the treatment of a trout farm effluent in a greenhouse experiment, both during the active and dormant growth season.

## 2.2 Materials and Methods

Research took place in a greenhouse at the Botanical garden of Montreal. The controlled environment limited the number of variables interacting with the objectives of the study. The experimental system consisted of two 1500 L refrigerated bulk tanks to store the effluent, a central peristaltic pump, two redistribution basins with mixers, four peristaltic pumps, twelve 1 m<sup>2</sup> wetlands units (1.23 m long x 0.78 m large x 0.32 m deep) and two buckets, in series, after each wetland unit to collect the treated effluent. The wetland units were filled with a 10-15 mm river gravel up to 3 cm from the edge. A 30-40 mm river stone gabion at the inlet and the outlet facilitated water distribution and evacuation. Water table was kept 4 cm under the substrate surface. The basins were aerated with a diaphragm air pump diffusing in a horizontal 20 cm diameter circle at the bottom entrance of the beds.

The experiment consisted of six duplicated treatments. Four beds were planted with *Phragmites australis*, four with *Typha angustifolia*, and the remaining four were left unplanted. Half of the beds in each treatment were aerated. *Phragmites australis* is the most widely used macrophyte for constructed wetlands and *Typha* is also one of the most suitable macrophytes for HSSFCW (IWA, 2000). A local species of *Typha*, *Typha angustifolia*, was selected. Both macrophytes are known for their physiological structures that improve oxygen transfer, such as aerenchyma and lenticels, and internal pressurisation (Kadlec and Knight, 1996; Brix *et al*, 1992). Beds were planted on May 3<sup>rd</sup>, 2002 from collected rhizomes in fields on the south shore of the St-Lawrence River near Montreal. They were fertilized with N, P, and K for the first month to ensure a proper start-up.

A reconstituted effluent from fish farm sludge collected in a silo acting as a settler and an anaerobic digester at a flow-through trout farm was used for the experiments. The sludge was diluted to obtain an average of 15 g COD/m<sup>2</sup>/d, 3 g BOD<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>/d, 6 g TSS/m<sup>2</sup>/d, 0.50 g N/m<sup>2</sup>/d and 0.15 g P/m<sup>2</sup>/d. Fifteen litres were fed twice a day in each bed starting in June. The resulting hydraulic loading was 3 cm/m<sup>2</sup>/d and the resulting void hydraulic retention time was 3.6 days.

Data were collected during summer 2002 from July to October (macrophytes fully active,  $T_{avg}$  of 22 °C). During winter 2003, measurements were taken from January to March (dormant season, above-ground portion previously harvested,  $T_{avg}$  of 7 °C). During these periods, the volume of the final effluent was measured three to four times a week to measure evapotranspiration and to conduct the hydraulic mass balances. Removal efficiency calculations were based on mass balance between a sampling point in the storage bulk tank and a second one at the end of the wetland unit. The following parameters were measured according to Standard Methods (APHA *et al.*, 1998): COD, BOD<sub>5</sub>, TSS, TNK, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, TP and o-PO<sub>4</sub>. There was nine sampling campaigns in summer and six in winter, except BOD<sub>5</sub> was sampled twice for each season. At the end of the summer period of 2002, the entire above ground portion of the macrophytes was harvested and their foliage was analysed for nutrient content. At the end of the experiment, two 30 cm diameter and 30 cm deep cores of substrate were taken along each planted basins central axis, at 30 cm from the inlet and 30 cm from the outlet, to estimate the belowground biomass. Both aboveground and belowground biomass were dried at 60°C for 72 h and weighted. From the two cores, four samples of substrate were collected, two in the first 5 cm and two in the last 5 cm. The samples were weighted and ignited at 550 °C to estimate the organic portion of the biofilm. Analyses of variance (two-way-ANOVA) followed by multiple comparisons of means according to Tukey's method were performed to test differences between treatments according to aeration and macrophytes within each growth season.

## 2.3 Results

### 2.3.1 Biomass

Macrophytes assimilated nutrients from the influent for their growth (Table 2-1). *Typha* and *Phragmites* produced similar amount of aboveground biomass, with and without aeration. The belowground biomass samples were divided in three categories: rhizomes, roots and rootlets. *Typha* produced more total belowground biomass and rhizomes than *Phragmites*.

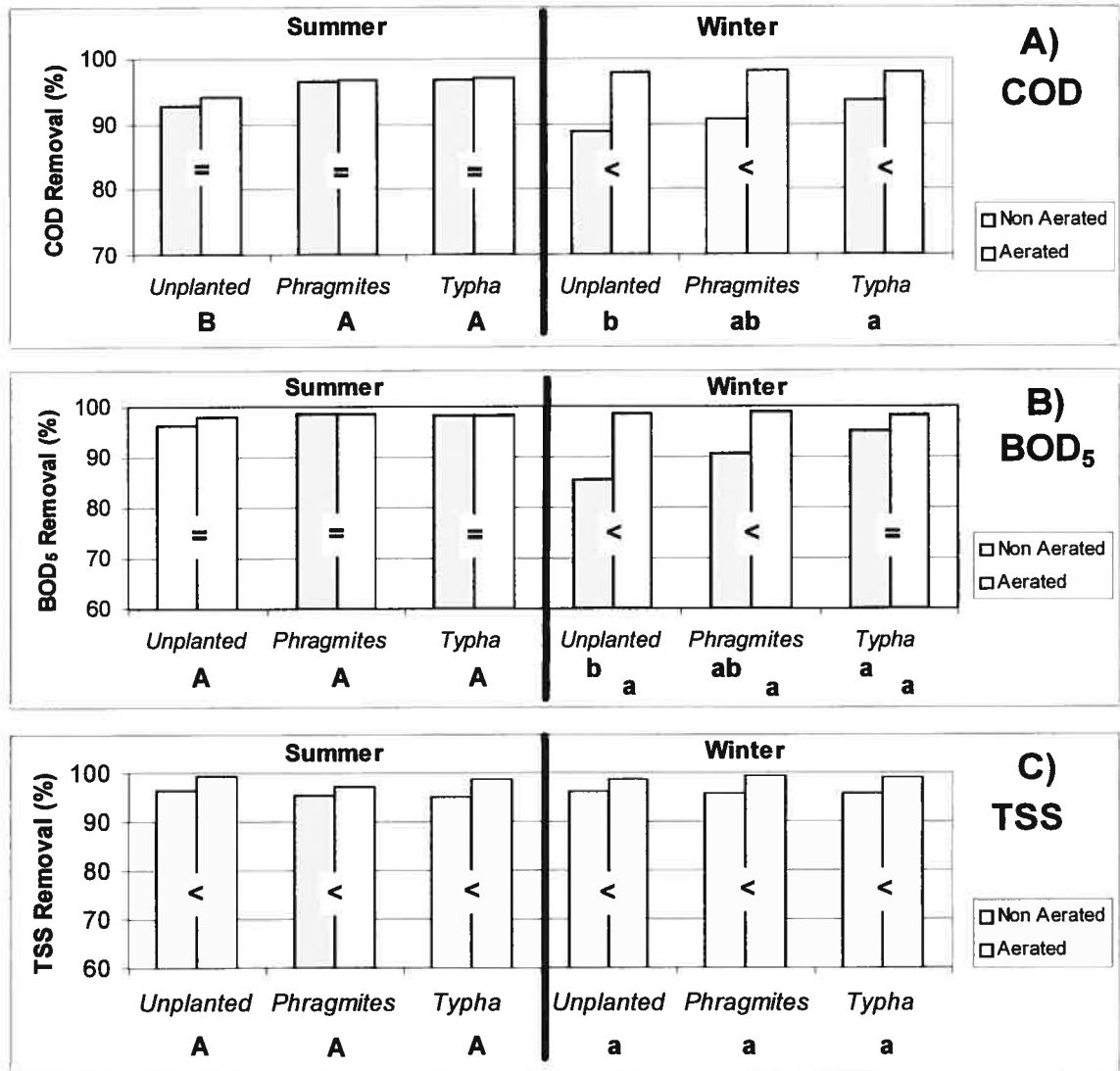
**Table 2-1 Biomass data**

Treatment	Aboveground biomass (g/m <sup>2</sup> )*	Belowground biomass (g/m <sup>2</sup> )			
		Total	Rhizomes	Roots	Rootlets
<i>Phragmites</i>	1110 +/- 36	946 +/- 356	406 +/- 186	500 +/- 144	40 +/- 26
Aerated <i>Phragmites</i>	1100 +/- 39	590 +/- 251	229 +/- 98	297 +/- 118	63 +/- 35
<i>Typha</i>	988 +/- 51	2460 +/- 817	1673 +/- 250	621 +/- 370	168 +/- 197
Aerated <i>Typha</i>	1050 +/- 120	1990 +/- 728	1350 +/- 731	573 +/- 3	64 +/- 6

\* Mean +/- standard deviation

### 2.3.2 Organic matter

The organic matter removal efficiency was calculated from a mass balance using inlet and outlet concentration and volume measurements (Table 2-1). Summer and winter statistical tests were conducted separately. In summer, aeration improved TSS removal only ( $p_{as}TSS < 0.05$ ;  $p_{as}$ : p-value, effect of aeration in summer). In winter, aeration improved TSS and COD removal ( $p_{aw}TSS < 0.05$ ;  $p_{aw}COD < 0.05$ ;  $p_{aw}$ : effect of aeration in winter). In summer, macrophytes improved significantly COD removal only ( $p_{ms} < 0.01$ ;  $p_{ms}$ : effect of macrophytes in summer). In winter, macrophytes influenced BOD<sub>5</sub> and COD removal ( $p_{mw}COD < 0.05$ ;  $p_{mw}BOD_5 < 0.05$ ;  $p_{mw}$ : effect of macrophytes in winter). Among non-aerated beds, *Typha* beds were more efficient, followed by *Phragmites* and then unplanted.



**Figure 2-1 Effect of aeration and macrophytes on organic matter removal in summer and winter; a) COD, b) BOD<sub>5</sub>, c) TSS.<sup>1</sup>**

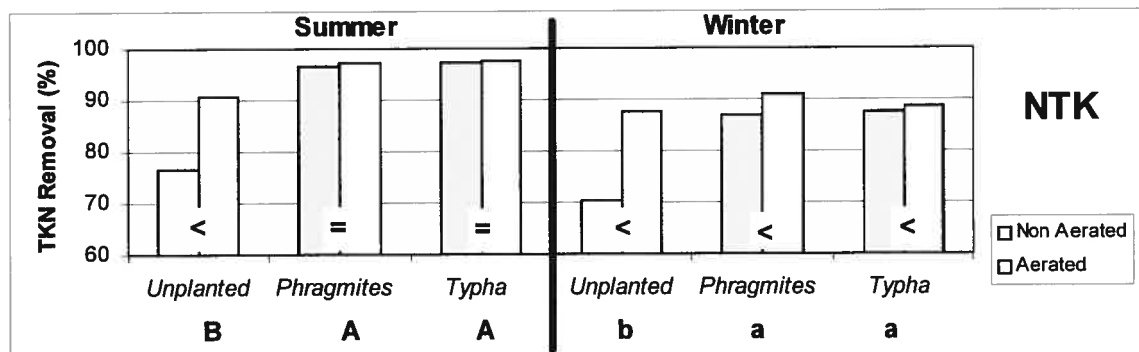
### 2.3.3 Nutrients

Aeration improved summer TKN removal for unplanted units only ( $p_{asTKN} < 0.05$ ) (Figure 2-2). During winter, all aerated units were significantly more efficient than non-aerated units ( $p_{awTKN} < 0.01$ ). Macrophytes improved significantly

<sup>1</sup> The effect of macrophytes is presented on the histograms with different letter codes - summer: capital letter, winter: lower case letter - according to multiple comparisons of means using Tukey's method.

summer ( $p_{ms}TKN < 0.01$ ) and winter TKN removal ( $p_{mw}TKN < 0.01$ ). The  $NH_4-N/TKN-N$  ratio in the final effluent presented in Table 2-2 indicates that there was significantly less ammonia in aerated than unaerated basins both in summer ( $p_{as}TKN < 0.01$ ) and winter ( $p_{aw}TKN < 0.05$ ). The only exception was non-aerated *Typha* in the winter which had comparable results to its aerated version. In winter, macrophytes bed effluent contained significantly less ammonia than aerated and non-aerated unplanted units.

Aeration appeared to improve TP removal in winter while planted units were more efficient than unplanted in summer but none of these results were significant due to variability. Aeration had a significant effect on the  $o-PO_4-P/TP$  ratio (Table 2-2). All aerated units had a higher  $o-PO_4-P$  outlet proportion, independently of macrophytes and season ( $p_{as}TP < 0.01$ ;  $p_{aw}TP < 0.05$ ).



**Figure 2-2 Effect of aeration and macrophytes on nutrient removal in summer and winter**

**Table 2-2  $NH_4-N/TKN-N$  and  $o-PO_4-P/TP$  ratio for summer and winter**

Comparison	Summer		Winter	
	$NH_4-N/TKN$	$o-PO_4/TP$	$NH_4-N/TKN$	$o-PO_4/TP$
Unplanted	0.90	0.06	0.80	0.15
<i>Phragmites</i>	0.50	0.05	0.15	0.07
<i>Typha</i>	0.50	0.11	0.09	0.10
Aerated unplanted	0.46	0.49	0.24	0.45
Aerated <i>Phragmites</i>	0.17	0.28	0.05	0.54
Aerated <i>Typha</i>	0.18	0.27	0.06	0.64

## 2.4 Discussion

### 2.4.1 Effect of aeration

Artificial aeration affects the reactivity of water constituents. It has a positive effect on organic matter and nutrient removal. It improved TSS removal in summer and winter. The main purpose of aeration in wastewater treatment is for aerobic biological and chemical removal processes. Our results showed that aeration improved winter COD and BOD<sub>5</sub> removal. The best improvement was for BOD<sub>5</sub> removal in non-planted units, which increased from 86% (non-aerated) to 98% (aerated). Aeration supplied the oxygen used by microorganisms in biochemical oxidation of organic matter, otherwise limited in HSSFCW. There was no apparent difference between summer and winter efficiency for aerated units. Additional oxygen compensated for the reduction of removal kinetics due to temperature. Other studies have shown a strong connection between total oxygen demand and root zone oxygenation status (Allen *et al.*, 2002). Furthermore, artificial aeration limits anaerobic conditions and thus methanogenesis and greenhouse gas emission (Brix *et al.*, 2001).

Artificial aeration transformed nutrients in solution, notably by stimulating nitrification as shown by a lower effluent NH<sub>4</sub>-N/TKN-N ratio. Nitrification is controlled by dissolved oxygen (Reddy and D'Angelo, 1997) Cottingham *et al.* (1999) observed artificial aeration improves nitrification, but in their case the low BOD<sub>5</sub> concentration at the end of the treatment decreased the denitrification efficiency. The Forced Bed Aeration™ in wetlands (Wallace *et al.*, 2000) was also reported to improve considerably COD and NH<sub>4</sub>-N removal.

Our results showed a higher effluent o-PO<sub>4</sub>-P/TP ratio in winter in aerated units. Aeration released soluble inorganic P. It confirms the link between oxygen and phosphorus equilibrium (Wittgren and Maehlum, 1997). This increase in orthophosphates has a positive impact on the next treatment units of our proposed treatment system as it should be better precipitated in the steel slag unit that follows the HSSFCW.



The improved performance of the HSSFCW caused by forced aeration may be surprising considering the already very high efficiency of non-aerated units. It is recognised HFSSCW feed with fish farm effluent are usually more efficient than average and that the effect of macrophytes remains small. Zarritz *et al.* (1993) and Lin *et al.* (2002) measured similar efficiencies in a HSSFCW experiment with similar loading and higher hydraulic retention time (HRT). Schulz *et al.* had lower efficiencies for TSS, organic matter and nutrient removal for a HRT of less than a day. This high efficiency can also be explained by the controlled environment and by previous processing in the distribution tank. In summer, HRT caused by evapotranspiration improved the performance too (He and Mankin, 2001). The theoretical HRT was 3.6 day, but 5.4 day with the measured 33% evapotranspiration (relative humidity 60%) in planted beds. It was hard to estimate kinetics coefficient in this experiment, because all units were very efficient. A potential advantage of artificial aeration is that the area of HSSFCW can be reduced.

On a practical stand point, our aerated basin gave an effluent comparable to tertiary nitrification standard all year long, while most systems are comparable to secondary standard (Yin and Shen, 1995; Vymazal *et al.*, 2001). Aerated HSSFCW hydraulic and organic loading rates, retention time, effluent BOD<sub>5</sub> and NH<sub>4</sub> were comparable to that provided by a rotating biological contactor while requiring more surface but less energy to maintain it. Other more intensive processes, such as trickling filters and attached growth processes, are more flexible in size (depth, shape) and can support higher hydraulic and organic loading, but they require significantly more energy (Metcalf and Eddy, 2003).

#### **2.4.2 Effect of macrophytes**

The effect of forced aeration was small on planted units. We did not find effect on biomass allocation. The effect of aeration on macrophytes needs to be further investigated. There is some evidence of the critical role of oxygen in inducing a tropic response (Porterfield and Musgrave, 1998). Root morphology was positively influenced by forced aeration in HSSFCW (Wallace *et al.*, 2000).

### 2.4.3 Effect of season

HSSFCWs are affected by seasons. Annual cycles in temperature are known to affect water balance and final effluent concentration (Kadlec, 1999) and the kinetics of microbial reactions (Reddy et Burgoon, 1996). Degradation reactions typically have a temperature optimum between 20 and 35 °C and when temperature decreases, reactions occur more slowly, as predicted with Arrhenius law (Wittgren and Maehlum, 1997). In non-aerated units, COD, BOD<sub>5</sub> and TKN removal were modified by temperature, especially in non-planted units. The presence of roots in the media contributed to keep the system more efficient than in unplanted units.

During winter, artificial aeration decreased the seasonal variability in treatment efficiency. We can hypothesize that the oxygen supplied compensated for the reduced kinetics due to the reduction in temperature. The differential efficiency improvement with aeration was more important in winter than in summer. The aerated non-planted basins had an efficiency similar to planted non-aerated units, as observed by Wallace *et al.* (2000). Our results showed that TP removal was also influenced by temperature. The o-PO<sub>4</sub>-P/TP ratio increased in winter in planted aerated basins. It can probably be explained by the sensibility of ferrous/ferric oxide to the increase in oxygen solubility in winter, phosphorus reactivity being linked with iron (Wittgren and Maehlum, 1997). The increase in oxygen solubility can also explain why there was less seasonal variation in aerated beds (Kadlec and Knight, 1996).

## 2.5 Conclusion

Overall, artificial aeration enhanced nitrification and increased organic matter and nutrients removal. The improvement was less significant in summer, probably because of the already high efficiency of non-aerated units treating a fishfarm effluent. Aeration transformed more phosphorus in the o-PO<sub>4</sub> form, which is than more easily removed by a downstream slag bed. We recommend artificial aeration as an optimisation measure to keep the advantages of the

technology (cost reduction, decentralisation and low maintenance), while maintaining the system efficient all year long, especially under cold climate.

#### Acknowledgments

The authors thank Denis Bouchard, Mourad Kharoune, Chris Donka, Laurent Côté, Martine Provost, Christine Galipeau, Sabina Tigges and Vincent Gagnon for technical support, Stéphane Daigle for statistical analysis and Florent Chazarenc for manuscript review. This research was made possible by the financial support of the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada.

#### References

Allen, W. C., P.B. Hook, J.A. Biederman and O.R. Stein. 2002. Temperature and wetland plant species effects on wastewater treatment and root zone oxidation. *Journal of Environmental Quality* 31(3): 1010-1016.

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation and *Water Environment Federation*. 1998. Standard methods 18<sup>th</sup> edition for the examination of water and wastewater: including bottom sediments and sludges. American Public Health Association, New York, USA.

Arias, C.A., H. Brix and N.H. Johansen, 2003. Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system equipped with a calcite filter. *Water Science and Technology*, 48(5): 51-58.

Bedford, B.L., D.R. Boulton and B.D. Beliveau, 1991. Net oxygen and carbon-dioxide balances in solutions bathing roots of wetlands plants. *Journal of Ecology*, 79 : 943-959.

Boutin, C., A. Liénard and D. Esser, 1999. Les stations d'épuration par filtres plantés de roseaux. *L'eau, l'industrie, les nuisances* 223: 45-52.

Brix, H., B.K. Sorrell and P.T. Orr, 1992. Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes. *Limnology and Oceanography*, 37 (7): 1420-1433.

Brix, H., 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35 (5): 11-17.

Brix, H., B. K. Sorrell, B. Lorenzen, 2001. Are Phragmites-dominated wetlands a net source or a net sink of greenhouse gaz? *Aquatic Botany*, 69: 313-324.

Comeau, Y., J. Brisson, J.P. Réville, C. Forget, A. Drizo, 2001. Phosphorus removal from trout farm effluents by constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 44 (11-12): 55-60.

Cooper, P., 1999. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed-bed treatment systems. *Water Science and Technology*, 40(3): 1-9.

Cottingham, P. D., T.H. Davies and B.T. Hart, 1999. Aeration to promote nitrification in constructed wetland. *Environmental Technology*, 20: 69-75.

Davies, H.T. and B.T. Hart, 1990. Use of aeration to promote nitrification in reed beds treating wastewater. p. 383-389. In Cooper, P.F. and Findlater, B.C. (Eds.) *Constructed Wetlands in Water Pollution Unplanted*. Pergamon Press, Oxford, UK.

Fetchel, T. and Finlay, B.J.. *Ecology and Evolution in Anoxic World*, Oxford University Press, Oxford, UK.

Gersberg, R.M., B.V. Elkins and C.R. Goldman, 1983. Nitrogen transformation in artificial wetlands. *Water Research*, 17(9): 1009-1014.

Hammer, D.A. and R.L. Knight, 1994. Designing Constructed Wetlands for Nitrogen Removal. *Water Science and Technology*, 29(4): 15-27.

He, Q. and K. R. Mankin, 2001. Seasonal variations in hydraulic performance of rock-plant filters. *Environmental Technology*, 22: 991-999.

IWA, 2000. Constructed Wetland for Pollution Unplanted Processes, Performance, Design and Operation. Scientific and Technical Report No. 8, IWA Publishing, London, UK.

Kadlec, R.H. and R.L. Knight, 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, 893 pp.

Kadlec, R.H., 1999. Chemical, physical and biological cycles in treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 40 (3): 37-44.

Kowalchuk, G. A. and J. R. Stephan, 2001. Ammonia-Oxidizing Bacteria: a Model for Molecular Microbial Ecology. *Annual Review of Microbiology*, 55: 485-529.

Lin, Y., S. Jing and D. Lee, 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, 209: 169-184.

Maehlum, T., P.D. Jenssen and W.S. Warner, 1995. Cold-climate constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 32(3): 95-101.

Marschner, H., 1986. *Mineral nutrition of higher plants*. London Academic, Toronto.

Metcalf and Eddy, 2003. *Wastewater Engineering; Treatment and Reuse*, McGraw Hill, NY.

Naylor, S., J. Brisson, M.A. Labelle, A. Drizo and Y. Comeau, 2003. Treatment of fresh fish farm effluent using CWSs – The role of plants and substrate. *Water Science and Technology*, 48(5): 215-222.

Platzer, C., 1999. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Water Science and Technology*, 40(3): 257-263.

Porterfield, D. M. and M. E. Musgrave, 1998. The tropic response of plant roots to oxygen: oxytropism in *Pisum sativum* L. *Planta* 206: 1 - 6.

Reddy, K. R. and E. M. D'Angello, 1997. Biochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 35: 1-10.

Reddy, K. H., W. H. Patrick Jr and C.W. Lindau, 1989. Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. *Limnology and Oceanography*, 34(6): 1004-1013.

Reed, S.C. and D. Brown, 1995. Subsurface Flow Wetlands - A Performance Evaluation, *Water Environment Research*, 67 (2): 244-248.

Schulz, C., J. Gelbrecht and B. Rennert, 2003. Treatment of rainbow trout farm effluent in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal flow. *Aquaculture*, 217: 207-221.

Sorrel, B. K. and W. Amstrong, 1994. On the difficulties of measuring oxygen released by root systems of wetland plants. *Journal of Ecology*, 82: 177-183.

Vymazal, J., 2001. Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Water Science and Technology*, 44 (11-12): 369-374.

Wallace, S., G. Parkin, and C. Cross, 2000. Cold climate wetlands : Design and performance, Proc. of the 7th Int. Conf, on Wetland Systems for Water Pollution Unplanted, Gainesville, FL, pp. 605-617.

Werker, A.G., J.M. Dougherty, J.L. McHenry and W.A. Van Loon, 2002. Treatment variability for wastewater treatment design in cold climates. Ecological Engineering, 19: 1-11.

Wittgren H.B. and T. Maehlum, 1997. Wastewater treatment in cold climate. Water Science and Technology, 35(5): 45-53.

Wu, M., Franz, E.H. and Chen, S., 2001. Oxygen Fluxes and Ammonia Removal efficiencies in Constructed Treatment Wetlands. Water Environment Research, 73: 661-666.

Yin, H. and W. Shen, 1995. Using reed beds for winter operation of wetland system for wastewater. Water Science and Technology, 32(3): 111-117.

Zachritz, W.H. and R.B. Jaquez, 1993. Treating intensive aquaculture recycled water with a constructed wetlands filter system. p. 609-613. In G.A. Moshiri (Eds) Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishing, Boca Raton, FL.

## **3 Article 2: Comparison of four species in subsurface flow wetlands for fish farm effluent treatment**

Ouellet-Plamondon, C.<sup>(1)</sup>, J. Brisson<sup>(1)</sup> and Y. Comeau<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup>Plant Biology Research Institute and University of Montreal

4101 Sherbrooke St. E., Montréal (QC) Canada H1X 2B2

<sup>(2)</sup>Department of Civil, Geological and Mining Engineering,

École Polytechnique, Montreal (QC), Canada H3C 3A7

### Keywords

Horizontal subsurface flow constructed wetland, species, root-shoot ratio, cold climate, fish farm effluent

### **3.1 Introduction**

Macrophytes are an active component of horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSFCW). They have physical effects, such as distributing and decreasing current velocities and increasing contact time between water and plant surface area. They increase surface area for attached microbial growth and they release oxygen and organic compounds to the rhizosphere. They also assimilate nutrients, although not significantly in comparison to the loading fed into the constructed wetland. Macrophytes presence make constructed wetland a suitable solution for decentralised wastewater treatment applications (IWA, 2000). Moreover, HSSFCW can be integrated in the landscape and create wildlife habitat (Kadlec and Knight, 1996; Knight, 1997). Most studies comparing planted versus non-planted system showed a significant and positive effect of plants on nutrients removal (Brix, 1997; Yang *et al.*, 2001; Allen *et al.*, 2002, Jing *et al.*, 2002).

Fast growth rate and establishment, tolerance to anoxic conditions, ability to form large monoculture and adaptation to local conditions (ex. cold hardiness)



are macrophytes biological attributes for HSSFCW application (IWA, 2000). There are some comparison studies, for different set of species, but they are not always conclusive (Bachand and Horne, 2000; Jing *et al.*, 2002). Also, species applicability can change with latitude and local climate. Therefore, rigorous comparison studies with statistical replicates under controlled conditions are necessary to choose appropriate species for HSFCW construction.

This study is part of a research project aiming to develop an appropriate treatment for fish farm effluent prior to stream discharged (Comeau *et al.*, 2001). The large quantity of phosphorus being discharged in fresh bodies of water forces fish farm to adapt to new water quality standards. The system we are proposing for the concentrated effluent from the raceway decantation basin is a two-step procedure of water treatment. First, HSSFCW treats organic matter and nitrogen. Secondly, a smaller non-planted unit filled with steel slag, a highly adsorbing substrate, removes phosphorus (Naylor *et al.*, 2003).

The present experiment investigates the effect of species HSSFCW efficiency. We compared the performance of *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Phalaris arundinacea* and *Calamagrostis canadensis*, in the treatment of a fish farm effluent in a greenhouse experiment, both during active and dormant growth season. We selected *Phragmites*, *Phalaris* and *Typha*, because they are the most common macrophytes used in constructed wetland (IWA, 2000). While *Calamagrostis* is not currently used, we selected it because it has the ability to form large monocultures looked for in HSSFCW applications.

### 3.2 Materials and methods

Research took place in a greenhouse at the Botanical garden of Montreal. Controlled environment limited the number of variables interacting with the objectives of the study. The experimental system consisted of two 1500 L refrigerated bulk tanks to store the effluent, a central peristaltic pump, two redistribution basins with mixers, four peristaltic pumps, ten 1 m<sup>2</sup> wetland units (1.23 m x 0.78 m x 0.32 m) and two buckets after each wetland unit to collect

the treated effluent. The wetland units were filled with a neutral 10-15 mm river gravel up to 3 cm from the edge. A 30-40 mm river stone gabion at the inlet and the outlet facilitated water distribution and evacuation. Water table was kept 4 cm under the substrate surface. Eight units were individually planted with *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Phalaris arundinacea* and *Calamagrostis canadensis* (two units per species) and the remaining two units were left unplanted. Beds were planted on May 3, 2002 from collected rhizomes in fields on the south shore of the St-Lawrence River near Montreal. They were fertilized for the first month to ensure a proper start up.

A reconstituted effluent from fish farm sludge collected in a silo acting as an anaerobic digester at a through-flow trout farm was used for the experiment. The sludge was diluted 50 times to obtain an average of 15 g COD/m<sup>2</sup>/d, 3 g BOD<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>/d, 6 g TSS/m<sup>2</sup>/d, 0,50 g N/m<sup>2</sup>/d and 0,15 g P/m<sup>2</sup>/d, comparable to the silo supernatant. Fifteen litres were fed twice a day in each bed starting in June. The resulting hydraulic loading rate was 3 cm/m<sup>2</sup>/d and the resulting void hydraulic retention time was 3.6 days.

Results were collected during two periods. In summer, measurements were taken from July to October 2002 (macrophytes fully active, T<sub>avg</sub> = 22 °C). In winter, measurements were taken from February to end of March 2003 (dormant season, above-ground portion previously harvested, T<sub>avg</sub> = 7 °C). During these periods, the volume of the final effluent was measured three to four times a week to measure evapotranspiration and close the hydraulic mass balance. Efficiency calculation was based on mass balance between a sampling point in the storage bulk tank and a second one at the end of the wetland unit. The eight following water quality parameters were measured in compliance with the Standard methods 1998 (APHA *et al.*, 1998): COD, BOD<sub>5</sub>, TSS, TNK, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, TP and o-PO<sub>4</sub>. Analyses of variance (two-way-ANOVA) followed by multiple comparisons of means according to Tukey's method were performed to test differences between treatments within each growth season.

At the end of the summer period in 2002, the entire aboveground portion of the macrophytes was harvested and their foliage was analysed for nutrient content. Also, two 30 cm diameter and deep cores of substrate were taken along the planted basins central axis, at 30 cm from the inlet and 30 cm of the outlet, to estimate belowground biomass. Both aboveground and belowground biomass were dried at 60°C for 72 h and weighted.

### 3.3 Results

#### 3.3.1 Biomass

The aboveground biomass was approximately 1 kg/m<sup>2</sup> for the first summer growing season for all species. Belowground biomass and, consequently, belowground: aboveground biomass ratio varied among species (Table 3-1). *Typha* developed significantly more roots, followed by *Phragmites* and *Phalaris*. *Calamagrostis* developed considerably less roots and it was concentrated near the surface of the bed. *Typha* produced significantly more rhizome ( $p < 0.01$ ).

**Table 3-1 Aboveground biomass, belowground biomass and belowground: aboveground ratio**

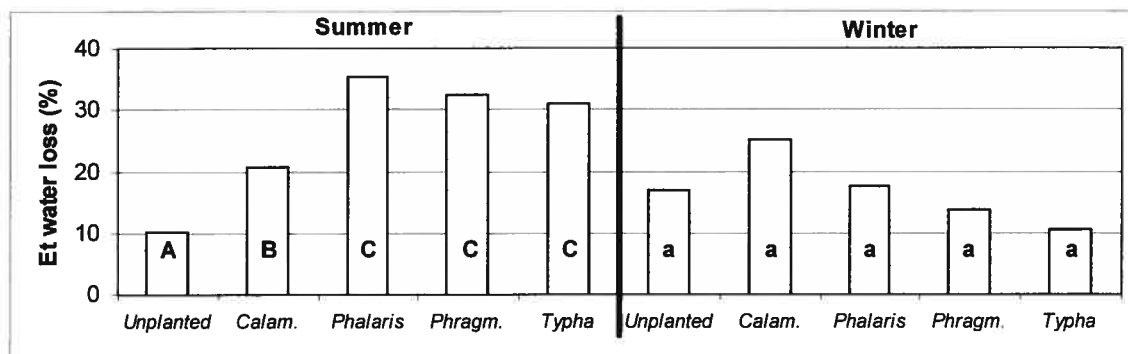
Species	Aboveground biomass g/m <sup>2</sup>	Belowground biomass g/m <sup>2</sup>	Belowgrd: Abovegrd biomass ratio BG:AG
<i>Calamagrostis</i>	1057 +/- 12	256 +/- 147	0.24 +/- 0.14
<i>Phalaris</i>	1187 +/- 164	1657 +/- 954	1.35 +/- 0.62
<i>Phragmites</i>	1115 +/- 36	946 +/- 356	0.85 +/- 0.35
<i>Typha</i>	988 +/- 51	2461 +/- 817	2.47 +/- 0.70

Note : SD : Standard deviation

#### 3.3.2 Water loss and evapotranspiration

During summer, there was a significant difference in evapotranspiration (Et) between unplanted and macrophytes units (Figure 3-1). In summer, *Phalaris*, *Phragmites*, *Typha* had significantly more evapotranspiration, followed by *Calamagrostis* and than unplanted unit. There was no statistical difference in evapotranspiration in winter. It must be noted that evapotranspiration was probably higher than expected during winter due to a change in relative

humidity between summer and winter. In the controlled greenhouse environment, vaporisation was used to decrease the ambient temperature in the summer and the relative humidity was high (60 % average). In the winter, the air was drier (RH 46 %) and held on more water.

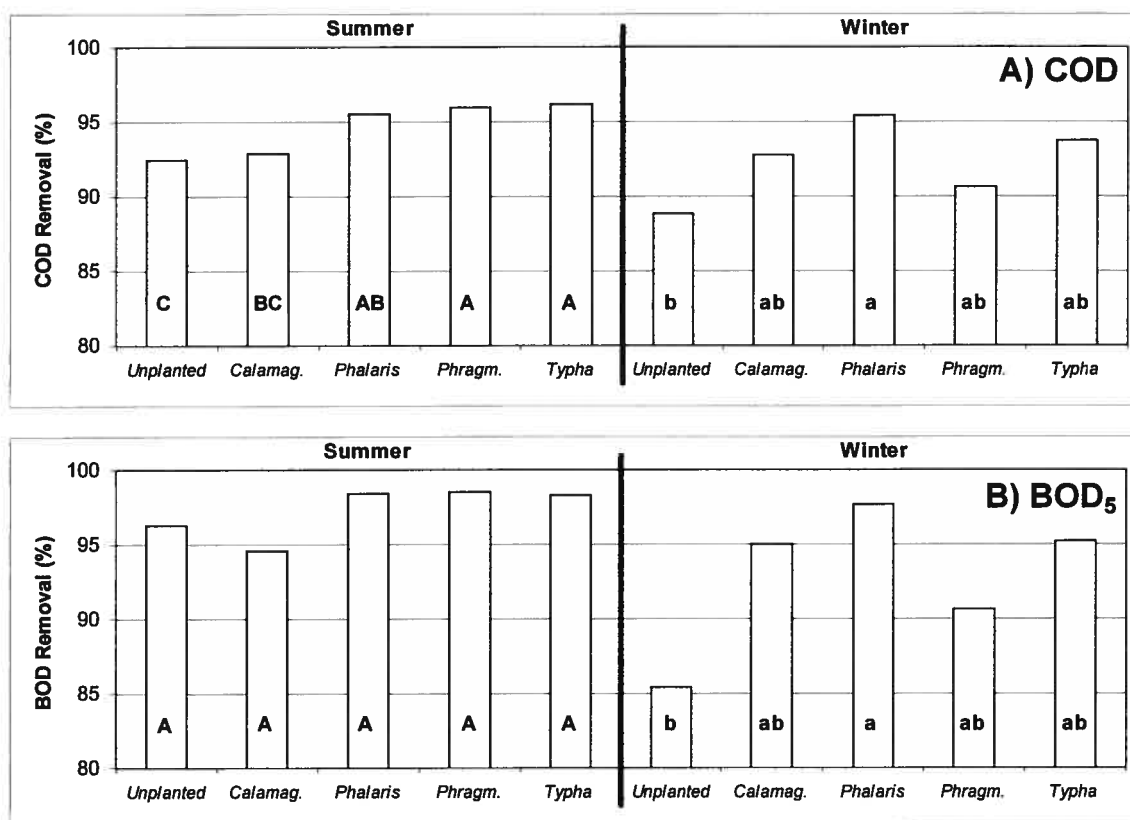


**Figure 3-1 Effect of macrophytes species on summer and winter evapotranspiration<sup>1</sup>**

### 3.3.3 Organic matter

During summer, macrophytes had a significant effect on COD removal ( $p_s\text{COD} < 0.05$ ) (Figure 3-2). *Phragmites*, *Typha* and *Phalaris* were the most efficient and were statistically different from the unplanted unit. *Typha* and *Phragmites* were also different than *Calamagrostis*. *Calamagrostis* behaved like *Phalaris* and unplanted unit. All treatments had similar results for BOD<sub>5</sub> removal. During winter, COD and BOD<sub>5</sub> performance decrease was less important for planted units ( $p_w\text{COD} < 0.05$ ;  $p_w\text{BOD}_5 < 0.05$ ). *Phalaris* gave the best treatment and unplanted was the worst.

<sup>1</sup> Treatments with different letter code are significantly different according to multiple comparisons of means using Tukey's method. Winter statistical tests were conducted independently from the summer.



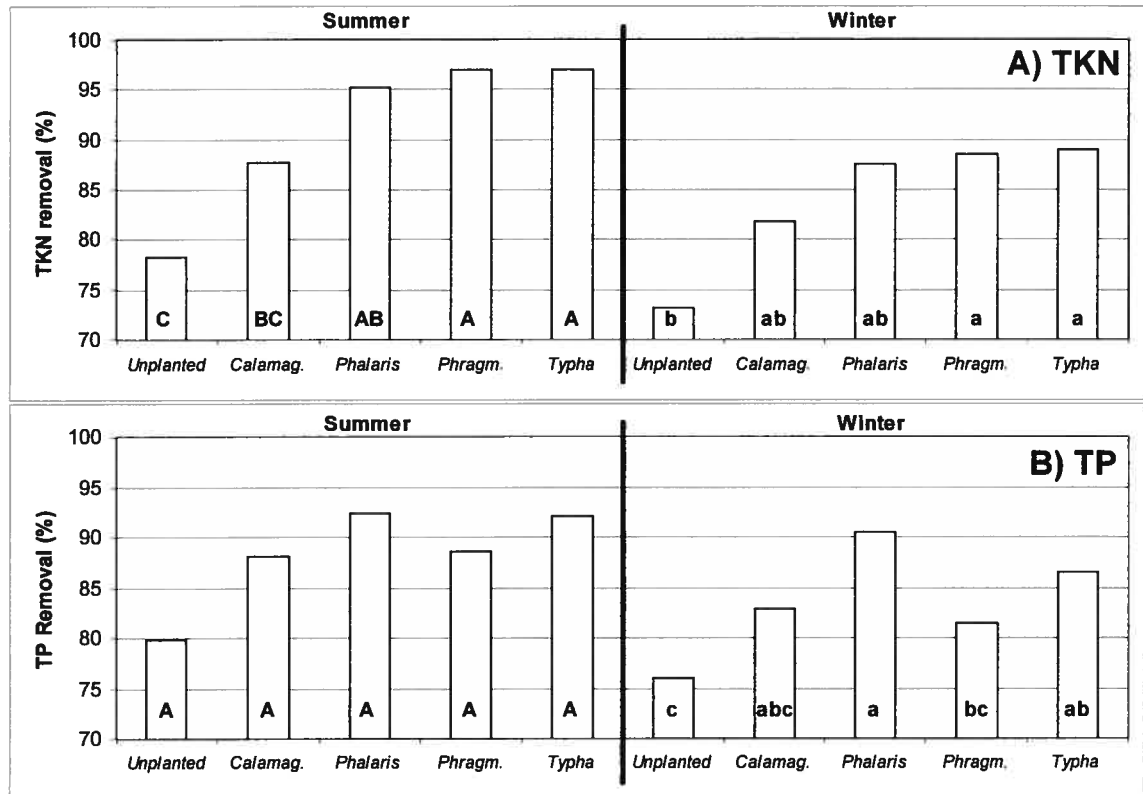
**Figure 3-2 Effect of macrophytes species on summer and winter organic matter removal; a) COD, b) BOD<sub>5</sub>.**

### 3.3.4 Nutrients

Macrophytes showed their most significant effect for nitrogen removal ( $p_s\text{TKN} < 0.01$ ;  $p_w\text{TKN} < 0.05$ ). *Typha*, *Phragmites* and *Phalaris* were more efficient than the unplanted unit in both seasons (Figure 3-3). *Phalaris* was not significantly different from *Calamagrostis* and from unplanted in winter also. *Calamagrostis* was more efficient than unplanted units, but the difference was not significant. There was a efficiency drop in the winter.  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{TKN-N}$  ratio was statistically lower in winter for planted units ( $p_w=0.0017$ ) (Table 3-2). Winter treatments divided into three groups. *Phragmites* and *Typha* were more efficient followed by *Phalaris*, *Calamagrostis* and unplanted.

There was a statistical difference in macrophytes effect on phosphorus removal ( $p_w < 0.01$ ). *Phalaris* and *Typha* were different than *Calamagrostis* and unplanted. *Phragmites* was different than unplanted only, while *Calamagrostis* was not

significantly different from all treatment. The winter performance decrease was more important for unplanted and *Calamagrostis* units.



**Figure 3-3 Effect of macrophytes species on summer and winter nutrients removal; a) TKN, b) TP.**

**Table 3-2 NH<sub>4</sub>-N/TKN-N ratio for summer and winter**

Treatment	Summer	Winter
Unplanted	0.86	0.80
<i>Calamagrostis</i>	0.84	0.67
<i>Phalaris</i>	0.79	0.37
<i>Phragmites</i>	0.61	0.15
<i>Typha</i>	0.64	0.09

## 3.4 Discussion

### 3.4.1 Effect of macrophytes

This experiment confirmed the positive role of macrophytes on organic matter and nutrient removal (Kadlec and Knight, 1996; Brix, 1997). During summer, macrophytes increased evapotranspiration water lost, COD removal and nitrogen removal. During winter, macrophytes had an effect on COD, BOD<sub>5</sub>, TKN, NH<sub>4</sub>

and TP. Our results are consistent with the role of macrophytes for nitrogen removal and phosphorus removal (Tanner, 2001).

HFSSCW fed with fish farm effluent are usually more efficient than average and the macrophytes increase in removal efficiency remained small. Lin *et al.* (2001) measured similar efficiencies in a HSSFCW experiment with similar loading and hydraulic retention time (HRT). Schulz *et al.* (2003) has similar results for TSS removal, but lower organic matter and nutrient removal for a HRT of less than a day. The observed high efficiency can also be explained by the controlled environment and by possible previous processing in the distribution tank. During summer, higher HRT caused by evapotranspiration improved the performance too (Bachand and Horne, 2000; He and Mankin, 2001). The theoretical void HRT was 3.6 days, but 5.4 days with the measured 33% evapotranspiration (relative humidity 60%) in planted beds.

### 3.4.2 Species differentiation

Overall, *Typha*, *Phragmites* and *Phalaris* had a similar removal and *Calamagrostis* was less efficient. The ranking of species is not definitive in the literature. Plant species does not make a difference in many studies (Bachand and Horne, 2000; Jing *et al.*, 2002). *Typha latifolia* out-performed in some species comparison (Coleman *et al.*, 2001), while in others its efficiency may decrease during winter (Hook *et al.*, 2003; Allen *et al.*, 2002). *Typha angustifolia* was very performant in our study. This species has more reserve in rhizomes than *Typha latifolia* (Grace and Wetzel, 1982). It was also observed that *Typha angustifolia* was more tolerant to high ammonia level (Clarke and Balwin, 2002).

The effect of species was more apparent in winter and is consistent with other studies (Allen *et al.*, 2002; Hook *et al.*, 2003). Because the aboveground portion of the biomass was harvested, the difference was at the root level, largely attributed to the root structure and biomass allocation. The reliance on roots biomass for nitrogen removal efficiency has been observed (Farahbakhshazad and Morrison, 1997). The recorded belowground: aboveground ratio, a function

of resources allocation, is consistent with the literature (Table 3-3). Even though nutrient content fluctuates with seasonal growth cycles (Garver *et al.*, 1988) and with nutrient concentration (Green and Galatowitsch, 2001), the range for each species seems relatively constant between macrophytes. *Calamagrostis* was the least efficient species, with the largest difference being for winter TKN and TP removal. It was also the species with the shallowest and the lowest belowground biomass and belowground: aboveground ratio. The low belowground biomass may also be explained by the large granulometry of the media (10-15mm) as larger biomass was found in a sandy loam potting soil (Powelson and Lieffers, 1992). There were little differences between the three other species. However, TKN (summer and winter) and COD (summer only) removal were more efficient for *Phragmites* and *Typha*. The belowground biomass of these two species consisted of large rhizomes. Both *Phragmites* and *Typha* are known to produce significant convective flow through their rhizomes (Brix, 1992). *Typha* had significantly more rhizome than *Phragmites* and its  $\text{NH}_4\text{-N/TKN-N}$  ratio was significantly lower during winter. We can hypothesise that abundant rhizomes can support a larger nitrifying bacteria population in winter. *Phragmites* was also reported to have more microorganisms per root surface area than *Phalaris* in bacterial count (Vymazal *et al.*, 2001a).

*Phalaris* was more efficient than the others for COD and  $\text{BOD}_5$  removal in winter. It developed a different root structure, more fibrous, less deep, less large rhizomes and its belowground biomass was between that of *Typha* and *Phragmites*. *Phalaris* is also known for a longer active period in number of days (USDA, 2004). Thus, our study suggests a relationship between the macrophyte function for the removal of organic matter and nutrient and its physiological root structure.



**Table 3-3 Belowground: aboveground biomass ratio comparison**

<b>Espèce</b>	<b>Belowgrd : Abovegrd biomass ratio</b>	<b>Growing conditions</b>	<b>References</b>
<i>Typha angustifolia</i>	1,80	Winter hydroponic culture	a
<i>Phalaris arundinacea</i>	2,47	Fish farm effluent	b
	1,35	Fish farm effluent	b
<i>Phragmites</i>	1,80	Control nitrate solution	c
	0,70	Winter hydroponic culture	a
	0,85	Fish farm effluent	b
<i>Calamagrostis canadensis</i>	1,29	Diary farm wastewater	d
	0,24	Fish farm effluent	b
	0,41	Clear-cut four years earlier	e

a) Dykyjova *et al.*, 1972; b) Ouellet-Plamondon *et al.*, 2004; c) Green and Galatowitsch, 2001; d) Tanner, 1996; e) Powelson and Lieffers, 1992.

### 3.4.3 Dormant season

Temperature and macrophytes activity affected the seasonal performance. Temperature affects several biogeochemical processes which regulate nutriment removal in wetlands (Reddy and Burgoon, 1996). TKN removal had the more important seasonal decrease, followed by TP, BOD<sub>5</sub> and COD. TKN removal efficiency was lower during winter for all treatments as reported by Werker *et al.* (2002). It is important to remember that nitrification becomes almost inactive below 5°C (Margulis and Swartz, 1995). Also, there is no uptake of nitrogen and phosphorus in the dormant season. COD and BOD<sub>5</sub> decrease can be explained by kinetics decrease (Kadlec and Knight, 1996) and larger performance decreases related to temperature have been observed in outdoor facilities (Hook *et al.*, 2003; Wittgren and Maehlum, 1997).

The cause for the greater efficiency of macrophytes in winter compared to summer remains a controversy. Allen *et al.* (2002) suggested that it is because of oxygen consumption for respiration decreases with temperature. However, Brix (1992) suggested that macrophytes induced rhizosphere oxygenation was of no significant importance in winter when plants are dormant. We hypothesise that roots can support a larger microbial population in winter compared to control. The increased of oxygen solubility in winter provided more oxygen which improved transformation, while kinetics decreases (Kadlec and Knight, 1996).

#### 3.4.4 Ecological considerations

The four species studied have a potential to be considered invasive species. Some regions of the world, such as Australia, banned *Phragmites* introduction (Chambers and McCombs, 1994). *Phragmites* and *Phalaris* are known to be very active in the vegetation dynamics in the south west of Quebec (Delisle *et al.*, 2003; Lavoie *et al.*, 2003). *Phalaris* and *Typha angustifolia* were also reported to replace native, perennial herbaceous, such as *Calamagrostis canadensis* (Galatowitsch *et al.*, 2000). However, *Calamagrostis canadensis* also has a potential to be invasive in disturbed open forest sites. It impacts conifer seedling by its important shoot density (Liefvers *et al.*, 1993). This experiment in a fish farm nutritive solution can relate the invasive status of the four species to the nutrient availability. A control strategy would be to limit non-point source nutrient discharge.

Before selecting a species, its local invasive status should be determined. In the search of alternate less invasive species, our experiment correlated macrophytes efficiency at wastewater treatment to the belowground and possibly the belowground: aboveground biomass ratio. This ratio is not always well documented in the literature, often due to the difficulty to collect data. We suggest that more data be obtained on alternate species for ecological considerations.

### 3.5 Conclusion

Macrophytes affect organic matter and nutrient biogeochemistry of the surrounding environment and water balance, especially in winter. Our study showed an important link between physiological structure (belowground biomass, belowground: aboveground biomass ratio, rhizomes) and efficiency for subsurface flow wetland. We recommend the use of these structures as criteria for species selection among native one. More studies are needed on the role of belowground plant structures on pollutant removal, especially in winter, and on the meaningfulness and value of the belowground: aboveground biomass ratio for different species. We found no important differences between *Typha angustifolia*, *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* and depending on local availability and invasiveness, all three species could be used. We do not recommend *Calamagrostis canadensis* under conditions comparable to ours because of its lower efficiency. This study supports the need to search for locally adapted species for constructed wetlands, especially for cold climate.

### Acknowledgements

The authors thank Denis Bouchard, Mourad Kharoune, Chris Donka, Laurent Côté, Martine Provost, Christine Galipeau, Sabina Tigges and Vincent Gagnon for technical support, Stéphane Daigle for statistical analysis, Florent Chazarenc for review and Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada for financial support.

### References

Allen, W. C., P.B. Hook, J.A. Biederman and O.R. Stein. 2002. Temperature and wetland plant species effects on wastewater treatment and root zone oxidation. *Journal of Environmental Quality* 31(3): 1010-1016.

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Water Environment Federation. 1998. *Standard Methods 18<sup>th</sup> Edition For the Examination of Water and Wastewater: including*

bottom sediments and sludges. American Public Health Association, New York, USA

Bachand, P.A.M. and A.J. Horne. 2000. Denitrification in constructed free-water surface wetlands II: Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering* 14: 17-32.

Brix, H., B.K. Sorrell and P.T. Orr. 1992. Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes. *Limnology and Oceanography* 37 (7): 1420-1433.

Brix, H.. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology* 35 (5): 11-17.

Chambers, J.M. and A.J. McCombs. 1994. Establishing wetlands plants in artificial systems. *Water Science and Technology* 29 (4): 79-84.

Clarke, E. and A. H. Baldwin. 2002. Responses of wetland plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering* 18 (3): 257-264.

Comeau, Y., J. Brisson, J.P. Réville, C. Forget and C. Drizo. 2001. Phosphorus removal from trout farm effluents by constructed wetlands. *Water Science and Technology* 44 (11-12): 55-60.

Coleman, J., K. Hench and K. Garbutt. 2001. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution* 128 (3-4): 283-295.

Delisle F., C. Lavoie, M. Jean and G. Létourneau. 2003. Reconstructing the spread of invasive plants: Taking into account biases associated with herbarium specimens. *Journal of Biogeography* 30: 1033-1042.

Dykyjová, D., P.J. Ondok and D. Hradecká. 1972. Growth rate and development of the root/shoot ratio in reedswamp macrophytes grown in winter hydroponic cultures. *Folia Geobotanica et Phytotaxomica* 7: 259-268.

Farahbakhshazad, N. and G. M. Morrison. 1997. Ammonia Removal Processes for Urine in a Upflow Macrophyte System. *Environmental Science and Technology* 31: 3314-3317.

Garver, E.G., D.R. Dubbe and D.C. Pratt. 1988. Seasonal patterns in accumulation and partitioning of biomass and macronutrients in *Typha* Spp. *Aquatic Botany* 32: 115-127.

Galatowitsch, S.M., D.C. Whited, R. Lehtinen, J. Husveth and K. Schik. 2000. *Environmental Monitoring and Assessment* 60: 121-144.

Green, E.K. and S.M. Galatowitsch, 2001. Differences in wetlands plant community establishment with additions of nitrate-N and invasive species (*Phalaris arundinacea* and *Typha xglauca*). *Canadian Journal of Botany* 79: 170-178.

He, Q. and K.R. Mankin. 2001. Seasonal variations in hydraulic performance of rock-plant filters. *Environmental Technology* 22: 991-999.

Hook, P.B., O.R. Stein, W.C. Allen and J.A. Biederman. 2003. Plant Species Effects on Seasonal Performance Patterns in Model Subsurface Wetlands. p. 87-105. In U. Mander and P. Jenssen (eds) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*, WIT Press, Southampton, UK.

Ingestad, T. and G.I. Agren. 1988. Nutrient uptake and allocation at steady-state nutrition. *Physiologia Plantarum* 72: 450-459.

IWA. 2000. Constructed Wetland for Pollution Unplanted Processes, Performance, Design and Operation. Scientific and Technical Report No. 8, IWA Publishing, London, UK.

Jing, S., Y. Lin, T. Wang and D. Lee. 2002. Microcosm Wetlands for Wastewater Treatment with Different Hydraulic Loading Rates and Macrophytes. *Journal of Environmental Quality* 31(2): 690-696.

Kadlec, R.H. and R.L. Knight. 1996. *Treatment Wetlands*. CRC Press, Inc. Boca Raton, FL, USA.

Kadlec, R.H. 1999. Chemical, physical and biological cycles in treatment wetlands. *Water Science and Technology* 40 (3): 37-44.

Lavoie C., M. Jean, F. Delisle and G. Létourneau . 2003. St. Lawrence River wetlands: A spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography* 30: 537-549.

Lewandowski, I., J.M.O. Scurlock, E. Lindvall and M. Christou. 2003. The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass and Bioenergy* 25(4): 335-361.

Margulis, L. and K.V. Schwartz, 1995. *Five kingdoms : an illustrated guide to the phyla of life on earth* 3d ed.. W.H. Freeman, New York, MA.

Naylor, S., J. Brisson, M.A. Labelle, A. Drizo and Y. Comeau. 2003. Treatment of fresh fish farm effluent using CWSs – The role of plants and substrate. *Water Science and Technology* 48(5): 215-222.

Pahkala, K. and M. Pihala. 2000. Different plant parts as raw material for fuel and pulp production. *Industrial Crops and Products* 11: 119–128.

Powelson, R.A. and V. J. Lieffers. 1992. Effect of light and nutrients on biomass allocation in *Calamagrostis canadensis*. *Ecography* 15: 1 (1992).

Reddy, K.R. and P.S. Burgoon. 1996. Influence of temperature on biogeochemical processes in constructed wetlands – Implications to wastewater treatment. Paper presented at the Symposium on Constructed wetlands in Cold Climates, June 4-5, 1996, Niagara-on-the-Lake, Ontario.

Schulz, C., J. Gelbrecht and B. Rennert. 2003. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture* 217: 207-221.

Tanner, C.C. 1996. Plants comparison for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrients uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering* 7: 59-83.

Tanner, C.C. 2001. Plants as ecosystem engineers in subsurface-treatment wetlands. *Water Science and Technology* 44(11-12): 9-17.

USDA, NRCS, 2004. The PLANTS Database, Version 3.5. National Plant Data Center, Baton Rouge. Available on <http://plants.usda.gov> (search on 2003-04-10).

Vymazal, J., J. Balcarová and H. Doušová. 2001a. Bacterial dynamics in the sub-surface constructed wetland. *Water Science and Technology* 44 (11-12): 207–209.

Werker, A.G., J.M. Dougherty, J.L. McHenry and W.A. Van Loon. 2002. Treatment variability for wastewater treatment design in cold climates. *Ecological Engineering* 19: 1-11.

Wittgren, H.B. and T. Maehlum. 1997. Wastewater treatment in cold climate. *Water Science and Technology* 35(5): 45-53.

Wetzel, R.G.. 1993. Constructed Wetlands: Scientific Foundations Are Critical. p. 3-9. In G.A. Moshiri (eds.) Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.

Wetzel, R.G.. 2001. Fundamental processes within natural and constructed wetland ecosystems: Short-term versus long-term objectives. Water Science and Technology 44: 1-8.

Yang, L., H.T. Chang and M.L. Huang. 2001. Nutrient removal in gravel- and soil- based wetland microcosms with and without vegetation. Ecological Engineering 18: 91-105.



## 4 Conclusion

Cette maîtrise a permis d'étudier l'effet de l'aération d'appoint, de la saison et de l'identité de l'espèce sur les performances épuratoires d'un MAEHSS d'un effluent piscicole reconstitué. Dans un premier temps, la comparaison des quatre espèces a confirmé le rôle positif des macrophytes dans le traitement de l'eau. En été, les macrophytes ont influencé significativement la perte d'eau par évapotranspiration, l'enlèvement de la DCO et de l'azote. L'amélioration de l'enlèvement de la DCO, de la DBO<sub>5</sub>, du phosphore, de l'azote ammoniacal et du NTK par les macrophytes est plus marquée en hiver, alors que la biomasse aérienne est coupée. Dans tous les cas, la présence de macrophytes diminue l'impact de la saison. L'amélioration de performance observée la plus importante fut pour l'azote.

L'effet positif des macrophytes sur les performances épuratoires est plus important en hiver alors que les macrophytes sont en période de dormance dans les bassins plantés, vraisemblablement à cause de la présence de biofilm autour des racines et de l'activité bactérienne qui en résulte. De manière générale, on peut dire que *Typha angustifolia*, *Phragmites australis* et *Phalaris arundinacea* sont plus efficaces que *Calamagrostis canadensis*. *Phragmites* et *Typha* se sont démarquées pour l'enlèvement de l'azote en été comme en hiver et pour l'enlèvement de la DCO en été. Seulement ces deux espèces ont produit de grands rhizomes. *Typha* ayant développé significativement plus de rhizomes que *Phragmites*. Le ratio NH<sub>4</sub>-N/NTK-N était significativement plus bas en hiver pour *Typha* que *Phragmites*. On peut émettre l'hypothèse que les rhizomes abondants peuvent être associés à une population de bactéries nitrifiantes plus importante en hiver. *Phalaris* s'est révélée plus efficace en hiver pour l'enlèvement de la DCO et de la DBO<sub>5</sub>. Cette espèce a une période annuelle d'activité plus longue que les trois autres espèces. La masse de son système racinaire se trouvait aussi la deuxième en importance après *Typha*. Finalement, on peut probablement expliquer la performance plus basse de *Calamagrostis* par son système racinaire réduit.

Le lien entre la qualité de l'effluent final et le système racinaire des espèces permet de confirmer l'importance de choisir les espèces en fonction de la biomasse souterraine. Le ratio biomasse souterraine : biomasse aérienne est un critère de sélection potentiel des espèces pour la conception de marais épurateurs. Ce ratio varie en fonction des capacités d'allocation des ressources des espèces végétales et peut varier aussi avec les conditions en nutriments, la granulométrie du substrat et d'autres facteurs écologiques. Pour des fins d'écoingénierie, il serait pertinent de préparer des tableaux de variation de ce ratio en fonction de l'espèce et de la granulométrie du substrat. Des mesures plus précises sur la structure du réseau racinaire pourraient permettre de mieux comprendre le rôle des racines dans l'épuration.

Dans un deuxième temps, la maîtrise a permis de confirmer l'optimisation de la performance par l'aération d'appoint. En été, l'aération a eu un effet significatif sur l'enlèvement des MES seulement. En hiver, l'aération a eu un effet significatif sur l'enlèvement de la DCO, de la DBO<sub>5</sub>, des MES et du NTK. L'azote a aussi été davantage réduit dans les bassins non-plantés en été. L'aération améliore la nitrification telle qu'indiquée par la diminution du ratio NH<sub>4</sub>-N/NTKN-N dans l'effluent des bassins aérés. L'aération a eu un effet intéressant sur le phosphore en augmentant la proportion d'o-PO<sub>4</sub> dans l'effluent en été comme en hiver ce qui serait favorable pour l'unité de scories d'aciérie en aval de la chaîne de traitement. L'aération d'appoint a permis de maintenir l'efficacité d'épuration durant l'hiver. Quoiqu'elle ajoute des coûts de production et d'entretien, elle rend la technologie efficace toute l'année et nous recommandons donc l'aération d'appoint pour l'utilisation des marais épurateurs au Québec.

L'étude de l'effet de l'addition de l'oxygène dans les MAEHSS mérite une attention plus approfondie. La précision de la variation de l'oxygène dissous avec l'écoulement et de la profondeur des bassins en situation réelle permettrait de mieux comprendre les mécanismes d'enlèvement. Il serait intéressant de compléter des bilans d'oxygène pour calibrer les besoins en oxygène des marais artificiels. L'effet de l'aération artificielle pourrait aussi influencer l'oxytropisme,

le mouvement des végétaux en fonction de l'oxygène, un concept potentiellement fondamental à l'étude du végétal.

Finalement, ce projet de maîtrise confirme l'hypothèse initiale que le marais épurateur aéré est une solution efficace pour l'épuration des eaux usées de pisciculture en toute saison. L'identité de l'espèce a une influence sur la performance hivernale apparemment due au système racinaire. Les espèces qui allouent une grande partie de leurs ressources dans les racines et qui développent de larges rhizomes, comme *Typha* et *Phragmites* semblent plus optimales pour les marais artificiels. L'aération d'appoint permet de réduire la variation saisonnière et de maintenir l'efficacité durant toute l'année.

Quoique que cette expérience montre la grande efficacité des marais épurateurs pour le traitement de l'effluent piscicole, il y a des mises en garde à l'application de cette technologie à grande échelle. Le caractère envahissant de ces espèces entraîne la nécessité de trouver des espèces alternatives à moindre impact écologique, les espèces envahissantes étant une cause importante de la perte de biodiversité. Pour des applications industrielles, le sort de composés plus toxiques en fin de traitement n'est pas suffisamment étudié. De plus, en conditions anaérobies, les marais artificiels risquent de produire du méthane, un gaz à effet de serre, d'où l'intérêt d'aérer le substrat pour maintenir des conditions aérobies. L'usage du marais épurateur demeure une solution pour des problématiques écologiques beaucoup plus grandes, telles que la gestion de la pêche, des résidus sidérurgiques et la problématique des espèces envahissantes.

Les réflexions réalisées au cours de projet de maîtrise m'ont amené à considérer des problématiques écologiques de plus grande envergure. Les concepts abordés rejoignent plusieurs questions. Par exemple, les mécanismes d'ajustement entre la biomasse aérienne et la biomasse souterraine ne sont pas encore bien définis alors qu'ils peuvent être affectés entre autre par l'augmentation de dioxyde de carbone dans l'atmosphère (Jackson *et al.*, 2001). Dans ce même ordre d'idée, le rôle des végétaux dans le cycle de l'eau (Hutjes *et al.*, 2001) et les interactions au climat restent encore ouverts (Peng, 2000). Pour revenir plus près au sujet

du mémoire, la corrélation entre l'efficacité d'épuration, le système racinaire et le rôle envahissant des espèces permet aussi d'avancer des hypothèses dans l'étude de la dynamique du paysage. La réponse à ces questions permettra une meilleure compréhension des mécanismes en jeu dans la régulation des activités de la biosphère.

## 5 Références

Aiken, S.G., L.L. Consaul and M.J. Dallwitz. Poaceae of the Canadian Arctic Archipelago: Descriptions, Illustrations, Identification, and Information Retrieval. Version: 10th December 2001. Department of Biology, Memorial University of Newfoundland. Disponible sur <<http://www.mun.ca/biology/delta/arcticf/>> (consulté le 2004-01-15).

Armstrong, W. et P.M. Beckett, 1987. Internal aeration and the development of stellar anoxia in submerged roots; a multishelled mathematical model combining axial diffusion of oxygen in the cortex with radial losses to the stele, the wall layers and the rhizosphere. *New Phytologist*, 105: 221-245.

Armstrong, W., J. Armstrong et P.M. Beckett, 1990. Measurement and modelling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*. p. 41-51. In P. Cooper, B.C. Findlater (eds) *The use of constructed wetlands in water pollution control*. Pergamon Press, London, UK.

Armstrong, W, D. Cousins, J. Armstrong, D.W. Turner et P.M. Beckett, 2000. Oxygen distribution in wetlands plants roots and permeability barriers to gas-exchange with rhizosphere: a microelectrode and modelling study with *Phragmites australis*. *Annals of Botany* 86: 687-703.

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation and *Water Environment Federation*. 1998. Standard methods 18<sup>th</sup> edition for the examination of water and wastewater: including bottom sediments and sludges. American Public Health Association, New York, USA

Bastian, R.K. et D.A. Hammer, 1993. The use of constructed wetlands for wastewater treatment and recycling. Chapter 5, pp. 59-68 in G.A. Moshiri (ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Bernier, B., 2001. Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique. Direction des politiques du secteur municipal. Service de l'expertise technique en eau.

Block, N., A. Bonneau, M. Champion, J. Cory, S. Harrison, J. Horvath, T. Pollock, T. Silzer, and C. Sykes, 2000. Fact sheets for some common plants on rangelands in western Canada. Plants Sciences, University of Saskatchewan. Disponible sur <http://www.usask.ca/agriculture/plantsci/classes/range/calamagrostiscana.html> > (consulté le 2003-08-18).

Bouchard, C. J. et R. Néron, 1999. Guide d'identification des mauvaises herbes du Québec. Centre Arico, Direction des services technologiques, Ministère de l'Agriculture et des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Disponible sur <http://www.agr.gouv.qc.ca/dgpar/arico/bon-com.htm> > (consulté le 2004-02-8).

Bole, J.B. et W.D. Gould, 1985. Irrigation of forages with rendering wastewater: forage yield and nitrogen dynamics. *Journal of Environmental Quality*, 14(1) : 119-126.

Boutin, C., A. Liénard et D. Esser, 1999. Les stations d'épuration par filtres plantés de roseaux. *L'eau, l'industrie, les nuisances*, 223: 45-52.

Breen, P.F., 1990. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. *Water Research*, 24(6): 689-697.

Brix, H., B.K. Sorrell et P.T. Orr, 1992. Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes. *Limnology and Oceanography*, 37 (7): 1420-1433.

Centre Saint-Laurent, 2003. Phalaris roseau (*Phalaris arundinacea* L.), consulté le 15 mars 2004. Le Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. Disponible sur <[http://www.cws-scf.ec.gc.ca/publications/inv/p6\\_f.cfm](http://www.cws-scf.ec.gc.ca/publications/inv/p6_f.cfm)> (consulté le 2004-02-08).

Centre Saint-Laurent, (2003). Le Phragmite commun : une plante envahissante. Le Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. Disponible sur <[http://www.qc.ec.gc.ca/csl/inf/inf013\\_f.html](http://www.qc.ec.gc.ca/csl/inf/inf013_f.html)> (consulté le 2004-02-08).

Chazarenc, F., 2003. Optimisation des systèmes de traitement des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes, Thèse de doctorat. Université de Savoie, Chambéry.

Comeau, Y., J. Brisson, J.P. Réville, C. Forget et A. Drizo, 2001. Phosphorus removal from trout farm effluents by constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 44 (11-12): 55-60.

Comeau, Y., 2002. Déphosphatation d'effluents piscicoles par marais artificiel et lit absorbant en série, et par bioréacteur à lit mobile adsorbant, Demande de subvention CRSNG stratégique.

Cole, S., 1998. The Emergence of Treatment Wetlands. *Small Flows*, 12 (4): 1-8.

Cooper, P., 1999. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed-bed treatment systems. *Water Science and Technology*, 40(3): 1-9.

Cottingham, P. D., T.H. Davies et B.T. Hart, 1999. Aeration to promote nitrification in constructed wetland. *Environmental Technology*, 20: 69-75.

Davies, H.T. et B.T. Hart, 1990. Use of aeration to promote nitrification in reed beds treating wastewater. p. 383-389. In Cooper, P.F. and Findlater, B.C. (Eds.)

Constructed Wetlands in Water Pollution Unplanted. Pergamon Press, Oxford, UK.

Delisle F., C. Lavoie, M. Jean et G. Létourneau, 2003. Reconstructing the spread of invasive plants: Taking into account biases associated with herbarium specimens. *Journal of Biogeography*, 30: 1033-1042.

Drizo, A., Y. Comeau, C. Forget, R.P. Chapuis, 2002. Phosphorus saturation potential : a parameter for estimating the longevity of constructed wetland systems. *Environmental Science and Technology*, 36: 4642-4648.

Flora of North America Editorial Committee, eds. 1993+. *Typha angustifolia*. Flora of North America North of Mexico. 22. New York and Oxford. Disponible sur  
<[http://flora.huh.harvard.edu:8080/flora/browse.do?flora\\_id=1&taxon\\_id=200024679](http://flora.huh.harvard.edu:8080/flora/browse.do?flora_id=1&taxon_id=200024679)> (consulté le 15 janvier 2004).

Forget, C., 2001. Élimination du phosphore dissous des effluents piscicoles à l'aide de matériaux granulaires réactifs, Mémoire M.Sc.A., École Polytechnique de Montréal, Montréal.

Frère Marie-Victorin. 1995. Flore laurentienne. 3<sup>e</sup> éd., mise à jour et annotée par Luc Brouillet et Isabelle Goulet. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal.

Galarneau, C. Le Roseau Épurateur Inc., communication du 30 mars, 2004.

Galatowitsch, S.M., D.C. Whited, R. Lehtinen, J. Husveth and K. Schik, 2000. *Environmental Monitoring and Assessment* 60: 121-144.



Haber, E., 1999. Common reed (*Phragmites australis*): an information summary. National Botanical Services. Disponible sur [http://24.43.80.213/nbs/IPCAN/com\\_reed.html](http://24.43.80.213/nbs/IPCAN/com_reed.html) (consulté le 15 mars 2004).

Hutjes R. W. A., P. Kabat, S. W. Running, W. J. Shuttleworth, C. Field, B. Bass, M. F. da Silva Dias, R. Avissar, A. Becker, M. Claussen, A. J. Dolman, R. A. Feddes, M. Fosberg Y. Fukushima, J. H. C. Gash, L. Guenni, H. Hoff, P. G. Jarvis, I. Kayane, A. N. Krenke, Changming Liu, M. Meybeck, C. A. Nobre, L. Oyebande, A. Pitman, R. A. Pielke Sr., M. Raupach, B. Saugier, E. D. Schulze, P. J. Sellers, J. D. Tenhunen, R. Valentini, R. L. Victoria and C. J. Vörösmarty., 1998. Biospheric Aspects of the Hydrological Cycle. *Journal of Hydrology* 212-213(1-4): 1-21.

He, Q. et K. R. Mankin, 2001. Seasonal variations in hydraulic performance of rock-plant filters. *Environmental Technology*, 22: 991-999.

Hook, P.B., O.R. Stein, W.C. Allen et J.A. Biederman, 2003. Plant Species Effects on Seasonal Performance Patterns in Model Subsurface Wetlands. p. 87-105. In U. Mander and P. Jenssen (eds) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*, WIT Press, Southampton, UK.

IWA, 2000. *Constructed wetland for pollution unplanted processes, performance, design and operation*. Scientific and Technical Report No. 8, IWA Publishing, London, UK.

Jackson, R. B., J. Martin, J. Lechowicz, X. Li, H. A. Mooney, 2001. Phenology, growth, and allocation in global terrestrial productivity. In Roy, J., B. Saugier, Mooney, H. A. (Eds) *Terrestrial Global Productivity*. San Diego, Academic Press.

Jing, S., Y. Lin, T. Wang et D. Lee, 2002. Microcosm Wetlands for Wastewater Treatment with Different Hydraulic Loading Rates and Macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, 31(2): 690-696.

Kadlec, R.H. et R.L. Knight, 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 893 p.

Kadlec, R.H., 1999. Chemical, physical and biological cycles in treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 40 (3):37-44.

Kadlec, R., 2000. The inadequacy of first order treatment wetlands models. *Ecol. Engg*, 15: 105-119.

Knight, R.L., 1997. Wildlife habitat and public use benefits of treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 35 (5): 35-43.

Lavoie C., M. Jean, F. Delisle et G. Létourneau . 2003. St. Lawrence River wetlands: A spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography*, 30 : 537-549.

Laouali, G., J. Brisson, L. Dumont et G. Vincent, 1998. Nitrogen and phosphorus Removal in a Subsurface-flow Reed Bed. *Water Quality Research Journal of Canada*, 33 (2): 319-329.

Lewandowski, I., J.M.O. Scurlock, E. Lindvall, M. Christou, 2003. The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass and Bioenergy* 25(4): 335-361.

Les Consultants RSA, 1993. *Systèmes de traitement des eaux usées par marais artificiels*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec.

Lieffers, V. J. et S. E. Macdonald. 1993. Ecology of and control strategies for *Calamagrostis canadensis* in boreal forest sites. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 2070-2077.

Lin, Y., S. Jing et D. Lee, 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, 209: 169-184.

Maehlum, T., P.D. Jenssen et W.S. Warner, 1995. Cold-climate constructed wetlands., *Water Science and Technology*, 32(3): 95-101.

Maehlum, T. et P. Stalnacke, 1999. Removal efficiency of three cold-climate constructed wetlands treating domestic wastewater: effect of temperature, seasons, loading rates and inputs concentrations. *Water Science and Technology*, 40 (3) : 73-281.

Mc Fadden, N., Coordonnateur municipal à la Direction de la coordination opérationnelle, des urgences et des enquêtes, Ministère de l'Environnement, communication internet du 24 février 2003.

Mehrhoff, L.J., J.A. Silander Jr., S. A. Leicht and E. Mosher, 2003. IPANE: Invasive Plant Atlas of New England. Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs, CT. Disponible sur <http://invasives.eeb.uconn.edu/ipane/> (consulté le 2004-08-18)

Metcalf & Eddy, 2003. *Wastewater Engineering; Treatment and Reuse* 4<sup>th</sup> edition. McGraw Hill, NY.

Mitsch, W.J. et J.G. Gosselink, 2000. *Wetlands*, John Wiley and Sons Inc, NY.

Morin, R., 2002. La production piscicole au Québec. Direction de l'innovation et des technologies, Station technologique piscicole des eaux douces 02. Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation, Québec. Disponible sur [www.agr.gouv.qc.ca/pac/publications/fiches/dit/stped/stped\\_02.html](http://www.agr.gouv.qc.ca/pac/publications/fiches/dit/stped/stped_02.html) (consulté le 2002-08-24).

Moris, C.E. et J. Monier, 2003. The ecological significance of biofilm formation by plant associated bacteria. *Annual Review of Phytopathology*, 41: 429-453.

Naylor, S., J. Brisson, M.A. Labelle, A. Drizo et Y. Comeau, 2003. Treatment of fresh fish farm effluent using CWSs – The role of plants and substrate. *Water Science and Technology*. 48(5): 215-222.

Ouellet, G., 1999. Les rejets des stations piscicoles et leurs impacts environnementaux. Direction de l'innovation et des technologies – Station piscicole des eaux douces (Québec). Document de recherche R98/06, QC. Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation, Québec.

Peng, C., 2000. From static biogeographical model to dynamic global vegetation model: a global perspective on modelling vegetation dynamics. *Ecological Modelling*, 135:33-54.

Piché, M., 2003. Long Term Properties for Steel Slag in Hot Mix Asphalt in Canada. Annual Conference of the Canadian Society for Civil Engineering. Moncton, Nouveau-Brunswick, Canada.

Platzer, C., 1999. Design Recommendations for Subsurface Flow Constructed Wetlands for Nitrification and Denitrification. *Water Science and Technology*, 40 (3): 257-263.

Platzer, C., 2000. Development of reed-bed system: A European perspective. Proceeding of the 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland Treatment System for Water Pollution Control. Lake Buenas Vista, Florida, Vol. 1: 23-27.

Reed, S.C. et D. Brown, 1995. Subsurface Flow Wetlands - A Performance Evaluation, *Water Environment Research*, 67(2): 244-248.

Pahkala, K. et M. Pihala, 2000. Different plant parts as raw material for fuel and pulp production. *Industrial Crops and Products*, 11: 119–128.

Polparsert, C., N.R. Khatiwada et J. Bhurtel, 1998. Design model for COD removal in constructed wetlands based on biofilm activity. *Journal of Environmental Engineering*, September: 838-843.

Raven, P. H., R. F. Evert, S. E. Eichhorn, 1999. *Biology of Plants Sixth Edition*. W.H. Freeman Company, NY.

Reddy, K.R. et P.S. Burgoon, 1996. Influence of temperature on biogeochemical processes in constructed wetlands – Implications to wastewater treatment. Paper presented at the Symposium on Constructed wetlands in Cold Climates, June 4-5, 1996. Niagara-on-the-Lake, Ontario, Canada.

Schulz, C, J. Gelbrecht et B. Rennert, 2003. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture* 217: 207-221.

Seidel, K., 1966. Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. *Naturwissenschaften*, 53: 289-297.

Smith, I.D., G. N. Bis, E. R. Lemon et L. R. Rozema, 1997. A thermal analysis of a sub-surface, vertical flow constructed wetland. *Water Science and Technology*, 35 (5): 55-62.

Sorrel, B.K., I.A. Mendelsohn, K.L. Mckees et R.A. Woods, 2000. Ecophysiology of wetlands plant roots: a modelling comparison of aeration in relation to species distribution. *Annals of Botany* 86: 675-685.

USDA, NRCS, 2004. The PLANTS Database, Version 3.5. *National Plant Data Center*, Baton Rouge. Disponible sur <<http://plants.usda.gov>> (consulté le 2003-04-10).

USEPA, 1993. Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: A technology assessment. EPA/832/R/93/001. USEPA, Office of Water, Washington, DC.

Vymazal, J., 2001. Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Water Science and Technology*, 44 (11-12): 369-374.

Villeneuve R., Les Consultants RSA, communication téléphonique du 30 mars 2004.

Von Sachs, J., 1892. Histoire de la botanique du XVI<sup>e</sup> siècle à 1860. C. Reinwald & Cie, Librairies-Éditeurs, Paris.

Wallace, S., G. Parkin, et C. Cross, 2000. pp. 605-617. Cold climate wetlands : Design and performance, Proc. of the 7<sup>th</sup> Int. Conf, on Wetland Systems for Water Pollution Unplanted, Gainesville, FL.

Werker, A.G., J.M. Dougherty, J.L. McHenry et W.A. Van Loon, 2002. Treatment variability for wastewater treatment design in cold climates. *Ecological Engineering*, 19: 1-11.

Wittgren H.B. et T. Maehlum, 1997. Wastewater treatment in cold climate. *Water Science and Technology*, 35(5): 45-53.

Wu, M., E.H. Franz et S. Chen, 2001. Oxygen Fluxes and Ammonia Removal efficiencies in Constructed Treatment Wetlands. *Water Environment Research*, 73: 661-666.

Yin, H. et W. Shen, 1995. Using reed beds for winter operation of wetland system for wastewater. *Water Science and Technology*, 32(3): 111-117.

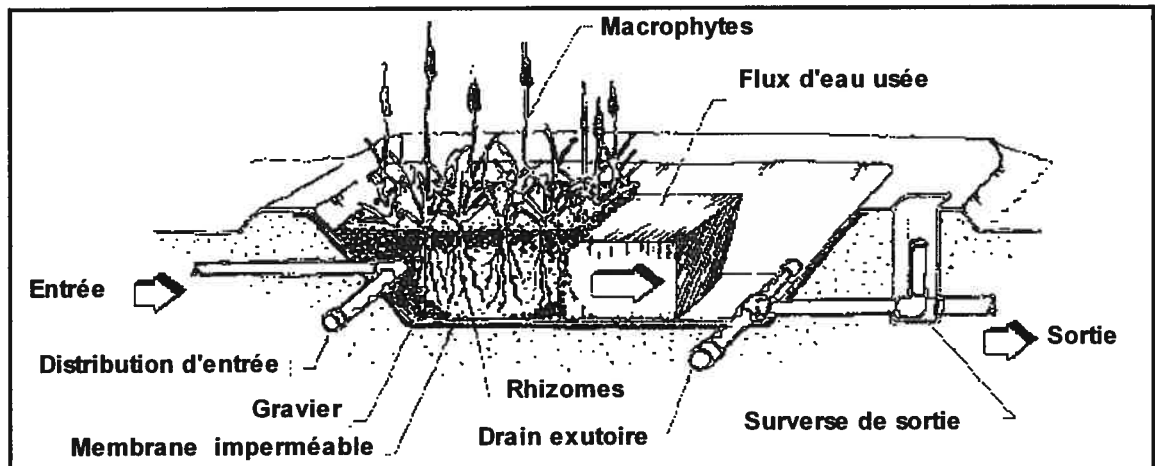
Zachritz, W.H. et R.B. Jaquez, 1993. Treating intensive aquaculture recycled water with a constructed wetlands filter system. p. 609-613. In G.A. Moshiri (Eds) *Constructed wetlands for water quality improvement*. Lewis Publishing, Boca Raton, FL.

Wetzel, R.G., 1993. *Constructed Wetlands: Scientific Foundations Are Critical*. p. 3-9. In G.A. Moshiri (eds.) *Constructed wetlands for water quality improvement*. CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.

## 6 Annexes

### 6.1 Problématique

#### 6.1.1 Marais artificiel à écoulement horizontal sous la surface

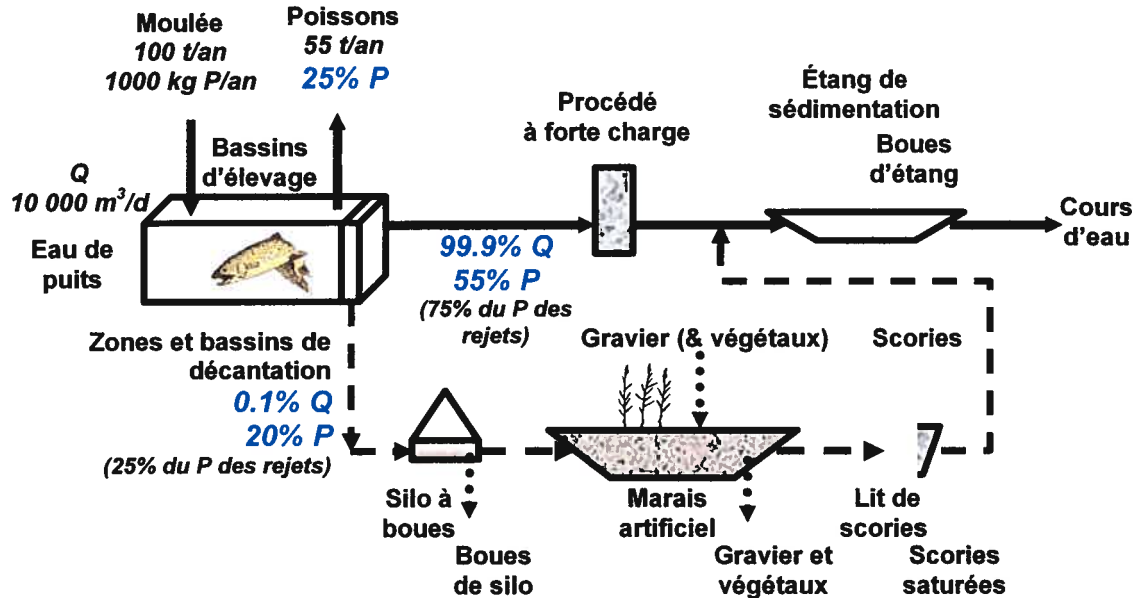


**Figure 6-1 Marais artificiel à écoulement horizontal sous la surface (adapté de Chazarenc, 2003)**

Dans le marais artificiel à écoulement horizontal sous la surface, l'eau s'écoule lentement à partir du système de distribution de l'entrée à travers le gravier et les rhizomes des macrophytes de manière plus ou moins horizontale jusqu'au drain exutoire (IWA, 2000).



### 6.1.2 Problématique : bilan de phosphore



**Figure 6-2 Bilan de phosphore pour une pisciculture en circuit ouvert (adapté de Comeau, 2002)**

L'apport d'eau pour le fonctionnement d'une pisciculture moyenne produisant 100 tonnes de poissons par année, est d'environ 10000 m<sup>3</sup>/d pour maintenir une concentration en ammoniac (NH<sub>3</sub>) non toxique pour les truites (Figure 6-2). Il a été établi que les rejets en phosphore des piscicultures sont les plus problématiques pour le milieu aquatique (Ouellet, 1999). Des bilans de masse ont été réalisés à la pisciculture Les Alléghanys, une pisciculture en circuit ouvert. Il a été constaté qu'au moins 25% du phosphore, ce chiffre pouvant varier jusqu'à 40% (Ouellet, 1999), se trouve dans 0,1 % du débit provenant de la zone de décantation des bassins d'élevage. Cet effluent est entreposé dans un silo à boue, qui fait une première minéralisation de la matière organique par digestion anaérobie. Le restant de la matière organique et de l'azote est traité par marais artificiel. Le phosphore libéré par les boues est capté par un lit filtrant à milieu réactif composé de scories d'aciérie par des mécanismes de précipitation, adsorption, minéralisation et cristallisation. Le 99,9 % du débit d'effluent dilué contient le 75 % du phosphore restant. Un procédé combinant adsorption, filtration et croissance microbienne dans un bioréacteur à lit mobile adsorbant est en développement pour traiter ce fort débit (Comeau, 2002).

### 6.1.3 Hypothèses, objectifs et activités de recherche

**Tableau 6-1 Hypothèses, objectifs et activités de recherche**

Hypothèse	Objectif	Activités
L'identité de l'espèce a une influence sur les transformations du carbone et de l'azote	1-Vérifier l'importance de l'identité de l'espèce sur la performance épuratoire	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Comparaison entre quatre espèces cultivées (<i>Typha angustifolia</i>, <i>Calamagrostis canadensis</i>, <i>Phragmites australis</i>, <i>Phalaris arundinacea</i>) et témoin</li> <li>- 2 duplicats</li> <li>- Culture en bassin de taille pilote (1,2 m x 0,78 m x 0,32 m) en serre (10 bassins)</li> <li>- Irrigation par une solution faite de boues piscicoles diluées</li> <li>- Suivis des MES, DCO, DBO<sub>5</sub>, NTK, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PT et o-PO<sub>4</sub></li> <li>- Bilan hydrique</li> <li>- Mesure de la biomasse aérienne et souterraine</li> </ul>
En saison hivernale, la performance épuratoire est plus faible	2- Vérifier la baisse de performance épuratoire en fonction de la saison	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Température de la serre à 6°C</li> <li>- Suivis des MES, DCO, DBO<sub>5</sub>, NTK, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PT et o-PO<sub>4</sub></li> <li>- Bilan hydrique</li> <li>- Taille de la biomasse aérienne</li> </ul>
L'aération améliore la nitrification et la minéralisation du carbone	3- Déterminer le potentiel de l'aération d'appoint dans la performance épuratoire	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aération d'appoint par diffuseur</li> <li>- Comparaison entre les bassins aérés et les bassins non aérés de <i>Phragmites australis</i>, <i>Typha angustifolia</i> et témoin</li> <li>- 2 duplicats</li> <li>- Culture en bassin de taille pilote (1,2 m x 0,78 m x 0,32 m) en serre (12 bassins)</li> <li>- Suivis des MES, DCO, DBO<sub>5</sub>, NTK, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, TP et o-PO<sub>4</sub></li> <li>- Bilan hydrique</li> </ul>

## 6.2 Biochimie des MAEHSS

### 6.2.1 Zone aérobie et anaérobie dans un bassin non aéré

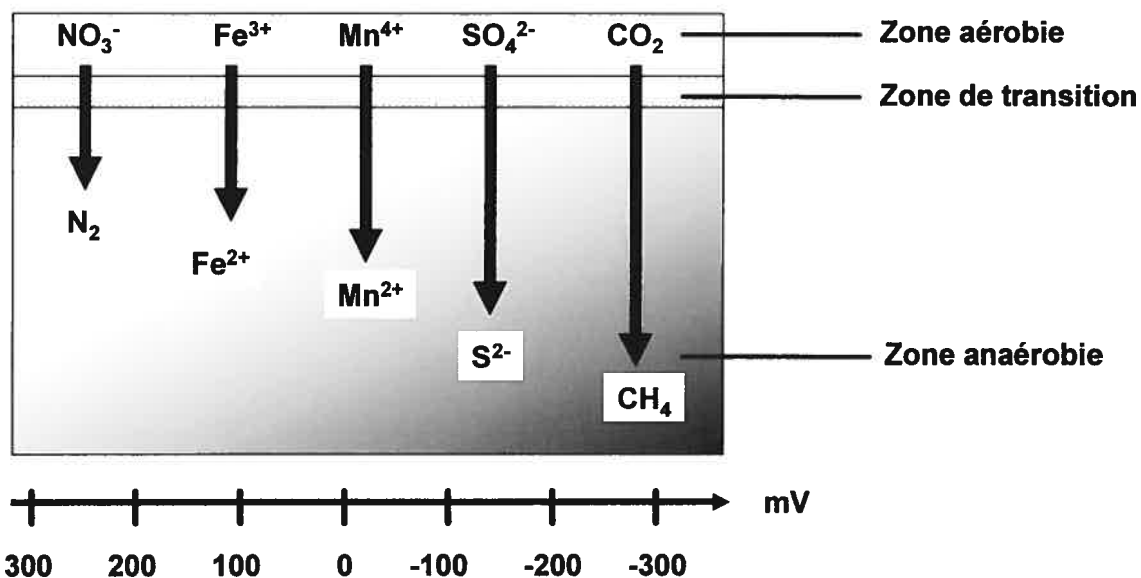
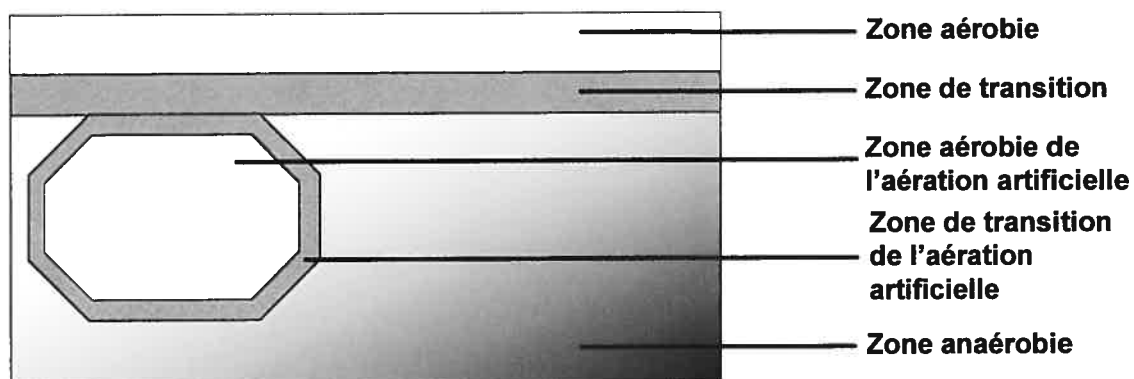


Figure 6-3 Oxydation et réduction dans les MAEHSS

Un bassin non planté et non aéré comporte une zone aérobie en surface. L'oxygène dissous décline rapidement avec la profondeur par la respiration des microorganismes au métabolisme aérobie (potentiel d'oxydoréduction ( $E_h$ ) de +600 à +300 mV). Une zone de transition fait place à une zone anaérobie. Les transformations des ions se poursuivent dans une suite définie par les conditions rédox. En condition modérément réduite, le nitrate est d'abord réduit, suivi des ions de manganèse et de fer par des microorganismes facultativement anaérobiques. Les organismes anaérobiques réduisent le soufre et, en conditions très réduites, effectuent la méthanogénèse (Reddy *et al.*, 1989; Mitch et Gosselink, 2000).

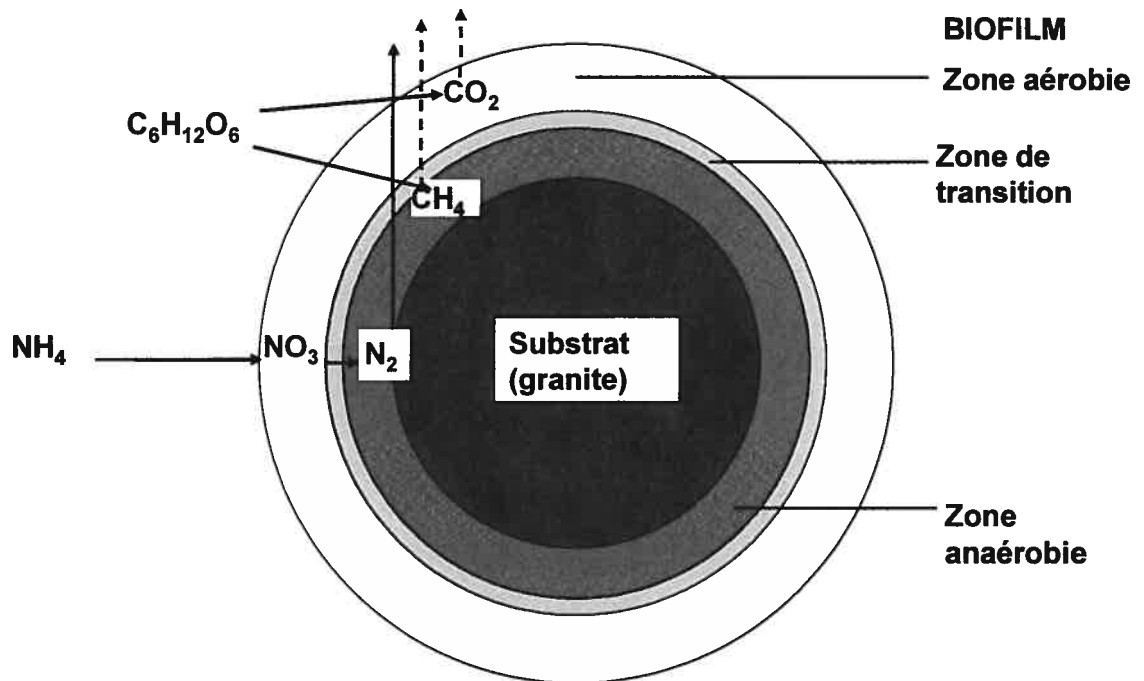
### 6.2.2 Zone aérobie et anaérobie du bassin non-planté aéré



**Figure 6-4 Zone aérobie supplémentaire du bassin aéré**

L'aération artificielle par un cerceau de diffusion d'air à l'intérieur des bassins ajoute une zone aérobie. Les constituants de la figure 6-3 se trouvent sous forme oxydée. En dehors de conditions aérobies, les constituants se trouvent sous forme réduite.

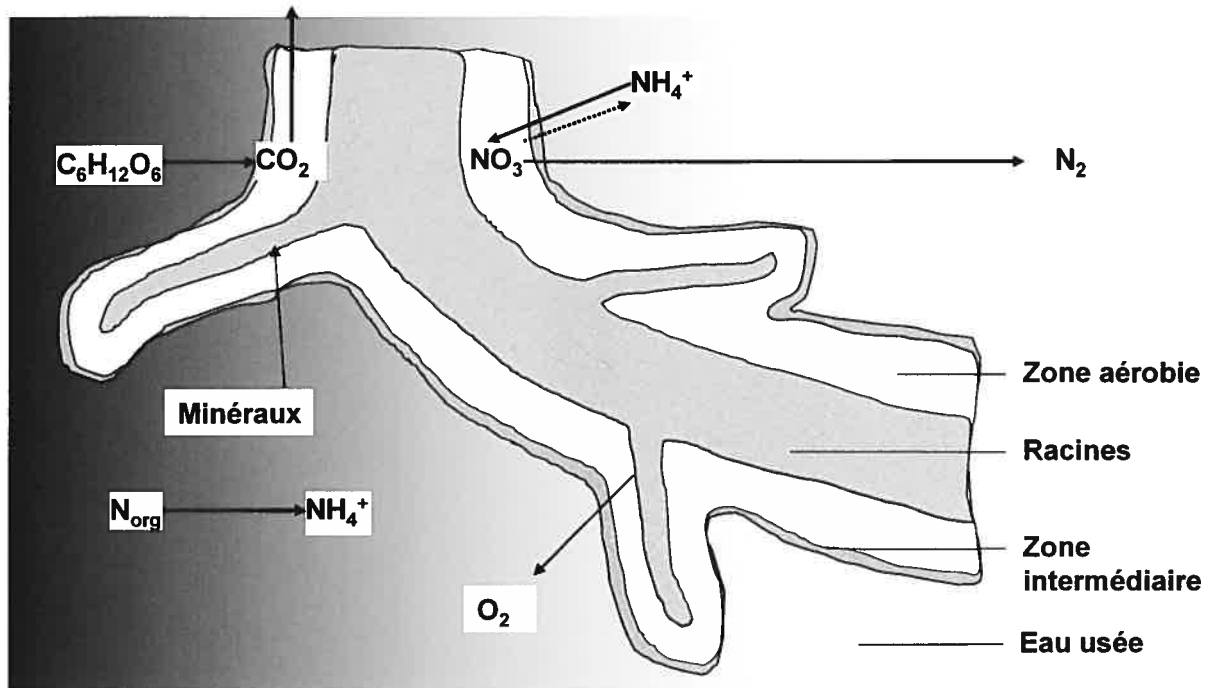
### 6.2.3 Réactions dans le substrat aéré



**Figure 6-5 Transformations du carbone et de l'azote dans le substrat**

Plusieurs couches de biofilm se développent autour du substrat. Lorsqu'une source d'oxygène est présente, la nitrification et la transformation de la matière organique en dioxyde de carbone se produisent. En zone anoxie, se produisent la dénitrification et la méthanogénèse (Reddy *et al.*, 1989).

### 6.2.4 Réactions autour de la racine



**Figure 6-6 Transformations du carbone et de l'azote autour des racines**

Les racines fournissent une source d'oxygène supplémentaire pour la transformation du carbone et la nitrification (Reddy *et al.*, 1989).

## 6.3 Macrophytes

### 6.3.1 Rôle des macrophytes

**Tableau 6-2 Résumé des rôles principaux des macrophytes dans les marais épurateurs (Brix, 1997)**

Partie de la macrophyte	Rôle dans le traitement
Aérienne	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Entreposage de nutriments</li> <li>- Transpiration</li> <li>- Esthétique</li> <li>- Isolation durant l'hiver</li> </ul>
Souterraine	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Surface d'attache pour les microorganismes</li> <li>- Largage d'oxygène pour la décomposition</li> <li>- Entreposage de nutriments</li> <li>- Retarde et distribue l'écoulement hydraulique</li> </ul>

### 6.3.2 Comparaison des quatre espèces de macrophytes

**Tableau 6-3 Comparaison des quatre espèces de macrophytes**

Caractéristiques	<i>Phragmites australis</i>	<i>Calamagrostis canadensis</i>	<i>Typha angustifolia</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>
Nom commun	Roseau	Foin bleu	Quenouille	Phalaris roseau
Famille	Graminées	Graminées	Graminées	Typhacées
Adaptations physiologiques	Aérenchyme, racines adventives, rhizomes, flux de gaz pressurisé	Rhizomes	Aérenchyme, lenticelles, racines adventives, rhizomes, flux de gaz pressurisé	Aérenchyme, rhizomes
Habitat	Marais, rivages, fossés	Lieux humides, rivages, alluvions humides, deltas des rivières, bois brûlés	Marais, long du St-Laurent, fossés	Lieu humides, marais, rivages des grands cours d'eau, section alluviale du St-Laurent
pH	4,5 - 8	4,5 - 8	3,7 – 8,5	5,5 - 8
Texture du sol	Grossier à fin	Moyen à fin	Grossier à fin	Moyen à fin
Demande en fertilité du sol	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Grande
Tolérance à l'anaérobie	Grande	Grande	Grande	Grande
Tolérance au CaCO <sub>3</sub>	Moyenne	Moyenne	Faible	Moyenne
Profondeur des racines (cm)	51	41	25	36
Formes des racines	Rhizomes	Rhizomes	Rhizomes	Rhizomes
Tolérance à la salinité	Faible	Non	Moyenne	Moyenne
Tolérance à l'ombre	Non	Non	Non	Non
Tolérance au feu	Grande	Faible	Grande	Grande
Température minimale (°C)	-39	-36	-36	-36
Nombre de jours sans gel	110	102	130	160
Précipitation (cm)	30 - 150	35 - 165	70 - 165	90 - 165
Période active	Printemps, été	Printemps, été	Printemps, été	Printemps à automne

(Frère Marie-Victorin, 1995; Mitsch et Gosselink, 2000; Mehrhoff *et al.*, 2001; USDA, 2001;)



### 6.3.3 Cartes de distribution des espèces

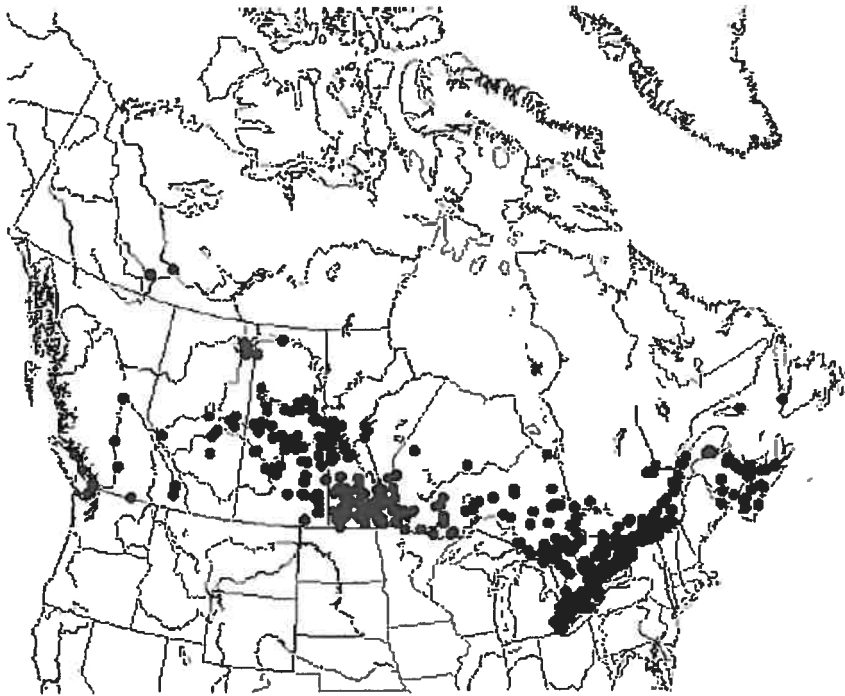


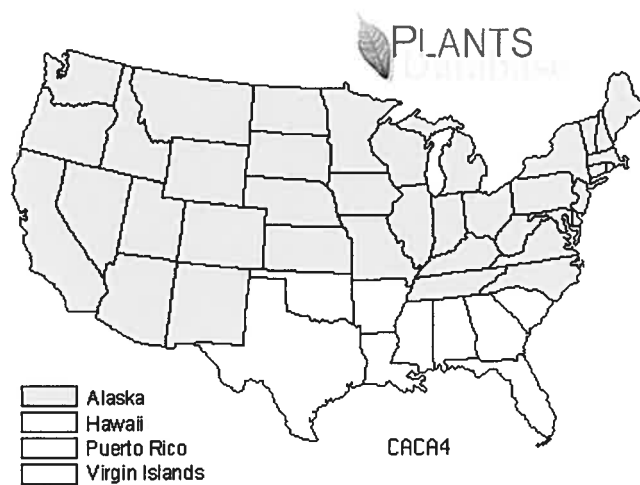
Figure 6-7 Distribution de *Phragmites australis* au Canada (Haber, 1999)



Figure 6-8 Distribution du *Phalaris arundinacea* en Amérique du Nord (Centre Saint-Laurent, 2003)



**Figure 6-9 Distribution de *Typha angustifolia* en Amérique du Nord (Flora of North America, 2004)**



**Figure 6-10 Distribution du *Calamagrostis canadensis* au Etats-Unis (USDA, 2004)**

Note : Il n'existe pas de carte de distribution compilée pour *Calamagrostis* au Canada. Il s'étendrait du sud au nord jusque dans les archipels arctiques canadiennes (Aiken *et al.*, 2001)

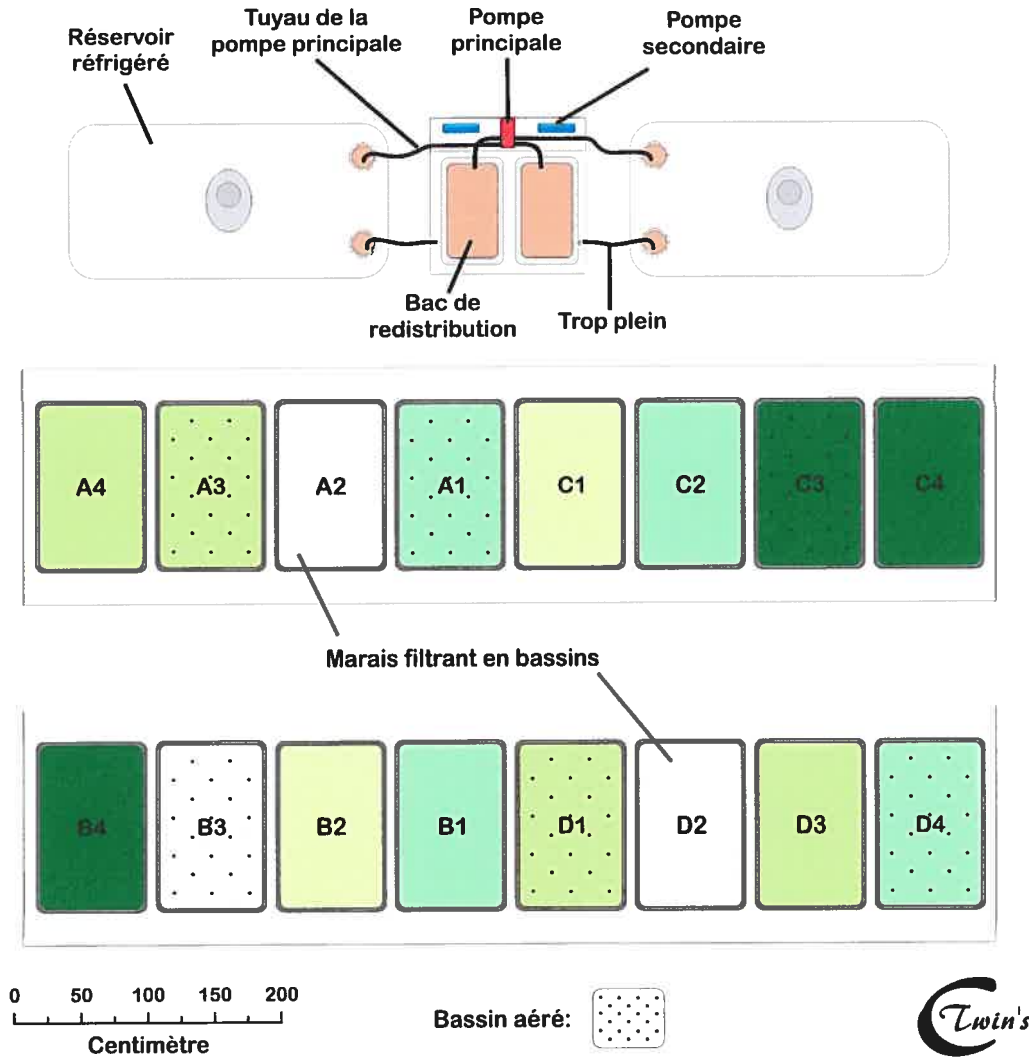
## 6.4 Expérimentation

### 6.4.1 Chronologie de l'expérimentation

**Tableau 6-4 Chronologie de l'expérimentation**

Jour		Durée	Date	Evènement
Début	Fin			
0	1	1	2002-05-03	Plantation
6	33	27	2002-05-08 2002-06-05	Fertilisation
48	66	18	2002-06-20 2002-07-08	Effluent dilué ( 55 mg MES/L, 62 mg DCO/L)
69	79	10	2002-07-11 2002-07-21	Effluent concentré ( 433 mg MES/L, 1080 mg DCO/L)
80	160	80	2002-07-22 2002-10-10	Prise de données estivale (256 mg MES/L; 528 mg DCO/L)
229	230	1	2002-12-18	Collecte de la biomasse aérienne
257	274	17	2003-01-15 2002-02-01	Effluent dilué puis concentré (non-documenté)
276	326	50	2003-02-03 2002-03-25	Prise de données hivernales (240 mg MES/L; 519 mg DCO/L)
350	351	1	2003-04-18	Prise de carottes
353	362	9	2003-04-21 2003-04-30	Collecte de biomasse souterraine et biofilm
			Été 2003	Première analyse de données
			Été 2003	Première rédaction
			Hiver 2004	Deuxième analyse de données
			Hiver 2004	Deuxième rédaction

### 6.4.2 Schéma expérimental



A1 - *Pragmites australis* (aéré)  
 A2 - Témoin  
 A3 - *Typha augustifolia* (aéré)  
 A4 - *Typha augustifolia*  
 B1 - *Pragmites australis*  
 B2 - *Phalaris arundinacea*  
 B3 - Témoin (aéré)  
 B4 - *Calamagrostis canadensis*

C1 - *Phalaris arundinacea*  
 C2 - *Pragmites australis*  
 C3 - Témoin (aéré)  
 C4 - *Calamagrostis canadensis*  
 D1 - *Typha augustifolia* (aéré)  
 D2 - Témoin  
 D3 - *Typha augustifolia*  
 D4 - *Pragmites australis* (aéré)

Figure 6-11 Schéma expérimental (Gagnon, 2004)

### 6.4.3 Coupe de l'unité pilote

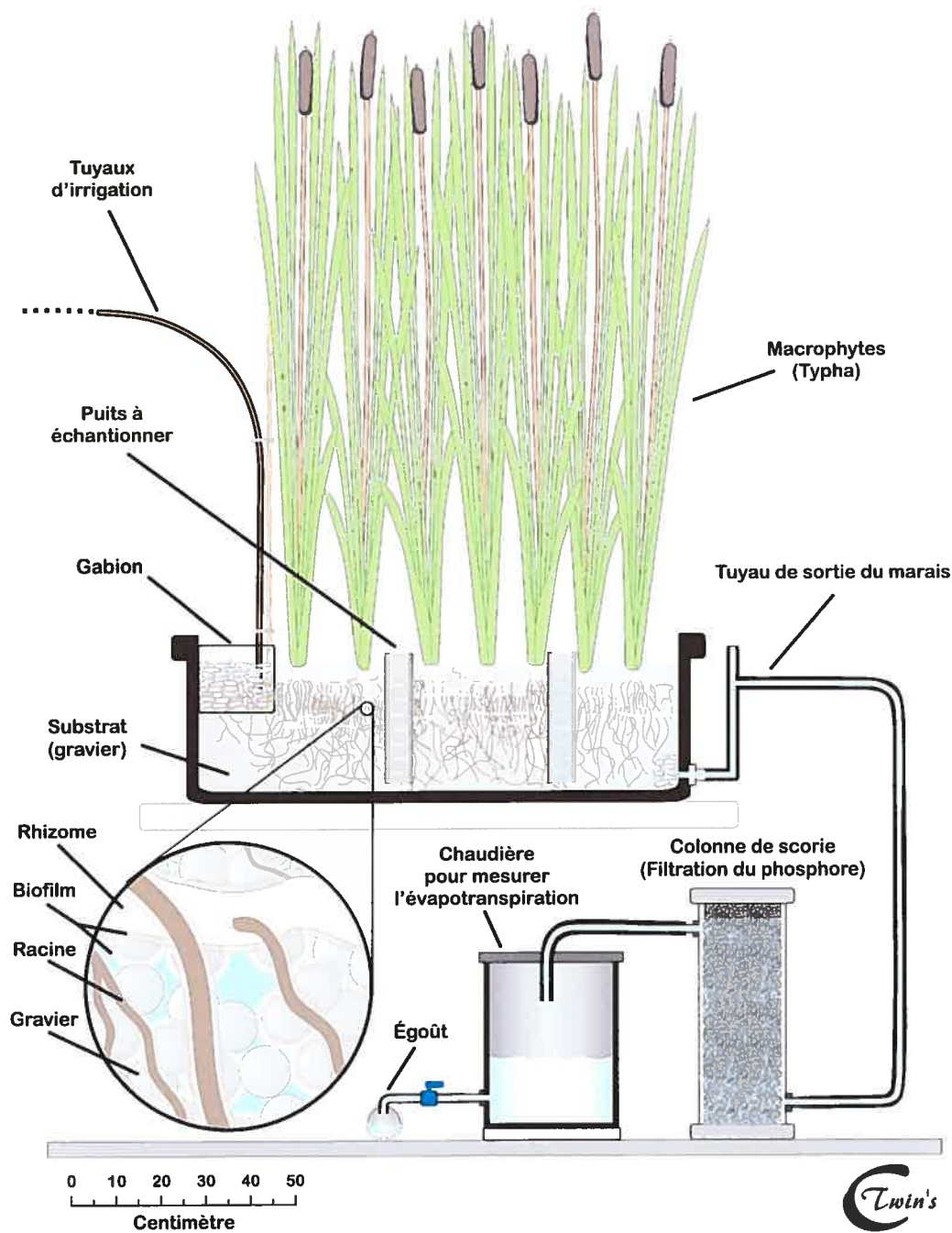


Figure 6-12 Coupe de l'unité pilote (Gagnon, 2004)

## 6.5 Procédures et protocoles

### 6.5.1 Procédure de collecte de boue

#### Objectif

L'objectif de la collecte de boue à Saint-Damien-de-Buckland est la préparation de l'effluent à traiter par le dispositif expérimental de l'IRBV et celui de l'École Polytechnique.

#### Matériel

Le matériel nécessaire à la collecte de boue est le suivant :

1 Pompe centrifuge	1 Tuyau de succion 25'
1 Tuyau de refoulement 50	1 raccordement
3- 6 Barils	Voiture
Camion - cube 16'	Sangles
Gants	Masques

#### Préparation avant le départ

- Louer la pompe, des tuyaux et du raccordement chez Pompacktion;
- Louer le camion et la voiture à la succursale de Budget la plus près;
- Préparer tous les items nécessaires.

#### Préparation sur le site

- Remplir la pompe d'eau;
- Installer les tuyaux sur la pompe;
- Déposer le tuyau de succion dans le silo à boue;
- Installer le tuyau de refoulement sur le baril à remplir.

#### Quatre personnes sont requises au minimum pour remplir les barils

- Une personne guide le tuyau dans le silo.
- Une personne contrôle la vitesse de la pompe.
- Une personne soutient le tuyau qui se rend au baril;
- Une personne guide le tuyau dans le baril.

- Il faut d'abord démarrer la pompe.
- Ensuite, l'équipe de quatre personnes remplit les barils.

#### Départ du site

- Nettoyer la pompe.
- Nettoyer le dessus des barils.
- Bien attacher les barils dans le camion.

#### Retour à Montréal

- Aller porter les barils à la Polytechnique.
- Aller porter les barils à l'IRBV.
- Retourner la pompe, le camion et la voiture.

#### Adresses

Pompaction Inc

119, Boulevard Hymus

Pointe-Claire (Québec)

H9R 1E5

(514) 697-860

Budget

7740 DuMans

Saint-Léonard

(514) 253-2476

### 6.5.2 Procédure de travail en serre

Chaque jour : suivi du système					
L	Ma	Me	J	V	
<b>Avant 9 h</b>					
					Prendre le niveau dans les réservoirs en vrac
<b>De 9h à 9h12</b>					
					Observer les tuyaux de la pompe centrale
<b>De 9h17 à 9h52</b>					
					Observer que la moitié de l'irrigation soit continue
					Vérifier l'aération aux 4 bacs
<b>De 9h54 à 10h06</b>					
					Observer les tuyaux de la pompe centrale
<b>De 10h11 à 10h46</b>					
					Observer que l'irrigation soit continue
					Vérifier l'aération aux 4 bacs
<b>Après 10h46</b>					
					Mesurer le niveau des chaudières rattachées aux 16 bacs
					Ouvrir les valves
					Fermer les valves après 15 minutes
<b>Deux fois par semaine : préparer la solution</b>					
<b>La veille</b>					
					Transporter les contenants de boue gelée dans la serre
<b>Après 10h46</b>					
					Vider le contenu des réservoirs réfrigérés en tirant sur le bouchon
					Rincer les réservoirs réfrigérés
					Prendre une chaudière
					Placer le tamis sur la chaudière
					Vider le contenu du contenant de boue sur le tamis
					Rincer le contenant de boue et le tamis
					Vider le contenu de la chaudière dans un réservoir réfrigéré
					Remplir les réservoirs réfrigérés jusqu'au volume désiré
					Prendre des échantillons pour test de laboratoire
					Rincer les bacs gris intermédiaires
					Rincer les pompes à mélanger
<b>Lors de prise d'échantillons...</b>					
<b>Préparation</b>					
					Vider et rincer les bouteilles
<b>Avant 9h17</b>					
					Installer des bouteilles à échantillon à la moitié des bacs
<b>De 9h17 à 9h52</b>					
					Collecte d'échantillons de la moitié des bacs
					Installer des bouteilles à échantillon dans la moitié des bacs
<b>De 10h11 à 10h46</b>					
					Collecte d'échantillons dans la moitié des bacs



### 6.5.3 Protocole de détermination de la biomasse souterraine

#### Étape 1 : Échantillonnage

1. Installer le gabarit à 16" de l'entrée
2. Creuser un trou de 1 pied de profond et de 6" de diamètre pour tailler les racines
3. Installer l'emporte-pièce (tuyau cartonné pour couler du béton)
4. Vider le contenu du trou à la main
5. Mettre le contenu du trou dans une chaudière blanche
6. Installer le gabarit à 12" de la sortie
7. Répéter les tâches 2 à 5
8. Répéter les tâches 1 à 7 pour tous les 15 bassins restants

#### Étape 2 : Triage des racines

1. Mesurer le volume du contenu de la chaudière blanche (racine + gravier) dans des béciers de plastique et noter.
2. Étendre le contenu de la chaudière sur le grand couvercle rouge, observer pour macro invertébrés comme des vers, noter le nombre et la longueur.
3. Prendre une photo avec l'indicateur de la chaudière.
4. Trier les racines (diamètre 1 mm et plus) du gravier avec les doigts et/ou une pince et mettre dans un grand sac de plastique numéroté.
5. Prendre le restant du gravier et tamiser.
  - a. Mettre 200 ml de gravier dans un bécier de plastique 5000ml.
  - b. Ajouter 1000 ml d'eau pour que les minis racines flottent à la surface.
  - c. Brasser.
  - d. Passer au tamis.
  - e. Répéter pour tout le contenu du gravier.
6. Remettre le gravier dans la chaudière blanche.
7. Répéter pour les 11 chaudières restantes.

Temps estimé : de 60 à 80 minutes par chaudière

### Étape 3

1. Trier les racines selon la catégorie et le bassin d'origine.
2. Peser un sac vide de chaque grandeur.
3. Peser les racines humides par catégorie et noter.
4. Chauffer pour évaporer l'eau.
5. Peser le poids sec des racines.

Temps estimé : de 1 à 3 jours

#### **6.5.4 Protocole pour déterminer la concentration du biofilm autour du substrat**

1. Peser un contenant à échantillon de 100 ml et noter la masse
2. Prendre un échantillon et noter la couleur générale (noire ou beige)
3. Peser l'échantillon (gravier, biofilm, contenant) et noter
4. Chauffer l'échantillon à 105 °C pour 2h
5. Noter la masse
6. Chauffer l'échantillon à 550 °C pour 40 min
7. Noter la masse

N.B. : Il y a 4 échantillons par bassin (12 plantés \* 4 = 48), soit un à la surface alors que le gravier est en zone aérobie et un en profondeur alors que le gravier est en zone anaérobie pour chacune des deux carottes échantillonnées par bassin.

Temps estimé : de 1 à 2 jours

## 6.6 Données

### 6.6.1 Composition de la boue

**Tableau 6-5 Composition de 5 barils de surnageant/boue échantillonnés à Saint-Alexis le 14 mai 2002**

Échantillon	DCO		MES mg/L	MVES mg/L	TKN mgN/L	NH <sub>3</sub> -N mgN/L	N-NH <sub>4</sub> mgN/L	NO <sub>2</sub> -NO <sub>3</sub> -N mgN/L	PT mgP/L	P-PO <sub>4</sub> mgP/L	pH	Conductivité uS/cm
	Totale	Soluble										
1	590	300	43,2	52,3	28,4	11,5	11,0	<0,005	12,1	9,12	6,38	362
2 (boue)	15400	8130	21600	17900	1730	476	389	0,119	607	174	5,01	3110
3	940	530	580	567	45,5	23,6	21,4	<0,005	18,1	14,6	6,00	454
4	470	420	159	172	33,7	16,3	19,2	0,139	15,1	12,0	6,30	444
5 (surnageant)	200	80	68,7	66,7	13,1	2,79	4,1	<0,005	5,96	4,35	6,77	288

**Tableau 6-6 Composition de la boue échantillonnée à Saint-Damien et analysée les 3 et 4 juillet 2002**

Échantillon	DCO mg/L	DCOs mg/L	MES mg/L	MVES mg/L	TKN mgN/L	PT mgP/L
1	15900	7500	3200	3000	350	202
2	7700	4200	1200	1150	125	108
3	24100	9100	6750	6250	454	227

**Tableau 6-7 Composition de la boue échantillonnée à Saint-Damien le 8 août 2002**

Échantillon	DCOt mg/L	DCOs mg/L	MES mg/L	PT mgP/L	P-PO <sub>4</sub> mgP/L
1	43320	16680	16800	123	40
2	21480	5540	22133	215	70
3	32080	9400	10667	246	80
4	44600	9320	18133	111	36
5	21960	7440	6933	227	74
6	21160	6420	7467	295	96
Moyenne	30800	9130	13700	203	66

## 6.6.2 Données estivales de concentration

**Tableau 6-8 Données brutes estivales**

Jour	Unité	Volume	DCO	DBO <sub>5</sub>	MES	NKT	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	PT	P-PO <sub>4</sub>	pH
		L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	
23-juil	A1	10,4	11,0	.	0,00	0,33	.	0,15	2,53	2,80	6,75
23-juil	A2	14,2	80,0	.	22,00	3,97	.	0,03	1,90	0,61	6,73
23-juil	A3	9,68	120	.	24,0	1,97	.	0,02	1,43	0,18	7,46
23-juil	A4	9,99	99,0	.	30,0	1,48	.	0,00	1,64	0,08	6,74
23-juil	B1	10,5	73,0	.	14,0	0,64	.	0,02	1,29	0,11	6,86
23-juil	B2	10,1	125	.	28,0	1,68	.	.	1,35	0,84	6,70
23-juil	B3	13,2	84,0	.	18,0	1,87	.	.	1,57	1,32	6,76
23-juil	B4	11,9	52,0	.	22,0	1,86	.	0,00	1,14	0,06	6,96
23-juil	C1	9,52	165	.	32,0	2,24	.	0,01	1,48	0,08	6,60
23-juil	C2	9,49	105	.	12,0	0,86	.	0,02	1,40	0,08	6,75
23-juil	C3	13,2	0,00	.	2,00	0,69	.	0,03	2,25	2,61	6,74
23-juil	C4	12,1	121	.	34,0	2,82	.	0,01	1,44	0,04	6,51
23-juil	D1	10,0	0,00	.	4,00	0,26	.	0,03	1,95	2,16	7,24
23-juil	D2	13,3	96,0	.	30,0	4,53	.	0,01	2,36	0,45	6,66
23-juil	D3	9,99	88,0	.	24,0	1,55	.	0,01	1,46	0,20	7,26
23-juil	D4	10,3	0,00	.	.	.	.	.	.	.	.
18-juil	I	15,0	894	.	353	18,9	.	0,04	6,71	2,39	5,88
18-juil	II	15,0	760	.	407	22,5	.	0,04	6,93	3,04	5,87
23-juil	I	15,0	.	.	253	20,0	.	0,14	6,17	3,48	6,14
23-juil	II	15,0	.	.	260	19,5	.	0,02	6,14	2,39	6,08
08-août	A1	8,1	.	.	0,0	0,41	0,03	0,02	1,30	0,95	6,82
08-août	A2	13,3	.	.	20,0	4,62	1,73	0,02	0,71	0,11	6,64
08-août	A3	8,83	.	.	30,0	0,96	0,39	0,01	0,64	0,09	6,44
08-août	A4	8,67	.	.	28,0	0,86	0,66	0,01	0,67	0,07	6,88
08-août	B1	10,6	.	.	26,0	0,71	0,40	0,01	0,99	0,07	6,44
08-août	B2	7,33	.	.	32,0	0,87	0,79	0,01	0,86	0,05	6,65
08-août	B3	12,1	.	.	15,0	3,17	1,12	0,02	1,56	0,23	6,74
08-août	B4	12,8	.	.	22,0	2,83	1,22	0,01	1,05	0,08	6,43
08-août	C1	9,19	.	.	18,0	1,75	1,03	0,01	1,17	0,07	6,24
08-août	C2	8,94	.	.	30,0	0,46	0,46	0,01	0,66	0,09	6,48
08-août	C3	13,3	.	.	0,67	0,43	0,11	0,38	1,86	2,06	7,15
08-août	C4	12,1	.	.	24,7	3,16	1,51	0,00	1,15	0,10	6,48
08-août	D1	9,08	.	.	4,00	0,23	0,08	0,01	0,27	0,16	6,80
08-août	D2	13,6	.	.	0,93	5,32	2,51	0,02	1,56	0,20	6,86
08-août	D3	9,58	.	.	28,0	0,74	0,55	0,02	0,76	0,03	6,37
08-août	D4	8,42	.	.	0,00	0,16	0,14	0,01	0,65	0,94	6,75
08-août	I	15,0	.	.	433	20,6	1,04	0,02	6,75	2,30	6,37
08-août	II	15,0	.	.	340	15,2	1,25	0,02	9,59	2,66	6,38
02-août	I	15,0	.	.	127	12,7	0,75	0,00	4,80	2,14	6,25
02-août	II	15,0	.	.	200	15,2	0,95	0,02	5,47	1,80	6,28
15-août	A1	7,06	41,0	.	17,3	1,53	0,43	0,00	1,30	0,07	7,05
15-août	A2	13,5	127,0	.	12,0	7,10	6,12	0,02	1,83	0,04	7,04
15-août	A3	9,68	30,0	.	22,0	0,86	0,43	0,00	0,53	0,02	6,73
15-août	A4	8,67	69,0	.	22,7	1,06	0,40	0,01	0,86	0,04	6,90

## Données estivales de concentration (suite)

Jour	Unité	Volume	DCO	DBO <sub>5</sub>	MES	NKT	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PT	P-PO <sub>4</sub>	pH
		L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	
15-août	B1	10,0	59,0	.	24,0	0,89	0,29	0,00	1,15	0,02	6,91
15-août	B2	8,63	51,0	.	14,0	1,33	0,64	0,01	1,04	0,05	6,83
15-août	B3	13,5	65,0	.	4,00	3,47	2,68	0,01	1,29	0,18	7,18
15-août	B4	10,2	107	.	15,0	3,69	1,55	0,02	1,13	0,04	7,06
15-août	C1	6,50	74,0	.	16,0	2,48	1,19	0,01	1,31	0,03	6,96
15-août	C2	8,63	52,0	.	22,0	0,68	0,35	0,00	0,81	0,02	7,20
15-août	C3	15,3	101	.	12,0	5,61	2,16	0,03	2,40	1,30	7,35
15-août	C4	8,75	104	.	20,0	5,48	2,27	0,02	1,76	0,03	6,73
15-août	D1	8,31	21,0	.	8,00	0,78	0,14	0,01	0,62	0,04	7,08
15-août	D2	14,4	78,0	.	10,0	7,07	6,40	0,02	1,67	0,05	6,99
15-août	D3	8,31	57,0	.	28,0	1,08	0,73	0,00	0,94	0,05	6,75
15-août	D4	9,31	28,0	.	14,7	1,12	0,12	0,01	1,32	0,13	7,09
12-août	I	15,0	568	.	252	20,7	1,60	0,23	5,32	1,10	6,82
12-août	II	15,0	465	.	280	40,9	5,20	0,24	9,36	2,45	6,78
15-août	I	15,0	638	.	.	13,15	.	0,01	3,31	0,36	6,44
15-août	II	15,0	667	.	.	15,89	.	0,01	4,18	0,50	6,09
20-août	A1	12,0	31,0	.	17,0	1,55	0,08	0,00	0,71	0,03	6,64
20-août	A2	12,8	54,0	.	13,0	6,22	4,66	0,02	1,16	0,06	6,53
20-août	A3	9,83	15,0	.	8,00	0,52	0,18	0,00	0,16	0,03	6,11
20-août	A4	9,63	28,0	.	32,0	0,80	0,69	0,01	0,46	0,03	6,33
20-août	B1	11,0	33,0	.	25,0	0,63	0,42	0,01	0,82	0,03	6,70
20-août	B2	10,6	21,0	.	15,0	0,80	0,69	0,01	0,37	0,02	6,57
20-août	B3	13,5	53,0	.	2,00	1,93	0,70	0,01	0,53	0,18	7,05
20-août	B4	12,7	53,0	.	13,0	1,81	2,40	0,02	0,36	0,04	6,82
20-août	C1	10,6	40,0	.	10,0	1,97	2,05	0,01	0,66	0,03	6,66
20-août	C2	10,2	16,0	.	25,0	0,71	0,76	0,00	0,60	0,02	6,62
20-août	C3	10,8	35,0	.	7,00	2,47	1,79	0,01	1,54	0,90	7,04
20-août	C4	13,1	55,0	.	20,0	4,14	4,08	0,02	0,56	0,04	6,81
20-août	D1	9,96	20,0	.	8,00	0,52	0,05	.	0,28	.	6,70
20-août	D2	13,1	32,0	.	10,0	5,64	4,98	0,02	0,89	0,06	6,78
20-août	D3	12,3	16,0	.	27,0	0,70	1,05	0,01	0,63	0,01	6,57
20-août	D4	12,0	36,0	.	18,0	1,00	0,28	0,00	0,92	0,04	6,68
19-août	I	15,0	710	.	308	17,2	3,22	.	4,29	.	6,85
19-août	II	15,0	627	.	352	17,5	1,92	.	4,45	.	6,80
20-août	I	15,0	.	.	304	18,0	6,04	0,07	4,52	0,94	.
20-août	II	15,0	.	.	284	16,3	4,40	0,01	4,23	0,80	.
28-août	A1	10,6	31,0	1,50	11,0	0,50	0,15	0,00	0,57	0,05	6,41
28-août	A2	13,6	40,0	7,00	11,0	3,72	4,00	0,02	0,74	0,04	6,64
28-août	A3	9,20	18,0	1,50	1,00	0,46	0,07	0,01	0,15	0,04	6,67
28-août	A4	10,8	24,0	5,00	14,0	0,61	0,32	0,01	0,40	0,04	6,48
28-août	B1	10,9	19,0	1,50	7,00	0,37	0,19	0,01	0,71	0,03	6,60
28-août	B2	11,2	21,0	3,00	4,00	0,50	0,95	0,13	0,06	0,03	6,44
28-août	B3	12,3	29,0	3,00	1,00	0,88	0,85	0,10	0,71	0,20	6,82
28-août	B4	11,5	37,0	12,00	8,00	2,27	2,88	0,01	0,44	0,03	6,70
28-août	C1	8,15	22,0	3,00	5,00	1,25	1,79	0,11	0,28	0,02	6,60
28-août	C2	9,60	16,0	3,00	13,0	0,10	0,15	0,01	0,37	0,03	6,62
28-août	C3	11,5	21,0	4,00	1,00	0,96	1,03	0,12	1,35	0,64	7,02
28-août	C4	12,7	40,0	9,00	12,0	3,29	3,52	0,01	0,67	0,06	6,90

## Données estivales de concentration (suite)

Jour	Unité	Volume	DCO	DBO <sub>5</sub>	MES	NKT	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PT	P-PO <sub>4</sub>	pH
		L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	
28-août	D1	8,85	21,0	1,50	4,0	.	0,12	0,01	0,17	0,03	6,96
28-août	D2	12,6	25,0	3,00	7,0	3,52	3,78	0,02	0,91	0,08	7,10
28-août	D3	8,70	12,0	1,50	21,0	0,27	0,52	0,00	0,38	0,04	6,76
28-août	D4	10,3	23,0	1,50	11,0	0,46	0,16	0,02	0,54	0,03	6,99
26-août	I	15,0	224	103	224	13,3	1,12	0,01	3,74	0,68	6,05
26-août	II	15,0	351	108	168	15,6	1,30	0,01	4,35	0,84	6,26
28-août	I	15,0	288	.	248	15,6	1,30	0,05	4,21	0,88	6,46
28-août	II	15,0	610	.	352	20,4	2,28	0,05	5,21	0,85	6,42
11-sept	A1	9,2	26,0	.	10,0	0,16	0,20	0,00	0,57	0,04	6,66
11-sept	A2	13,7	32,0	.	8,00	2,70	3,28	0,05	1,07	0,05	6,86
11-sept	A3	9,50	20,0	.	4,00	0,12	0,07	0,00	0,33	0,05	6,78
11-sept	A4	9,70	24,0	.	11,0	0,02	0,32	0,13	0,44	0,03	6,70
11-sept	B1	10,8	24,0	.	26,0	0,16	0,49	0,00	0,98	0,04	6,38
11-sept	B2	8,67	26,0	.	9,00	0,38	0,55	0,12	0,64	0,02	6,45
11-sept	B3	12,8	24,0	.	1,00	0,61	0,71	0,02	0,88	0,52	6,75
11-sept	B4	11,7	46,0	.	11,0	1,71	2,19	0,03	0,70	0,05	6,60
11-sept	C1	10,5	18,0	.	7,00	0,51	1,11	0,02	0,36	0,05	6,08
11-sept	C2	8,50	28,0	.	12,0	0,38	0,25	0,01	0,69	0,04	6,30
11-sept	C3	15,8	31,0	.	2,00	0,79	1,12	0,02	1,30	0,87	6,15
11-sept	C4	11,4	31,0	.	10,0	1,55	2,15	0,03	0,78	0,03	6,24
11-sept	D1	10,8	18,0	.	1,00	0,02	0,02	0,01	0,26	0,10	6,88
11-sept	D2	11,6	27,0	.	6,00	2,64	2,98	0,03	1,28	0,06	7,06
11-sept	D3	9,75	23,0	.	19,0	0,05	0,46	0,02	0,52	0,03	6,85
11-sept	D4	9,45	18,0	.	9,00	0,02	0,18	0,01	0,46	0,02	6,90
11-sept	I	15,0	496	.	248	14,1	0,82	0,00	4,01	0,51	6,02
11-sept	II	15,0	456	.	216	12,0	0,78	0,01	3,59	0,56	5,86
11-sept	I	15,0	651	.	260	14,0	3,26	0,00	3,93	1,01	6,08
11-sept	II	15,0	589	.	232	12,8	1,54	0,01	3,80	1,03	6,10
18-sept	A1	10,5	11,0	.	0,00	1,02	0,04	0,00	0,08	0,03	7,00
18-sept	A2	14,5	21,0	.	8,00	3,26	3,14	0,02	0,73	0,05	7,05
18-sept	A3	8,82	13,0	.	2,00	1,12	0,02	0,00	0,06	0,06	7,25
18-sept	A4	10,3	11,0	.	8,00	0,95	0,15	0,11	0,23	0,04	6,83
18-sept	B1	10,5	19,0	.	15,0	1,20	0,23	0,00	0,79	0,04	7,06
18-sept	B2	10,5	12,0	.	12,0	1,15	0,39	0,02	0,40	0,03	6,56
18-sept	B3	13,3	9,00	.	0,00	1,55	0,42	0,01	0,52	0,19	6,66
18-sept	B4	12,1	15,0	.	6,00	2,17	2,02	0,03	0,30	0,06	5,99
18-sept	C1	8,93	26,0	.	0,00	1,85	1,65	0,10	0,18	0,04	6,12
18-sept	C2	9,36	8,00	.	8,00	0,90	0,22	0,02	0,28	0,07	6,32
18-sept	C3	14,3	3,00	.	0,00	1,38	0,84	0,02	1,02	0,47	6,98
18-sept	C4	11,2	29,0	.	12,0	2,32	2,14	0,03	0,41	0,05	6,70
18-sept	D1	9,75	6,00	.	0,00	0,85	0,01	0,00	0,11	0,06	6,68
18-sept	D2	13,0	19,0	.	4,00	3,12	2,92	0,02	0,83	0,05	7,02
18-sept	D3	9,54	10,0	.	7,00	0,82	0,22	0,03	0,33	0,03	6,82
18-sept	D4	9,64	9,00	.	3,00	0,54	0,20	0,01	0,09	.	6,98
17-sept	I	15,0	422	.	260	12,46	0,62	0,11	3,73	0,56	6,84
17-sept	II	15,0	330	.	232	13,63	0,61	0,01	3,68	0,54	7,12
19-sept	I	15,0	.	.	196	9,42	0,40	0,04	3,07	0,70	6,85
19-sept	II	15,0	.	.	168	11,02	0,63	0,01	3,21	0,68	6,92

## Données estivales de concentration (suite)

Jour	Unité	Volume	DCO	DBO <sub>5</sub>	MES	NKT	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	PT	P-PO <sub>4</sub>	pH
		L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	
25-sept	A1	10,9	10,0	.	0,00	0,98	0,03	0,02	0,07	0,04	5,89
25-sept	A2	15,1	15,0	.	10,00	3,78	3,34	0,02	1,05	0,05	6,16
25-sept	A3	10,2	12,0	.	4,00	0,79	0,04	0,01	0,05	0,05	6,95
25-sept	A4	8,20	11,0	.	26,0	1,09	0,08	0,02	0,12	0,03	6,45
25-sept	B1	10,7	21,0	.	8,00	1,35	0,22	0,02	0,57	0,03	6,49
25-sept	B2	10,5	13,0	.	7,00	1,40	0,42	0,02	0,34	0,04	6,61
25-sept	B3	12,9	12,0	.	0,00	1,38	0,48	0,02	0,60	0,36	6,82
25-sept	B4	12,6	31,0	.	7,00	2,89	2,18	0,05	0,73	0,05	6,76
25-sept	C1	8,85	9,0	.	6,00	1,63	1,01	0,02	0,57	0,04	6,78
25-sept	C2	9,40	10,0	.	23,0	1,03	0,31	0,02	.	0,05	6,82
25-sept	C3	13,7	10,0	.	0,00	1,79	0,81	0,02	1,14	0,51	7,00
25-sept	C4	10,8	14,0	.	3,00	2,16	1,69	0,02	0,75	0,05	6,90
25-sept	D1	10,8	8,0	.	0,00	1,01	0,01	0,00	0,09	0,08	6,88
25-sept	D2	13,0	11,0	.	14,0	3,37	2,55	0,03	1,16	0,05	7,08
25-sept	D3	11,4	9,0	.	8,00	0,71	0,19	0,02	0,24	0,05	6,80
25-sept	D4	10,5	8,0	.	8,00	0,57	0,20	0,02	0,11	0,07	6,95
25-sept	I	15,0	632	.	312	16,41	4,24	0,01	4,83	0,69	6,90
25-sept	II	15,0	549	.	236	14,94	4,06	0,01	4,34	0,63	7,05
09-oct	A1	12,8	8,0	1,50	.	0,37	0,06	0,00	0,05	0,05	6,77
09-oct	A2	14,1	27,0	6,00	.	2,83	2,96	0,01	0,61	0,06	6,80
09-oct	A3	11,7	39,0	8,00	.	0,91	0,46	0,00	0,49	0,06	6,76
09-oct	A4	11,4	22,0	1,50	.	0,70	0,20	0,00	0,19	0,03	6,51
09-oct	B1	10,0	26,0	3,00	.	0,97	0,64	0,02	0,68	0,03	6,00
09-oct	B2	11,6	10,0	1,50	.	0,69	0,23	0,01	0,18	0,05	6,13
09-oct	B3	14,1	14,0	1,50	.	0,58	0,09	0,00	0,22	0,14	6,40
09-oct	B4	11,9	25,0	7,00	.	1,44	1,54	0,02	0,22	0,05	6,38
09-oct	C1	9,31	17,0	1,50	.	0,82	0,69	0,01	0,32	0,02	6,74
09-oct	C2	10,8	20,0	1,50	.	0,71	0,61	0,02	0,73	0,03	6,77
09-oct	C3	13,4	18,0	1,50	.	1,12	0,60	0,03	1,12	0,63	6,60
09-oct	C4	11,9	17,0	1,50	.	1,65	1,56	0,02	0,50	0,03	6,82
09-oct	D1	10,1	30,0	1,50	.	0,62	0,03	0,00	0,11	0,11	6,43
09-oct	D2	14,3	15,0	1,50	.	2,52	2,50	0,02	0,72	0,06	6,16
09-oct	D3	10,6	12,0	1,50	.	0,45	0,23	0,01	0,17	0,05	6,37
09-oct	D4	11,4	12,0	1,50	.	0,55	0,00	0,00	0,08	0,06	6,60
08-oct	I	15,0	644	162	.	16,6	1,96	0,00	5,03	0,53	6,96
08-oct	II	15,0	323	52,0	.	10,8	1,24	0,00	3,39	0,75	7,05
09-oct	I	15,0	644	.	.	15,2	1,20	0,00	4,34	0,72	7,02
09-oct	II	15,0	747	.	.	13,7	1,17	0,01	3,91	0,81	6,94



### 6.6.3 Données hivernales

**Tableau 6-9 Données hivernales brutes**

Jour	Unité	Volume L	DCO	sDCO	DBO <sub>5</sub>	sDBO <sub>5</sub>	MES	MVES	NKT	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	PT	P-PO <sub>4</sub>
			mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
04-févr	A1	10,5	13,0	.	.	.	1,50	1,50	1,13	0,02	0,03	0,23	0,15
04-févr	A2	10,8	75,0	.	.	.	20,0	11,5	3,90	2,70	0,03	1,71	0,04
04-févr	A3	11,5	10,0	.	.	.	6,00	3,50	1,41	0,04	0,01	0,18	0,04
04-févr	A4	11,6	109	.	.	.	7,50	4,50	1,84	0,17	0,01	0,34	0,05
04-févr	B1	12,6	71,0	.	.	.	12,0	8,50	2,15	0,08	0,02	0,92	0,04
04-févr	B2	13,2	38,0	.	.	.	9,00	4,00	1,62	0,56	0,04	0,60	0,12
04-févr	B3	12,7	21,0	.	.	.	0,50	.	1,23	0,07	0,04	0,15	0,07
04-févr	B4	11,8	47,0	.	.	.	11,5	3,00	2,20	1,51	0,04	0,94	0,05
04-févr	C1	11,5	51,0	.	.	.	12,5	1,50	1,50	0,26	0,09	0,35	0,04
04-févr	C2	11,7	77,0	.	.	.	10,5	2,50	1,95	0,11	0,10	0,38	0,11
04-févr	C3	11,2	19,0	.	.	.	5,50	0,00	1,65	0,51	0,03	0,57	0,07
04-févr	C4	10,5	72,0	.	.	.	11,0	4,00	4,10	2,52	0,03	1,35	0,24
04-févr	D1	12,9	7,00	.	.	.	2,00	1,00	.	0,00	.	.	.
04-févr	D2	12,5	58,0	.	.	.	13,5	8,00	4,05	2,35	0,04	1,80	0,06
04-févr	D3	12,8	47,0	.	.	.	4,50	3,00	1,90	0,12	0,03	0,27	0,09
04-févr	D4	10,9	5,00	.	.	.	1,00	0,50	1,40	0,01	.	0,15	.
04-févr	I	15,0	747	.	.	.	111	68,5	16,5	2,33	0,03	5,64	0,17
04-févr	II	.	747	.	.	.	.	.	16,2	2,33	0,02	5,51	0,20
13-Feb	A1	10,5	14,0	0,00	.	.	0,25	0,00	1,78	0,00	0,00	0,19	0,18
13-Feb	A2	10,8	76,0	73,0	.	.	5,00	2,50	5,13	3,82	0,02	1,21	0,11
13-Feb	A3	11,5	2,00	26,0	.	.	1,50	1,50	2,91	0,04	0,02	0,29	0,05
13-Feb	A4	11,6	43,0	43,0	.	.	22,0	8,50	2,18	0,00	0,00	0,80	0,03
13-Feb	B1	12,6	62,0	31,0	.	.	6,00	1,50	2,51	0,09	0,01	0,91	0,06
13-Feb	B2	13,2	34,0	13,0	.	.	6,50	3,00	2,90	0,79	0,02	0,33	0,06
13-Feb	B3	12,7	21,0	19,0	.	.	4,50	1,00	1,87	0,09	0,04	0,47	0,24
13-Feb	B4	11,8	51,0	24,0	.	.	6,50	3,00	3,40	1,56	0,02	0,77	0,09
13-Feb	C1	11,5	34,0	38,0	.	.	2,50	2,00	2,07	0,71	0,20	0,27	0,07
13-Feb	C2	11,7	53,0	46,0	.	.	20,0	8,50	1,98	0,08	0,003	1,08	0,04
13-Feb	C3	11,2	3,00	1,00	.	.	2,50	0,00	1,61	0,31	0,02	0,47	0,20
13-Feb	C4	10,5	71,0	44,0	.	.	3,00	2,00	4,38	3,72	0,02	0,92	0,21
13-Feb	D1	12,9	0,00	0,0	.	.	0,25	0,00	1,46	0,01	0,07	0,18	0,22
13-Feb	D2	12,5	72,0	38,0	.	.	2,50	0,50	5,08	4,00	0,02	0,94	0,36
13-Feb	D3	12,8	15,0	13,0	.	.	9,00	2,50	2,03	0,03	0,04	0,35	0,04
13-Feb	D4	10,9	3,00	14,0	.	.	3,50	1,50	1,67	0,01	0,02	0,24	0,12
13-Feb	I	15,0	397	39,0	.	.	151	119	11,7	0,13	0,09	3,04	0,52
13-Feb	II	15,0	290	36,0	.	.	263	223	10,6	0,07	0,04	2,84	0,49
18-févr	A1	7,50	22,0	12,0	1,50	1,50	0,00	0,00	1,52	0,08	0,01	0,29	0,25
18-févr	A2	8,13	74,5	62,5	49,0	48,0	30,3	3,00	5,38	3,00	0,02	1,55	0,25
18-févr	A3	7,13	24,0	19,5	3,00	3,00	1,00	1,00	1,77	0,15	0,02	0,25	0,08
18-févr	A4	8,88	51,0	34,0	18,0	16,0	2,67	2,67	2,45	0,23	0,02	0,83	0,08
18-févr	B1	12,3	45,0	36,0	23,0	26,0	3,67	3,67	2,12	0,19	0,02	1,17	0,06
18-févr	B2	12,3	26,5	23,0	1,50	1,50	4,67	2,33	3,06	1,47	0,02	0,63	0,08
18-févr	B3	15,0	12,0	3,50	3,00	3,00	3,33	1,67	2,17	0,10	0,08	0,66	0,34
18-févr	B4	14,3	39,5	34,5	7,00	7,00	5,67	4,00	3,81	2,48	0,02	1,12	0,06
18-févr	C1	11,5	9,00	6,00	8,00	8,00	2,00	0,33	1,58	0,38	0,01	0,34	0,07
18-févr	C2	12,6	56,5	19,0	22,0	21,0	8,67	5,67	1,90	0,19	0,04	1,04	0,05
18-févr	C3	11,8	22,5	4,50	3,00	4,00	1,67	1,00	1,92	0,43	0,02	0,54	0,19

## Données hivernales de concentration (suite)

Jour	Unité	Volume	DCO	sDCO	DBO <sub>5</sub>	sDBO <sub>5</sub>	MES	MVES	NKT	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	PT	P-PO <sub>4</sub>
		L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mgN/L	mgN/L	mgN/L	mgP/L	mgP/L
18-févr	C4	12,4	55,5	40,0	18,0	20,0	1,00	0,67	4,96	3,36	0,02	1,03	0,50
18-févr	D1	12,8	48,5	27,0	1,50	1,50	0,36	0,00	2,06	0,09	0,01	0,17	0,23
18-févr	D2	11,8	81,5	65,0	40,0	48,0	0,00	1,00	5,23	3,28	0,01	1,16	0,60
18-févr	D3	9,13	42,0	35,0	1,50	1,50	9,33	3,00	2,38	0,19	0,02	0,25	0,05
18-févr	D4	10,4	45,0	34,5	6,00	6,00	.	14,0	2,10	0,13	0,02	0,87	0,20
18-févr	I	15,0	519	25,5	157	1,50	262	226	12,3	0,28	0,04	3,23	0,54
18-févr	II	15,0	514	17,0	146	1,50	330	298	17,0	0,20	0,04	4,32	0,39
18-févr	I	15,0	597	48,0	.	.	210	171	18,3	0,18	0,03	5,47	0,56
18-févr	II	15,0	431	24,5	.	.	257	221	13,9	0,10	0,05	3,58	0,42
04-mars	A1	12,3	14,0	11,5	.	.	0,67	0,33	1,03	0,05	0,01	0,27	0,24
04-mars	A2	11,3	92,5	82,5	.	.	5,33	2,00	4,41	4,50	0,01	1,61	0,08
04-mars	A3	13,6	17,5	24,5	.	.	4,33	1,33	1,27	0,07	0,01	0,68	0,22
04-mars	A4	13,2	43,5	38,5	.	.	7,33	3,33	1,11	0,20	0,01	1,06	0,06
04-mars	B1	12,8	74,5	64,0	.	.	5,67	3,67	1,39	0,33	0,06	1,23	0,08
04-mars	B2	14,1	11,0	26,5	.	.	3,00	1,67	1,19	0,68	0,02	0,25	0,05
04-mars	B3	11,3	19,0	26,5	.	.	2,33	2,33	1,21	0,30	0,02	0,51	0,33
04-mars	B4	9,50	34,5	39,5	.	.	5,67	5,67	2,30	1,62	0,02	0,92	0,07
04-mars	C1	13,1	46,0	42,0	.	.	5,00	3,33	1,89	0,99	0,02	0,62	0,04
04-mars	C2	11,8	48,0	39,5	.	.	17,0	10,0	1,33	0,65	0,02	1,07	0,04
04-mars	C3	9,92	8,50	13,5	.	.	2,00	1,00	1,07	0,43	0,01	0,51	0,15
04-mars	C4	11,2	32,50	24,0	.	.	6,33	3,33	2,44	2,31	0,01	0,97	0,06
04-mars	D1	13,4	11,00	3,50	.	.	0,33	0,33	0,88	0,03	0,05	0,27	0,26
04-mars	D2	10,8	56,0	49,0	.	.	8,00	5,00	3,29	3,44	0,02	1,21	0,12
04-mars	D3	14,1	38,0	38,0	.	.	11,0	6,33	1,04	0,10	0,01	0,53	0,04
04-mars	D4	9,88	24,0	9,5	.	.	6,67	5,33	1,28	0,13	0,02	0,61	0,10
04-mars	I	15,0	435,0	35,0	.	.	270	235	11,1	0,13	0,04	4,60	0,61
11-mars	A1	10,6	0,00	10,0	.	.	3,33	3,33	.	0,07	0,02	.	0,23
11-mars	A2	13,0	51,0	58,5	.	.	6,67	4,33	4,04	4,28	0,02	1,39	0,07
11-mars	A3	13,4	12,5	18,0	.	.	5,67	4,00	1,12	0,23	0,02	0,83	0,08
11-mars	A4	15,7	11,5	20,0	.	.	7,67	4,33	1,30	0,13	0,02	1,06	0,06
11-mars	B1	12,6	37,5	43,5	.	.	3,00	2,00	1,21	0,24	0,02	1,23	0,08
11-mars	B2	13,3	8,00	13,0	.	.	4,67	2,67	1,29	0,71	0,02	0,66	0,05
11-mars	B3	12,7	2,50	9,50	.	.	4,33	2,67	1,22	0,34	0,02	1,35	0,96
11-mars	B4	13,5	19,5	9,50	.	.	4,33	3,33	1,63	0,96	0,02	0,87	0,06
11-mars	C1	7,81	9,00	20,0	.	.	6,00	2,67	1,87	0,94	0,02	0,79	0,04
11-mars	C2	11,0	28,0	12,5	.	.	8,00	3,00	1,20	0,12	0,02	1,17	0,05
11-mars	C3	9,25	0,00	0,00	.	.	3,67	0,33	1,12	0,53	0,02	0,60	0,15
11-mars	C4	9,13	24,5	26,5	.	.	6,00	3,67	3,18	3,16	0,01	1,39	0,44
11-mars	D1	14,7	0,00	4,50	.	.	0,33	0,33	0,87	0,07	0,02	0,30	0,33
11-mars	D2	13,8	53,0	51,5	.	.	3,67	2,67	4,54	4,36	0,02	1,53	0,20
11-mars	D3	14,2	19,0	23,5	.	.	10,67	4,67	1,29	0,20	0,02	0,97	0,05
11-mars	D4	11,6	0,00	11,5	.	.	5,00	1,50	1,53	0,16	0,01	0,81	0,20
11-mars	I	15,0	514	22,5	.	.	309	245	16,6	0,40	0,03	7,61	1,81
25-mars	A1	12,7	3,00	10,0	1,50	1,50	.	.	1,52	0,09	0,03	0,33	0,19
25-mars	A2	13,8	54,0	35,0	27,0	32,0	10,0	3,67	5,26	3,70	0,03	1,11	0,27
25-mars	A3	14,2	19,5	19,5	6,00	1,50	7,67	3,33	1,90	0,01	0,01	0,53	.
25-mars	A4	11,8	28,5	28,5	13,0	14,0	17,7	5,33	2,99	0,20	0,02	1,15	.
25-mars	B1	15,0	31,5	12,5	14,0	13,0	9,00	3,00	2,34	0,60	.	0,80	.

## Données hivernales de concentration (suite)

Jour	Unité	Volume	DCO	sDCO	DBO <sub>5</sub>	sDBO <sub>5</sub>	MES	MVES	NKT	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	PT	P-PO <sub>4</sub>
		L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mgN/L	mgN/L	mgN/L	mgP/L	mgP/L
25-mars	B2	14,4	7,50	17,0	1,50	1,50	10,3	3,67	2,75	0,45	.	0,58	0,00
25-mars	B3	13,2	13,0	16,5	1,50	1,50	3,00	1,67	2,98	0,46	.	1,63	1,01
25-mars	B4	12,1	24,0	17,5	9,00	10,0	9,33	4,00	2,74	1,00	0,01	0,82	0,00
25-mars	C1	13,2	16,0	0,00	7,00	9,00	12,0	3,00	1,71	0,39	0,01	0,71	0,00
25-mars	C2	12,7	19,5	7,00	7,00	1,50	15,0	7,00	1,84	0,19	0,00	0,51	0,00
25-mars	C3	13,8	24,5	10,0	1,50	1,50	5,00	4,00	1,86	0,76	0,01	0,98	0,45
25-mars	C4	10,3	30,0	6,50	1,50	1,50	10,7	5,00	3,52	1,91	0,005	0,64	.
25-mars	D1	13,5	3,00	10,0	1,50	1,50	0,25	0,25	1,71	0,09	0,02	0,47	.
25-mars	D2	13,0	26,5	40,0	7,00	1,50	10,0	3,00	4,86	3,72	.	1,20	0,07
25-mars	D3	13,7	23,5	20,0	9,00	8,00	14,7	4,33	1,77	0,20	.	0,81	0,00
25-mars	D4	11,0	4,00	8,00	1,50	1,50	6,00	2,33	1,82	0,13	0,01	0,51	0,19
25-mars	I	15,0	.	.	149	1,50	228	200	13,2	0,24	0,02	3,62	0,59
25-mars	II	15,0	.	.	173	1,50	290	258	13,3	0,25	0,01	3,60	0,44

### 6.6.4 Masse sèche de la biomasse aérienne

**Tableau 6-10 Biomasse pour l'étude de l'effet de l'aération**

Traitement	Bassin	Biomasse Totale g/m <sup>2</sup>
<i>Phragmites</i>	B1	1089
	C2	1140
<i>Phragmites aéré</i>	A1	1075
	D4	1131
<i>Typha</i>	A4	1024
	D3	952
<i>Typha aéré</i>	A3	1135
	D1	965

**Tableau 6-11 Biomasse pour l'étude de l'effet de l'espèce**

Traitement	Bassin	Biomasse Totale g/m <sup>2</sup>
<i>Phragmites</i>	B1	1089
	C2	1140
<i>Typha</i>	A4	1024
	D3	952
<i>Phalaris</i>	B2	1303
	C1	1071
<i>Calamagrostis</i>	B4	1066
	C4	1049

## 6.6.5 Résultats de l'analyse foliaire

**Tableau 6-12 Analyse foliaire pour l'étude de l'effet de l'aération**

Traitement	Unité	NT %	PT %	MgT %	CaT %	KT %	ZnT ppm	CuT ppm	MnT ppm	FeT ppm	BT ppm
<i>Phragmites</i>	B1	2,30	0,19	0,3	0,85	1,13	20,8	5,64	441	126	8,9
	C2	1,10	0,12	0,2	0,54	0,98	19,9	6,82	456	129	8,6
<i>Phragmites aéré</i>	A1	1,90	0,18	0,25	0,9	1,05	45,9	9,91	547	221	13,1
	D4	2,00	0,19	0,26	0,82	0,97	28,8	9,81	542	116	8,8
<i>Typha</i>	A4	1,50	0,21	0,33	1,91	0,90	31,4	8,05	1220	94,5	14,7
	D3	0,50	0,11	0,19	2,3	1,26	17,8	7,49	371	46,5	11,8
<i>Typha aéré</i>	A3	0,70	0,12	0,24	1,9	0,85	34,3	9,61	1620	74,1	23,3
	D1	1,60	0,30	0,24	1,79	1,42	34,3	8,09	916	93,5	17,8

**Tableau 6-13 Analyse foliaire pour l'étude de l'effet de l'espèce**

Traitement	Unité	NT %	PT %	MgT %	CaT %	KT %	ZnT ppm	CuT ppm	MnT ppm	FeT ppm	BT ppm
<i>Phragmites</i>	B1	2,30	0,19	0,3	0,85	1,13	20,8	5,64	441	126	8,9
	C2	1,10	0,12	0,2	0,54	0,98	19,9	6,82	456	129	8,6
<i>Typha</i>	A4	1,50	0,21	0,33	1,91	0,9	31,4	8,05	1220	94,5	14,7
	D3	0,50	0,11	0,19	2,3	1,26	17,8	7,49	371	46,5	11,8
<i>Phalaris</i>	B2	1,30	0,24	0,35	0,63	1,35	50,7	7,59	256	102	10,5
	C1	0,90	0,16	0,23	0,45	1,3	19,5	6,25	207	89,4	13
<i>Calamagrostis</i>	B4	1,70	0,29	0,26	0,64	1,17	43,5	10,1	306	132	11,3
	C4	1,40	0,32	0,19	0,47	1,29	37,8	10,9	187	286	11,2

### 6.6.6 Masse sèche de la biomasse souterraine

**Tableau 6-14 Masse sèche de la biomasse souterraine pour l'étude de l'effet de l'aération**

Traitement	Bassin	Début			Fin			Total			
		Rhiz g	Racine g	Tamis g	Rhiz g	Racine g	Tamis g	Rhiz T g	RacineT g	Tamis T g	Total g
<i>Phragmites</i>	B1	14,9	16,6	1,43	5,06	5,82	0,75	20,0	22,4	2,18	44,5
	C2	5,22	8,73	0,00	4,76	5,78	0,81	9,98	14,5	0,81	25,3
<i>Phragmites aéré</i>	A1	4,04	3,09	0,90	2,15	5,14	0,59	6,19	8,22	1,48	15,9
	D4	4,26	9,08	0,91	7,73	6,19	2,65	12,0	15,3	3,56	30,8
<i>Typha</i>	A4	50,3	27,6	1,70	15,7	3,90	9,27	66,0	31,5	11,0	109
	D3	27,0	7,04	0,31	30,7	6,80	0,80	57,7	13,8	1,11	72,6
<i>Typha aéré</i>	A3	22,8	13,1	1,52	4,58	5,70	0,71	27,3	18,8	2,23	48,3
	D1	48,4	16,6	0,82	26,3	6,39	1,55	74,7	23,0	2,37	100

**Tableau 6-15 Masse sèche de la biomasse souterraine pour l'étude de l'effet de l'espèce**

Traitement	Bassin	Début			Fin			Total			
		Rhiz g	Racine g	Tamis g	Rhiz g	Racine g	Tamis g	Rhiz T g	RacineT g	Tamis T g	Total g
<i>Phragmites</i>	B1	14,9	16,6	1,43	5,06	5,82	0,75	20,0	22,4	2,18	44,5
	C2	5,22	8,73	0,00	4,76	5,78	0,81	9,98	14,5	0,81	25,3
<i>Typha</i>	A4	50,3	27,6	1,70	15,7	3,90	9,27	66,0	31,5	11,0	109
	D3	27,0	7,04	0,31	30,7	6,80	0,80	57,7	13,8	1,11	72,6
<i>Phalaris</i>	B2	0,00	21,7	2,52	0,00	60,3	2,92	0,00	82,0	5,44	87,4
	C1	0,00	32,5	0,78	0,00	8,24	1,31	0,00	40,7	2,09	42,8
<i>Calamagrostis</i>	B4	0,00	0,00	0,61	0,00	0,00	7,43	0,00	0,00	8,03	8,03
	C4	0,00	2,46	0,00	0,00	3,82	0,14	0,00	6,28	0,14	6,42

## 6.7 Analyses complémentaires

### 6.7.1 Mesures d'oxygène dissous

Ces données donnent une indication de la concentration en oxygène dissous à la sortie des bassins en hiver. Les bassins témoins semblent avoir une concentration légèrement inférieure et l'aération à l'entrée ne semble pas avoir un grand effet en fin de traitement.

**Tableau 6-16 Oxygène dissous à la sortie des bassins (effet de l'aération)**

Traitement	Bassin	OD mg/L	T °C
Témoin	A2	1,89	8,1
	D2	1,59	
Témoin aéré	B3	1,40	8,0
	C3	1,93	8,6
<i>Phragmites</i>	B1	2,14	8,5
	C2	2,84	
<i>Phragmites aéré</i>	A1	1,81	8
	D4	2,27	9,3
<i>Typha</i>	A4	2,47	8,4
	D3	5,58	7,8
<i>Typha aéré</i>	A3	1,35	8,2
	D1	2,58	

**Tableau 6-17 Oxygène dissous à la sortie des bassins (effet de l'espèce)**

Traitement	Bassin	OD mg/L	T °C
Témoin	A2	1,89	8,1
	D2	1,59	
<i>Phragmites</i>	B1	1,81	8,0
	C2	2,27	9,3
<i>Typha</i>	A4	1,35	8,2
	D3	2,58	
<i>Phalaris</i>	B2	1,67	8,0
	C1	2,21	8,4
<i>Calamagrostis</i>	B4	1,53	8,0
	C4	1,91	8,6

### 6.7.2 Concentration des colonnes

La concentration en orthophosphate et en phosphore totale à la sortie des colonnes de scories d'acier a été mesurée deux fois à l'été et quatre fois à l'hiver. L'efficacité d'enlèvement à la suite des unités de MAEHSS a été calculée sur une base massique. Les colonnes semblent améliorer l'enlèvement dans le cas des bassins plantés avec *Phragmites* et *Typha*. L'aération des bassins plantés pourrait aussi améliorer l'efficacité d'enlèvement des scories.

**Tableau 6-18 Efficacité des colonnes après le bassin planté**

Date	Bassin	Volume		Concentration						Efficacité colonnes	
		Entrée	Sortie	Entrée		Macrophytes		Colonnes		o-PO <sub>4</sub> %	PT %
				o-PO <sub>4</sub> mgP/L	PT mgP/L	o-PO <sub>4</sub> mgP/L	PT mgP/L	o-PO <sub>4</sub> mgP/L	PT mgP/L		
25-sept	A1	15	10,9	0,69	4,83	0,043	0,071	0,011	0,018	74,4	74,6
25-sept	A2	15	15,1	0,69	4,83	0,046	1,048	0,044	0,14	4,3	86,6
25-sept	A3	15	10,2	0,69	4,83	0,045	0,045	0,018	0,027	60,0	40,0
25-sept	A4	15	8,2	0,69	4,83	0,031	0,124	0,01	0,041	67,7	66,9
25-sept	C1	15	8,9	0,63	4,34	0,044	0,567	<,004	0,528	95,5	6,9
25-sept	C2	15	9,4	0,63	4,34	0,050	.	<0,004	0,33	96,0	.
25-sept	C3	15	13,7	0,63	4,34	0,513	1,140	0,739	1,132	-44,1	0,7
25-sept	C4	15	10,8	0,63	4,34	0,051	0,747	0,019	0,641	62,7	14,2
10-oct	A1	15	12,8	0,53	5,03	0,050	0,050	<,004	0,019	96,0	62,0
10-oct	A2	15	14,1	0,53	5,03	0,063	0,605	0,424	0,540	-573	10,7
10-oct	A3	15	11,7	0,53	5,03	0,058	0,485	<,004	0,042	96,6	91,3
10-oct	A4	15	11,4	0,53	5,03	0,031	0,193	<,004	0,031	93,5	83,9
10-oct	C1	15	9,3	0,75	3,39	0,021	0,321	0,068	0,251	-224	21,8
10-oct	C2	15	10,8	0,75	3,39	0,030	0,725			100	100,0
10-oct	C3	15	13,4	0,75	3,39	0,633	1,120	0,340	0,464	46,3	58,6
10-oct	C4	15	11,9	0,75	3,39	0,032	0,496	0,515	0,656	-1509	-32,3



## Concentration en phosphore des colonnes et efficacité (suite)

05-févr	A1	15	10,5	0,61	4,60	0,147	0,226	0,171	n.avail.	-16,3	.
05-févr	A2	15	10,8	0,61	4,60	0,044	1,705	0,387	n.avail.	-780	.
05-févr	A3	15	11,5	0,61	4,60	0,041	0,183	0,076	n.avail.	-85,4	.
05-févr	A4	15	11,6	0,61	4,60	0,046	0,338	0,044	n.avail.	4,3	.
05-févr	C1	15	11,5	0,61	4,60	0,043	0,345	0,044	n.avail.	-3,5	.
05-févr	C2	15	11,7	0,61	4,60	0,112	0,381	0,049	n.avail.	56,3	.
05-févr	C3	15	11,2	0,61	4,60	0,067	0,566	0,305	n.avail.	-359	.
05-févr	C4	15	10,5	0,61	4,60	0,238	1,345	0,053	n.avail.	77,7	.
14 fév.	A1	15	10,5	0,52	3,04	0,181	0,191	0,308	0,25	-70,1	-30,9
14 fév.	A2	15	10,8	0,52	3,04	0,107	1,210	0,393	0,734	-268	39,3
14 fév.	A3	15	11,5	0,52	3,04	0,054	0,286	0,082	0,157	-51,8	45,1
14 fév.	A4	15	11,6	0,52	3,04	0,028	0,798	0,070	0,33	-148	58,6
14 fév.	C1	15	11,5	0,49	2,84	0,075	0,268	0,035	0,207	53,2	22,8
14 fév.	C2	15	11,7	0,49	2,84	0,043	1,080	0,414	0,326	-870	69,8
14 fév.	C3	15	11,2	0,49	2,84	0,205	0,472	0,041	0,573	80,1	-21,4
14 fév.	C4	15	10,5	0,49	2,84	0,207	0,924	0,048	1,281	77,0	-38,6
06-mars	A1	15	12,3	0,61	4,60	0,236	0,266	0,143	0,152	39,4	42,9
06-mars	A2	15	11,3	0,61	4,60	0,083	1,610	0,077	1,14	7,2	29,2
06-mars	A3	15	13,6	0,61	4,60	0,216	0,678	0,114	0,312	47,2	54,0
06-mars	A4	15	13,2	0,61	4,60	0,060	1,060	0,043	1,22	28,3	-15,1
06-mars	C1	15	13,1	0,61	4,60	0,042	0,617	0,032	0,403	23,8	34,7
06-mars	C2	15	11,8	0,61	4,60	0,038	1,070	0,041	0,721	-7,9	32,6
06-mars	C3	15	9,9	0,61	4,60	0,146	0,514	0,298	0,375	-104	27,0
06-mars	C4	15	11,2	0,61	4,60	0,058	0,974	0,076	1,20	-31,0	-23,2

### 6.7.3 Données de concentration de métaux

L'intention lors de la mesure de concentration des métaux à la sortie était la recherche de paramètres qui permettent de distinguer les espèces. Il semble y avoir une différence dans la concentration de Ca, K, Cu, Fe, Mn et Zn dans l'effluent.

**Tableau 6-19 Concentration en métaux de l'effluent**

Échantillon	Al ppm	Ca ppm	Mg ppm	Na ppm	K ppm	Cu ppm	Fe ppm	Mn ppm	Pb ppm	Zn ppm
TA-1	< 0,05	42,5	8,38	12,3	7,350	0,130	0,210	0,124	< 0,01	0,182
TA-2	< 0,05	41,9	8,75	12,8	2,510	0,041	1,070	1,080	< 0,01	0,008
TA-3	< 0,05	41,8	8,98	13,4	1,040	0,066	1,610	0,484	< 0,01	0,009
TA-4	< 0,05	50,8	8,00	13,1	1,000	0,087	2,920	1,070	< 0,01	0,015
TB-1	< 0,05	57,3	9,05	12,9	1,150	0,112	2,530	0,767	< 0,01	0,011
TB-2	< 0,05	52,8	8,05	12,8	0,916	0,063	0,732	0,280	< 0,01	0,009
TB-3	< 0,05	42,3	8,70	12,9	2,180	0,100	2,070	0,026	< 0,01	0,010
TB-4	< 0,05	45,6	8,50	13,0	1,220	0,064	1,600	0,852	< 0,01	0,014
TC-1	< 0,05	48,3	8,51	13,3	1,120	0,035	1,350	0,396	< 0,01	0,031
TC-2	< 0,05	44,7	8,70	13,0	0,715	0,071	4,200	1,000	< 0,01	0,037
TC-3	< 0,05	45,1	8,73	13,1	2,040	0,121	0,950	0,320	< 0,01	0,014
TC-4	< 0,05	41,0	8,60	13,0	1,780	0,060	1,130	0,514	< 0,01	0,017
TD-1	< 0,05	51,6	8,45	13,2	1,750	0,160	0,103	0,061	< 0,01	0,049
TD-2	< 0,05	45,4	8,67	13,2	2,270	0,071	1,060	0,810	< 0,01	0,028
TD-3	< 0,05	51,0	8,35	13,3	0,929	0,080	3,660	1,250	< 0,01	0,019
TD-4	< 0,05	48,0	8,40	12,9	0,648	0,071	0,575	0,875	< 0,01	0,011
A-1	< 0,05	44,6	8,38	12,2	0,730	0,028	0,097	0,367	< 0,01	0,010
A-2	< 0,05	42,0	8,50	12,3	2,410	0,047	0,980	1,030	< 0,01	0,008
A-3	< 0,05	46,7	8,80	13,6	1,010	0,034	1,330	0,610	< 0,01	0,009
A-4	< 0,05	52,8	8,25	13,3	1,020	0,033	2,470	1,070	< 0,01	0,008
B-1	< 0,05	57,0	8,90	13,0	1,140	0,024	1,870	0,725	< 0,01	0,007
B-2	< 0,05	41,4	8,58	13,0	0,854	0,027	0,650	0,477	< 0,01	0,006
B-3	< 0,05	41,8	8,55	13,0	2,080	0,055	0,249	0,557	< 0,01	0,010
B-4	< 0,05	44,7	8,50	12,9	1,260	0,067	1,590	0,827	< 0,01	0,008
C-1	< 0,05	47,1	8,05	12,8	1,150	0,030	1,840	0,633	< 0,01	0,011
C-2	< 0,05	45,2	5,49	13,1	0,682	0,028	0,745	0,920	< 0,01	0,007
C-3	< 0,05	42,5	8,45	13,2	2,020	0,037	0,315	0,375	< 0,01	0,010
C-4	< 0,05	42,2	8,34	13,2	1,500	0,019	1,100	0,712	< 0,01	0,010
D-1	< 0,05	49,6	8,00	13,0	1,670	0,055	0,039	0,044	< 0,01	0,022
D-2	< 0,05	46,2	8,81	12,8	2,270	0,034	0,488	0,460	< 0,01	0,012
D-3	< 0,05	51,0	8,20	13,6	0,900	0,014	0,982	1,320	< 0,01	0,011
D-4	< 0,05	49,3	8,40	13,6	0,643	0,016	0,058	1,080	< 0,01	0,011

**Données de concentration de métaux (Suite)**

Échantillon	Al	Ca	Mg	Na	K	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
A-1 11/03	< 0,05	49,3	8,9	13,3	0,726	0,037	0,052	0,133	< 0,01	0,006
A-2 11/03	< 0,05	48,0	9,0	12,9	2,500	0,011	0,660	0,886	< 0,01	0,003
A-3 11/03	< 0,05	58,0	9,1	13,6	1,010	0,014	0,240	0,055	< 0,01	0,033
A-4 11/03	< 0,05	60,4	9,1	13,0	1,220	0,021	0,690	0,885	< 0,01	0,003
A-1 25/03	< 0,05	49,3	8,6	13,4	0,841	0,033	0,060	0,034	< 0,01	0,007
A-2 25/03	< 0,05	48,0	9,1	13,3	2,730	0,015	3,440	1,100	< 0,01	0,004
A-3 25/03	< 0,05	50,9	8,6	13,0	1,180	0,030	0,530	0,267	< 0,01	0,004
A-4 25/03	< 0,05	59,1	9,0	13,0	1,700	0,005	3,400	1,000	< 0,01	0,006
C-1 11/03	< 0,05	62,8	9,9	13,1	1,190	0,015	0,523	0,406	< 0,01	0,007
C-2 11/03	< 0,05	56,8	9,4	13,1	0,788	0,039	1,600	0,688	< 0,01	0,005
C-3 11/03	< 0,05	55,8	8,5	12,9	2,080	0,022	0,260	0,185	< 0,01	0,005
C-4 11/03	< 0,05	53,4	10,5	13,0	1,580	0,020	0,566	0,516	< 0,01	0,004
C-1 25/03	< 0,05	48,8	8,7	13,1	1,130	0,008	4,380	0,800	< 0,01	0,002
C-2 25/03	< 0,05	51,8	9,1	13,2	0,865	0,005	4,500	0,793	< 0,01	0,003
C-3 25/03	< 0,05	48,2	8,6	13,0	2,680	0,021	0,400	0,320	< 0,01	0,006
C-4 25/03	< 0,05	51,5	10,1	13,2	1,830	0,009	3,330	0,810	< 0,01	0,002
T témoin	< 0,05	0,050	0,005	0,050	0,030	0,004	0,014	< 0,005	< 0,01	0,003
F1	< 0,05	40,0	8,0	12,6	5,00	0,036	0,325	0,138	< 0,01	0,042
Bulk 25/03	< 0,05	36,8	8,3	13,2	1,15	0,023	0,020	0,030	< 0,01	0,004

#### 6.7.4 Analyses du biofilm

Le biofilm est un assemblage de microorganismes adhérent entre eux et/ou à une surface à l'intérieur d'une matrice. La formation du biofilm dans la rhizosphère possède d'importants rôles écologiques, comme la prédation et le maintien des fonctions nutritives des végétaux par les transformations biogéochimiques. C'est à l'intérieur de ce biofilm que se trouvent les bactéries responsables des transformations de l'azote et du fer, par exemple (Morris et Monier, 2003). Les modèles de conception actuels des marais artificiels ne tiennent pas suffisamment compte du biofilm dans les cinétiques de dégradation (Polprasert *et al.*, 1998).

Au moment de la récolte de la biomasse souterraine en avril 2003, quatre échantillons de substrat ont été recueillis pour estimer le biofilm attaché sur le substrat. Deux échantillons ont été récoltés à 5 cm de la surface et deux à 5 cm du fond. Deux échantillons ont été recueillis à 30 cm de l'alimentation et 30 cm de la sortie. Environ 50 g de substrat par échantillon a été passé à l'étuve puis au four à 550°C. La moyenne des résultats par bassin a été compilée, puis extrapolée. Cette étude préliminaire ne montre pas pour le moment un effet significatif de l'aération sur la quantité du biofilm (Tableau 6-20). La prise de données doit être répétée, car une diminution du biofilm aurait des conséquences pratiques sur la durée de vie du marais épurateur en diminuant le temps de saturation du substrat. Aussi, l'étude ne permet pas de faire de distinction entre les espèces (Tableau 6-21). Toutefois, ces facteurs sont probablement susceptibles d'apporter des changements dans la composition du biofilm. Des études plus approfondies sont nécessaires sur le sujet.

**Tableau 6-20 Mesure du biofilm pour l'étude de l'effet de l'aération**

Traitement	Bassin	Mesures (gMVS/g gravier)								Extrapolation (gMVS/m <sup>2</sup> )
		Surface		Profondeur		Total	Total	Total	Moyenne	
		Début	Fin	Début	Fin					
Témoin	A2	0,00708	0,00466	0,00544	0,00412	0,02131	0,01252	0,00879	0,00533	1357
Témoin aéré	C3	0,00484		0,00533		0,01017	0,01017		0,00509	1296
<i>Phragmites</i>	B1	0,00262	0,00373	0,00555	0,00503	0,01694	0,00818	0,00876	0,00423	1079
	C2	0,00431	0,00416	0,00592	0,00608	0,02047	0,01023	0,01024	0,00512	1304
<i>Phragmites</i> aéré	A1	0,00607	0,00522	0,00370	0,00402	0,01901	0,00977	0,00924	0,00475	1211
	D4	0,00428	0,00409	0,00362	0,00407	0,01607	0,00791	0,00817	0,00402	1024
<i>Typha</i>	A4	0,00299	0,00487	0,00337	0,00407	0,01531	0,00636	0,00895	0,00383	975
	D3	0,00532	0,00533	0,00548	0,00436	0,02048	0,01080	0,00968	0,00512	1305
<i>Typha</i> aéré	A3	0,00347	0,00307	0,00365	0,00376	0,01395	0,00712	0,00684	0,00349	889
	D1	0,00425	0,00529	0,00410	0,00385	0,01749	0,00835	0,00914	0,00437	1114

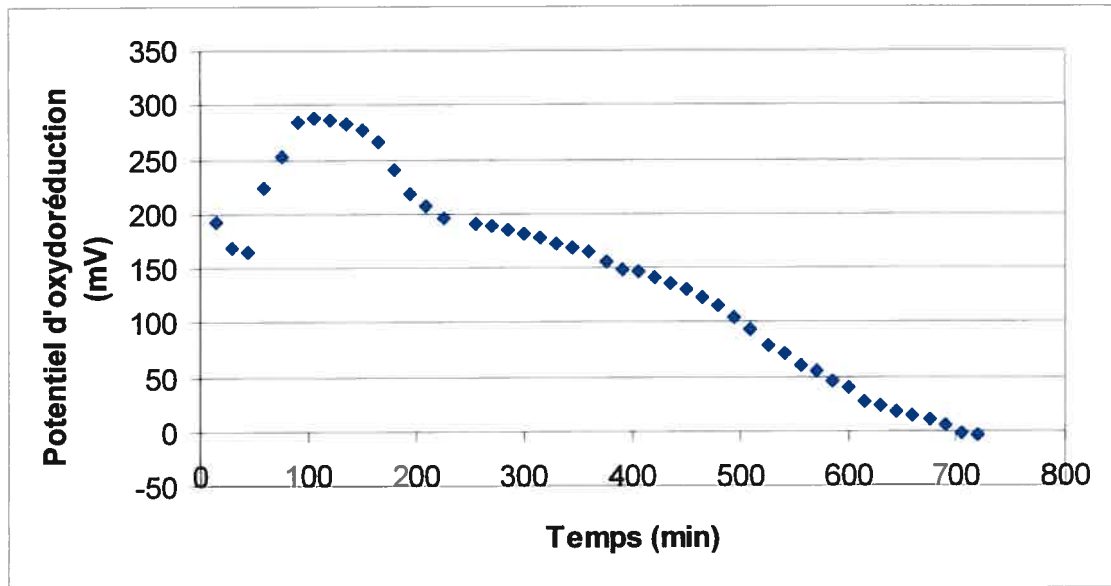
**Tableau 6-21 Mesure du biofilm pour l'étude de l'effet de l'espèce**

Traitement	Bassin	Mesures (gMVS/g gravier)								Extrapolation (gMVS/m <sup>2</sup> )
		Surface		Profondeur		Total	Total	Total	Moyenne	
		Début	Fin	Début	Fin					
Témoin	A2	0,00708	0,00466	0,00544	0,00412	0,02131	0,01252	0,00879	0,00533	1357
<i>Phragmites</i>	B1	0,00262	0,00373	0,00555	0,00503	0,01694	0,00818	0,00876	0,00423	1079
	C2	0,00431	0,00416	0,00592	0,00608	0,02047	0,01023	0,01024	0,00512	1304
<i>Typha</i>	A4	0,00299	0,00487	0,00337	0,00407	0,01531	0,00636	0,00895	0,00383	975
	D3	0,00532	0,00533	0,00548	0,00436	0,02048	0,01080	0,00968	0,00512	1305
<i>Phalaris</i>	B2	0,00403	0,00442	0,00389	0,00378	0,01611	0,00791	0,00819	0,00403	1026
	C1	0,00449	0,00418	0,00280	0,00443	0,01590	0,00729	0,00862	0,00398	1013
<i>Calamagrostis</i>	B4	0,00404	0,00379	0,00350	0,00441	0,01574	0,00754	0,00820	0,00393	1002
	C4	0,00474	0,00322	0,00407	0,00370	0,01573	0,00881	0,00692	0,00393	1002

### 6.7.5 Analyses du potentiel rédox

Le potentiel d'oxydo-réduction (rédox) est un indicateur des processus biogéochimiques qui se déroulent dans le marais. Tant que de l'oxygène dissous est présent dans le substrat, le potentiel rédox se maintient entre +400 et +700 mV. Lorsque la concentration d'oxygène baisse, le potentiel rédox devient une mesure sensible du degré de réduction du sol entre +400 et -400 mV (IWA, 2000). Cette mesure permet alors de bien distinguer la zone aérobie de la zone anaérobie. Ce gradient est affecté par les fluctuations hydrologiques, la présence d'accepteurs d'électrons (comme le  $O_2$ , le  $NO_3^-$  et le  $SO_4^{2-}$ ) et le transport d'oxygène dans la rhizosphère (Mitsch et Gosselink, 2000). Les transformations du nitrate se produit autour de +220 mV, de l'ion de manganèse à +200 mV, de l'ion ferrique à +120 mV, du sulphate entre -75 et -150 mV, du dioxyde carbone (pour la méthanogénèse) entre -250 et -350 mV (IWA, 2000). Le potentiel indique donc rapidement l'efficacité des marais épurateurs (Reddy et D'Angello, 1997).

Des mesures exploratoires du potentiel redox ont été effectuées au cours de l'été 2003. D'abord, la variation du potentiel rédox entre deux périodes d'alimentation a été déterminée pour un bassin de Typha à 5 cm de la surface. On peut voir que le potentiel rédox reste en zone modérément réduite (Figure 6-13). Selon la variation du potentiel, il y aurait transformation du nitrate, de l'ion manganèse et ferrique durant cette période. Il n'y aurait pas de transformation du sulphate, donc pas de formation d'odeur (ce qui a été observée au cours de l'expérience).



**Figure 6-13 Variation du potentiel rédox entre deux alimentations**

Ensuite, des mesures à 5 cm de la surface, du fond, de l'entrée et de la sortie ont été prise à quelques reprises à l'été 2003. Les mesures du début du mois de septembre sont présentées. Les conditions du fond des bassins semblent légèrement plus réduites qu'en surface. Les conditions de sortie sont la plupart du temps moins réduites qu'en profondeur. La variation positive du potentiel rédox dans les bassins plantés semble montrer l'apport d'oxygène par les racines. *Phragmites* est l'espèce qui apporte la plus d'oxygénation. L'effet de l'aération ne semble pas constant d'après ces mesures. Un protocole expérimental est nécessaire pour valider des observations.

**Tableau 6-22 Mesures du potentiel rédox à 5 cm de la surface des bassins du 2003-09-05**

Traitement		Alimentation			Sortie			Delta Redox	Delta Temp	Interprétations
		Redox mV	T °C	Temps h, min	Redox mV	T °C	Temps h, min	mV	°C	
<i>Phragmites</i> aéré	A1	-46	20,4	16h06	147	21,1	16h23	193	0,7	Oxygénation par les racines
Témoin	A2	-57	20,6	16h38	-14	21	16h53	43	0,4	Conditions réduites
<i>Typha</i> aéré	A3	46	20,4	17h08	254	21,3	17h23	208	0,9	Effet de l'aération
<i>Typha</i>	A4	-66	20,6	17h38	97	21,7	17h53	163	1,1	Oxygénation des racines
<i>Phalaris</i>	C1	-1	20,2	15h35	26	21,1	15h51	27	0,9	Oxygénation des racines
<i>Phragmites</i>	C2	24	20,5	15h12	135	21,1	15h20	111	0,6	Oxygénation des racines
Témoin aéré	C3	-30	20,8	14h42	13	21,9	14h57	43	1,1	Conditions assez stables
<i>Calamagrostis</i>	C4	16	20,6	14h09	7	21,6	14h25	-9	1	Conditions assez stables

**Tableau 6-23 Mesures du potentiel rédox à 5 cm de la surface des bassins du 2003-09-04**

Traitement		Alimentation			Sortie			Delta Redox	Delta Temp	Interprétations
		Redox mV	T °C	Temps h, min	Redox mV	T °C	Temps h, min	mV	°C	
<i>Phragmites</i>	B1	16	20,7	15h25	80	21,8	15h43	64	1,1	Conditions assez stables
<i>Phalaris</i>	B2	282	20,6	14h57	64	21,5	15h10	-218	0,9	Réduction
Témoin aéré	B3	27	20,4	14h24	84	22,8	14h40	57	2,4	Effet de l'aération
<i>Calamagrostis</i>	B4	40	19,7	14h09	77	21,5	13h52	37	1,8	Conditions assez stables
<i>Typha</i> aéré	D1	222	20,3	15h58	185	22	16h15	-37	1,7	Effet de l'aération
Témoin	D2	-32	20,4	16h30	78	22,7	16h45	110	2,3	Cond. Réduite à l'entrée
<i>Typha</i>	D3	39	21,2	17h	91	22,6	17h15	52	1,4	Oxygénation par les racines
<i>Phragmites</i> aéré	D4	36	20,9	17h32	379	22,4	17h47	343	1,5	Oxygénation par les racines

**Tableau 6-24 Mesures du potentiel rédox à 5 cm du fond des bassins du 2003-09-03**

Traitement		Alimentation			Sortie			Delta Redox	Delta Temp	Interprétations
		Redox mV	T °C	Temps h, min	Redox mV	T °C	Temps h, min	mV	°C	
<i>Phragmites</i> aéré	A1	-36	20,2	16h55	54	22	17h10	90	1,8	Oxygénation par les racines
Témoin	A2	-55	20,2	17h25	-19	21,7	17h40	36	1,5	Conditions réduites
<i>Typha</i> aéré	A3	21	20,2	17h55	62	22	18h10	41	1,8	Effet aération
<i>Typha</i>	A4	-64	19,3	18h30	78	22,4	18h45	142	3,1	Oxygénation racines
<i>Phalaris</i>	C1	21	19,2	16h25	20	21,3	16h40	-1	2,1	Conditions stables
<i>Phragmites</i>	C2	16	20	15h38	142	21,7	16h10	126	1,7	Oxygénation par les racines
Témoin aéré	C3	-113	19,7	15h23	32	22,4	15h07	145	2,7	Peu d'effet de l'aération
<i>Calamagrostis</i>	C4	5	19,1	14h53	29	21,8	14h36	24	2,7	Conditions assez stables



**Tableau 6-25 Mesures à 5 cm du fond des bassins du 2003-09-02**

Traitement		Alimentation			Sortie			Delta Redox	Delta Temp	Interprétations
		Redox mV	T °C	Temps h, min	Redox mV	T °C	Temps h, min	mV	°C	
<i>Phragmites</i>	B1	-154	20	15h20	10	21,3	15h40	164	1,3	Oxygénation par les racines
<i>Phalaris</i>	B2	-55	18,9	14h40	-19	20,6	15h	36	1,7	Conditions assez stables
Témoin aéré	B3	-140	19	13h52	-72	21,3	14h07	68	2,3	Conditions réduites
<i>Calamagrotis</i>	B4	24	17,7	13h15	40	20,4	13h34	16	2,7	Conditions assez stables
<i>Typha</i> aéré	D1	138	20	16h	79	21,8	16h15	-59	1,8	Effet de l'aération
Témoin	D2	-101	19,9	16h35	-5	21,8	17h	96	1,9	Conditions réduites
<i>Typha</i>	D3	-94	21	17h15	1	22,3	17h30	95	1,3	Oxygénation des racines
<i>Phragmites</i> aéré	D4	-89	20,4	17h45	155	22	18h	244	1,6	Oxygénation par les racines

### 6.7.6 Analyses cinétiques

Un marais à écoulement horizontal sous la surface est celui qui a été le plus utilisé jusqu'à présent. Il est dimensionné en fonction de deux critères : l'écoulement hydraulique et l'enlèvement des matières polluantes.

Le premier critère peut être décrit par un écoulement de type Darcy. La loi de Darcy stipule que la vitesse d'écoulement est proportionnelle au changement d'élévation par rapport à la longueur d'écoulement, la constante de proportionnalité étant la conductivité hydraulique du medium. La hauteur d'eau typique d'un marais standard est de 0,6 m. La longueur minimum de l'écoulement est de 3,0 m pour assurer une bonne efficacité de traitement et prévenir les risques d'écoulement préférentiel. Il faut prévoir que la conductivité hydraulique du substrat risque de diminuer de 10 % lors de l'exploitation. La pente hydraulique du fond du lit doit être entre 0,5 % et 2 % pour faciliter le drainage. (Bernier 2001)

Le critère sur l'enlèvement de la matière polluante peut être approximé par un modèle basé sur la charge hydraulique superficielle et un modèle basé sur le temps de rétention hydraulique. Ces modèles sont considérés inadéquats pour les MAEHSS (Wetzel, 1993; Kadlec, 2000). Ceux-ci comportent aussi une grande variabilité, étant donné qu'ils sont ouverts aux conditions climatiques extérieures. Il est aussi possible d'utiliser des équations de régression basées sur des données d'exploitation existantes, mais elles sont plus difficiles à appliquer pour la conception (Bernier 2001). Ils sont encore utilisés puisqu'ils permettent une comparaison entre les systèmes et ils donnent des indications quant à la dépendance du système face à la température (IWA, 2000).

L'analyse cinétique développée ici se fait à partir du modèle basé sur la charge hydraulique superficielle. Ce modèle dimensionne un marais à partir d'une loi cinétique réarrangée du premier ordre pour un écoulement piston. Cette loi [1] décrit l'enlèvement pour réduire la concentration de l'affluent à la concentration

voulue de l'effluent. Comme la concentration minimale limite du marais n'est pas connue pour les unités pilotes et que celles-ci sont très efficace, il n'y a pas de correction pour la concentration limite ici. (Bernier, 2001 ; Kadlec & Knight, 1996). La cinétique des réactions diminue avec la baisse de température. La constante de réaction empirique à 20°C est corrigée selon l'équation de van't Hoff-Arrhenius [2] (Wittgren and Maehlum, 1997).

$$A = Q / K_{20} * \ln (C_o / C_i) \quad [1]$$

Tel que :

- A = Superficie du marais, m<sup>2</sup>
- Q = Débit, m<sup>3</sup>/d
- K<sub>20</sub> = Constante de réaction empirique à 20°C d'ordre 1, m/d
- C<sub>o</sub> = Concentration à l'affluent, mg/L
- C<sub>i</sub> = Concentration à l'effluent, mg/L

$$K_{T2} = K_{20} \Theta^{(T2-20)} \quad [2]$$

Tel que:

- K<sub>T2</sub> = Constante de réaction empirique T2, m/d
- Θ = Coefficient de température
- T2 = Température 2, °C

La constante cinétique empirique pour l'enlèvement de la BOD<sub>5</sub> et pour NT sont présentées dans les tableaux 6-17 et 6-18, exprimé en m/d et en m/an. La moyenne et l'écart type sont fournis. La constante cinétique permet bien de distinguer les bassins plantés et des bassins non plantés. L'effet de l'aération est plus important dans le cas des bassins non plantés. Le système expérimental se compare aux autres systèmes pour l'enlèvement du NT, mais pas pour la BOD<sub>5</sub> selon les bases de données présentées dans Kadlec and Knight (1996). Le système est plus performant que celui présenté dans Wittgren and Maehlum (1997). Les coefficients de température d'une valeur près de 1 montrent que le système expérimental n'était pas affecté par la température. Les bassins aérés sont moins affectés par la température, surtout pour l'enlèvement de la BOD<sub>5</sub>.

**Tableau 6-26 Constante de réaction empirique pour l'enlèvement de la BOD<sub>5</sub> et coefficient de température**

Traitement	k <sub>s20</sub>				?
	Moyenne m/d	Écart type m/d	Moyenne m/yr	Écart type m/yr	
Témoin	0,1069	0,0250	39,0	9,14	1,048
Témoin aéré	0,1215	0,0221	44,4	8,08	0,996
<i>Phragmites</i>	0,1236	0,0138	45,2	5,03	1,041
<i>Phragmites</i> aéré	0,1340	0,0075	49,0	2,72	1,003
<i>Typha</i>	0,1250	0,0235	45,7	8,60	1,023
<i>Typha</i> aéré	0,1215	0,0217	44,4	7,92	0,999
<i>Phalaris</i>	0,1236	0,0194	45,2	7,10	1,005
<i>Calamagrotis</i>	0,0934	0,0337	34,1	12,31	0,998
Kadlec et Knight, 1996 (p.359 et 364)			160	60	1,060
Wittgren et Maehlum, 1997	0,032	0,008			1,010

**Tableau 6-27 Constante de réaction empirique pour l'enlèvement du NT et coefficient de température**

Traitement	k <sub>s20</sub>				?
	Moyenne m/d	Écart type m/d	Moyenne m/yr	Écart type m/yr	
Témoin	0,0398	0,0073	14,5	2,66	1,018
Témoin aéré	0,0653	0,0157	23,8	5,74	1,003
<i>Phragmites</i>	0,0863	0,0110	31,5	4,03	1,025
<i>Phragmites</i> aéré	0,0880	0,0121	32,1	4,40	1,023
<i>Typha</i>	0,0885	0,0070	32,3	2,54	1,028
<i>Typha</i> aéré	0,0903	0,0105	33,0	3,85	1,029
<i>Phalaris</i>	0,0764	0,0124	27,9	4,51	1,021
<i>Calamagrotis</i>	0,0546	0,0104	19,9	3,80	1,016
Kadlec et Knight, 1996 (p.430)			27,0		1,050
Wittgren et Maehlum, 1997	0,017	0,006			1,090

### 6.7.7 Bilan de l'azote

L'exercice de réaliser un bilan de l'azote permet de se donner une idée des voies d'élimination de l'azote de l'eau usée. L'étude exploratoire a été réalisée seulement pour les bassins qui permettent de déterminer l'effet de l'aération. En été, la source d'azote principale est l'effluent, puis la fertilisation initiale. L'azote est éliminée dans la biomasse aérienne, l'effluent final et surtout par d'autres voies comme la volatilisation et l'accumulation dans le biofilm et les racines. L'aération semble affecter la proportion d'azote éliminer par d'autres voies. Cet été est plus clair pour les témoins. En fait 90 % de l'azote est éliminé par d'autres voies que l'effluent final, contre 74-78 % pour les bassins non aérés. On peut penser qu'une plus grande partie de l'effluent est dénitrifié par volatilisation, par exemple.

**Tableau 6-28 Bilan estival de l'azote**

Traitement		Entrée				Sortie					
		Engrais		Solution		Biomasse Aérienne		Effluent final		Autre	
		g N	% N <sub>e</sub>	g N	% N <sub>e</sub>	g N	% N <sub>s</sub>	g	% N <sub>s</sub>	g	% N <sub>s</sub>
Témoin 1	A2	0	0	47,4	100	0	0	12,0	25,4	35,3	74,6
Témoin 2	D2	0	0	50,8	100	0	0	11,2	21,9	39,7	78,1
Témoin aéré 1	B3	0	0	47,4	100	0	0	4,51	9,53	42,9	90,5
Témoin aéré 2	C3	0	0	50,8	100	0	0	4,46	8,77	46,4	91,2
<i>Phragmites</i> 1	B1	7,17	13,1	47,4	86,9	25,1	45,9	1,62	2,97	27,9	51,1
<i>Phragmites</i> 2	C2	7,17	12,4	50,8	87,6	12,5	21,6	1,23	2,12	44,2	76,3
<i>Phragmites</i> aérés 1	A1	7,17	13,1	47,4	86,9	20,4	37,5	1,58	2,90	32,5	59,6
<i>Phragmites</i> aérés 2	D4	7,17	12,4	50,8	87,6	22,6	39,0	1,13	1,95	34,2	59,1
<i>Typha</i> 1	A4	7,17	13,1	47,4	86,9	15,4	28,2	1,68	3,08	37,5	68,7
<i>Typha</i> 2	D3	7,17	12,4	50,8	87,6	4,8	8,2	1,20	2,07	52,0	89,7
<i>Typha</i> aéré 1	A3	7,17	13,1	47,4	86,9	7,9	14,6	1,32	2,43	45,3	83,0
<i>Typha</i> aéré 2	D1	7,17	12,4	50,8	87,6	15,4	26,6	1,07	1,85	41,5	71,5

Note: Ne est l'azote à l'entrée et N<sub>s</sub> est l'azote à la sortie

À l'hiver, il n'y pas eu de fertilisation, ni d'accumulation dans la biomasse aérienne. Les voies d'enlèvement des bassins plantés, aérés ou non, ressemblent aux bassins témoins aérés. On peut donc penser qu'il y a un apport d'oxygène par les racines, comparable à celui de l'aération d'appoint.

**Tableau 6-29 Bilan hivernal de l'azote**

Traitement		Entrée		Sortie			
		Solution		Effluent final		Autre	
		g N	% N <sub>e</sub>	g	% N <sub>s</sub>	g	% N <sub>s</sub>
Témoin 1	A2	32,0	100	7,60	23,7	24,4	76,3
Témoin 2	D2	31,9	100	8,44	26,4	23,5	73,6
Témoin aéré 1	B3	32,0	100	3,38	10,6	28,7	89,4
Témoin aéré 2	C3	31,9	100	2,59	8,1	29,3	91,9
<i>Phragmites</i> 1	B1	32,0	100	3,69	11,5	28,3	88,5
<i>Phragmites</i> 2	C2	31,9	100	2,99	9,4	28,9	90,6
<i>Phragmites</i> aérés 1	A1	32,0	100	2,30	7,2	29,7	92,8
<i>Phragmites</i> aérés 2	D4	31,9	100	2,67	8,4	29,3	91,6
<i>Typha</i> 1	A4	32,0	100	3,43	10,7	28,6	89,3
<i>Typha</i> 2	D3	31,9	100	3,33	10,4	28,6	89,6
<i>Typha</i> aéré 1	A3	32,0	100	2,99	9,3	29,0	90,7
<i>Typha</i> aéré 2	D1	31,9	100	2,70	8,5	29,2	91,5

Note: Ne est l'azote à l'entrée et N<sub>s</sub> est l'azote à la sortie

### 6.7.8 Plantation d'un marais à Saint-Damien

#### Objectif

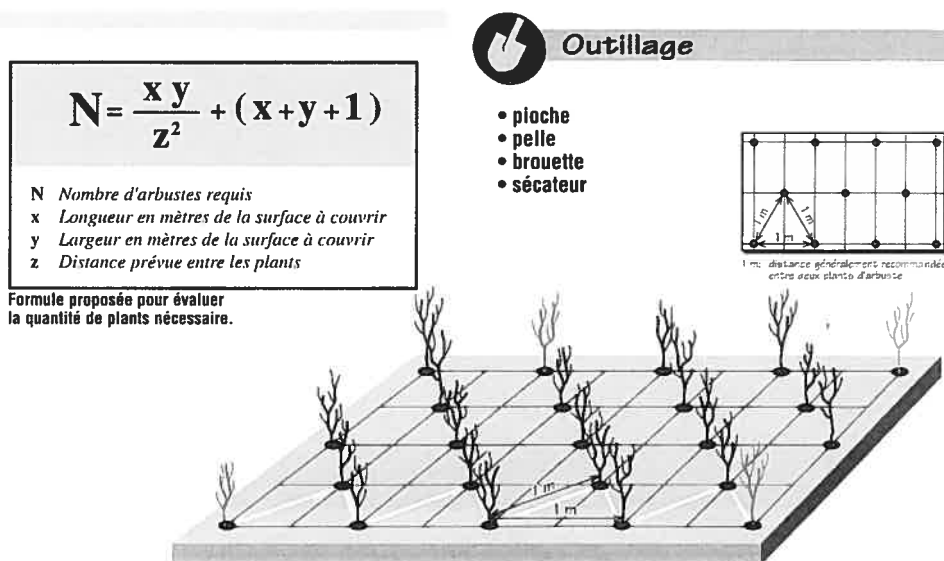
L'objectif de la plantation du marais artificiel est le démarrage du projet pilote de traitement des eaux à la station piscicole de Saint-Damien-de-Buckland

#### Choix de l'espèce

Le macrophyte le plus souvent utilisé pour les marais à écoulement sous la surface est *Phragmites australis*. *Phalaris arundinacea*, *Typha spp.*, *Scirpus spp.* et *Glyceria maxima* sont aussi très souvent utilisées (IWA 2000). Au Québec, *Phragmites* peut être très envahissante en milieu naturel, surtout dans la région du Saint-Laurent. Elle étend son territoire de manière radiale, jusqu'à 4 m par an et est plus compétitive que les autres espèces de milieu semblable (Delisle et Lavoie, 2003). L'observation de l'environnement immédiat au site de traitement à la pisciculture Les Alléghanys montre qu'elle n'est pas présente. Il est déconseillé de l'introduire à des fins de traitement (Chambers et McCombs, 1994). *Typha*, la quenouille, se trouve dans le fossé immédiat. Elle semble plus appropriée pour les tests à la station pilote. La plantation se fait à partir de mottes ou de rhizomes. Nous choisissons de planter à partir de mottes pour conserver davantage les microorganismes dans la rhizosphère.

#### Schéma de plantation

La figure 1 présente le schéma de plantation. Les mottes ont été plantées en triangle équilatéral aux côtés de 1m. La surface à planter de chaque marais est de 5 m de longueur par 2 m de largeur. En appliquant la formule indiquée, le nombre de mottes requis est de 17 pour couvrir la surface. Donc, pour couvrir les deux marais, 34 mottes ont été nécessaires. Une dizaine de mottes ont été rajoutées sur chaque marais pour les rendre plus fournis.



**Figure 6-14 Schéma de plantation (Ministère de l'environnement, 1998)**

### Matériel

Le matériel requis, disponible à l'IRBV, pour la plantation est le suivant:

- 3 Pelles,
- 3 Sécateurs,
- 1 Brouette,
- 1 Gallon à mesurer,
- Té de mesure (Base 1m, Hauteur 0,87 m),
- Gants,
- Bottes,
- Vêtements de pluie.

### Procédure de plantation

- Observer le site pour identifier les espèces à planter (2 heures).
- Récolter des mottes de rhizomes avec des pelles et des sécateurs (3 heures).
- Transporter les racines de macrophytes, avec une brouette, au site de plantation.
- Planter les rhizomes de macrophytes en mosaïque triangulaire avec le té de mesure (3 heures).



## **6.8 Rapports de stages**

### **6.8.1 Stage à l'Université de Floride**

#### **Introduction**

This short report summarizes the activities of my internship at the Center for Wetlands at the University of Florida from August 14 to October 10, 2003, as a completion of the requirement for the Mobility Scholarship of the Québec Ministry of Education. The objective of my internship was to deepen my knowledge of ecological engineering and emergy analysis. This report summarizes how I fulfilled these objectives, how the internship added value to my degree and how it can be improved for further students.

#### **Summary of activities**

##### Ecological engineering

Sites visits, classes on biogeochemistry and on ecological modelling, lab meeting and wetland seminar contributed to improve my knowledge of ecological engineering.

The Orlando Wetland Park is the municipal wastewater polishing unit for nutrients after tertiary treatment. It is a surface flow constructed wetland. The influent is 20 000 g/d and contains 2.3 mg N /l and 0.2 mg P/L. It is pumped 16 miles to the wetland park. The 17 wetlands cells (89 ha) reduce the nitrogen to 0,75 mg/L and phosphorus to 0,06 mg/L. There is a 15 feet slope between the inlet and the outlet and a 3 feet drop between the cells. The cells are 1 meter deep at the entrance and 3 meters deep at the outlet. The flow from one cell to another is controlled by a weird box. There is no membrane underneath the cells, because the soil is tight enough so there is no seepage or percolation to the groundwater. Cattail and bulrush are planted mainly. Cells have island for wildlife habitat. The numbers of bird species is impressive. The water hosts bass, gain fish and many alligators. The wetland was first designed for 50 to 100 years. After 15 years, the life expectancy is reviewed, because there is more sediment decomposition. There is preferential flow and short circuiting. The

bottom of some cells was dredged last year. Sediment accumulation is also controlled by burning the vegetation, which releases nutrients to the atmosphere. They are also thinking of using coagulant such as alum to increase the time life of the wetland. There is a seasonal variation in nutrient uptake. In winter, there is less removal and phosphorus is released. The management required one full time person for constant maintenance and additional people for specific tasks.

The Stormwater Ecological Enhancement Project is on treatment wetland on University of Florida campus. It includes a treatment marsh in the forebay, a cypress stand, a hardwood swamp and open water. The vegetation composition is regulated by flooding depths and frequency of flooding.

Wetlands are created in phosphate mining district in Central Florida. It requires follow-up. I did field work at a Cargill Inc site. We did vegetation inventory on 12 hammocks, which are planted islands. At each hammock, we were looking at the vegetation in four quarter meter quadrant. On each hammock, two fraxinus and two cypress were planted in 1998. Alligators were swimming in the open water beside.

Ecopassage in Paynes Prairies allows wildlife to cross the 441. It was designed in 1998 and build in 1999 and 2000 because of the high wildlife mortality rate. In a 3.5 foot high concrete wall there are eight underpasses for reptiles, amphibians and small mammals to cross the road on a 2 miles section. A 'lip' at the top of the wall stopped reptiles and amphibians to climb the wall to the road.

The class Wetland Biogeochemistry SOS 6448 by Dr. Reddy in the soil and water science department was very helpful to understand the oxydo-reduction reactions occurring in the wetland soil. Attending this class considerably increased my understanding of biogeochemistry. From a personal appointment with Dr. Reddy, I can analyse measurement taken at IRBV better.

I attend a short course on System modelling by Dr. Brown in three nights. He presented different model developed at the Center, such as model of production, competition, cooperation, growth, series, oscillation, chaos, economic interface, macroeconomic and emergy simulation. The model are on Excel, Basic and Extend. From simulations, feedback in a system is very important to increase its empower.

The lab meeting on Monday for two hours were interesting know about what the other students were working on. An important research topic is to understand plants species as bioindicators of land use and development. The center also developed LDI (Land Development Index) from ecological analysis describe in the other section.

At lunch time on Wednesday, I attended Wetland Seminars. I listen to the following speakers:

- Tropical Deforestation and Aquatic Ecosystem: our Current State of Knowledge by Colin Chapman, Department of Zoology;
- Toward a Theory of Human Ecosystem by Richard Stepp, Department of Anthropology;
- Ecological Restoration...is-it worth it? By Mark Brown, Department of Environmental Engineering Science;
- Assessing Nature's Role in Ecotourism Development in Florida: Perspectives of Tourism Professional and Government Decision Makers by Taylor Stein, School of Forest Resources and Conservation;
- A Green Strategy, The Florida Statewide Greenways Project by Margaret Carr, Department of landscape architecture.
- I also attended a speech for the 150 years anniversary of University of Florida. The title was The Future of Plant Engineering by Chris Somerville, Carnegie Institution and Stanford University.

The internship allows me to visit the natural side of Florida, which is an inspiration in Ecological engineering. In north Florida, I saw the Jacksonville

marine estuary, Olustee Battlefield Historic, Olustee Forest and wetland, Ichetucknee Spring, Manatee Spring, San Felasco Hammock Preserve, Paynes Prairies Preserve, Gainesville Hawthorne trail, Kanapaha Botanical Garden. In the South, I saw John Pennecamp Coral Reef and Bahia Honda. I also learn from the bus road from Montreal to Gainesville. It contributed to a better understanding of one plant species I am studying, *Phragmites*. I observed it is more abundant around Montreal and New York City.

Emergy is a decision making tool developed at the Center for Wetlands. Emergy is the available energy of one kind previously used directly and indirectly to make a service or a product. Solar transformity is the solar energy required to make one joule of a service or a product. Empower is the flow of emergy per unit of time. Emergy is in fact a concept to deal with networks of different type of energies. There are several concept related to it developed at the centre too. Emergy analysis contributes to determine Time's Speed Regulator, where power in an energy transformation depends on the workload. Maximum output power occurs with an optimum intermediate efficiency. Maximum Empower Principle, the forth law of thermodynamics, is stated that in competition among self-organizing processes, network designs that maximum empower will prevail. Fifth law states the energy flows of the universe are organised in an energy transformation hierarchy. The position in the energy hierarchy is measured with transformity. The fourth and fifth law of thermodynamics are more controversial. To really prove them, emergy has to be demonstrated as a state variable, which is in fact a work in progress with an Italian engineer. The matrix and vector representations of transformity are also in development.

During my internship at the center, I did an energy analysis of my own research project. The analysed system is in fact a subsystem of the IRBV setting. It is a crossover between an experimental greenhouse system and an outdoor system. I calculated the transformity of the biomass and the clean water. The results from the analysis are that the biomass transformity is one order of magnitude higher than natural one. Labor has a significant influence on the transformity; it

multiplies it by a factor 3. In development situation, it is interesting to compare empower per square meter, empower density, to the one of the region; both needs to match.

It was a pleasure to met Elizabeth Odum, wife of the late Howard Thomas Odum, founder of the Center for Wetlands. She wrote part of the last books of H.T. Odum. It is interesting to hear from her the story of the two famous ecologist brother, Howard Thomas Odum and Eugene Odum.

The system seminar was every week on Thursday from 16h to 18h. For the first hour, a student presented his research to the group. The student was highly encouraged to bring a system drawing of his research. The group gave comments at the end of the presentation. From the second hour, another student brought a recent paper to discuss. I reviewed 2 articles. One was called An overview of system analysis methods in delineating environmental quality indices by Yuri A. Pykh, Elizabeth T. Kennedy, W.E. Grant (*Ecological Modelling* 130 (2000), pp.25-38) and Ecological production based pricing of biosphere processes by Murray G. Patterson (*Ecological economics* 41 (2002): 457-478). The audience reported by the presentations were well prepared and interesting. I also presented by research to the group at another seminar.

The internship at the Center for Wetland add value to my degree by familiarizing myself to a decision making tool, Emergy analysis, and the exposition to subjects related to my research. It is challenging to be in contact with a team of students with different cultural background. It enlarges the scope of my degree and my research.

My main recommendation for further participant is to send an email to the whole team to let them know she/he is arriving with a bio of the student background. It will help relationship with the other students. Also I recommend ensuring the objectives are clear on both side and the objectives are realist for the duration of the internship. I was happy I read article from the centre and I watched movies

about Florida before the internship. I also really appreciate to read a history book about Florida while I was away.

The outcome of the internship are energy analysis, experience at animating seminar, experience in interacting with an international research team, experience at presenting my work, field experience in ecological engineering, networking, possibility for future collaborations and better understanding of USA politics and culture.

Overall the internship at the Centre for Wetlands was positive. It enlarged my knowledge of ecological engineering and energy analysis through a very diverse scope of activities.

## **6.8.2 Rapport de stage à l'Université de Savoie**

### **Introduction**

La construction de filtres plantés de roseaux se fait depuis une quinzaine d'années en Europe. L'écoulement des eaux se fait surtout de manière horizontale en Amérique du Nord pour des raisons climatiques, tandis qu'en Europe les filtres à écoulement vertical se développent de plus en plus. L'écoulement vertical a l'avantage de permettre un apport d'oxygène plus grand pour la dégradation aérobie. Ces filtres comportent souvent deux étages. Ceux conçus en France ont la particularité d'être employés pour les effluents bruts (seulement dégrillés) de petites communes isolées (moins de 200 habitants). Une couche de matière organique se forme en surface après deux à quatre années de fonctionnement. Au regard des performances des différentes stations, l'hypothèse a été émise que cette couche était une part active du processus de dégradation (Chazarenc, 2003).

La conception de ces lits plantés de roseaux est en cours d'optimisation. Actuellement, les filtres comporte trois cellules, soit une cellule en mode d'alimentation, une en mode repos et une en mode de repos prolongé. La durée de la phase de repos et la durée de la phase de fonctionnement peuvent être déterminées avec plus de précision. Cela nécessite une meilleure connaissance des processus microbiens en jeu. Il devient important de caractériser la couche de surface selon le fonctionnement du lit planté de roseau. Trois outils sont alors à notre disposition, soit la mesure par perte au feu, la respirométrie et l'activité enzymatique (Chazarenc, 2003).

### **Objectifs**

Les trois objectifs de ce stage de recherche sont de :

- caractériser la composition de la couche de surface;
- faire des tests de respirométrie de la couche de surface;
- réaliser des profils enzymatiques d'un marais avant démarrage et d'un marais de 10 ans de fonctionnement.

## **Résumé des activités réalisées**

Les activités réalisées dans le cadre de ce stage sont l'échantillonnage de filtres plantés de roseaux, la mesure par perte au feu, la respirométrie et les profils enzymatiques.

### Échantillonnage

Des échantillons sur la couche de surface de la Station de Colomieu ont été prélevés les 3, 12 et 19 novembre 2003. Cette station a 10 ans de fonctionnement. Le 19 novembre, des échantillons ont été aussi pris à 40 et 60 cm de profondeur. La station expérimentale d'Évieu a aussi été échantillonnée le 19 novembre.

### Mesure par perte au feu

Environ 100 g de chaque échantillon a été prélevé et pesé pour déterminer la masse humide. Chaque échantillon a été passé à l'étuve à 105 °C pendant une période 24 heures et pesé pour déterminer la masse sèche. Ensuite, chaque échantillon a été chauffé au four à 550 °C pendant 3 heures et pesé pour déterminer la masse de matières volatiles solides. Les échantillons ont été ensuite tamisés pour séparer la masse de gravier de la masse de matières minérales.

### Respirométrie

Les tests de respirométrie permettent de mesurer l'activité aérobie potentielle. Les tests de respirométrie ont été effectués avec le respiromètre électrolytique BI-2000 Laboratory Respirometer de BioSciences Inc. Des tests de respirométrie ont été effectués sur tous les échantillons de la couche de surface.

### Profil enzymatique

Les profils enzymatiques ont été réalisés avec les plaques Biolog Plates Biolog. Celles-ci contiennent des sources de carbone asséchées et un indicateur rédox à base de tétrazolium violet. Les sources de carbone sont de quatre types :



polymères, glucides, acides carboxyliques et amines. L'indicateur tourne au violet quand les microorganismes inoculés utilisent la source de carbone pour respirer. La couleur quantifie le degré d'utilisation de carbone, plus précisément la formation de NADH. Le degré de biodégradabilité est ainsi évalué.

La procédure d'utilisation comporte les étapes suivantes :

- Échantillonnage,
- Stérilisation de la verrerie par autoclavage,
- Récupération de la population microbienne,
- Préparation d'un contrôle négatif,
- Dilution de la suspension de cellules,
- Inoculation des Eco Plaques Biolog pendant 72 heures à la température de la pièce dans des conditions stériles,
- Quantification du développement de la couleur par absorbance à 590 nm toutes les 8 heures avec un lecteur de microplaques.

## **Résultats et discussion**

### Mesure par perte au feu

La composition de chaque échantillon est répartie selon le pourcentage d'eau, de matière volatile solide, de matière minérale et de gravier comme le montre la figure 1. Le fonctionnement de la station affecte la proportion d'eau, de matière minérale et de gravier. Un bassin en fonctionnement contient plus d'eau qu'une couche en repos tandis que les bassins en repos contiennent plus de matière minérale et de gravier qu'une couche alimentée. Donc, on peut bien voir que le repos favorise la minéralisation. Ce type de mesure reste tout de même très préliminaire. Des études plus approfondies peuvent être réalisées sur la composition de la matière volatile et de la matière minérale.

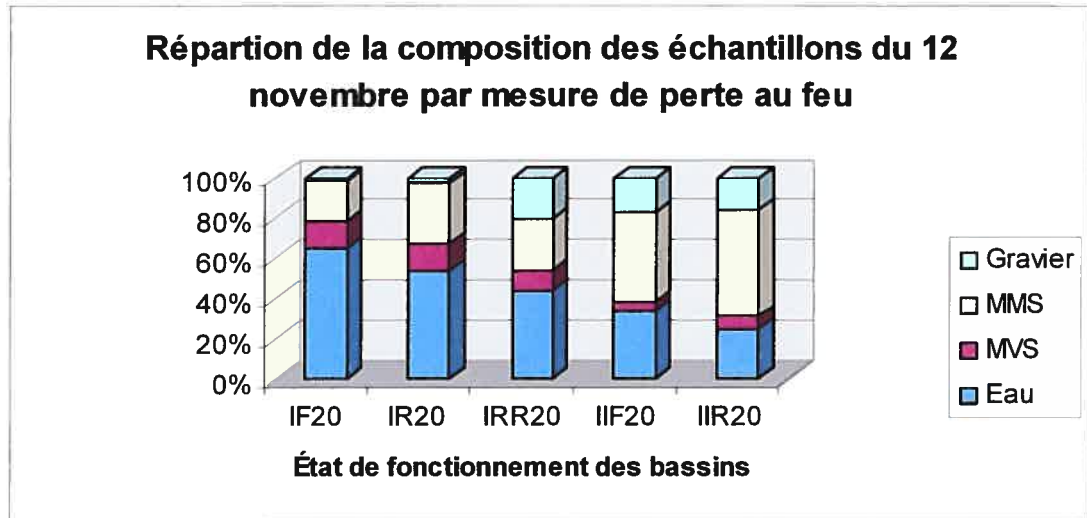


Figure 1 : Exemple de résultat de la composition des échantillons par mesure de perte au feu.

### Respirométrie

Les tests de respirométrie montrent que l'activité aérobie potentielle des bassins en fonctionnement est plus grande que celle des bassins en repos pour une durée d'une semaine. La figure 2 illustre bien ce phénomène. Des essais réalisés sur une période d'un mois pourraient changer ces tendances.

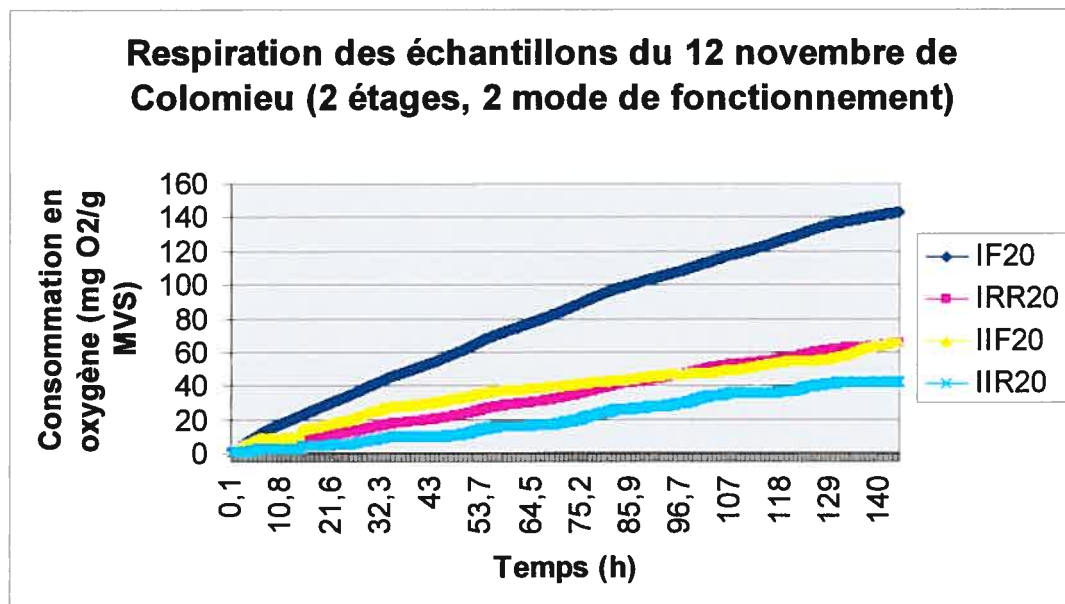


Figure 2 : Exemple de résultat de test de respirométrie

### Profil enzymatique

La mesure par microplaque permet de recueillir des données de l'évolution de l'utilisation de 32 substrats sur une période de 72 heures pour chaque échantillon. Vu la taille des matrices à traiter, l'analyse en composante principale permet de réduire l'information à un plan. Une première analyse permet de comparer tous les échantillons du 19 novembre, comme le montre la figure 3. Il est intéressant de noter que tous les échantillons de la station d'Évieu, pas encore démarrée, sont dans le cadran négatif des deux composantes principales. Il faut rester très prudent dans l'analyse de ces résultats. Je continuerai ma collaboration avec Florent Chazarenc, mon superviseur de stage, pour faire ressortir les éléments d'analyse intéressants à l'été 2004.

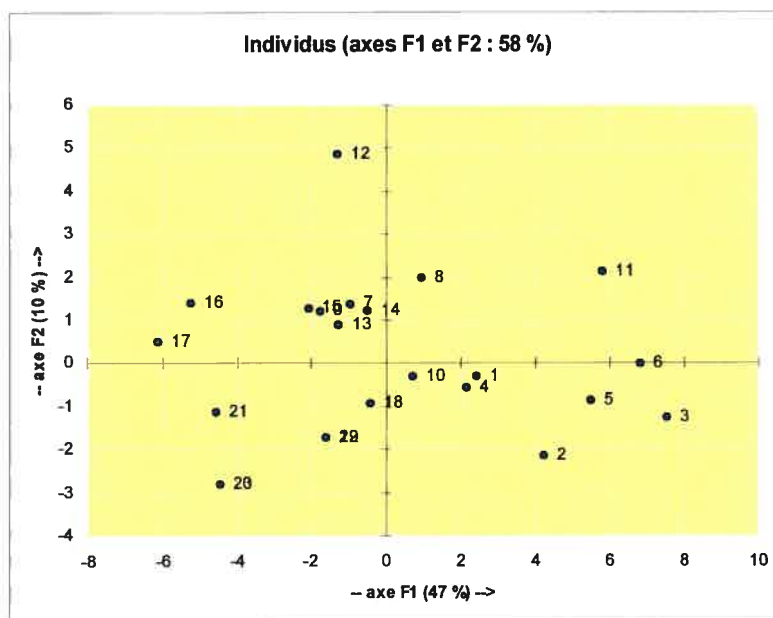


Figure 3: Analyse en composante principale des données de Colomieu et d'Évieu

### **Valeur ajoutée à la formation**

Ce stage a vraiment ajouté de la valeur à ma formation. La maîtrise demeure l'étude d'un sujet bien défini. Le stage permet d'approfondir des éléments complémentaires dans le même champ d'étude. Cela m'apparaît très important, car cela me donne l'occasion de développer le jugement critique et la rigueur

scientifique. Il est important de former ces capacités avant le monde professionnel où les actions ont des conséquences plus sérieuses.

### **Commentaires pour de futurs participants**

Ce stage s'est très bien déroulé car je visitais une équipe avec laquelle mes professeurs étaient déjà en contact et que j'avais déjà rencontrée. Mon commentaire principal reste qu'il est très important de bien cerner des objectifs réalistes pour la durée du séjour à l'étranger de manière à jumeler formation et découverte de la culture.

### **Conclusion**

Ce stage complète bien ma formation de maîtrise en Sciences biologiques. Il m'a permis de me familiariser avec un autre type de conception de marais épurateur, comme on les appelle au Québec, plus adaptés pour les climats plus chauds. Aussi, il m'a permis d'observer certains phénomènes à l'échelle microbiologique.

