

**UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE**  
**Faculté de génie**  
**Département de génie chimique et de génie biotechnologique**

# **Élimination de l'azote contenu dans un lisier de porc synthétique à l'aide d'un biofiltre percolateur**

**Mémoire de maîtrise**  
**Spécialité : génie chimique**

**Karine RABY**

**Jury :** Michèle HEITZ  
Peter J. JONES  
Antonio AVALOS RAMIREZ



Library and Archives  
Canada

Published Heritage  
Branch

395 Wellington Street  
Ottawa ON K1A 0N4  
Canada

Bibliothèque et  
Archives Canada

Direction du  
Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington  
Ottawa ON K1A 0N4  
Canada

*Your file Votre référence*

*ISBN: 978-0-494-96246-6*

*Our file Notre référence*

*ISBN: 978-0-494-96246-6*

#### NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

#### AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

---

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

Canada

*À ma mère Suzanne qui m'a supportée tout au long de mes études universitaires*

*À mon conjoint Philippe et à ma fille Alice*

# RÉSUMÉ

Dans un contexte de société où le développement durable est mis de l'avant, la gestion de lisiers provenant de la production d'animaux d'élevage est de plus en plus difficile. En effet, l'épandage de lisiers est soumis à des lois gouvernementales plus strictes afin de prévenir les problèmes environnementaux pouvant y être associés. Une solution envisagée est de traiter le lisier avant de l'épandre afin d'en réduire la charge polluante. L'objet de la présente étude consiste donc à optimiser l'élimination de l'azote contenu dans un lisier de porc synthétique (affluent) à l'aide d'un procédé biologique. Plus spécifiquement, l'étude comprend le démarrage, le développement et l'opération d'un biofiltre percolateur où le lixiviat (l'effluent traité) est recirculé dans le but d'éliminer la charge azotée sous forme d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) de l'affluent. Deux biofiltres percolateurs ont été opérés en étant alimentés en continu en lisier synthétique.

La première étape du traitement consiste à un procédé biochimique de nitrification effectué par des bactéries autotrophes dans un environnement en aérobiose. Cette étape est combinée à un procédé de bio-oxydation de la matière organique du lisier. Durant le procédé de nitrification, le  $\text{NH}_4^+$  est oxydé en nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) puis en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ). La deuxième étape du traitement est d'associer la nitrification et la bio-oxydation de la matière organique à un procédé de dénitrification où le  $\text{NO}_3^-$  obtenu de la nitrification est réduit en azote atmosphérique ( $\text{N}_2$ ), acceptable pour l'environnement. Différents paramètres ont été variés afin d'optimiser le procédé. Trois méthodes de purge (sans purge, purge en discontinu et purge en continu), deux types de garnissage (sphères de polypropylène et billes de céramiques), quatre débits de recirculation (0, 0.5, 1 et 1.5  $\text{L min}^{-1}$ ) et trois charges du lisier en carbone (137, 275 et 550  $\text{g C m}^{-3} \text{h}^{-1}$ ) et en azote (60, 120 et 240  $\text{g N m}^{-3} \text{h}^{-1}$ ) ont été testés.

Principalement, les résultats indiquent que la purge en continu a un effet positif sur la production de biomasse et la production de  $\text{CO}_2$ . L'augmentation du débit de recirculation a eu pour effet de diminuer la conversion du  $\text{NH}_4^+$  pour les deux types de garnissages. L'effet a par contre été différent en ce qui concerne la production de  $\text{CO}_2$  : cette dernière a augmenté dans le biofiltre garni de sphères de polypropylène et diminué dans le biofiltre garni de billes de céramique. Lorsque les biofiltres étaient opérés sans recirculation, des taux de conversion de plus de 99% ont été obtenus. L'augmentation du débit de recirculation a également favorisé la production de  $\text{NO}_2^-$  dans le lixiviat. Pour les deux types de garnissage, le fait d'augmenter la charge azotée de l'affluent a augmenté la production de  $\text{CO}_2$  pour les deux débits de recirculation testés (0 et 0.5  $\text{L min}^{-1}$ ) et des conversions de plus de 99% ont été obtenues sans recirculation du lixiviat. Lorsque le lixiviat était recirculé (débit de 0.5  $\text{L min}^{-1}$  testé) avec le biofiltre garni avec des billes de céramique, l'augmentation de la charge azotée a eu pour effet d'augmenter la conversion de  $\text{NH}_4^+$  de 90% à 99%. Par contre, l'augmentation de la charge azotée semble n'avoir aucun effet sur la conversion du  $\text{NH}_4^+$  lorsque les biofiltres sont opérés sans recirculation.

**Mots-clés :** biofiltre percolateur, lisier de porc synthétique, élimination de l'azote, production de  $\text{CO}_2$ , nitrification, dénitrification

# REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier sincèrement toutes les personnes et institutions m'ayant soutenue de près ou de loin dans le cadre des recherches et de la rédaction entourant ce mémoire de maîtrise.

Parmi ces personnes, ma directrice de recherche, Michèle Heitz, professeure au département de génie chimique et biotechnologique de l'Université de Sherbrooke. Michèle m'a encouragée tout au long de ma rédaction de mémoire, malgré le temps qui passait et elle prenait toujours le soin de me féliciter de mon avancement.

J'aimerais de plus remercier mes collègues de travail du groupe BIOCUM et particulièrement Antonio Avalos Ramirez pour son support, ses idées et son aide précieuse dans les corrections de mon mémoire et article scientifique.

Finalement, j'aimerais remercier ma famille et mes amis qui m'ont soutenue de par leurs nombreux encouragements. Je veux dire un mot particulier à ma mère, Suzanne, qui a été présente tout au long de mon parcours étudiant pour m'encourager. Merci infiniment maman de toujours m'avoir ramenée à l'ordre en me demandant des nouvelles de l'avancement de ma maîtrise. Une petite pensée pour mon enfant, Alice. À ta manière, de par ton arrivée, tu m'as certainement encouragée à finir cette maîtrise.

# TABLE DES MATIÈRES

<b>CHAPITRE 1 INTRODUCTION .....</b>	<b>1</b>
1.1 MISE EN CONTEXTE ET PROBLÉMATIQUE .....	1
1.2 DÉFINITION DU PROJET DE RECHERCHE .....	2
1.3 OBJECTIFS DU PROJET DE RECHERCHE .....	2
1.4 CONTRIBUTIONS ORIGINALES.....	2
1.5 PLAN .....	3
<b>CHAPITRE 2 LE LISIER DE PORC .....</b>	<b>4</b>
2.1 INDUSTRIE DU PORC AU QUÉBEC ET AU CANADA .....	4
2.2 PRODUCTION DE LISIER DE PORC AU QUÉBEC ET AU CANADA.....	4
2.3 RÉGLEMENTATION CANADIENNE .....	8
2.4 GESTION DES PROBLÈMES ASSOCIÉS À L'INDUSTRIE PORCINE.....	9
2.4.1 Plan de gestion du lisier.....	9
2.4.2 Gestion des fumiers/lisiers dans le bâtiment .....	9
2.4.3 Problèmes associés aux odeurs.....	10
2.4.4 Émissions de NH <sub>3</sub> .....	11
2.4.5 Pollution de l'eau et des sols par l'azote et le phosphore.....	11
2.5 MÉTHODES DE TRAITEMENT DU LISIER.....	12
2.5.1 Compostage .....	13
2.5.2 Digestion aérobie (Aération) .....	13
2.5.3 Séparation solide-liquide .....	13
2.5.4 Séchage.....	15
2.5.5 Digestion anaérobie et Valorisation du biogaz obtenu.....	15
2.5.6 Ajouts d'additifs alimentaires.....	16
2.5.7 Nitrification et Dénitrification.....	16
2.5.8 Biofiltration .....	17
2.6 CARACTÉRISATION CHIMIQUE DU LISIER DE PORC.....	17
2.6.1 Recette de lisier synthétique.....	19
<b>CHAPITRE 3 LA BIOFILTRATION .....</b>	<b>20</b>
3.1 HISTORIQUE .....	20
3.2 PRINCIPE DE LA BIOFILTRATION .....	21
3.3 SYSTÈMES DE TRAITEMENT À BIOMASSE IMMOBILISÉE .....	22
3.3.1 Biofiltration classique.....	23
3.3.2 Biofiltration par percolation .....	23
3.4 LE LIT FILTRANT .....	26
3.4.1 Garnissages organiques .....	26
3.4.2 Garnissages inorganiques (ou synthétiques) .....	27
3.4.3 Critères de sélection pour le lit filtrant .....	28
3.4.4 Lit filtrant – Exemples de la littérature.....	29
3.4.5 Lits filtrants utilisés dans cette recherche.....	30
3.4.6 Méthodes d'ensemencement du lit filtrant .....	30
3.4.7 Méthodes d'immobilisation de la biomasse sur le lit filtrant .....	31

<b>CHAPITRE 4</b>	<b>CONDITIONS OPÉRATOIRES .....</b>	<b>33</b>
4.1	DÉVELOPPEMENT DE LA BIOMASSE ET DU BIOFILM.....	33
4.1.1	Les microorganismes (biomasse) .....	33
4.1.2	Le biofilm .....	33
4.1.3	Lavages de biofiltres.....	35
4.2	OXYGÈNE DISSOUS .....	35
4.2.1	Aération - Exemples de la littérature .....	37
4.3	INOCULUM.....	37
4.4	EFFET DU PH .....	38
4.5	EFFET DE LA CHARGE ALIMENTÉE AU BIOFILTRE .....	38
4.5.1	Charge alimentée au biofiltre - Exemples de la littérature .....	39
4.6	EFFET DE LA TEMPÉRATURE.....	40
<b>CHAPITRE 5</b>	<b>ÉLIMINATION DE L'AZOTE .....</b>	<b>41</b>
5.1	NITRIFICATION.....	41
5.2	DÉNITRIFICATION .....	44
5.3	EXEMPLES D'APPLICATIONS DANS LA LITTÉRATURE .....	45
<b>CHAPITRE 6</b>	<b>RÉSULTATS .....</b>	<b>47</b>
6.1	AVANT-PROPOS .....	47
6.2	ABSTRACT .....	49
6.3	INTRODUCTION .....	49
6.3.1	Pig industry and manure production.....	49
6.3.2	Benefits and environmental impacts of manure .....	50
6.3.3	Manure management .....	51
6.3.4	Nitrogen environmental impact.....	52
6.3.5	Nitrogen removal.....	52
6.3.6	Biofiltration of swine manure.....	53
6.4	MATERIAL AND METHODS .....	54
6.4.1	Biotrickling filters .....	54
6.4.2	Synthetic manure feed .....	56
6.4.3	Performance and characterization of the biofilters.....	58
6.5	RESULTS AND DISCUSSION .....	59
6.5.1	Effect of purging method on CO <sub>2</sub> and biomass production rates .....	59
6.5.2	Effect of flow rate on PCO <sub>2</sub> .....	60
6.5.3	Effect of flow rate on NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> conversion.....	62
6.5.4	Effect of carbon load on PCO <sub>2</sub> .....	64
6.5.5	Effect of nitrogen load on NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> conversion.....	66
6.5.6	Distribution of nitrogen species in the leachate.....	67
6.5.7	Overall carbon and nitrogen eliminations .....	71
6.6	CONCLUSION .....	71
6.7	ACKNOWLEDGEMENTS .....	72
<b>CHAPITRE 7</b>	<b>CONCLUSION GÉNÉRALE.....</b>	<b>73</b>
<b>LISTE DES RÉFÉRENCES</b>	<b>.....</b>	<b>74</b>

# LISTE DES FIGURES

Figure 3.1 : Schéma d'une biofiltration avec écoulement ascendant .....	21
Figure 3.2 : Schéma d'une biofiltration avec écoulement descendant .....	22
Figure 3.3 : Montage type d'un biofiltre percolateur .....	24
Figure 3.4 : Garnissage de sphères de polypropylène (Jaeger Tri-Packs®, Fabco Plastics).....	30
Figure 3.5 : Garnissage de billes de céramique (Hydroton®, Ökotau GmbH) .....	30
Figure 6.1 : Schematic representation of biotrickling filter setup .....	55
Figure 6.2 : Effect of purging method on CO <sub>2</sub> production rate (■ PCO <sub>2</sub> ) and biomass production rate (□ PB). The BTF was packed with polypropylene spheres and operated under an inlet carbon load of 137 g C m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup> , an inlet nitrogen load of 60 g N m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup> and a recirculation flow rate of 0.8 L min <sup>-1</sup> .....	60
Figure 6.3 : Effect of recirculation flow rate on CO <sub>2</sub> production rate. The BTFs were operated under an inlet carbon load of 137 g C m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup> and an inlet nitrogen load of 60 g N m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup> . The BTFs were packed with (■) polypropylene spheres and (○) ceramic beads...	62
Figure 6.4 : Effect of recirculation flow rate on NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> conversion. The BTFs were operated under an inlet carbon load of 137 g C m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup> and an inlet nitrogen load of 60 g N m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup> . The BTFs were packed with (■) polypropylene spheres and (○) ceramic beads...	63
Figure 6.5 : Effect of carbon load on CO <sub>2</sub> production rate for the BTFs operated under (■) no recirculation with polypropylene spheres, (■ ) no recirculation with ceramic beads and (□) recirculation of 0.5 L min <sup>-1</sup> with ceramic beads .....	65
Figure 6.6 : Effect of nitrogen load on NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> conversion for the BTFs operated under (■) no recirculation with polypropylene spheres, (■) no recirculation with ceramic beads, and (□) a recirculation flow rate of 0.5 L min <sup>-1</sup> with ceramic beads .....	66
Figure 6.7 : Effect of recirculation flow rate of leachate on nitrogen mass balance distribution (Concentration (% of mol N-specie/mol NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> inlet)) in the leachate at a fixed nitrogen load of 60 g N m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup> for the BTFs packed with a) Polypropylene spheres and b) Ceramic beads. The nitrogen species were (□) NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , (■) NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , and (■) NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> .....	68
Figure 6.8 : Effect of nitrogen load on nitrogen mass balance distribution (Concentration (% of mol N-specie/mol NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> inlet)) in the leachate with no recirculation for the BTFs packed	



with a) Polypropylene spheres and b) Ceramic beads. The nitrogen species were (□)  
NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, (■) NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, and (■) NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ..... 70

# LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Statistiques sur le marché de l'industrie porcine entre 1986 et 2006 .....	4
Tableau 2.2 : Production de lisier au Canada de 1981 à 2006.....	6
Tableau 2.3 : Production calculée de lisier de porc.....	6
Tableau 2.4 : Pourcentage des terres requises pour écoulement du lisier de porc produit annuellement au Québec et au Canada.....	7
Tableau 2.5 : Caractérisation du lisier de porc brut.....	18
Tableau 2.6 : Composition typique des eaux usées municipales ou résidentielles .....	18
Tableau 2.7 : Recette de lisier synthétique .....	19
Tableau 3.1 : Avantages et inconvénients de la biofiltration .....	20
Tableau 3.2 : Les modes de traitement biologique avec biomasse immobilisée sur support ....	22
Tableau 3.3 : Avantages et désavantages des biofiltres percolateurs .....	25
Tableau 3.4 : Comparaison des deux modes de fixation .....	32
Tableau 4.1 : Valeurs de $K_{La}$ pour plusieurs procédés de traitement biologiques .....	37
Table 6.1 : Comparison of the composition of crude pig manure and typical domestic wastewater.....	50
Table 6.2 : Summary of the operational parameters tested in biotrickling filters BK1 and BK2 .....	56
Table 6.3 : Synthetic manure recipe used.....	57
Table 6.4 : Overall carbon and nitrogen eliminations when the BTF was packed with ceramic beads and was operated under an inlet carbon load of $560 \text{ g C m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ and an inlet nitrogen load of $240 \text{ g N m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ with a recirculation flow of $0.6 \text{ L min}^{-1}$ .....	71

# **CHAPITRE 1 INTRODUCTION**

## **1.1 Mise en contexte et problématique**

La gestion des matières résiduelles associées à la production d'animaux d'élevage devient de plus en plus problématique dans le contexte sociologique actuel où le développement durable est mis de l'avant. En effet, l'épandage de lisiers animaliers comme fertilisants augmente les risques de contamination de l'environnement et a comme effet de polluer nos sols et cours d'eau. De plus, les gaz libérés par cette industrie sont composés de méthane ( $\text{CH}_4$ ), de sulfure d'hydrogène ( $\text{H}_2\text{S}$ ) et d'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) en grande partie et constituent donc une charge importante de la pollution de l'air. L'épandage de lisiers est maintenant fortement réglementé par le gouvernement, au Québec, au Canada comme en Europe, afin d'éviter les problèmes environnementaux pouvant y être associés. La quantité de lisier à épandre est maintenant un facteur limitant pour les producteurs qui doivent parfois payer pour expédier leurs surplus sur d'autres terres afin de respecter les normes fixées par le gouvernement [AAC, 1998]. La problématique est donc non seulement de type environnemental, mais de type économique également.

Il est évidemment impératif que des solutions soient mises au point afin de traiter les rejets polluants des industries de production d'animaux d'élevage, que ceux-ci soient liquides (lisiers) ou gazeux. Le groupe de recherche BIOCUM, laboratoire dirigé par la professeure Michèle Heitz à l'Université de Sherbrooke, concentre ses recherches sur le traitement de la pollution de l'air et du lisier de porc par des techniques de biofiltration. Les recherches de ce groupe consistent à coupler la biofiltration du méthane (partie gazeuse) à la biofiltration du lisier de porc (partie liquide) dans une même unité de biofiltration. Le but est d'éventuellement en faire un usage industriel, c'est-à-dire d'implanter ce type de biofiltre à grande échelle sur une ferme porcine afin de traiter les rejets gazeux et liquides provenant de la production porcine. Le projet, qui s'échelonne sur une période de 3 ans, se fait en collaboration avec le Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), l'Université Laval ainsi que Viaporc, une ferme porcine où l'implantation de biofiltres est en cours.

Mes travaux de recherche se concentrent sur le traitement du lisier de porc (partie liquide des rejets) dans un biofiltre de type percolateur. Les résultats de recherche seront bénéfiques à l'avancement du projet et à l'implantation éventuelle d'un biofiltre pilote. D'autres étudiants, à la maîtrise, au doctorat et au post-doctorat de l'Université de Sherbrooke, du CRIQ et de l'Université Laval travaillent également sur le projet et leurs études se concentrent sur la biofiltration du méthane ou du lisier de porc en biofiltration classique.

## **1.2 Définition du projet de recherche**

Le but premier de ce projet de recherche est de démontrer que la biofiltration par percolation du lisier de porc est envisageable d'un point de vue technique et d'un point de vue environnemental. Pour ce faire, diverses expériences de traitement du lisier de porc ont été réalisées en opérant un biofiltre percolateur et des résultats positifs ont été obtenus en ce qui a trait à l'élimination de la charge en azote du lisier.

## **1.3 Objectifs du projet de recherche**

L'objectif global du groupe de recherche dont je fais partie est de coupler le traitement du lisier de porc au traitement du rejet gazeux des porcheries dans une même unité de biofiltration. Cependant, l'objectif global du projet de recherche dont il est traité dans ce mémoire est de traiter le lisier de porc par un procédé de biofiltration par percolation afin de réduire la charge polluante en azote du lisier de porc. De façon spécifique, une unité de biofiltration a dû être mise en place dans un délai précis, soit une période de démarrage de 1 mois environ. Par la suite, le bioprocédé a dû être optimisé en faisant varier différents paramètres clés afin de diminuer la charge polluante en azote du lisier de porc.

## **1.4 Contributions originales**

La biofiltration par percolation avec garnissage inorganique est grandement utilisée en traitement des eaux usées industrielles, municipales et commerciales afin d'en réduire la charge en azote, en phosphore et en matière organique (sous forme de  $DBO_5$ ) avant le rejet à l'environnement et de respecter les normes gouvernementales. Beaucoup d'études ont

également été réalisées sur le traitement de gaz par un biofiltre percolateur. En ce qui a trait au traitement du lisier de porc, on retrouve surtout des recherches sur son traitement par biofiltration classique avec garnissage organique.

Aucune étude ou projet de recherche n'a été trouvé sur le traitement du lisier de porc par un procédé de biofiltration par percolation avec un garnissage inorganique. La présente recherche amène donc un critère de nouveauté à la communauté scientifique et plus précisément aux recherches en biofiltration et en traitement du lisier de porc.

## **1.5 Plan**

Dans la première partie de ce mémoire, une revue de littérature sera présentée afin de faire le point sur l'état de l'art actuel en ce qui concerne la biofiltration et le lisier de porc.

La revue de littérature se divisera ici en quatre volets. Le premier volet consiste à faire un survol de la gestion des lisiers au Canada en ce qui trait à la réglementation et aux problèmes environnementaux associés. Y sont également présentés les méthodes existantes pour traiter le lisier de porc de même que la caractérisation chimique du lisier de porc. Le second volet s'attardera plus précisément à définir le traitement qu'est la biofiltration en y présentant le principe global ainsi que les différents types existants. Le troisième volet présentera une revue des conditions opératoires dont il faut tenir compte en biofiltration. Finalement, le dernier volet sera consacré à l'élimination de l'azote en présentant les processus de nitrification et de dénitrification.

Dans la deuxième partie de ce mémoire seront présentés les résultats expérimentaux significatifs, ces derniers ayant fait l'objet d'une publication.

## CHAPITRE 2 LE LISIER DE PORC

### 2.1 Industrie du porc au Québec et au Canada

Entre 1986 et 2006, l'industrie du porc au Canada a connu une croissance (selon le nombre de porcs mis en marché) de plus de 100%. Dans la province de Québec seulement, pour la même période, la croissance fut de plus de 50% [CCP, 2010]. L'industrie porcine représente d'ailleurs la deuxième plus importante industrie au Québec avec une production annuelle de plus de 7 millions de têtes de porc [CCP, 2010; Hofmann, 2008] et des revenus estimés à plus de 3.6 milliard de dollars (1.1 milliard pour la production et 2.5 milliards de valeurs de livraison dans le secteur de la transformation) en 2006 [Côté, 2005]. Le Tableau 2.1 présente un résumé détaillé de ces statistiques [CCP, 2010] :

**Tableau 2.1 : Statistiques sur le marché de l'industrie porcine entre 1986 et 2006**

	Porcs mis en marché (millions de têtes)		Porcs à la ferme (millions de têtes)	
	Canada	Québec	Canada	Québec
1986	14.9	4.7	9.8	2.9
2006	30.6	7.1	15.0	4.3
Augmentation (%)	105%	53%	54%	47%

### 2.2 Production de lisier de porc au Québec et au Canada

Le lisier est un mélange d'urine et d'excréments. Il constitue le principal sous-produit de l'élevage animal. Il est une source de matière organique qui, lors de l'épandage, aide à réduire l'érosion du sol et améliore la capacité de rétention d'eau du sol. De plus, l'azote et le phosphore contenus dans le lisier de porc sont d'importants nutriments pour la production végétale. Par contre, les surplus d'azote et de phosphore « non consommés » par la production végétale se retrouvent à polluer sols et cours d'eau. C'est pourquoi, dans un contexte de développement durable, le gouvernement canadien considère cinq points importants [AAC, 1998]:

- Il doit encourager les fermes à posséder des systèmes d'alimentation de l'élevage améliorés afin de diminuer la production d'odeurs, de phosphore et les émissions de  $\text{NH}_3$  par le lisier
- Il doit encourager les fermes à faire une utilisation efficace du lisier comme source d'éléments nutritifs par de meilleures méthodes d'entreposage et d'épandage
- Il doit établir des normes concernant l'épandage de lisier en tenant compte de la détérioration de l'eau par la demande biologique en oxygène ( $\text{DBO}_5$ ), les  $\text{NO}_3^-$ , le phosphore et les pathogènes
- Il doit encourager les fermes à mettre en place des systèmes de traitement de lisier qui tiennent compte de toutes les préoccupations environnementales
- Il doit encourager le développement de nouveaux systèmes de stabulation (confinement) du lisier.

De 1981 à 2006, la production de lisier totale (toutes espèces confondues) a augmenté d'environ 16% au Canada, atteignant près de 181 000 milliers de tonnes de lisier produit en 2006. Ceci représente une augmentation d'environ 25 millions de tonnes de lisier pour la période mentionnée. Cette augmentation est expliquée en grande partie par l'augmentation importante de l'élevage animalier au Canada depuis 1981. Toujours pour la période de 1981 à 2006, la production de lisier de porc seulement a augmenté de 5 millions de tonnes au Canada, une augmentation de 49%. On estimait d'ailleurs en 2006 qu'environ 9% du lisier canadien produit provenait de l'élevage de porcs pour un total de près de 16 000 milliers de tonnes de lisier de porc produit [FPPQ, 2001]. Le Tableau 2.2 présente un résumé détaillé de ces statistiques [Hofmann, 2008] :

**Tableau 2.2 : Production de lisier au Canada de 1981 à 2006**

	1981	2006	Différence	Augmentation
	Millions de tonnes de lisier			Pourcentage (%)
<b>BOVINS</b>				
- Génisses				
- Veaux				
- Taureaux				
- Vaches laitières ou non				
- Boeufs				
<b>PORCS</b>	138.1	155.8	17.6	12.8
<b>CHEVAUX</b>	10.6	15.8	5.2	49.2
<b>VOLAILLE</b>	3.0	3.8	0.8	26.7
<b>MOUTONS</b>	3.9	4.7	0.8	19.3
<b>CHÈVRES</b>	0.5	0.8	0.2	39.9
<b>CHÈVRES</b>	0.1	0.2	0.1	97.6
<b>TOTAL</b>	156.3	181.0	24.7	15.8

Un porc produit entre 1 et 5.5 litres de lisier par jour. À titre comparatif, le bétail produit de 37 à 62 kg de lisier par jour [AAC, 1998; Baril, 2002]. La production annuelle de lisier de porc a été calculée à partir de ces données et des données présentées au Tableau 2.1 (selon le nombre de porcs à la ferme). Le Tableau 2.3 présente les résultats de ces calculs :

**Tableau 2.3 : Production calculée de lisier de porc**

	Production de lisier (millions de tonnes)	
	Canada	Québec
1986	11.6	3.4
2006	17.8	5.0
Augmentation (%)	54%	47%

D'autres sources viennent confirmer ces estimés. À titre d'exemple, en 2003, au Québec seulement, une quantité de 14 millions de tonnes de lisier est produite annuellement dont environ 4 millions de tonnes étant du lisier de porc spécifiquement [Baril, 2002; BAPE, 2003].

Sur les terres agricoles canadiennes, une moyenne totale de 1070 kg de lisier/hectare est épandue sur le sol. Cette quantité varie considérablement d'une région à l'autre du Canada,



passant de 250 kg de lisier/hectare sur les terres de Colombie-Britannique à plus de 4000 kg de lisier/hectare sur les terres albertaines, sud-ontariennes et sud-québécoises [Hofmann, 2008; BAPE, 2003].

Baril [Baril, 2002] a réalisé un bilan de matières afin de déterminer les superficies requises d'épandage d'une ferme de 2000 porcs (4000 m<sup>3</sup> de lisier par année). Cette production génère 10 000 kg de phosphore par année et 15 000 kg d'azote. En supposant qu'une culture moyenne requiert 38 kg de phosphore par hectare, une superficie de 285 hectares est requise afin d'écouler ce lisier. À partir de ces résultats et des statistiques présentées aux Tableaux Tableau 2.1 et Tableau 2.3 (selon le nombre de porcs à la ferme), il est possible de déterminer le pourcentage de terres requis au Canada et au Québec pour écouler le lisier de porc produit annuellement. Les résultats de ces calculs sont présentés au Tableau 2.4 :

**Tableau 2.4 : Pourcentage des terres requises pour écoulement du lisier de porc produit annuellement au Québec et au Canada**

	Canada	Québec
<b>Superficie des terres requises (millions d'hectares)</b>	1.98	0.56
<b>Superficie des terres en cultures (millions d'hectares)</b>	35.91	1.93
<b>Pourcentage requis (%)</b>	6%	29%

Les impacts sur l'environnement de l'industrie porcine sont donc non-négligeables. En effet, les émissions de NH<sub>3</sub>, de CH<sub>4</sub>, de CO<sub>2</sub> et de COV constituent un problème. Le phosphore se fixe au sol ainsi que les métaux. Les nappes phréatiques sont polluées par les NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, les pesticides et les agents pathogènes du lisier et les eaux de surface par l'azote, le phosphore, les matières en suspension (MES), la demande biologique en oxygène (DBO) et les antibiotiques [Baril, 2002].

## 2.3 Règlementation canadienne

En 1978, les doses permises d'épandage étaient de 50 à 100 m<sup>3</sup> de lisier par hectare de terre par année. Il est clair que ceci a grandement contribué, 20 ans plus tard, à l'augmentation des quantités de phosphore dans l'environnement. En 1981 apparaissait le *Règlement sur la prévention de la pollution des eaux par les établissements de production animale*. La même année est apparue la *Directive relative à la protection contre la pollution de l'air provenant des établissements de production animale*. Ce règlement instaura entre autre les normes de distance à respecter par rapport aux habitations voisines. Le *Règlement sur la prévention de la pollution des eaux par les établissements de production animale* fut modifié en 1984. On y a introduit une annexe présentant la quantité maximale d'azote provenant des lisiers qui peut être épandue par hectare selon la culture.

En 1997, il y a adoption de la *Loi 23* qui introduit de nouvelles dispositions en matière de distances séparatrices des habitations voisines en ce qui concerne les odeurs provenant des porcheries. Cette même année fut introduit le *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole (RRPOA)*. C'est à ce moment qu'il y a introduction d'une limite de fertilisation basé sur la quantité de phosphore et non sur la quantité d'azote. La superficie requise pour l'épandage est ainsi considérablement augmentée. Il peut même être nécessaire de posséder de 2 à 3 fois plus de terres pour épandre la même quantité de lisier qu'avant l'application de cette loi. De plus, un plan agroenvironnemental de fertilisation (PAEF) signé par un agronome fut exigé pour toutes les exploitations et il y a obligation pour les propriétaires de porcheries de tenir un registre de leurs épandages. Finalement, une structure d'entreposage des lisiers étanche d'une capacité minimale de 250 jours est requise pour toutes les exploitations [Environnement Canada, 2003].

En 1998, la dose de lisier applicable sur les sols moyennement riches en phosphore pouvait être bonifiée de 40 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> par hectare en plus de la quantité requise par les cultures [Chantigny et Côté, 2001]. En 2002 vient le *Règlement sur les exploitations agricoles (REA)*. Ce règlement vient renforcer le *RRPOA* de 1997 avec des normes plus sévères en ce qui concerne le phosphore et l'obligation de posséder un PAEF [Environnement Canada, 2003].

## **2.4 Gestion des problèmes associés à l'industrie porcine**

### **2.4.1 Plan de gestion du lisier**

Comme mentionné précédemment, à partir de 1997, un développement d'un plan formel de gestion du lisier (PAEF) est maintenant obligatoire pour toutes les installations. Ce plan doit contenir des informations sur les tests de sol, les besoins en nutriments des cultures, les rendements des cultures ainsi que les plans de rotation des cultures. Le but est de balancer les besoins en nutriments avec l'application afin de réduire les pertes à l'environnement [BAPE, 2003; Charron et Gouin, 2001][BAPE, 2003]. En 2001, 17.7% des fermes canadiennes détenaient un plan de gestion du lisier. Ceci représentait 26.3% de la production totale de lisier canadien. La même année, au Québec, avec la plus grande proportion de toutes les provinces canadiennes, 52.3% des fermes détenaient un plan de gestion, pour 67.6% de la production totale de lisier québécois. Ceci reflète en fait l'introduction de normes plus sévères et d'une surveillance accrue au Québec en 1998 [Beaulieu, 2004]. L'Union des producteurs agricoles a établi un cadre d'intervention pour les fermes de production animale qui cible les 6 axes suivants [UPA, 2001]:

- La réduction de la pollution diffuse (azote et phosphore)
- Le traitement des lisiers et la réduction des rejets d'azote et de phosphore dans les lisiers
- La réduction de la pollution localisée (azote et phosphore)
- La réduction de la pollution diffuse par les pesticides
- La réduction de l'érosion hydrique et éolienne des sols
- La réduction des odeurs lors de l'épandage de lisier

### **2.4.2 Gestion des fumiers/lisiers dans le bâtiment**

Garder le fumier ou le lisier sur litière profonde fait en sorte que le volume total de fumier/litière à gérer diminue de 75% ainsi que les émissions d'odeurs. De plus, utiliser des bols-abreuvoirs couplés à des trémies humides diminue le volume de lisier de 35 à 48% ainsi que le gaspillage d'eau. Le recouvrement de la fosse à lisier avec un toit ou une membrane flottante diminue de 80% la volatilisation de  $\text{NH}_3$  [Prairie Swine Centre, 2004].

### **2.4.3 Problèmes associés aux odeurs**

De nombreux bénéfices sont associés à l'épandage de lisier sur les cultures végétales mais ce lisier constitue également une source de pollution avec des impacts sur la santé humaine et environnementale [Hofmann, 2008]. En effet, l'épandage de lisier constitue une source d'odeurs désagréables (causées en grande partie par le H<sub>2</sub>S et le NH<sub>3</sub> pour les élevages de porcs) pour les résidents à proximité des fermes [AAC, 1998; Hofmann, 2008]. Les odeurs désagréables occasionnent souvent nombre de plaintes de la part des résidents. Au Québec, 70% des plaintes concernant les odeurs reliées au lisier de porc sont associées à l'épandage alors que 20% des plaintes sont associées à l'entreposage de lisier et 10% seulement concernent les bâtiments agricoles [AAC, 1998]. Afin de pallier aux problèmes des odeurs dégagées par les porcheries, des normes ont été instaurées. Ces normes visent surtout à déterminer les distances raisonnables entre les porcheries et les zones habitées. À titre d'exemple, en Ontario, une ferme produisant 1800 porcs/année et possédant un système d'entreposage couvert, doit être à au moins 650 mètres de distance des zones habitées. En comparaison, une ferme laitière de 60 vaches avec un système d'entreposage couvert doit être distancée de 394 mètres [Hofmann, 2008].

Afin de contrôler les odeurs, différentes avenues peuvent également être envisagées par les installations d'élevage. L'installation de brise-vents est l'avenue la plus utilisée au Canada et au Québec, avec respectivement 10.9% et 7.4% des fermes qui en ont. Il est également possible d'installer des filtres sur les ventilateurs d'extraction. Environ 3.5% des fermes canadiennes disposent de ce type de filtre comparativement à 2.2% au Québec. Il est à préciser que la plupart des fermes n'utilisent pas de contrôle d'odeur (74.4% au Canada et 86.% au Québec) [Beaulieu, 2004]. De plus, garder les installations et les animaux propres, introduire le lisier par le fond de la fosse, injecter ou incorporer le lisier sous la surface du sol, procéder à l'épandage lorsque le vent souffle en direction opposée des voisins et utiliser des arbres comme brise-vent afin de favoriser la dispersion verticale des odeurs sont d'autres moyens simples et efficaces de diminuer les odeurs associées au lisier. Finalement, couvrir le réservoir de lisier réduit de 90% les odeurs associées à l'entreposage [AAC, 1998].

#### **2.4.4 Émissions de NH<sub>3</sub>**

Lors de l'entreposage et de l'épandage du lisier, jusqu'à 75% de l'azote excrété peut être perdu par émission atmosphérique de NH<sub>3</sub>. Améliorer les régimes alimentaires des porcs, diminuer la durée d'exposition des excréments à l'air, couvrir le lisier de paille, de plastique ou d'huile minérale et injecter le lisier dans le sol directement sont de bons moyens de diminuer les émissions de NH<sub>3</sub>. De plus, il a été démontré qu'ajouter de la sphaigne, des acides sulfuriques ou phosphoriques au lisier diminuait de 75% les émissions de NH<sub>3</sub>. Labourer le sol avant l'épandage diminue de 50% les émissions. Il est intéressant de comparer avec le Danemark où l'agriculture est responsable de 93% des émissions de NH<sub>3</sub>. De ces émissions, 35% proviennent des bâtiments d'élevage, 20% des installations d'entreposage et 40% de l'épandage [AAC, 1998].

#### **2.4.5 Pollution de l'eau et des sols par l'azote et le phosphore**

L'accumulation de phosphore et d'azote dans l'environnement provoquent l'eutrophisation des eaux de surface et des écosystèmes [Baril, 2002]. Afin de réduire les risques de pollution par le phosphore, le gouvernement canadien a imposé de nouvelles normes. En effet, auparavant, les lignes directrices en matière d'épandage de lisier étaient basées sur l'azote. Ceci a causé une accumulation inévitable de phosphore dans le sol, car la plupart des producteurs de porcs du Québec et de la Colombie Britannique ne disposent pas de ressources en terres suffisantes pour utiliser le lisier de manière écologique et ne pas dépasser la valeur seuil environnementale en phosphore de 0,03 mg/L. En planifiant l'épandage en fonction de la capacité des cultures à utiliser le phosphore du sol, on diminue la quantité de phosphore non-utilisé et perdu dans l'environnement et on diminue par le fait même la quantité d'azote puisque la norme en phosphore est plus sévère. Il a été démontré que la mise en place de cultures à fort prélèvement de phosphore comme le maïs-ensilage ou le canola constitue une méthode efficace également [AAC, 1998].

## 2.5 Méthodes de traitement du lisier

Il existe des traitements pour le lisier mais ils sont relativement peu nombreux, surtout si on compare ceux-ci avec ce qui existe dans le domaine du traitement des eaux usées. De prime abord, ce que contient le lisier n'est pas difficile à traiter. Il contient de la matière organique facilement dégradable, de l'azote et du phosphore. Les mêmes composés se retrouvent également dans les eaux usées municipales (voir le Tableau 2.6) et il existe des traitements pour les eaux municipales depuis plus d'un siècle. Par contre, la concentration de ces éléments est beaucoup plus grande dans le lisier, ce qui fait en sorte que les équipements standards pour les eaux usées ne sont pas du tout adaptés au traitement du lisier [Juteau, 2003]. Depuis quelques années, quelques percées technologiques sont faites dans le domaine de l'évaluation et de l'identification de technologies pouvant remplacer les fosses à purin traditionnelles et les systèmes d'épandage traditionnels. Ces technologies doivent cependant respecter certains critères. Elles doivent être approuvées par le gouvernement et être faisables techniquement, opérationnellement et économiquement. De plus, ces technologies doivent être en mesure d'éliminer la décharge de lisier aux eaux de surface et aux eaux souterraines par épandage direct, par écoulement ou par infiltration. De plus, les émissions substantielles atmosphériques de gaz telles que le  $\text{CH}_4$  et le  $\text{NH}_3$  doivent être réduites. On doit également pouvoir éliminer l'émission d'odeurs détectables au-delà des frontières du champ d'épandage et éliminer les contaminations du sol avec des nutriments et avec des minéraux tels que le phosphore et le potassium [Goldstein, 2005].

En 2001, la majorité du lisier était appliquée à l'automne et au printemps au Canada. Différentes méthodes d'incorporation du lisier au sol sont disponibles. Les agriculteurs utilisent des épanduses à solides, des injecteurs liquides, des systèmes d'irrigation et des épanduses à liquides. Afin de réduire les pertes de  $\text{NH}_3$  dans l'air, de diminuer les odeurs et de diminuer la perte de nutriments par évaporation, il est recommandé d'injecter le lisier solide et de l'incorporer sans trop de délais [Beaulieu, 2004].

À titre indicatif, encore 47.9% des fermes au Canada n'utilisent pas de traitement de lisier alors que 77.7% des fermes du Québec n'en utilisent pas [Beaulieu, 2004]. On doit faire une

première distinction entre les traitements à la ferme et les traitements régionaux. En effet, il est difficile de transporter le lisier non traité sur de grandes distances parce que ce dernier est trop dilué, contrairement au fumier, donc les volumes sont trop grands. Conséquemment, dans la plupart des cas où il y aura traitement, cela devra se faire à la ferme sur place [Juteau, 2003]. Un aperçu des différentes méthodes de traitement du lisier est présenté aux sections suivantes.

### **2.5.1 Compostage**

En faisant du compost, on réduit les pathogènes du lisier, on en diminue le volume à épandre ainsi que les odeurs. Environ 38% des fermes au Canada utilisent une technique de compostage pour le traitement du lisier alors que 11% au Québec en utilisent [Beaulieu, 2004]. Le compostage se fait souvent avec de la litière [Prairie Swine Centre, 2004]. La technologie Éco-Compost élaborée par la *Meunerie J.B. Dionne et fils* produit un compost contenant 30% de matières sèches, 72% d'azote, 101% de phosphore et 130% de potassium par rapport au lisier de départ. L'ajout de matière carbonée au lisier explique les pourcentages de phosphore et de potassium plus élevés que 100% [FPPQ, 2001].

### **2.5.2 Digestion aérobie (Aération)**

La technique de digestion aérobie consiste à mélanger le lisier avec l'air. Cela a comme effet principal de diminuer les odeurs du lisier. Environ 4% des fermes au Canada utilisent une technique d'aération pour le traitement du lisier alors que 6.8% au Québec en utilisent [Beaulieu, 2004]. Le procédé de *Solution biofertile-F* produit un biofertilisant d'une part et d'autre part, un effluent liquide faiblement chargé pour irrigation ou rejet au cours d'eau. Les résultats suite à la digestion aérobie (aération) font état d'un effluent liquide (85% du volume initial de lisier) contenant moins de 1% en azote et phosphore total et environ 72% de potassium [FPPQ, 2001].

### **2.5.3 Séparation solide-liquide**

La séparation solide-liquide est un traitement qui consiste à enlever l'eau du lisier pour concentrer la partie solide (les particules de matière sèche du lisier brut). En général, les technologies de traitement des lisiers sont jumelées à des technologies de séparation solide-liquide afin d'augmenter le taux de capture de l'azote et du phosphore contenus dans le lisier

puisque ces éléments se retrouvent dans la partie solide. Cependant, aucune de ces technologies de séparation mécanique ne permet le rejet au cours d'eau de la partie liquide obtenue puisque cette dernière est encore trop concentrée [FPPQ, 2001]. Les nutriments sont concentrés dans la partie solide, ce qui en augmente la valeur fertilisante. En effet, 80-90% du phosphore se retrouve dans le lisier sous forme solide [ASAE, 2003]. Environ 0.4% des fermes au Canada utilisent une technique de séparation solide-liquide pour le traitement du lisier alors que 0.3% des fermes du Québec en utilisent [Beaulieu, 2004]. L'extraction de la partie solide du lisier (5% en volume) permet de réduire de 50% le contenu en phosphore du lisier [AAC, 1998]. La *Fédération des producteurs de porcs du Québec* [FPPQ, 2001] précise qu'il est possible d'obtenir avec une séparation solide-liquide des taux de capture de 10% à 70% de la matière sèche (représentant de 3% à 15% du volume des lisiers), de 10% à 40% de l'azote, de 15% à 90% du phosphore et de 30% du potassium. Il est à préciser que l'ajout de produits chimiques lors de la séparation mécanique tels que des coagulants ou des flocculants peut être nécessaire et faciliter la séparation des particules du lisier. Des exemples de coagulants/flocculants utilisés sont de la chaux, des sels ferriques ou des polymères [Juteau, 2003].

### **Tamis**

L'utilisation d'un tamis permet de passer d'un taux de matières solides de 4-5% à un taux de 10-20% de solides dans la partie concentrée du lisier. En couplant le tamis à une presse, le concentré peut être amené à environ 25% de solides [Prairie Swine Centre, 2004]. *Les Œufs Bretons ltée* présente une technologie combinant un tamis à un flocculateur avec ajout de coagulant et a obtenu comme résultats de séparation un effluent liquide contenant 0.05% de matières sèches, 65% d'azote, 20% de phosphore et 82% de potassium pour un volume de 85% par rapport au lisier de départ [FPPQ, 2001].

### **Décanteur-centrifuge**

L'entreprise *SLS Technologies inc.* rapporte les résultats suivants : un effluent liquide contenant 25% en matières sèches et 14% en phosphore pour un volume de 92% du volume de lisier de départ. De la dolomite est ajoutée comme flocculant lors de la centrifugation. L'entreprise *Alfa-Laval* a, pour sa part, extrait un effluent liquide avec moins de 5.6% de



matières sèches, représentant 75% du volume de départ et contenant 76% de l'azote, 30% du phosphore et 85% du potassium de départ [FPPQ, 2001].

#### **Ultrafiltration/Osmose inverse**

La technologie *MANUREX* propose un traitement complet de la partie liquide. La première étape du traitement consiste en une séparation mécanique par un tamis tangentiel et une presse à vis. Le liquide obtenu est ensuite acheminé vers une étape d'ultrafiltration pour ensuite passer par une étape d'osmose inverse. L'eau obtenue à la fin contient 2% en azote total et 0% en phosphore et en potassium et représente 44% du volume de départ [FPPQ, 2001].

#### **2.5.4 Séchage**

Il y a 14.6% des fermes au Canada qui utilisent une technique de séchage pour le traitement du lisier alors que 1.4% au Québec en utilisent [Beaulieu, 2004].

#### **2.5.5 Digestion anaérobie et Valorisation du biogaz obtenu**

En entreposant le lisier dans des digesteurs en mode anaérobie (en absence d'oxygène), les matières organiques sont converties en méthane ( $\text{CH}_4^+$ ) et en  $\text{CO}_2$  [Beaulieu, 2004]. Une diminution de 73% de la demande chimique en oxygène (DCO) et des odeurs a été observée. La digestion anaérobie est associée à la production de  $\text{CH}_4$ , ce dernier pouvant être collecté et brûlé pour chauffer l'eau ou les bâtiments. Une production de 0,66L de  $\text{CH}_4$ /g de solides volatils fut observée [Prairie Swine Centre, 2004]. Le procédé *BIOREX* de l'entreprise *BIOSCAN* est un exemple de digestion anaérobie qui permet la production de biogaz (principalement du  $\text{CH}_4^+$ ) lequel, après purification à l'aide d'un procédé de désulfuration, est utilisé pour le chauffage ou la production d'électricité. Le procédé est couplé en amont à des systèmes d'ultrafiltration et d'osmose inverse afin d'enlever l'eau du lisier à traiter et de concentrer les solides. Les résultats de ce procédé font état d'un concentré solide ayant une teneur en azote de 91%, en phosphore de 99% et en potassium de 94%. La partie solide concentrée compte pour 20% du volume de départ à traiter. Le biogaz est produit à un rythme de 20 m<sup>3</sup> de biogaz par m<sup>3</sup> de lisier [FPPQ, 2001]. L'entreprise *Bio-Terre Systems*, située à Sherbrooke, travaille présentement sur un procédé de ce type. *Bio-Terre Systems* rapporte que cette technologie peut permettre des taux de conversion du carbone organique en biogaz de

75% au moins pour un taux de production de 37 m<sup>3</sup> de biogaz par m<sup>3</sup> de lisier. La fraction liquide obtenue peut être utilisée comme additif aux fertilisants et la partie solide est un excellent compost pour les cultures [FPPQ, 2001; Bio-Terre Systems, 2007].

### **2.5.6 Ajouts d'additifs alimentaires**

En ajoutant des additifs alimentaires, on aide les animaux à faire un meilleur usage de leur nourriture. Cela aide également à diminuer le contenu en nutriments du lisier. Il y a 1.8% des fermes au Canada qui font usage d'additifs alimentaires alors que 2% au Québec en utilisent [Beaulieu, 2004]. L'enzyme phytase est particulièrement utilisée comme additif alimentaire à la moulée. L'ajout de phytase augmente de 50-70% l'assimilation alimentaire en phosphore des animaux [AAC, 1998].

### **2.5.7 Nitrification et Dénitrification**

Ce procédé en est un d'épuration biologique qui favorise la transformation du NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en N<sub>2</sub>, un gaz qui ne représente pas une forme de pollution [FPPQ, 2001; Juteau, 2003]. Il est proposé que la nitrification se fasse sur un lit de gravier à un rythme de 52 g d'azote par m<sup>2</sup> et ce, à un taux d'application de 60L/m<sup>2</sup> par jour. La dénitrification se fait ensuite dans un bassin (cuve) différent. Un procédé de nitrification par lessivage sous la culture et où les eaux nitrifiées sont captées par drainage peut également être associé à la phase de dénitrification dans un bassin contenant un matériau riche en carbone [Prairie Swine Centre, 2004]. Le procédé *Solution BioFertile-C* proposé par l'entreprise *ENVIROGRAIN inc.* est une solution de traitement par nitrification/dénitrification de la partie liquide du lisier de porc (suite à une séparation solide-liquide) jusqu'à une qualité compatible à un rejet au cours d'eau. Cette technologie permet de traiter des volumes de lisiers de porc aux environs de 40 m<sup>3</sup>/jour ou plus. Les résultats rapportés font état d'un effluent liquide (85% du volume initial de lisier) contenant moins de 1% en azote et phosphore total et 60% de potassium. La technologie *Carbofil* mise au point par la *Fédération des producteurs de porcs du Québec* permet d'obtenir comme effluent liquide un surnageant contenant 70% du volume, 3% de l'azote, 10% du phosphore et 69% du potassium par rapport au lisier brut de départ avant le traitement [FPPQ, 2001]. Les processus de nitrification et de dénitrification seront abordés plus en détails au CHAPITRE 5 .

### **2.5.8 Biofiltration**

Le procédé *BIOSOR* est un lit organique fait de copeaux de bois, de tourbe et d'écorce déchiquetée. Les résultats permettent une diminution de près de 95% de la charge polluante du lisier (après sédimentation) et de 95% des odeurs [FPPQ, 2001; Prairie Swine Centre, 2004]. Le CHAPITRE 3 sera consacré au procédé de biofiltration.

## **2.6 Caractérisation chimique du lisier de porc**

Un bilan de matières peut être réalisé sur le porc. Les intrants sont l'eau, l'air et la moulée (composée de maïs, soya, gras, sels, acides aminés, vitamines et minéraux). Les extrants sont des gaz, de l'urine (85% d'azote et 13% de phosphore) et des fèces (15% d'azote et 87% de phosphore). Le lisier est un effluent liquide composé de l'urine et des fèces du porc. Les composants principaux sont l'eau, l'azote et le phosphore, mais il contient également des minéraux, des métaux (cuivre, zinc), des œstrogènes et des pathogènes. Les émissions gazeuses provenant du porc se composent de CH<sub>4</sub>, de sulfure d'hydrogène (H<sub>2</sub>S), de NH<sub>3</sub>, de gaz carbonique (CO<sub>2</sub>), de composés organiques volatils (COV) (tels que les acides acétique, butanoïque, propanoïque et pentanoïque ainsi que des phénols et des esters) et de matières particulaires [Baril, 2002]. Il est difficile de caractériser précisément le lisier de porc. En effet, les caractéristiques du lisier de porc sont très variables dans le temps et varient grandement d'une ferme à l'autre. L'alimentation et l'âge des animaux font partie des facteurs faisant varier la composition du lisier de porc brut [Aubry, 2008]. Le Tableau 2.5 présente les caractéristiques moyennes du lisier de porc brut telles que rapportées par différentes sources. Il est possible de remarquer le grand écart qui peut exister entre les lisiers selon leur provenance.

**Tableau 2.5 : Caractérisation du lisier de porc brut**

Concentration des différents composés (mg/L)					
<b>DCO totale</b>				38 600	
<b>DBO<sub>5</sub></b>		13 000	31 800	10 100	
<b>Solides totaux</b>					49 500
<b>MES</b>		16 000	31 700		
<b>Azote total (TKN)</b>	3 390	2 300	4 210	1 900	4 000
<b>Azote ammoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)</b>	2 370			930	
<b>Phosphore (P)</b>		650	840		
<b>Potassium (K)</b>					2 460
<b>Source bibliographique</b>	[Baril, 2002]	[Aubry, 2008]	[Dubé <i>et al.</i> , 2005]	[Lanoue, 1998]	[Gracian, 2000]

Il est intéressant de comparer la composition du lisier de porc à celle des eaux usées municipales ou industrielles. Le Tableau 2.6 présente les caractéristiques d'eau usées résidentielles ou municipales selon différentes sources. Les caractéristiques du lisier de porc brutes présentées au Tableau 2.5 sont de 30 à 60 fois plus élevées que celles des eaux usées domestiques présentées au Tableau 2.6. Il est donc possible de supposer que les méthodes de traitement utilisées pour les eaux usées peuvent s'appliquer au traitement du lisier de porc puisque ce dernier est un effluent ayant les mêmes caractéristiques mais beaucoup plus chargé.

**Tableau 2.6 : Composition typique des eaux usées municipales ou résidentielles**

Concentration des différents composés (mg/L)					
<b>DCO totale</b>	800	640		1650	
<b>DBO<sub>5</sub></b>	350	420	350	1100	200
<b>Solides totaux</b>	1230				
<b>MES</b>	400	850	180	400	240
<b>Azote total (TKN)</b>	70			100	40
<b>Azote ammoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)</b>	45	49	65		
<b>Phosphore (P)</b>	12	20		16	8
<b>Provenance</b>	Résidentiel	Résidentiel	Résidentiel	Municipale	Résidentiel
<b>Source bibliographique</b>	[Metcalf et Eddy, 2003]	[Hamoda et Bin-Fahad, 2006]	[Hwang <i>et al.</i> , 2000]	[Vaillant <i>et al.</i> , 2003]	[Bernier, 2001]

## 2.6.1 Recette de lisier synthétique

Il a été choisi d'utiliser un lisier synthétique pour la réalisation des expériences de ce projet de recherche. En effet, en utilisant une recette de lisier, il est possible d'ainsi mieux contrôler un paramètre clé de l'étude : la charge en azote appliquée à l'entrée des biofiltres. Cette dernière reste toujours constante selon la recette utilisée. Un facteur de variation est ainsi éliminé. À la base, un lisier doit être composé d'une source d'azote, d'une source de carbone et de sources de potassium et de phosphore. Parmi les sources mentionnées au Tableau 2.5 présentant les caractéristiques chimiques principales du lisier de porc brut, ce furent les paramètres de Aubry [Aubry, 2008] qui furent considérés pour déterminer les concentrations requises en DBO<sub>5</sub> (carbone) et en azote N. Les données de Dubé [Dubé *et al.*, 2005] furent utilisés en ce qui concerne le phosphore P et celles de Gracian [Gracian, 2000] pour le potassium K. Les composés chimiques de la recette de lisier furent déterminés selon les recherches de Lanoue [Lanoue, 1998], Wu et Masten [Wu et Masten, 2002] et Dubé [Dubé *et al.*, 2005]. Une moyenne des différentes concentrations a été faite sur les sources mentionnées ci-haut et la recette présentée au Tableau 2.7 a été déterminée :

**Tableau 2.7 : Recette de lisier synthétique**

Composé	Formule chimique	[ Composé ] g/L lisier	[ C ] mg/L lisier	[ N ] mg/L lisier	[ P ] mg/L lisier	[ K ] mg/L lisier
Propionate de sodium	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> CO <sub>2</sub> Na	2	750			
Acétate de sodium	C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Na	2	592			
Acide lactique	C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> O <sub>3</sub>	3.3	1320			
Acide butyrique	C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O <sub>2</sub>	0.07	38			
Éthanol	C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> O	1.7	886			
Bicarbonate d'ammonium	NH <sub>4</sub> HCO <sub>3</sub>	13	1976	2301		
Phosphate de potassium	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	3.66			833	1052
Sulfate de potassium	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4.15				1863
	<b>TOTAL</b>		<b>5562</b>	<b>2301</b>	<b>833</b>	<b>2915</b>

Cette recette procure un ratio massique carbone/azote de 2.4, ce qui est en accord avec les sources précédemment mentionnées.

## CHAPITRE 3

## LA BIOFILTRATION

### 3.1 Historique

Dans le domaine du traitement des eaux usées domestiques et industrielles, l'utilisation de procédés de type « cultures fixées » que l'on nomme biofiltres constitue une alternative aux systèmes de traitement biologique par biomasse libre (boues activées ou étangs aérés). En effet, la biofiltration est un type de procédé qui est considéré comme bien adapté au milieu urbain puisque l'exploitation en est simple et une bonne qualité de rejets peut être atteinte [Zidane *et al.*, 2006]. Cependant, il y a encore quelques réserves en ce qui a trait à la biofiltration, particulièrement aux États-Unis. Ceci est possiblement dû aux difficultés de développer un modèle mathématique fiable afin de modéliser le procédé biologique impliqué, en raison de l'hétérogénéité des types de garnissage utilisés et de la complexité des phénomènes chimiques, physiques et microbiologiques impliqués [Agarwal et Ghoshal, 2008]. La biofiltration existe depuis de nombreuses années. L'évolution actuelle a permis de mieux la comprendre et de l'adapter au traitement de certaines sources particulières de pollution. Quelques avantages et inconvénients de ce procédé sont présentés au Tableau 3.1 [Zidane *et al.*, 2006; Courtemanche, 1996; Cohen, 2001; Pineau et Lessard, 1994].

**Tableau 3.1 : Avantages et inconvénients de la biofiltration**

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"><li>• Occupe peu d'espace (&lt;1/10 de celui requis pour une boue activée et 1/5 de celui requis pour un lit bactérien)</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Temps de rétention de la biomasse difficilement contrôlable</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Peu coûteux : 40-50 % moins coûteux qu'une boue activée (2 raisons : La biofiltration permet de traiter une charge organique plus importante puisque la concentration de la biomasse dans le bassin est importante et elle ne nécessite pas de clarificateur, puisque la biomasse est fixée.)</li></ul>	
<ul style="list-style-type: none"><li>• Pas de risque de feutrage dû à l'action des filamenteuses</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Formation de chemins préférentiels lors de l'écoulement des eaux à traiter</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Peu de boues générées</li></ul>	
<ul style="list-style-type: none"><li>• Moins sensible aux toxiques et bonne dégradation même pour plusieurs polluants. La raison : l'âge de la boue est important et la sélection est naturelle</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Risque élevé de colmatage</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Plus grande concentration de biomasse et plus grande diversité de microorganismes : Temps de rétention des boues est entre 10 et 250 jours</li></ul>	
<ul style="list-style-type: none"><li>• Démarrage rapide</li></ul>	
<ul style="list-style-type: none"><li>• Tolérance aux variations de température et de charge</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Contrôle difficile de la quantité de biomasse à l'intérieur du biofiltre</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Concentration de biomasse entre 10 et 15 g/L de lit dans un biofiltre</li></ul>	

De ces avantages, retenons surtout que la biofiltration est un procédé compact, relativement peu coûteux quoiqu'efficace. Toutefois, la formation de chemins préférentiels et le risque de colmatage constituent les principaux obstacles de ce type de procédé de traitement d'affluents. Tel que mentionné précédemment, la biofiltration a fait ses preuves dans le domaine du traitement des eaux usées domestiques [Fdz-Polanco *et al.*, 2000]. Cependant, au niveau industriel, peu d'unités en Amérique du Nord ont adopté ce procédé [Courtemanche, 1996; Pineau et Lessard, 1994].

### 3.2 Principe de la biofiltration

La biofiltration consiste principalement en l'application d'un affluent (plus ou moins chargé) à traiter sur un support au sein duquel se développe une population bactérienne assurant de façon conjointe l'absorption, la dégradation biologique des polluants et une certaine filtration physique [Zidane *et al.*, 2006]. Les microorganismes sont immobilisés sur le support filtrant (garnissage) sous la forme d'un biofilm. Les substances polluantes sont alors transférées de la phase liquide en mouvement au biofilm fixé qui constitue la phase solide immobile. Ces substances polluantes sont alors dégradées par les microorganismes constituant le biofilm [Dumont *et al.*, 2008]. Les microorganismes, généralement des bactéries, des champignons ou des protozoaires, ont l'habileté de dégrader, en aérobiose (en présence d'air), les polluants en eau ( $H_2O$ ), en biomasse et en dioxyde de carbone ( $CO_2$ ) [Agarwal et Ghoshal, 2008]. Le principe global du procédé de biofiltration est représenté par les Figure 3.1 et Figure 3.2.

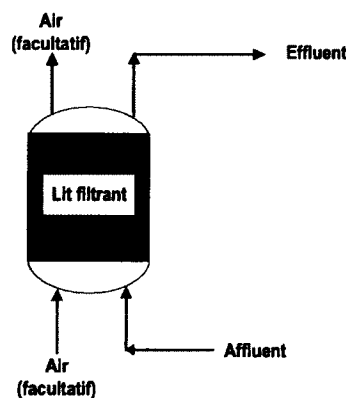
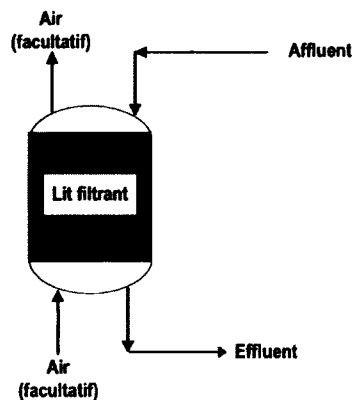


Figure 3.1 : Schéma d'une biofiltration avec écoulement ascendant



**Figure 3.2 : Schéma d'une biofiltration avec écoulement descendant**

L'affluent à traiter est biodégradé au fur et à mesure qu'il progresse dans le biofiltre, généralement de haut en bas (Figure 3.2), mais la configuration inverse peut aussi être rencontrée (Figure 3.1).

### 3.3 Systèmes de traitement à biomasse immobilisée

Le Tableau 3.2 présente les différents systèmes de traitement de biofiltration à biomasse immobilisée [Cohen, 2001] :

**Tableau 3.2 : Les modes de traitement biologique avec biomasse immobilisée sur support**

Système de traitement	Description	Concentration de la biomasse (mg/L)	Épaisseur biofilm (mm)	Épaisseur active (mm)
Biofiltration par percolation	Répartition uniforme de l'eau à traiter sur le lit. Écoulement descendant. Généralement pas d'aération forcée. Charge : 0,1 à 1 kg DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> *jour.	2 000 – 100 000	20 – 12 000 Moyenne : 3000	50 - 70
Contacteur biologique rotatif (Biodisque)	Disque circulaire à base de matériau peu lourd qui est immergé à 50 % et qui tourne à faible vitesse. La partie à l'extérieur s'enrichit en O <sub>2</sub> .	10 000 - 20 000	500 - 4 000	50 - 70
Biofiltration classique	Lit immergé. Des diffuseurs d'air disposés au fond permettent l'aération. Charge : 2 à 5 kg DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> *jour.	Variable	Variable	Variable
Biofiltration à lit fluidisé	Le biofilm croît sur des particules tel que le sable qui forment un lit. L'eau circule à grande vitesse vers le haut et maintient les particules dans un état fluidisé. Charge : 1 à 10 kg DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> *jour.	10 000 – 50 000 Moyenne : 16 000	< 100 Moyenne : 40	Tout le biofilm



Seront abordés plus en détails les procédés de biofiltration classique et de biofiltration par percolation.

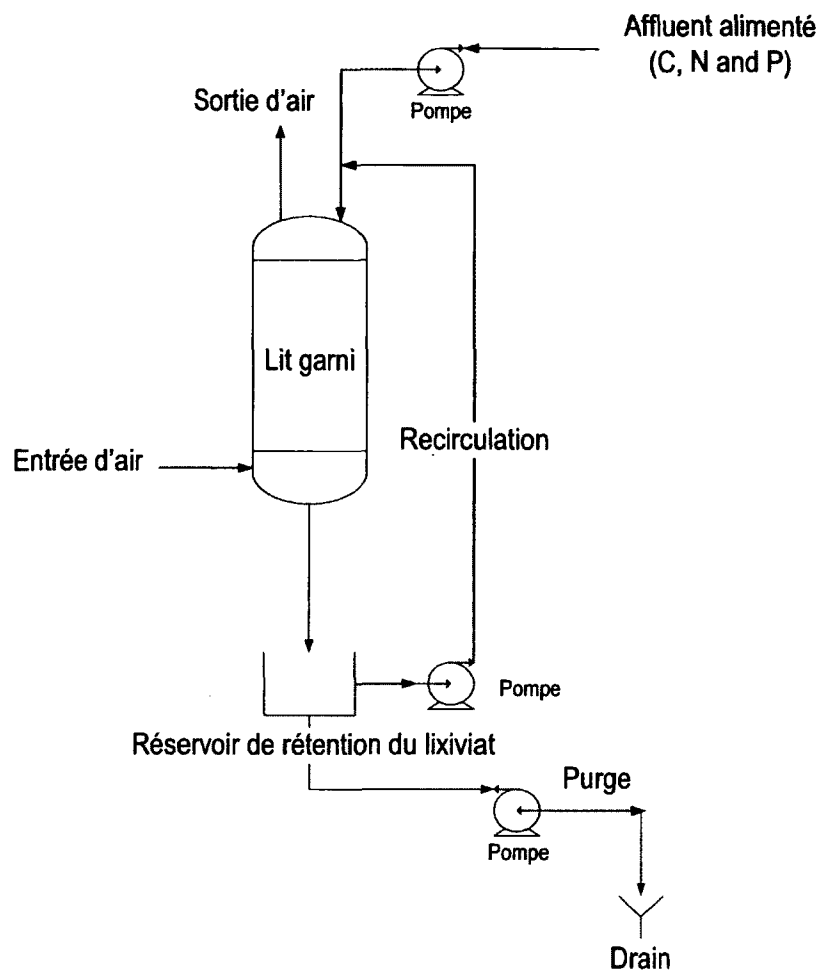
### **3.3.1 Biofiltration classique**

La biofiltration classique est en fait lorsque l'opération du biofiltre se fait en mode « batch ». Le lit garni est alimenté par l'affluent à traiter de façon discontinue. Des biofiltres classiques ont été largement implantés au cours des dernières années pour le traitement des eaux usées puisqu'ils sont facilement exploitables et qu'ils requièrent moins d'espace par rapport aux systèmes de boues activées. De plus, ce type de système est en mesure d'opérer dans une gamme assez large de charge organique [Zidane *et al.*, 2006].

### **3.3.2 Biofiltration par percolation**

Un biofiltre percolateur est essentiellement la même chose qu'un biofiltre classique à l'exception que le lit garni est mouillé continuellement. Le lit filtrant doit également être composé de biomasse fixe sauf qu'il est constamment arrosé par une phase liquide mobile contenant également de la biomasse. L'eau à traiter s'écoule de façon descendante à travers un mince biofilm en conditions aérobies où les substrats dissous dans l'eau (tels que l'azote, la matière organique et le phosphore) diffusent dans le biofilm. En même temps que l'eau à traiter percole, elle est oxygénée de façon continue. Il y a alors formation de CO<sub>2</sub> et autres produits dans le biofiltre [Eding *et al.*, 2006].

Les biofiltres percolateurs sont opérés en présence d'oxygène et sont utilisés afin d'oxyder la matière organique de l'affluent à traiter (lisier ou eaux usées), formant ainsi de la biomasse. L'oxydation de l'azote sous forme d'ions ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) afin de transformer ces derniers en nitrites et en nitrates par un processus de nitrification se produit également dans le biofiltre percolateur [Grady, 2001]. Un schéma représentant un montage type de biofiltre percolateur est présenté à la Figure 3.3 :



**Figure 3.3 : Montage type d'un biofiltre percolateur**

Les biofiltres percolateurs sont également grandement utilisés dans le traitement de la pollution de l'air. La percolation dans ce cas vient du fait que le lit filtrant est continuellement arrosé de solution nutritive, ce qui procure aux microorganismes les nutriments nécessaires à leur croissance. La solution arrosée de manière continue garde de plus le lit humidifié correctement afin de donner aux microorganismes les meilleures conditions pour leur développement. La percolation, soit l'arrosage continu du biofiltre, contrôle de plus quelques paramètres d'opération tels que le pH et le contenu en biomasse dans le lit garni. Dans le cas d'un polluant gazeux, si ce dernier est soluble dans l'eau, la percolation améliore le transfert du polluant de la phase gazeuse jusqu'au biofilm [Avalos Ramirez *et al.*, 2007].

Les biofiltres percolateurs représentent des procédés robustes et simples à opérer et contrôler. Il a été prouvé que dans le cas du traitement des eaux usées, il était possible de produire des effluents de grande qualité et complètement nitrifiés. En raison du transfert d'oxygène efficace, ils sont énergétiquement efficaces [Pearce, 2004].

Les principaux avantages et désavantages des biofiltres percolateurs sont présentés au Tableau 3.3 [Pearce, 2004] :

**Tableau 3.3 : Avantages et désavantages des biofiltres percolateurs**

<b>Avantages</b>	<b>Désavantages</b>
- Grande stabilité du procédé en raison des taux élevés constants alimentés	- Faible taux d'enlèvement
- Possibilité de récupérer le CO <sub>2</sub> par dégazage	- Grands diamètres de biofiltre requis à grande échelle
- Refroidissement de l'eau recirculante l'été	- Risque de colmatage du biofiltre
- Simplicité du design, de la construction, de la gestion et de l'opération	

Pearce [Pearce, 2004] a démontré que dans le cas du traitement des eaux usées par un biofiltre percolateur, le fait de recirculer l'effluent dans le biofiltre augmente la charge hydraulique appliquée et que ceci fera en sorte d'améliorer la performance nitrifiante du biofiltre. De plus, la dénitrification sera améliorée puisque les nitrates requis pour la dénitrification seront amenés par l'effluent recyclé.

Hamoda et al. [Hamoda et Bin-Fahad, 2006] comparèrent un procédé de biofiltration classique aérobie à un procédé de biofiltration classique aérobie/anoxie. Les deux procédés ont présenté des efficacités de traitement similaires pour la DBO<sub>5</sub>, la DCO et le NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Par contre, le biofiltre aérobie/anoxique a obtenu un plus grand succès en raison d'une plus grande dénitrification des nitrates (obtenus de la nitrification) en azote atmosphérique (N<sub>2</sub>). Les procédés de nitrification et dénitrification seront abordés plus en détails au CHAPITRE 5 .

### **3.4 Le lit filtrant**

On appelle lit filtrant le support sur lequel se déposent les microorganismes en croissance chargés de la dégradation du ou des polluants. Deux types de lit existent en biofiltration : celui à base de matériaux organiques est appelé lit organique et celui composé de matériaux inorganiques ou synthétiques. Voici un résumé présentant les caractéristiques principales des supports organiques et inorganiques [Courtemanche, 1996; Cohen, 2001; Dumont *et al.*, 2008] ainsi que quelques exemples de leurs applications en laboratoire ou en traitement à grande échelle trouvés dans la littérature.

#### **3.4.1 Garnissages organiques**

##### Avantages

- Meilleures capacités d'adsorption car ils possèdent sur leur surface une grande diversité de groupes réactionnels;
- Contiennent déjà une certaine quantité de nutriments, ce qui facilite la fixation et la croissance des microorganismes.

##### Désavantages

- Amènent une compression du lit filtrant en augmentant ainsi la perte de charge et amenant une diminution d'efficacité de la biofiltration;
- Besoin de remplacer un medium organique après 3-5 ans en raison de sa biodégradabilité et de la régénération qui est difficile.

##### Exemples

- Garnissages organiques les plus communs : tourbe, solum et le compost;
- Autres garnissages utilisés : écorce de bois, bagasse de canne à sucre, fibres textiles et les écailles d'arachide.

##### Applications

- Garnissage de fibres textiles : Medium de support nommé *Biolace* composé de fibres textiles réticulées avec un grand nombre d'anneaux croisés. Ces feuilles de 390 mm de long par 230 mm de large sont fixées verticalement et espacées de 25 mm [Hamoda et Bin-Fahad, 2006];

- Garnissage de tourbe : Tourbe composée de fibres végétales fossilisées avec une structure interne microscopique dont la forme est une ruche d'abeilles. La tourbe est donc une matrice complexe avec des trous de taille différente localisés entre les particules du lit filtrant. Les espaces de la tourbe sont divisés en 3 catégories : les macropores, les micropores et les espaces capillaires. Les charges hydrauliques appliquées aux biofiltre avec un garnissage de tourbe sont très basses [Garzon-Zuniga *et al.*, 2003].

### **3.4.2 Garnissages inorganiques (ou synthétiques)**

#### Avantages

- Résistants aux attaques microbiennes;
- Très stables thermiquement;
- Possèdent de bonnes propriétés dynamiques pour la circulation du fluide.

#### Désavantages

- Ne procurent pas de nutriments à la biomasse;
- Si le lit est ioniquement chargé : le substrat, un sous-produit ou un résidu quelconque peut interagir avec le lit entraînant conséquemment une diminution du taux de diffusion et de réaction.

#### Exemples

- Garnissages inorganiques les plus communs : à base de roches (granite, basalte, schiste ou autres), de scories et de coke;
- Autres garnissages utilisés : oxydes métalliques tels que les céramiques poreuses, la cristobalite calcinée et la perlite.

#### Applications

- Garnissage de soufre granulaire : Avec un procédé de biofiltration à débit descendant combinant la nitrification dans la partie supérieure du biofiltre à la dénitrification dans la partie inférieure. Le soufre a une densité de 1.1 kg de lit filtrant/L, une porosité de 35%, un coefficient d'uniformité de 1.25 et une taille effective de 3.36 mm. La conclusion est que le lit de soufre peut être employé pour la dénitrification seulement [Kim *et al.*, 2003];

- Garnissage de biolite : Procédé *Biodrof* utilisé afin de traiter les eaux usées d'une usine de traitement de Québec et fonctionnant en aérobie. La biolite a une densité spécifique de 1.6, une masse volumique de  $0.73\text{g/cm}^3$ , un diamètre de 2.7 mm et un coefficient d'uniformité de 1.35 [Le Bihan et Lessard, 2000];
- Garnissage de zéolite naturelle : Medium connu pour avoir des capacités échangeuses de cations tel que le  $\text{NH}_4^+$ , ce qui amène une nitrification plus stable. Comparaison d'un garnissage de charbon actif avec un garnissage de zéolite dans un biofiltre aérobie → Le fait que la zéolite soit capable d'échanger l'ion  $\text{NH}_4^+$  amène des taux de nitrification beaucoup plus élevés par rapport au charbon, incapable de faire ce type d'échange [Pak *et al.*, 2002];
- Garnissage de polystyrène granulaire (GFP) et garnissage de cubes de mousse de polyuréthane (PFC) : Test de deux types de garnissage dans un biofiltre à courant ascendant afin d'évaluer la performance de la dénitrification. Un taux de dénitrification plus élevé, une plus grande quantité de biomasse attachée totale ainsi qu'une capacité de captage des solides plus élevée furent obtenus avec le garnissage GFP [Hwang *et al.*, 2000; Lemoine *et al.*, 2006];
- Garnissage de polyéthylène : Système de biofiltration en aérobie où le garnissage est poreux et fait de sphères de polyéthylène. C'est un matériau de faible densité ( $152\text{ kg/m}^3$ ), avec une grande surface spécifique ( $500\text{ m}^2/\text{m}^3$ ), un taux de vide de 97% et une compaction de 1 000 000 d'unités/ $\text{m}^3$ . Ce matériau résiste aussi bien aux conditions acides que basiques. Sa rugosité favorise une fixation rapide et solide des microorganismes en facilitant ainsi le développement du biofilm sur le lit filtrant [Zidane *et al.*, 2006; Dincer et Kargi, 2000].

### 3.4.3 Critères de sélection pour le lit filtrant

Des critères sont à respecter pour le choix du lit filtrant. Les paramètres à prendre en considération sont [Courtemanche, 1996; Dumont *et al.*, 2008; Leenen *et al.*, 1996] :

- Grosseur de particules appropriée;

- Bonnes fractions de vide, surface spécifique et rugosité pour l'attachement de la biomasse, la rétention de la MES et pour faciliter la circulation du fluide;
- Bonne capacité de nutrition pour la biomasse;
- Haute capacité de rétention de l'humidité;
- Bonne capacité tampon afin d'éviter les grandes fluctuations de pH;
- Résistance mécanique, stabilité et inertie chimique;
- Résistance à la dégradation microbienne;
- Type de fluide à traiter;
- Porosité ou taux de vide du lit qui détermine la perte de charge à vide, et la surface d'échange de même que l'accumulation maximale de la biomasse;
- Coût d'acquisition.

#### **3.4.4 Lit filtrant – Exemples de la littérature**

Il a été démontré en pratique que la hauteur requise du lit filtrant par percolation peut varier entre 0,6 et 4,5 mètres de hauteur. De plus, afin de prévenir le colmatage, des fractions de vide élevées du garnissage sont nécessaires. Il a été jugé qu'un médium filtrant avec une surface spécifique variant entre 150 et 200 m<sup>2</sup> m<sup>-3</sup> était approprié [Eding *et al.*, 2006].

Des garnissages organiques tels que le compost ou la tourbe ne sont pas des garnissages appropriés pour un biofiltre percolateur. En effet, l'eau peut s'accumuler à travers le garnissage organique, limitant ainsi le mouvement de l'air à travers le biofiltre et de plus, il peut y avoir dégradation rapide du garnissage. Un garnissage inorganique tel que des anneaux Rashig, de la roche, de l'argile ou du plastique est plus approprié [Metcalf et Eddy, 2003].

### 3.4.5 Lits filtrants utilisés dans cette recherche

Voici une photo des deux types de lit filtrants utilisés dans la présente recherche afin de garnir les deux biofiltres :



Figure 3.4 : Garnissage de sphères de polypropylène (Jaeger Tri-Packs®, Fabco Plastics)



Figure 3.5 : Garnissage de billes de céramique (Hydroton®, Ökotau GmbH)

### 3.4.6 Méthodes d'ensemencement du lit filtrant

Zidane [Zidane *et al.*, 2006] propose d'ensemencer la colonne de biofiltration par addition d'un grand volume de la culture adaptée voulue. Alternativement, un biofiltre peut être ensemencé avec un substrat d'un système de biofiltration établi et ayant fait ses preuves puisque ce dernier contient une large population de microorganismes. Lors de l'alimentation du biofiltre avec de l'ammoniaque chimique et des nitrites chimiques, il a été démontré que le temps de démarrage pouvait être réduit de  $\frac{1}{4}$  [GWA, 2004].



### **3.4.7 Méthodes d'immobilisation de la biomasse sur le lit filtrant**

#### **L'immobilisation par fixation naturelle**

C'est la plus usuelle des pratiques. Un support fixe est mis en contact avec l'eau à traiter et la biomasse s'y dépose et croît. Le phénomène de fixation sur un support est dicté par plusieurs forces : les interactions statiques, importantes au début du processus, les forces covalentes, puisque les cellules microbiennes possèdent des groupes réactifs, et enfin des interactions hydrophobiques, le système se trouvant dans un milieu aqueux. Le phénomène d'adsorption est également déterminé par le pH (plus il est bas, mieux se fait l'adsorption) et le type de microorganismes qui croissent dans le milieu. La présence de sels n'est pas non plus sans conséquences sur la vitesse d'adsorption [Cohen, 2001]. Plusieurs avantages sont liés à ce mode d'immobilisation :

- Une quantité de biomasse importante : Dans les boues activées, on a généralement 700 à 2 500 mg de biomasse/L tandis qu'en biofiltration, on va de 2 000 à 100 000 mg de biomasse/L de filtre. Cette plus grande concentration en biomasse viable a pour résultat une meilleure efficacité d'épuration [Cohen, 2001];
- Une grande activité métabolique permettant de fonctionner avec des charges importantes et des temps de rétention hydraulique faibles. [Cohen, 2001];
- Une plus grande résistance à la toxicité : L'explication, non encore admise par tous les chercheurs, serait que la concentration en nutriments autour du biofilm aiderait ces microorganismes à survivre malgré des concentrations importantes de toxiques [Cohen, 2001; Tsai et Lin, 1999];
- Boues produites de bonne qualité : On obtient des boues denses ayant peu de problèmes de décantation et avec peu de risque de foisonnement [Cohen, 2001].

#### **La fixation artificielle ou forcée**

Il y a au total cinq variantes pour ce mode de fonctionnement [Cohen, 2001]:

- La micro encapsulation : Les microorganismes sont emprisonnés dans des capsules d'une fine membrane;

- La séparation membranaire : Consiste à séparer les microorganismes du fluide par une membrane qui permet cependant le passage du substrat et fonctionne telle une grosse capsule;
- Fixation par liaison covalente : On associe au lit filtrant des agents tels le glutaraldyde;
- Fixation par liaison croisée : Il n'y a pas de lit filtrant. Une structure tridimensionnelle complexe est obtenue par des liaisons croisées, entre les microorganismes eux-mêmes;
- L'emprisonnement dans un polymère : Cette méthode consiste à isoler des microorganismes dans un polymère [Leenen *et al.*, 1996].

### **Comparaison entre les deux types de fixation**

Le Tableau 3.4 est une comparaison entre les deux situations précédemment étudiées, à savoir la fixation libre et la fixation forcée [Cohen, 2001]. Suivant le cas en présence, une étude doit être faite avant une quelconque décision sur le choix de la variante à adopter lors d'un dimensionnement.

**Tableau 3.4 : Comparaison des deux modes de fixation**

<b>Paramètre</b>	<b>Fixation libre</b>	<b>Fixation forcée</b>
Lit filtrant	Simple et peu coûteux	Complexe et souvent coûteux
Adaptabilité aux changements de conditions	Excellent	Faible
Restriction à la diffusion	Faible	Peut être importante
Efficacité de traitement de plusieurs polluants	Bonne	Moyenne
Contrôle des espèces présentes	Limité	Facile
Fonctionnement en batch	Impossible	Possible
Stabilité plasmique des microorganismes	Faible	Grande
Production de boues	Grandes quantités	Faibles quantités
Stockage provisoire d'un lit riche en microorganismes	Difficile	Facile
Modification de la quantité de microorganismes dans le biofiltre	Variable : généralement difficile	Facile

# **CHAPITRE 4                    CONDITIONS OPÉRATOIRES**

## **4.1 Développement de la biomasse et du biofilm**

### **4.1.1 Les microorganismes (biomasse)**

Plusieurs genres et espèces de microorganismes sont présents dans les systèmes de biofiltration. Le développement du type de population microbienne dépend grandement du type d'affluent à traiter. Les mécanismes biologiques mis en jeu pour la dégradation biologique sont la respiration cellulaire et la synthèse cellulaire. La rugosité est la caractéristique physique qui affecte la formation primaire d'un biofilm sur le médium filtrant (plus la rugosité est grande, plus la vitesse est importante).

### **4.1.2 Le biofilm**

Le biofilm est formé principalement de polysaccharides (65 %) et de protéines (10-15 %) [Cohen, 2001]. Son épaisseur est déterminée par [Courtemanche, 1996; Lazarova et Manem, 1995]:

- la vitesse d'écoulement du fluide dans le biofiltre;
- le type de matériau utilisé comme lit filtrant;
- l'âge du biofilm;
- la nature des polluants et donc le type de microorganismes se développant

En effet, un flux trop rapide du fluide agit en limitant la croissance du film bactérien. L'épaisseur du biofilm varie de quelques dizaines de micromètres à plus d'un centimètre avec des valeurs moyennes autour d'un millimètre. Ce sont cependant le type de substrat et la charge appliquée qui fixent la densité du biofilm. Une augmentation de la charge permet d'augmenter la viscosité du biofilm jusqu'à une valeur limite à partir de laquelle il y a stabilisation [Cohen, 2001].

Le Bihan et al. [Le Bihan et Lessard, 2000] ont réalisé une étude afin de déterminer les caractéristiques biochimiques de la biomasse d'un biofiltre traitant les eaux usées. Les analyses réalisées ont démontré que :

- L'accumulation de polysaccharides totaux dans le biofiltre peut entraîner le colmatage du biofiltre;
- Durant le colmatage prématuré du biofiltre, la biomasse est caractérisée par une production basse d'enzymes extracellulaires impliquées dans le processus de dégradation de la cellulose ( *$\beta$ -glucosidase*);
- Une partie des polysaccharides totaux accumulés dans le biofiltre sont encouragés par la présence de protozoaires de type *Carchesium* et *Epistylis* fixés sur le lit filtrant. Ces protozoaires facilitent la rétention de particules pouvant colmater les biofiltres. En augmentant la température des biofiltres, ils sont remplacés par une biomasse composée essentiellement de champignons et de bactéries avec un haut potentiel hydrolytique, favorisant ainsi l'élimination des polysaccharides totaux dans le biofiltre;
- La fraction de biomasse active dans le biofiltre est restée identique peu importe les conditions de colmatage ou la température;

L'activité de dégradation augmente donc avec l'épaisseur du biofilm jusqu'à une valeur limite. Puis, il se forme une section active et une autre inactive car la diffusion de nutriments devient un facteur limitant. Une accumulation excessive de biomasse à l'intérieur d'un système de biofiltration (colmatage) n'améliore donc pas forcément l'enlèvement du substrat. En effet, cela occasionne la formation d'un gradient qui dicte la répartition des microorganismes dans le biofilm.

L'activité du biofilm est également liée à l'âge du biofilm. Ainsi, plus le biofilm est âgé, moins la diffusivité dans le biofilm est bonne. En général, au niveau de la couche limite, le transfert de matière est contrôlé par la diffusion [Courtemanche, 1996; Cohen, 2001; Lübbecke *et al.*, 1995].

Signalons aussi que le développement du biofilm induit une augmentation de la perte de charge. En suivant ce paramètre, l'accumulation de la biomasse dans le système peut être contrôlée en effectuant des lavages [Courtemanche, 1996].

Gilbert et al. [Gilbert *et al.*, 2005] ont démontré que pour un biofiltre garni de matières organiques (mélange tourbe et de copeaux de bois), même après 60 jours d'opération et pour différentes conditions d'opération, la colonisation du lit garni filtrant est toujours en accroissement. Par un suivi respirométrique, il a été démontré que la colonisation du milieu filtrant est lente dans le temps. La colonisation est de plus influencée par les charges organiques et hydrauliques appliquées aux biofiltres (voir section 4.5).

### **4.1.3 Lavages de biofiltres**

Le biofilm croît à la surface du lit et il y a aussi accumulation de la matière en suspension. Cela se traduit par une augmentation de la perte de charge hydraulique dans le réacteur. C'est la raison pour laquelle des lavages périodiques des biofiltres sont nécessaires. Ces lavages permettent alors une extraction de la biomasse tout en réduisant le risque de formation de chemins préférentiels [Courtemanche, 1996; Pineau et Lessard, 1994]. Le lavage d'un biofiltre se fait en deux étapes [Courtemanche, 1996] :

- D'abord un « détassement » du matériau par de l'air insufflé de façon brutale : cette opération vise à briser la prédominance des chemins préférentiels et facilite le détachement d'une fraction de la biomasse pendant l'étape suivante;
- Ensuite, un flux d'air et d'eau qui permet l'enlèvement d'une partie de la biomasse.

Quand le biofiltre est utilisé pour l'élimination du carbone organique, environ 20 minutes toutes les 24 à 48 heures doivent être consacrées à cette opération [Courtemanche, 1996]. Par contre, pour une nitrification ou une dénitrification, cette fréquence est réduite à 30 minutes par semaine [Payraudeau *et al.*, 2000]. Chaque lavage élimine environ 40 % de la biomasse, ce qui fait que l'influence sur les rendements n'est pas significative [Hozalski et Bouwer, 2001].

## **4.2 Oxygène dissous**

L'opération de l'équipement d'aération afin de rejoindre les besoins en oxygène dissous de l'affluent à traiter constitue un coût majeur [Sundararajan et Ju, 1995]. Plusieurs études réalisées ont démontré que la présence de biomasse dans l'affluent à traiter lors du traitement avait pour effet d'augmenter le taux de transfert d'oxygène. Les conclusions de l'étude de

Sundararajan et al. [Sundararajan et Ju, 1995] ont constaté que la modification physico-chimique de l'affluent à traiter tout au long du traitement, la présence de microorganismes comme particules solides ainsi que la respiration cellulaire des cellules accumulées à l'interface gaz-liquide ont des effets sur le transfert d'oxygène. La respiration cellulaire améliore le transfert d'oxygène. Sans la respiration cellulaire, l'accumulation de solides physiques retarde le transfert d'oxygène en raison d'un mécanisme de blocage résultant de la perméabilité à l'oxygène inférieure de la couche de solides autour des bulles d'oxygène.

Il est à préciser que l'oxygène dissous a également un effet sur la nitrification (voir section 5.1). L'effet peut soit être inhibiteur ou activateur, dépendamment de la concentration en oxygène dissous et du type de procédé utilisé (boues activées, filtre biologique, etc.). À titre d'exemple, avec une biomasse en suspension dans un bouillon, une concentration en oxygène dissous de 0,5 mg/L inhibe l'oxydation des nitrites et fait en sorte que ces derniers s'accumulent alors qu'une concentration en oxygène dissous de 6 mg/L permet une nitrification totale [Paredes *et al.*, 2007].

Dans le traitement des eaux usées, pour un fonctionnement en mode aérobie du biofiltre, la concentration en oxygène dissout doit, au minimum, être de 2 mg/L dans le biofilm [Courtemanche, 1996]. Si le niveau de la concentration en oxygène dans l'eau usée est trop faible, un système d'aération est nécessaire. On réalise alors une insufflation de bulles d'air à la base du biofiltre, à co-courant ou à contre-courant avec l'écoulement de l'eau. En opérant à co-courant, on a cependant des pertes de charge moins importantes que celle obtenues à contre-courant. Le taux de transfert de l'oxygène dépendra du temps de contact entre les bulles d'air et la phase liquide, de la taille des bulles d'air et de la turbulence de la phase liquide. Le taux de transfert d'oxygène est représenté par la constante  $K_{La}$ . Il semble que ce taux ( $K_{La}$ ) est plus important dans un procédé de biofiltration que dans d'autres procédés tel que le démontre le Tableau 4.1 [Courtemanche, 1996] :

**Tableau 4.1 : Valeurs de  $K_{La}$  pour plusieurs procédés de traitement biologiques**

Procédé	$K_{La}$ ( $h^{-1}$ )
Boues activées	2-5
Disques biologiques	20
Lit bactérien	3-4
Biofiltre	50-100

### 4.2.1 Aération - Exemples de la littérature

Garzón-Zuniga et al. [Garzon-Zuniga *et al.*, 2003] ont étudié l'effet de l'aération sur le traitement du lisier de porc dans un biofiltre garni de matières organiques avec des rythmes de filtration très bas, en dessous de  $0,50 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ . Les auteurs rapportent qu'en appliquant une aération forcée au biofiltre, l'efficacité d'enlèvement de la DBO a été augmentée à 99% et celle de l'azote total à 95%. Durant les 60 premiers jours d'opération, un taux d'aération plus élevé que  $3,4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  augmente de façon notable la vaporisation du  $\text{NH}_3$ , qui est en fait inhibée par l'activité nitrifiante. Après la stabilisation des biofiltres, il a été prouvé qu'un taux d'aération de  $4,4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  était suffisant pour compléter la nitrification. La production de  $\text{N}_2\text{O}$  était de 0,25 à  $0,36 \text{ kg N}_2\text{O m}^{-3}$  de lisier. Il a également été démontré qu'une dénitrification et une nitrification simultanée survenait dans les biofiltres. Les processus de nitrification et de dénitrification seront traités en détails au CHAPITRE 5.

Selon des recherches sur le traitement de l'éthanol par biofiltre percolateur, un débit d'air de  $1 \text{ m}^3/\text{h}$  (16 L/min) est optimal, ce qui correspond à un temps de résidence de l'air de 65 secondes. Avant d'être alimenté aux biofiltres, l'air sec passe dans une colonne d'humidification [Avalos Ramirez *et al.*, 2007]. De plus, des biofiltres traitant du lisier de porc au Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ) ont été opérés avec un débit d'air d'environ  $0,3 \text{ m}^3/\text{h}$  (5 L/min).

### 4.3 Inoculum

Zidane et al. [Zidane *et al.*, 2006] ont développé la biomasse servant à inoculer leur biofiltre dans une solution synthétique composée d'éléments nutritifs et d'oligoéléments, additionnés à

l'acétate comme substrat organique. Le milieu de culture avait également été contaminé avec les polluants à traiter, dans ce cas-ci, le phénol, le chrome et le cadmium.

#### **4.4 Effet du pH**

Il est bien connu que le pH constitue un paramètre de première importance concernant l'activité épuratrice des systèmes de traitement biologique des eaux usées. Zidane et al. ont effectué une série d'essais à différents pH afin de vérifier la capacité du système de biofiltration à traiter des affluents plus ou moins acides. Un pH égal ou supérieur à 6 est recommandé suite à ces essais afin de restreindre l'effet inhibiteur causé par la présence de contaminants organiques et inorganiques dans le système biologique [Zidane *et al.*, 2006].

Le pH est un paramètre capable de déterminer la réussite d'un traitement. En général, le pH de croissance des bactéries se situe entre 4 et 9, avec un optimum allant de 6.5 à 7.5 pour les hétérotrophes et entre 8 et 8.5 pour les autotrophes [Metcalf et Eddy, 2003; Courtemanche, 1996]. En dehors de la gamme de tolérance, des inhibitions apparaissent et contribuent à réduire la capacité de traitement de l'affluent. En fait, l'activité enzymatique varie avec le pH. En conséquence, le pH de la solution doit être ajusté à une bonne plage. On peut alors recourir à l'ajout de produits chimiques lors d'un prétraitement ou utiliser, si intéressant, des bassins d'égalisation (quand les modes de production sont variables en pH).

#### **4.5 Effet de la charge alimentée au biofiltre**

La charge volumique (L) est définie comme le rapport de la charge en DBO<sub>5</sub> ou en DCO sur le volume du lit et est exprimée en kg/m<sup>3</sup> de lit/jour.

$$L = \frac{Q \times S}{V} \quad (4.1)$$

Q : Débit de l'affluent en m<sup>3</sup>/jour;

S : Concentration en substrat : DBO ou DCO en kg/m<sup>3</sup>

V : Volume du lit filtrant en m<sup>3</sup>

La charge hydraulique  $V_e$  exprimée en m/j se définit quant à elle comme le rapport du débit de l'affluent sur la section transversale vide.



$$V_e = \frac{Q}{A \times \varepsilon} \quad (4.2)$$

Q : Débit de l'affluent en m<sup>3</sup>/jour;

A : Section transversale de la colonne en m<sup>2</sup>

ε : Taux de vide du lit filtrant

L et V<sub>e</sub> caractérisent le fonctionnement global des réacteurs de biofiltration. La plupart des biofiltres actuels en traitement des eaux usées fonctionne avec des charges volumiques comprises entre 2 et 5 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>/jour. Celle-ci est de plus de quatre fois supérieure à celle des boues activées, en moyenne de 0.5 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>/jour [Courtemanche, 1996].

La charge hydraulique appliquée par unité de section influence la performance des biofiltres. En effet, un réacteur biologique fonctionne pour une gamme de charges dont les limites sont dictées pour un bon fonctionnement du système biologique. La charge inférieure est conditionnée par la quantité requise pour mouiller efficacement le lit filtrant et assurer la croissance bactérienne. La charge supérieure quant à elle est la limite correspondant à l'engorgement du système [Zidane *et al.*, 2006].

#### 4.5.1 Charge alimentée au biofiltre - Exemples de la littérature

Zidane *et al.* [Zidane *et al.*, 2006] ont testé des charges de 157 à 943 L/m<sup>2</sup> par heure afin d'éliminer le phénol, le cadmium et le chrome d'un effluent. Une charge d'environ 600 L/m<sup>2</sup> par heure a été retenue comme étant la plus efficace puisqu'un rendement d'enlèvement du cadmium sous cette condition était supérieur.

Des biofiltres de type percolateur garnis avec de la tourbe, des roches et de l'écorce en différentes couches ont été testés. Ces biofiltres traitaient du lisier de porc. L'affluent était alimenté en continu à raison de 1.8 L par jour, soit une charge hydraulique de 0.1 m/jour [Garzon-Zuniga *et al.*, 2003].

La DBO<sub>5</sub> est fonction de la quantité de carbone contenue dans le lisier. Selon Metcalf et Eddy [Metcalf et Eddy, 2003], la charge en DBO<sub>5</sub> souhaitée est de  $4 \times 10^{-3}$  kg O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> par heure. Il est vrai que cette source est pour le traitement des eaux municipales qui ont une teneur en azote total beaucoup plus faible que le lisier de porc mais Aubry [Aubry, 2008] a utilisé une charge semblable ( $6 \times 10^{-3}$  kg O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> par heure) pour alimenter du lisier de porc à ses biofiltres.

## 4.6 Effet de la température

La température du procédé affecte la cinétique de croissance des microorganismes dégradant les polluants [Yuan et Blackall, 2002]. En effet, certaines enzymes fonctionnent dans des plages bien définies. L'activité enzymatique augmente avec la température jusqu'à une valeur maximale qui correspond à la température optimale. C'est alors qu'apparaissent les processus de dénaturation qui font baisser les taux de croissance.

Selon la plage dans laquelle les bactéries prolifèrent, on définit [Metcalf et Eddy, 2003; Courtemanche, 1996] :

- les psychrophiles qui se développent entre 10 et 30 °C, avec un optimum entre 12 et 18 °C;
- les mésophiles qui se développent entre 20 et 50 °C, avec un optimum entre 25 et 40 °C;
- les thermophiles qui se développent entre 35 et 75 °C, avec un optimum au-delà de 55 °C.

Dans les stations d'épuration des eaux usées, la majorité des microorganismes présents sont mésophiles. Quand les températures deviennent inférieures à 15 °C ou supérieures à 40 °C, le système devient peu performant. Par exemple, si entre 8 et 20 °C, on a une efficacité de 95 %, à 5 °C elle n'est plus que de 75 % environ [Courtemanche, 1996].

À grande échelle, au Québec par exemple, les influents à traiter ont une température sous 8°C de novembre à mars. En dessous de cette température, le traitement par biofiltration, à titre d'exemple, ne peut être garanti [Canler *et al.*, 2003].

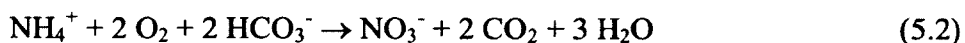
## CHAPITRE 5 ÉLIMINATION DE L'AZOTE

Les composés azotés sont parmi les polluants les plus importants des eaux usées (et du lisier de porc de surcroît) en raison de leur rôle dans l'eutrophisation des écosystèmes aqueux (croissance abondante d'algues et de plantes aquatiques), leur effet sur le contenu en oxygène des eaux réceptrices et leur effet toxique pour les animaux et les humains. Le problème de l'enlèvement de l'azote est également rencontré en aquaculture. En effet, des concentrations en ammonium de 0.1 mg/L sont toxiques pour les poissons, ce qui impose son élimination [Abeysinghe *et al.*, 1996]. Cependant, l'azote est également un composé intéressant puisqu'il est bénéfique à la croissance végétale. Depuis plusieurs années, la méthode traditionnelle afin d'épurer un effluent de composés azotés est la combinaison des processus de nitrification et de dénitrification [Paredes *et al.*, 2007].

À l'intérieur d'un biofiltre, le traitement de l'effluent (le lisier de porc) se fait tout d'abord par un processus de nitrification où le  $\text{NH}_3$  contenu dans le lisier est oxydé en  $\text{NO}_2^-$  et par la suite les  $\text{NO}_2^-$  sont oxydés en  $\text{NO}_3^-$  (sels de l'acide nitrique). Vient ensuite, de façon simultanée [Gilbert *et al.*, 2008], le processus de dénitrification où les  $\text{NO}_3^-$  sont réduits en  $\text{NO}_2^-$ , puis en monoxyde d'azote (NO) puis en  $\text{N}_2\text{O}$ . Cet oxyde nitreux est ensuite réduit en  $\text{N}_2$  qui est acceptable pour la libération dans l'atmosphère.

### 5.1 Nitrification

La nitrification est un processus exclusivement aérobie. L'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) est alors oxydé en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) avec comme produit intermédiaire le nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ). Voici les réactions sommaire et globale de nitrification [Aubry, 2008; Paredes *et al.*, 2007] :



Basé sur la stœchiométrie de la nitrification, quelques relations de base peuvent être calculées :

- La consommation de 4,25 g d'O<sub>2</sub>/g NH<sub>4</sub><sup>+</sup> enlevé et la consommation de 4,34 g d'O<sub>2</sub>/g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> formé est nécessaire;
- La consommation de 1,98 mole de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/mole NH<sub>4</sub><sup>+</sup> est nécessaire;
- Un rendement constant de 0,22 g DCO/g NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oxydé;
- La production d'approximativement 1g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et de 8,33 g H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> par g de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oxydé.

Deux différents groupes de bactéries jouent un rôle dans l'étape de nitrification : les bactéries oxydantes de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et les bactéries oxydantes de NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. Ces microorganismes sont des bactéries nitrifiantes autotrophes de type *Nitrobacter* ou *Nitrosomas* qui croissent en aérobiose. Il est considéré que les NO<sub>2</sub><sup>-</sup> peuvent rarement s'accumuler dans les écosystèmes, puisque la réaction de nitrification est souvent complète. Cependant, quelques études indiquent le contraire et ont identifié une accumulation de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> au niveau des sols [Paredes *et al.*, 2007].

Le taux de nitrification est fonction de la température, comme c'est le cas pour tous les procédés biologiques. Cependant, pour des températures supérieures à 14 °C, cette influence n'est pas significative [Payraudeau *et al.*, 2000]. Par contre, il est important de spécifier qu'à une température supérieure à 15°C, les bactéries nitrifiantes oxydant le NH<sub>4</sub><sup>+</sup> croissent plus rapidement que celles oxydant les NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. Lorsque la température est supérieure à 25°C, l'activité des bactéries oxydant le NH<sub>4</sub><sup>+</sup> surpasse celle des bactéries oxydant le NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. Par ailleurs, le pH optimal pour la nitrification est compris entre 7,2 et 8,2 [Paredes *et al.*, 2007; Ouyang *et al.*, 2000].

Quand un seul réacteur (une colonne de biofiltration) est en charge de l'élimination de l'ammonium et du carbone organique, une autre distribution apparaît et on constate l'apparition de deux zones. La plus proche de l'entrée est dominée par les hétérotrophes tandis que la seconde est une propriété des bactéries nitrifiantes autotrophes [Fdz-Polanco *et al.*, 2000; Ouyang *et al.*, 2000; Falkentoft *et al.*, 2000]. L'interface entre ces deux zones correspond à la zone où la consommation en oxygène dans la solution est la plus importante. Un réacteur déjà colonisé par des nitrifiantes résiste bien aux hausses importantes de charge

carbonée sans que l'efficacité en azote soit affectée. Aucun dysfonctionnement n'apparaît alors tant que le ratio C/N à l'entrée est  $< 4$  [Fdz-Polanco *et al.*, 2000]. Dans le cas contraire, les rendements de nitrification sont considérablement diminués et des réacteurs initialement prévus pour cette opération deviennent colonisés par des hétérotrophes [Canziani *et al.*, 1999]. En conséquence, le type prévalant de bactéries dans l'ensemble du réacteur dépendra du ratio C/N à l'entrée.

Les variations de charges n'influencent pas dramatiquement l'efficacité du biofiltre. En traitement des eaux usées, des rendements de plus de 75 % peuvent être obtenus pour des charges organiques doublées ou triplées lors de tempêtes par exemple. Par contre, la perte de charge qui est fonction des paramètres de design (température et hauteur du lit), des conditions opératoires (vitesse de l'eau) et de la quantité de biomasse accumulée dans le système peut devenir significative en ce qui concerne les rendements de nitrification [Payraudeau *et al.*, 2000].

Le problème majeur avec la nitrification est qu'elle est fortement inhibée par la dégradation du carbone organique dans le réacteur. Plusieurs expériences ont montré que les biofiltres sont à même de constituer un cadre adéquat à l'élimination de l'azote [Ouyang *et al.*, 2000]. Dans ce cas, le temps de démarrage du réacteur de nitrification est d'environ 3 semaines à un mois [Fdz-Polanco *et al.*, 2000; Jokela *et al.*, 2002]. Cette valeur doit cependant être révisée à la hausse pour une opération à de faibles températures, soit autour de 3 à 5 °C [Hozalski et Bouwer, 2001]. Comme il a été spécifié précédemment, dans les procédés de biofiltration, la population bactérienne est exposée à la fois à des conditions aérobie et anaérobie. On remarque alors une distribution spatiale des microorganismes [Courtemanche, 1996; Fdz-Polanco *et al.*, 2000]. Ainsi, les nitrifiantes se développent dans la partie du biofilm où le carbone devient limitant sans que l'oxygène ne soit déficient.

## 5.2 Dénitrification

La nitrification est souvent suivie d'un processus de dénitrification. Toutefois, dans le biofiltre aéré, les deux phénomènes peuvent être simultanés, même si la dénitrification est un procédé exclusivement anaérobie ou anoxie [Fdz-Polanco *et al.*, 2000; Shanableh *et al.*, 1997]. Ceci peut être expliqué en raison de la limitation de diffusion au travers du biofilm. Signalons que la dépendance de la dénitrification avec la température est très prononcée. En outre, les quantités de boues produites pendant la dénitrification sont peu importantes, ce qui rend l'ajout d'un décanteur en aval non nécessaire [Jokela *et al.*, 2002].

Le temps de démarrage d'un dénitrificateur est d'environ 2 semaines [Fdz-Polanco *et al.*, 2000]. Cependant, contrairement à la nitrification, le temps de rétention requis est moins important [Ouyang *et al.*, 2000]. De plus, la dénitrification exige la présence dans l'effluent à traiter d'une quantité suffisante de matière carbonée (comme c'est le cas pour le lisier de porc), consommée au fur et à mesure. Même si la présence de matières colloïdales dans l'affluent influence négativement l'efficacité de la dénitrification dans le biofiltre aéré, celle-ci constitue une source de carbone utilisable pour la dénitrification après avoir été hydrolysée en présence d'oxygène [Jokela *et al.*, 2002]. Lorsque les quantités de carbone (matières colloïdales) sont insuffisantes, un apport supplémentaire en carbone facilement dégradable par les microorganismes doit être assuré. La dénitrification peut s'accompagner d'une production de phosphore. Cela survient dans les cas suivants [Fdz-Polanco *et al.*, 2000] :

- Quantité de nitrates insuffisante et présence de bactéries dénitrifiantes polyphosphatées dans le réacteur;
- Présence en quantité importante de carbone qui inhibe la production de nitrates et favorise le rejet de phosphore par les bactéries dénitrifiantes polyphosphatées;
- Présence de bactéries accumulatrices de polyphosphates non dénitrifiantes.

### 5.3 Exemples d'applications dans la littérature

Lemoine et al. [Lemoine *et al.*, 2006] présentent un exemple d'application, soit le procédé *BIOSTYR*<sup>®</sup>, un biofiltre aéré de *Veolia Water Systems* qui fait la nitrification et la dénitrification de façon simultanée dans la même colonne, de 30 cm de diamètre et de 5 m de hauteur. L'usine pilote consiste en fait de deux colonnes identiques connectées en recirculation de l'eau à traiter afin que le système global ressemble plus à un site de traitement des eaux usées à grande échelle. Falkentoft et al. [Falkentoft *et al.*, 2000] présentent un procédé semblable où la dénitrification est combinée à l'enlèvement du phosphore dans un biofiltre. Il y a alternance entre des conditions anaérobies et anoxiques afin d'obtenir une culture enrichie de microorganismes dénitrifiants et capables d'accumuler du phosphore.

Dans un biofiltre opéré en laboratoire, 90 % de l'ammonium a été nitrifié pour une charge comprise entre 100 et 130 mg  $\text{NH}_4^+$ /L et une DCO entre 230 et 1300 mg/L avec un temps de rétention dans le biofiltre de 1.4 jours [Fdz-Polanco *et al.*, 2000].

Gilbert et al. [Gilbert *et al.*, 2007] ont opéré 3 biofiltres pendant 180 jours d'une hauteur totale de 1,9 mètres. Le lit garni des biofiltres était fait de matières organiques, soit d'un mélange de tourbe, de copeaux de bois et de calcite. Les biofiltres ont été alimentés en lisier de porc à une charge hydraulique de  $0,017 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ . Les résultats démontrent que le  $\text{NH}_4^+$  a été complètement enlevé par le procédé durant la période d'opération. Durant le procédé, une diminution des concentrations d'ammoniac gazeux émis suggère que le processus de nitrification s'est produit. Ceci peut être confirmé par la production de  $\text{NO}_2^-$  et de  $\text{NO}_3^-$  dans l'effluent et par la production de  $\text{N}_2\text{O}$  gazeux. Les activités nitrifiantes observées ont varié entre 1,9 et 5,9 g  $\text{NH}_4^+$  nitrifié par jour.

Une autre étude fut menée par Gilbert et al. [Gilbert *et al.*, 2008] sur les mêmes biofiltres. Cette étude a démontré que des efficacités moyennes de 99% d'enlèvement du carbone et de 79% d'enlèvement de l'azote total étaient atteintes. Après la période de démarrage, les biofiltres ont démontré une oxydation du  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$  et une réduction partielle des  $\text{NO}_3^-$  en

**N<sub>2</sub>. Il a été démontré que pour un enlèvement de l'azote total de 100%, l'activité potentielle dénitrifiante de la biomasse atteint près de 15 000 mg de N par jour par couche de biofiltre.**



# CHAPITRE 6                      RÉSULTATS

## 6.1 Avant-propos

### Auteurs et affiliations :

K. Raby : étudiante à la maîtrise, Université de Sherbrooke, Faculté de génie,  
Département de génie chimique et biotechnologique

A. Avalos Ramirez : étudiant au post-doctorat, Université de Sherbrooke, Faculté de  
génie, Département de génie chimique et biotechnologique et Institut de Recherche et  
de Développement en Agroenvironnement (IRDA), Québec, Canada.

M. Heitz : professeure, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de  
génie chimique et biotechnologique

Date d'acceptation : Cet article a été accepté le 1<sup>er</sup> août 2012.

État de l'acceptation : Cet article a été publié en ligne le 13 septembre 2012.

Revue : Environmental Technology

Référence : [Raby *et al.*, 2012]

Titre français : Élimination de l'azote contenu dans le lisier de porc par un biofiltre  
percolateur à haute efficacité

### Contribution au document :

Cet article est le cœur central de ce mémoire. En effet, il présente de manière élaborée tous les  
résultats de recherche significatifs dans le cadre de cette maîtrise. De plus, cet article a été  
révisé plusieurs fois par divers experts du domaine de la biofiltration (dont ma directrice de

recherche) et toutes les corrections et précisions recommandées par les différents réviseurs y ont été intégrées, ce qui en fait un document complet.

### **Résumé français :**

Des expériences ont été réalisées afin d'éliminer l'azote (sous forme d'ammonium) dans des biofiltres percolateurs (BTFs) traitant un lisier de porc synthétique. Deux BTFs garnis de sphères de polypropylène et de billes de céramique ont été utilisés. Les BTFs étaient alimentés en continu de lisier synthétique et le lixiviat obtenu était recirculé à des débits différents variant de 0 to 1.5 L min<sup>-1</sup>. Le fait d'augmenter le débit de recirculation du lixiviat a eu comme résultat d'augmenter la production de dioxyde de carbone (PCO<sub>2</sub>) de 16.5 à 25.6 g CO<sub>2</sub> m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup> et de diminuer l'élimination de l'azote de 99% à 86% pour le garnissage de polypropylène. Par contre, pour le garnissage de billes de céramique, l'augmentation du débit de recirculation a diminué la PCO<sub>2</sub> de 20.3 à 15.0 g CO<sub>2</sub> m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup> et a fait passer l'élimination d'azote de 99% à 90%. Le fait d'augmenter le débit de recirculation a également eu comme effet de promouvoir la production de nitrites dans le lixiviat. Pour les deux types de garnissage, le fait d'augmenter la charge en azote du lisier alimenté aux BTFs de 60 à 240 g N m<sup>-3</sup> jour<sup>-1</sup> sans recirculation du lixiviat a permis d'obtenir des pourcentages d'élimination de l'azote de plus de 99%. Pour la même plage de charges en azote, les pourcentages d'élimination ont augmenté de 90% à 99% pour le BTF garni de billes de céramique à un débit de recirculation de 0.6 L min<sup>-1</sup>. Opérer les BTFs en purgeant continuellement le lixiviat était optimal pour la production de biomasse avec un niveau maximal de 71.3 g de biomasse m<sup>-3</sup> jour<sup>-1</sup>.

Mots-clés : biofiltre percolateur, lisier de porc synthétique, élimination de l'azote, production de CO<sub>2</sub>, nitrification, dénitrification

## 6.2 Abstract

Experiences were performed to remove nitrogen as ammonium in biotrickling filters (BTFs) treating synthetic swine manure. Two BTFs packed with polypropylene spheres and ceramic beads were used. BTFs were continuously fed and leachate obtained was recirculated at different flow rates in the range from 0 to 1.5 L min<sup>-1</sup>. When increasing the recirculation flow rate, the carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) production rate increased from 16.5 to 25.6 g CO<sub>2</sub> m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup> and the nitrogen elimination decreased from 99% to 86% for the polypropylene spheres, whereas for the ceramic beads the CO<sub>2</sub> production rate decreased from 20.3 to 15.0 g CO<sub>2</sub> m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup> and the nitrogen removal from 99% to 90%. The increase of recirculation flow rates also promoted the production of nitrite (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) in the leachate. For both packing types, when increasing nitrogen loads from 60 to 240 g N m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> without recirculation of leachate, the BTFs presented nitrogen removals of more than 99%. For the same nitrogen loads, the nitrogen removal increased from 90% to 99% for the BTF packed with ceramic beads at a recirculation flow rate of 0.6 L min<sup>-1</sup>. Operating the BTFs with continuous purge was optimal for biomass production with a maximum level of 71.3 g m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup>.

Keywords : biotrickling filter, synthetic swine manure, nitrogen elimination, CO<sub>2</sub> production, nitrification, denitrification

## 6.3 Introduction

### 6.3.1 Pig industry and manure production

Between 1986 and 2006, the pig industry in Canada, in terms of hog marketed, has shown a growth of approximately 205%. In the province of Quebec, for the same period of time, this growth has been approximately 153% [CCP, 2010]. The pig industry is the second most important industry in the province of Quebec and with about 7.3 millions of hogs produced annually, it has generated incomes of more than 1.5 billion dollars in 2007 [CCP, 2010; Verret, 2010].

In Canada, between 1981 and 2006, total manure production from animal breeding has increased by 16%, the equivalent of 25 million tons of manure. Among these, total production of swine manure rose 5 million tons. In the province of Quebec, an estimated 14 million tons of manure is produced annually for about 4 million tons of swine manure specifically [Hofmann, 2008; Baril, 2002]. Nowadays, average manure production across all sub-sub-drainage areas in Canada (Quebec included) is about 1 070 kg of manure per hectare of cultured land [BAPE, 2003].

### 6.3.2 Benefits and environmental impacts of manure

Manure is the main by-product of animal breeding. It is a mix of urine and feces to which is added water from piggery cleaning, rain and many wastes (food, straw, litter, etc.). Manure is mainly composed of water, organic matter and fertilizing minerals such as nitrogen and phosphorus [Aubry, 2008]. Table 6.1 shows the characteristics of swine manure in terms of biological oxygen demand (BOD<sub>5</sub>), total nitrogen (TKN), total dissolved solids (TSS) and total phosphorus concentrations which are 60 to 100 times higher than those of domestic wastewater [Aubry, 2008; Metcalf et Eddy, 2003; Bernier, 2001].

**Table 6.1 : Comparison of the composition of crude pig manure and typical domestic wastewater**

	<b>Parameters</b>	<b>Mean concentration (Variation) (mg/L)</b>
<b>Composition of crude pig manure</b>	Biological Oxygen Demand (BOD <sub>5</sub> )	13 000 (10 000 - 20 000)
	Total Suspended Solids (TSS)	16 000 (10 000 - 20 000)
	Total Kjeldahl Nitrogen (TKN)	2 300 (2 000 - 3 800)
	Total Phosphorus	650 (500 - 900)
<b>Composition of typical domestic wastewater</b>	Biological Oxygen Demand (BOD <sub>5</sub> )	200 (120 - 290)
	Total Suspended Solids (TSS)	240 (160 - 350)
	Total Kjeldahl Nitrogen (TKN)	40 (25 - 65)
	Total Phosphorus	8 (4 - 12)

Manure is a source of organic matter which, when spread, helps to reduce soil erosion and improves soil's water-holding capacity. Manure is also a source of phosphorus and nitrogen, which are essential nutrients for crop growth. On the other hand, pig industry and manure

production induce several adverse environmental impacts. Gaseous emissions of ammonia (NH<sub>3</sub>), methane (CH<sub>4</sub>), carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) and volatile organic compounds (VOCs) represent a real problem of atmospheric pollution. Content of liquid manure is also a problem : phosphorus can fix to the soil; ground-water can be polluted by nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), pesticides and pathogens; and surface waters can be polluted by nitrogen, phosphorus, suspended solids, antibiotics and organic matter as BOD<sub>5</sub> [Baril, 2002].

A pig produces from 1 to 5.5 kg of manure per day [Hofmann, 2008; Baril, 2002]. A part of the manure produced may be spread for agricultural purposes, but the soil's phosphorus saturation level is quickly reached and the excess manure trickles to surrounding surface waters and underground waters [Meunier *et al.*, 2009]. Baril [Baril, 2002] performed a mass balance to determine the required agricultural area to spread the manure coming from pig industry in Quebec and in Canada. A pig produces the equivalent of 5 kg of phosphorus per year. Knowing that an average culture requires about 38 kg of phosphorus per hectare and that, in 2008, total pigs on farms were about 4 millions in Quebec and 13 millions in Canada [CCP, 2010], areas of 0.5 and 1.7 million hectares of land would be necessary to run off the manure coming from this production in Quebec and Canada, respectively. These quantities represented 27% in Quebec and 4.8% in Canada of the available cultured lands in 2006 [Statistique Canada, 2006].

### **6.3.3 Manure management**

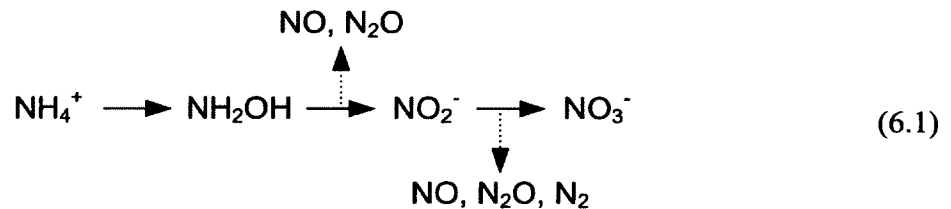
In a sociological context where sustainable development is a priority, management of liquid and gaseous effluents coming from breeding pigs represents a big challenge. Manure's spreading is now strongly restricted by Canadian government in a way to bypass environmental problems associated with this practice. New guidelines based on crop's needs in phosphorus have lowered manure quantities that can be applied on land and have restricted manure spreading during certain periods of the year. In Canada, transformations that have taken place in the agri-food industry in the last 50 years have reduced the cultured lands' area by 44%. As a result, producers find themselves with important excesses of manure that they cannot spread and must transport long distance to spread it in cultures [BAPE, 2003; Chantigny et Côté, 2001].

### 6.3.4 Nitrogen environmental impact

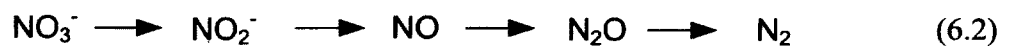
Nitrogen is one of the main manure components, representing up to 3.9% of dry weight [Meunier *et al.*, 2009]. Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) is the main form of nitrogen in manure. Oxidation of  $\text{NH}_4^+$  to  $\text{NO}_3^-$  (process of nitrification) consumes oxygen ( $\text{O}_2$ ) and then contributes to reduce  $\text{O}_2$  in rivers and lakes at the detriment of many animal species. Depending of the pH and temperature of the environment,  $\text{NH}_4^+$  transforms in free  $\text{NH}_3$  which is toxic to fishes at low concentrations (<1 ppm). In combination with phosphorus, nitrogen can lead to eutrophication of water sources producing growth of undesirable algae [Aubry, 2008].

### 6.3.5 Nitrogen removal

Nitrification is a series of biological reactions where  $\text{NH}_4^+$  is converted in hydroxylamine ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ), then in nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) and finally in  $\text{NO}_3^-$ . Some gaseous by-products (nitrogen monoxide (NO), nitrogen dioxide ( $\text{N}_2$ ) and nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ )) can be released from this reaction as follows [Aubry, 2008]:



This process is done by autotrophic bacteria, strictly aerobic. These bacteria use  $\text{CO}_2$  or bicarbonate ( $\text{HCO}_3^-$ ) as a carbon source and  $\text{NH}_4^+$  as an energy source. Denitrification is an anoxic process where heterotrophic bacteria use oxidized forms of nitrogen ( $\text{NO}_2^-$  and  $\text{NO}_3^-$ ) as electron donors instead of molecular nitrogen. The denitrification process is as follows [Aubry, 2008]:



This process can lead to a final product of gaseous nitrogen ( $\text{N}_2$ ), which is environmentally acceptable, but denitrification can be stopped at any step and releases intermediate compounds such as NO and  $\text{N}_2\text{O}$  which are gas pollutants [Aubry, 2008; Gilbert *et al.*, 2008; Rocher *et al.*, 2008].

### 6.3.6 Biofiltration of swine manure

Biofiltration can be used to treat manure. A biofilter can be described as a 3-phase bioreactor. The liquid phase is the manure containing nutrients for microorganisms, the gaseous phase is the air fed and the solid phase is the biofilm covering the packing material. The biofilm is a microbial population where physical, chemical and biological processes occur. The immobilization of microorganisms on the packing allows a more stable operation by improving the retention time of the microorganisms. The fixed-film bioreactors are widely used for removal of organic matter and nitrogen (by nitrification and denitrification) in wastewater treatment [Ghaniyari-Benis *et al.*, 2010]. Biofilters (BFs) can be divided into two categories: 1) Biofilters with discontinuous feeding of liquid phase and 2) Biotrickling filters (BTFs) with continuous feeding of liquid phase.

In the literature, it is reported that organic packing BTFs treating pig manure have shown organic matter removal (evaluated as BOD<sub>5</sub>) of 95-99%. BFs allowed an incomplete removal of around 75% of TKN by transforming NH<sub>4</sub><sup>+</sup> by nitrification and denitrification processes [Gilbert *et al.*, 2008]. Other studies on biofilters treating manure and packed with organic materials showed that after the start-up period, the biofilter totally oxidizes NH<sub>4</sub><sup>+</sup> to NO<sub>3</sub><sup>-</sup> but partially reduces NO<sub>3</sub><sup>-</sup> in N<sub>2</sub>. It was hypothesized that a simultaneous nitrification and denitrification (SND) occurred. SND process habitually occurs in anoxic micro-zones inside flocks of biomass or deep in the biofilm [Aubry, 2008; Gilbert *et al.*, 2008].

The BTFs have been used in wastewater treatment for over 40 years [Sharvelle *et al.*, 2008]. More recently, BTFs have been used in odour control and air pollution treatment. In BTFs, synthetic packing materials such as polypropylene or polystyrene are used as growth media to attach microorganisms [Sharvelle *et al.*, 2008]. This study aims to treat swine manure in a BTF packed with synthetic media. The research was divided into three experimental phases. In the first phase, the influence of the purging method on the CO<sub>2</sub> and the biomass production rates (PCO<sub>2</sub> and PB) was evaluated. In the second phase, the influence of the following parameters on ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) conversion and PCO<sub>2</sub> was studied: (a) kind of packing material (b) recirculation flow rate of the leachate and (c) total carbon and nitrogen inlet loads.

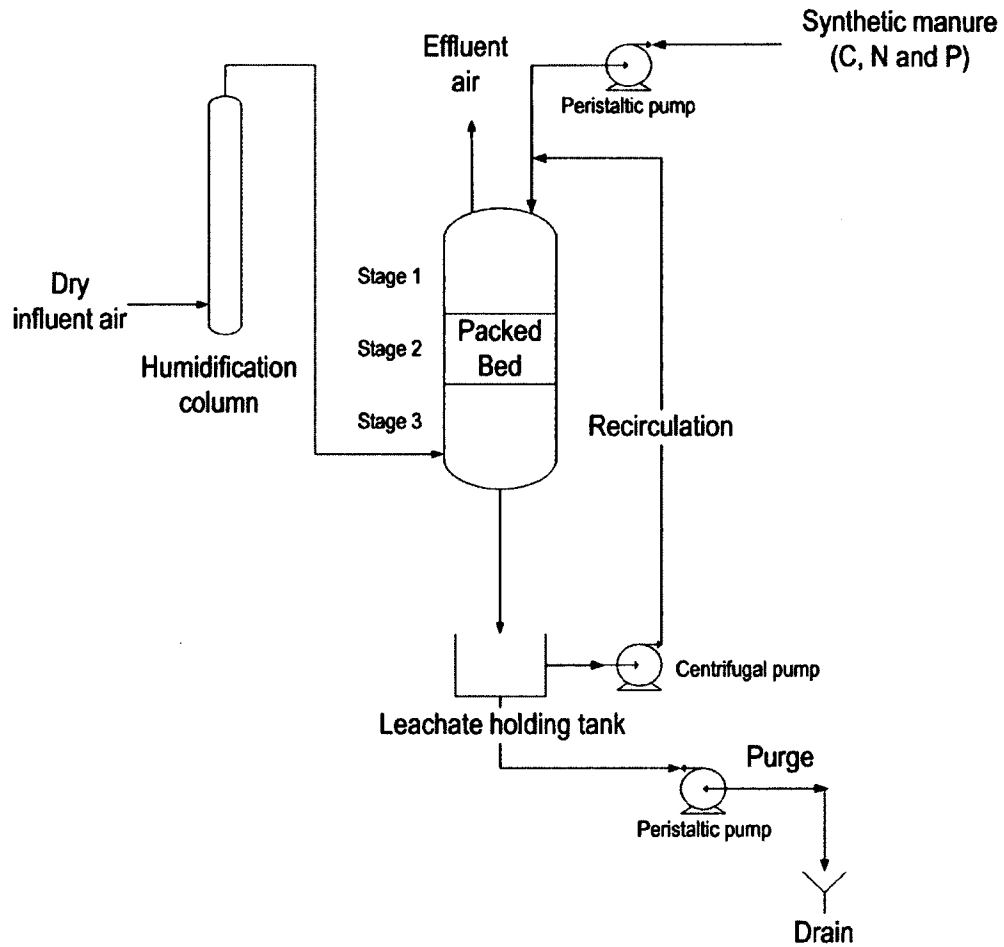
In the third and last phase, the removal of organic matter (total carbon) present in the synthetic swine manure was evaluated.

## **6.4 Material and methods**

### **6.4.1 Biotrickling filters**

Two biotrickling filters (BTFs) called respectively BK1 and BK2 were constructed from Plexiglas<sup>®</sup> cylinders with an internal diameter of 0.15 m and a total packed-bed height of 1 m divided into three sections of 0.33 m. Figure 6.1 shows the schematic representation of the biotrickling filter setup. For the experiments, two different inert packing materials were tested. BK1 was packed with ceramic beads (Hydroton<sup>®</sup>, Ökotau GmbH, Germany) with an average diameter of 0.012 m, a specific surface of 310 m<sup>2</sup> m<sup>-3</sup> and 40% void space [Avalos Ramirez *et al.*, 2008]. BK2 was packed with non-porous polypropylene spheres (Jaeger Tri-Packs<sup>®</sup>, Fabco Plastics, Canada) of 0.025 m diameter, 280 m<sup>2</sup> m<sup>-3</sup> specific surface and a void space of 90%. For both BTFs, the empty bed volume (V) was about 0.018 m<sup>3</sup>. The BTFs were inoculated with a leachate from a biofilter that had been treating swine manure [Girard *et al.*, 2009].





**Figure 6.1 : Schematic representation of biotrickling filter setup**

Inlet air, dry and particle free, was bubbled in an humidification column before entering the bottom of the filter at a rate of  $8 \text{ L min}^{-1}$  for an empty bed residence time (EBRT) of 130 s and at an average temperature of  $24^\circ\text{C}$ . The treated liquid coming out of the biotrickling filter (leachate) was collected in a 12 L holding tank and recirculated at the top of the BTF using a centrifugal pump (model 1212-2AA-121, SHURflo, UK).

Table 6.2 shows a summary of the operational parameters tested in both BTFs for this study. For the first phase of the study, BK2 was operated for about 200 days under a recirculation flow rate of  $0.8 \text{ L min}^{-1}$  with carbon and nitrogen loads of respectively  $137 \text{ g C m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  and  $60 \text{ g N m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ . During 95 days of operation, leachate was not purged from the holding tank and continuously recirculated. During 55 days, BK2 was then operated using discontinuous

purge which consisted on collecting manually an amount of 0.45 L leachate day<sup>-1</sup>. Finally, during 50 days, BK2 was operated using continuous purge which consisted on collecting continuously, with a peristaltic pump, the same amount of leachate as the manure fed. The continuous purge was performed by a peristaltic pump (Masterflex, Cole-Parmer, USA), pumping 18-20 mL of leachate from the holding tank each hour (24 times a day) for a total purge rate of 0.45 L day<sup>-1</sup>. For each purging methods, respectively 12 and 3 measurements of PCO<sub>2</sub> and PB were performed. For the rest of the experiments, both BTFs were operated using continuous purge.

**Table 6.2 : Summary of the operational parameters tested in biotrickling filters BK1 and BK2**

Biofilter	Packing media	Recirculation flow rates tested (L min <sup>-1</sup> )	Carbon loads tested (gC m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup> )	Nitrogen loads tested (gN m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup> )	Purging method	Duration of the experiment (days)
BK1	Ceramic beads	0	137	60	Continuous purge	27
		0	275	120	Continuous purge	12
		0	550	240	Continuous purge	21
		0.5	137	60	Continuous purge	24
		0.5	275	120	Continuous purge	22
		0.5	550	240	Continuous purge	18
		1	137	60	Continuous purge	15
		1.5	137	60	Continuous purge	12
BK2	Polypropylene spheres	0	137	60	Continuous purge	24
		0	275	120	Continuous purge	12
		0	550	240	Continuous purge	15
		0.5	137	60	Continuous purge	22
		1	137	60	Continuous purge	22
		1.5	137	60	Continuous purge	12
		0.8	137	60	No purge	95
		0.8	137	60	Discontinuous purge	55
		0.8	137	60	Continuous purge	50

#### 6.4.2 Synthetic manure feed

The synthetic manure used in this study had a constant carbon-nitrogen ratio of 2.4:1 throughout the experiments. For the basic recipe, the carbon loading rate of the biofilter was 137 g C m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> for an equivalent BOD<sub>5</sub> load of 144 g O<sub>2</sub> m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> [Aubry, 2008; Metcalf et Eddy, 2003; Kennes *et al.*, 2009]. The detailed recipe is shown in Table 6.3. The BTFs were fed continuously with synthetic manure at a flow rate of 0.45 L day<sup>-1</sup> by using a peristaltic pump (Masterflex, Cole-Parmer, USA).

**Table 6.3 : Synthetic manure recipe used**

<b>Chemical compound</b>	<b>Chemical formula</b>	<b>[ Compound ] g L<sup>-1</sup> manure</b>
Sodium propionate	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> CO <sub>2</sub> Na	2
Sodium acetate	C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Na	2
Lactic acid	C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> O <sub>3</sub>	3.3
Butyric acid	C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O <sub>2</sub>	0.07
Ethanol	C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> O	1.7
Ammonium bicarbonate	NH <sub>4</sub> HCO <sub>3</sub>	13
Potassium phosphate	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	3.66
Potassium sulfate	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4.15

For the second phase of the study, BK1 and BK2 were first fed at four different recirculation flow rates: 0, 0.5, 1 and 1.5 L min<sup>-1</sup> under a carbon load of 137 g C m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup>. Then, three different carbon loads (137, 275 and 550 g C m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>) and nitrogen loads (60, 120 and 240 g N m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>) were tested in the BTFs by concentrating the basic recipe two or three times. Carbon inlet loads to the whole system were kept constants by means of adjusting the flow rate and the concentration of the synthetic manure. The three different loads were tested at recirculation flow rates of 0 and 0.5 L min<sup>-1</sup> with BK1 and at 0 L min<sup>-1</sup> with BK2. The duration of each experiment varied from 12 to 27 days depending of the length before stabilization of the BTF after changing one parameter. For both BTFs, for each parameter tested, 4 to 8 measurements of PCO<sub>2</sub> were performed and 2 samples, taken on different days (2 replicates for each sample), were analyzed to determine NH<sub>4</sub><sup>+</sup> conversion and distribution of nitrogen species in the leachate.

For the third phase of the study, carbon elimination was tested in BK1 with no recirculation and at a carbon load of 550 g C m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>. The duration of the experiment was 21 days and 2 samples, taken on different days (2 replicates for each sample), were analyzed to determine carbon elimination.

### 6.4.3 Performance and characterization of the biofilters

Biofilter performance was analyzed in terms of biomass production rate (PB),  $\text{NH}_4^+$  conversion (X) and carbon dioxide production rate ( $\text{PCO}_2$ ). The variables are defined as follows:

$$PB = \frac{\left( \frac{\Delta \text{ Dry Biomass}}{\Delta \text{ Number of Days}} \right)}{V} \quad (6.3)$$

$$X = \frac{C_i - C_o}{C_i} \times 100 \quad (6.4)$$

$$PCO_2 = \frac{Q(CO_{2o} - CO_{2i})}{V} \quad (6.5)$$

PB and  $\text{PCO}_2$  have units of  $\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$  while X is expressed as a percentage. Q is the air flow rate ( $\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$ ), V is the empty bed volume ( $\text{m}^3$ ), C is the concentration of  $\text{NH}_4^+$  ( $\text{g m}^{-3}$ ),  $\text{CO}_2$  is the carbon dioxide concentration and subscripts i and o indicate respectively inlet and outlet. The concentrations of  $\text{CO}_2$  were measured with a  $\text{CO}_2$  analyzer (Ultramat 22P, Siemens AG, Germany). The  $\Delta$  dry biomass is the biomass accumulation in the biofilters and was calculated according to a method reported by Avalos Ramirez et al. [Avalos Ramirez *et al.*, 2008].

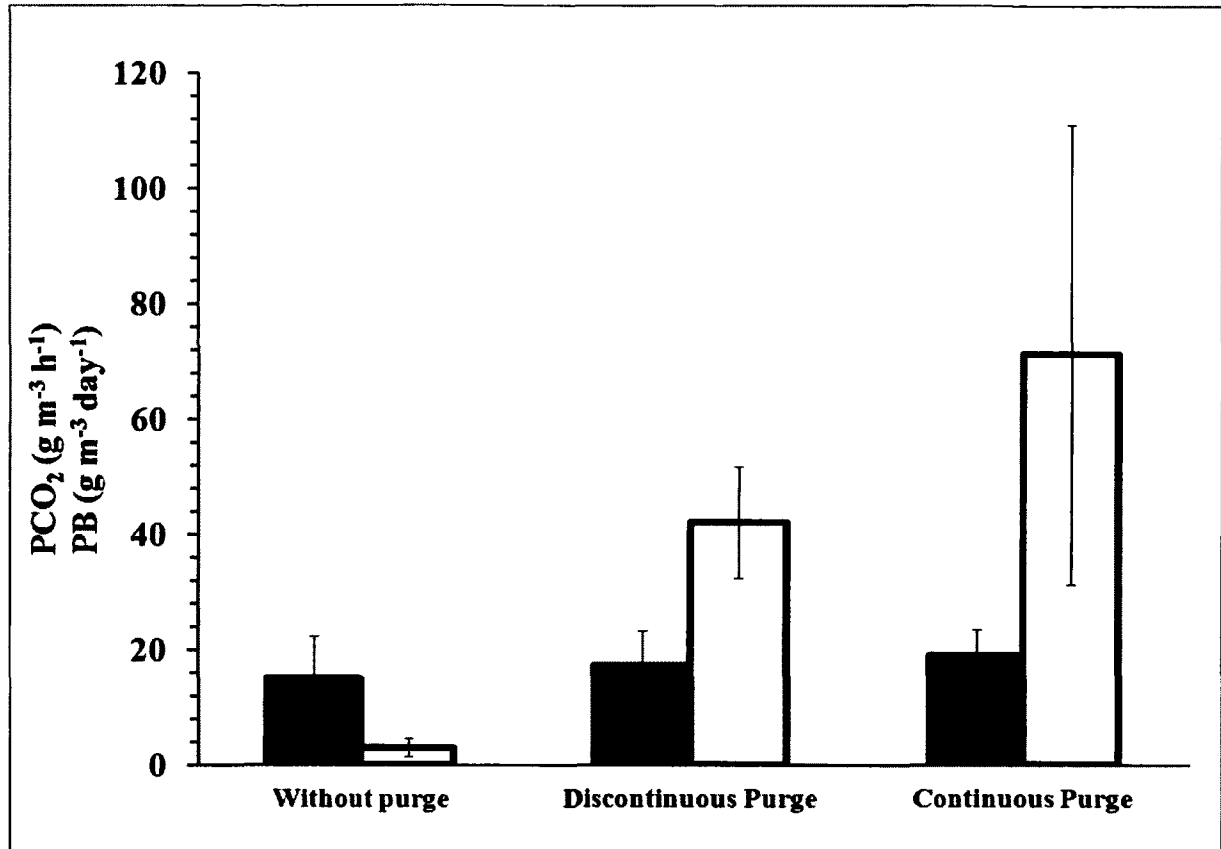
Global mass balances were made on the process using the feed of synthetic manure and the leachate purge. The concentrations of  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  and  $\text{NO}_3^-$  in the leachate purge or in the synthetic manure feed were determined with an ion-exchange chromatography system (ICS-1000, Dionex Corporation, USA). Total organic carbon (TOC) in liquid was measured with a total carbon analyzer (TOC- $V_E$ , Shimadzu Corporation, Japan).

Liquid samples taken for analysis were collected at the outlet, filtered and acidified with sulphuric acid to a pH lower than 2 in order to conserve them during a maximum period of 28 days at  $4^\circ\text{C}$  in plastic Falcon tubes [Water Analysis Section of Alberta, 1977].

## 6.5 Results and discussion

### 6.5.1 Effect of purging method on CO<sub>2</sub> and biomass production rates

Figure 6.2 shows the effect of the purging method on biomass production (PB) and CO<sub>2</sub> production (PCO<sub>2</sub>) for the biofilter packed with polypropylene spheres. The experiment was carried out at an inlet carbon load of 137 g C m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup>, an inlet nitrogen load of 60 g N m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> and a recirculation flow rate of 0.8 L min<sup>-1</sup>. Each value of PB and PCO<sub>2</sub> presented in Figure 2 is the average data over 7 weeks of operation. Figure 2 shows that the method of purging the leachate affected the PB drastically. The PB was 3.0±1.5 g m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> without purge, 42.1±9.6 g m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> with discontinuous purge and 71.3±39.9 g m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> with continuous purge and PCO<sub>2</sub> was respectively 15.1±7.3, 17.2±6.2 and 19.1±4.4 g m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup> for the same conditions. Both PB and PCO<sub>2</sub> presented the highest values when leachate was continuously purged. Chou and Wang [Chou et Wang, 2007] observed that in a BTF treating ammonia (NH<sub>3</sub>), a fraction of the leachate must be purged and replaced by the same volume of liquid every day to avoid the accumulation of metabolites in the system, such as NO<sub>2</sub><sup>-</sup> and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Without purge, these toxic metabolites accumulated in the recirculated leachate and decreased the biomass growth.



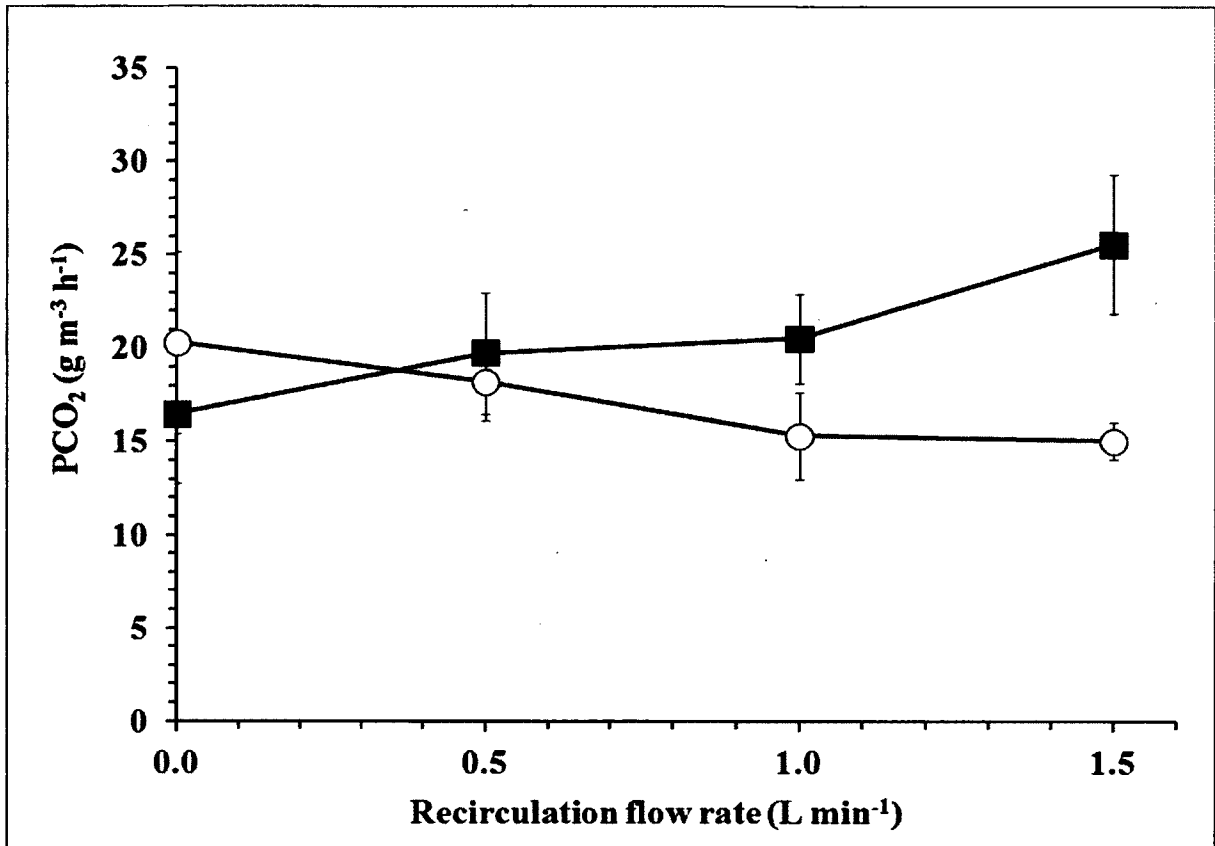
**Figure 6.2 : Effect of purging method on CO<sub>2</sub> production rate (■ PCO<sub>2</sub>) and biomass production rate (□ PB). The BTF was packed with polypropylene spheres and operated under an inlet carbon load of 137 g C m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup>, an inlet nitrogen load of 60 g N m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> and a recirculation flow rate of 0.8 L min<sup>-1</sup>**

The high variations of PB show that the biomass can detach easily from the polypropylene surface, but this did not affect the microbial activity because PCO<sub>2</sub> was stable and according to Yang et al. [Yang *et al.*, 2010] the biomass that detached is mainly the inactive fraction. Since PB and PCO<sub>2</sub>, when using the continuous purge, were respectively 70% and 11% higher than the levels obtained with a discontinuous purge, the continuous purge was selected to carry out the rest of the experiments.

### 6.5.2 Effect of flow rate on PCO<sub>2</sub>

Figure 6.3 shows the effect of the recirculation flow rate and the packing material on PCO<sub>2</sub>. For the polypropylene spheres, the PCO<sub>2</sub> increased with the recirculation flow rate from

16.5±3.7 to 25.6±3.7 g m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup> in the range of recirculation flow rate from 0 to 1.5 L min<sup>-1</sup>. Whereas, for the ceramic beads, the PCO<sub>2</sub> decreased from 20.3±4.8 g to 15.0±1.0 g m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>. PCO<sub>2</sub> was also determined in the 3 stages of each BTF as shown in Figure 1. For both packing materials, PCO<sub>2</sub> increased with the recirculation flow rate in stages 2 and 3, middle and bottom of the BTF respectively (data not shown). However, total PCO<sub>2</sub> (comprising the 3 stages) increased for the polypropylene spheres and decreased for the ceramic beads. This means that the stage 1 (top) of the BTF packed with ceramic beads presented lower microbial activity. Visual observations showed that biomass growth increased in both BTFs when the recirculation flow rate increased. In the BTF packed with ceramic beads, the biomass accumulation clogged the media, particularly in stage 1, producing channelization of gas and liquid and eventually the total clogging of stage 1. This could be the reason of the low microbial activity in this stage. Consequently, frequent washings of the BTF (every 2 or 3 days) were necessary. The differences observed between these two packing materials can be explained by the different void space, 90% for the polypropylene spheres and 40 % for the ceramic beads. The polypropylene spheres provided greater space for the biofilm growth and the biomass accumulated did not easily clog up the support media as it was the case for stage 1 of the BTF packed with ceramic beads (data not shown).



**Figure 6.3 : Effect of recirculation flow rate on CO<sub>2</sub> production rate. The BTFs were operated under an inlet carbon load of 137 g C m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> and an inlet nitrogen load of 60 g N m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup>. The BTFs were packed with (■) polypropylene spheres and (○) ceramic beads**

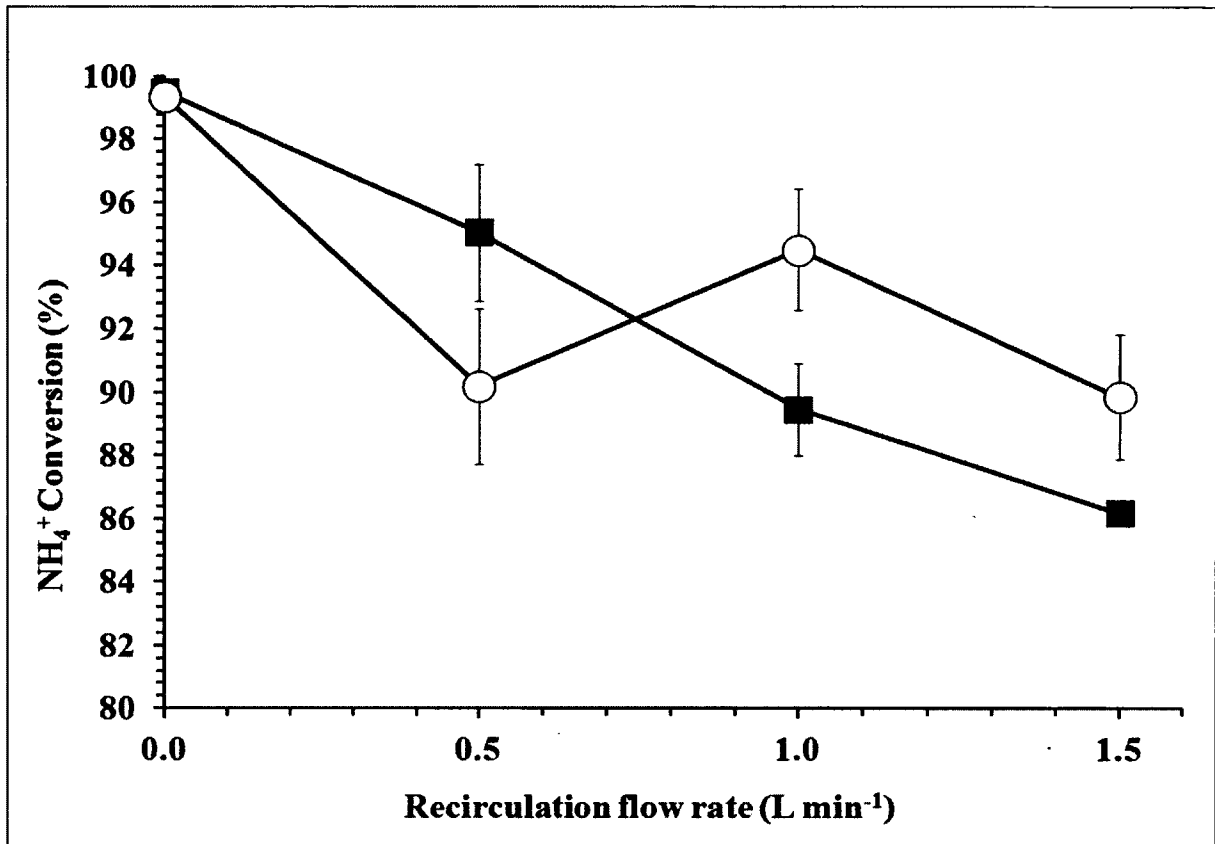
The literature showed that the concentration of the biomass at the surface of the bed was much higher in biofilters packed with synthetic media [Wang *et al.*, 1996]. Verma *et al.* [Verma *et al.*, 2006] showed that high void fraction packing material is necessary in wastewater biofiltration and Govind [Govind, 2009] affirmed that one of the desired features of a good support media to remove contaminants is a void fraction of more than 80% as the polypropylene spheres used in this study.

### **6.5.3 Effect of flow rate on NH<sub>4</sub><sup>+</sup> conversion**

Figure 6.4 shows the effect of recirculation flow rate on NH<sub>4</sub><sup>+</sup> conversion. A similar trend for both packing materials was observed: increasing the recirculation flow rate decreased the



$\text{NH}_4^+$  conversion. Both packing materials presented a  $\text{NH}_4^+$  conversion near 100% with no recirculation of leachate. For the polypropylene spheres, when the recirculation flow rate increased from 0 to  $1.5 \text{ L min}^{-1}$ , the  $\text{NH}_4^+$  conversion decreased from 99% to 86%, whereas for the ceramic beads the  $\text{NH}_4^+$  conversion decreased from 99% to 89%.



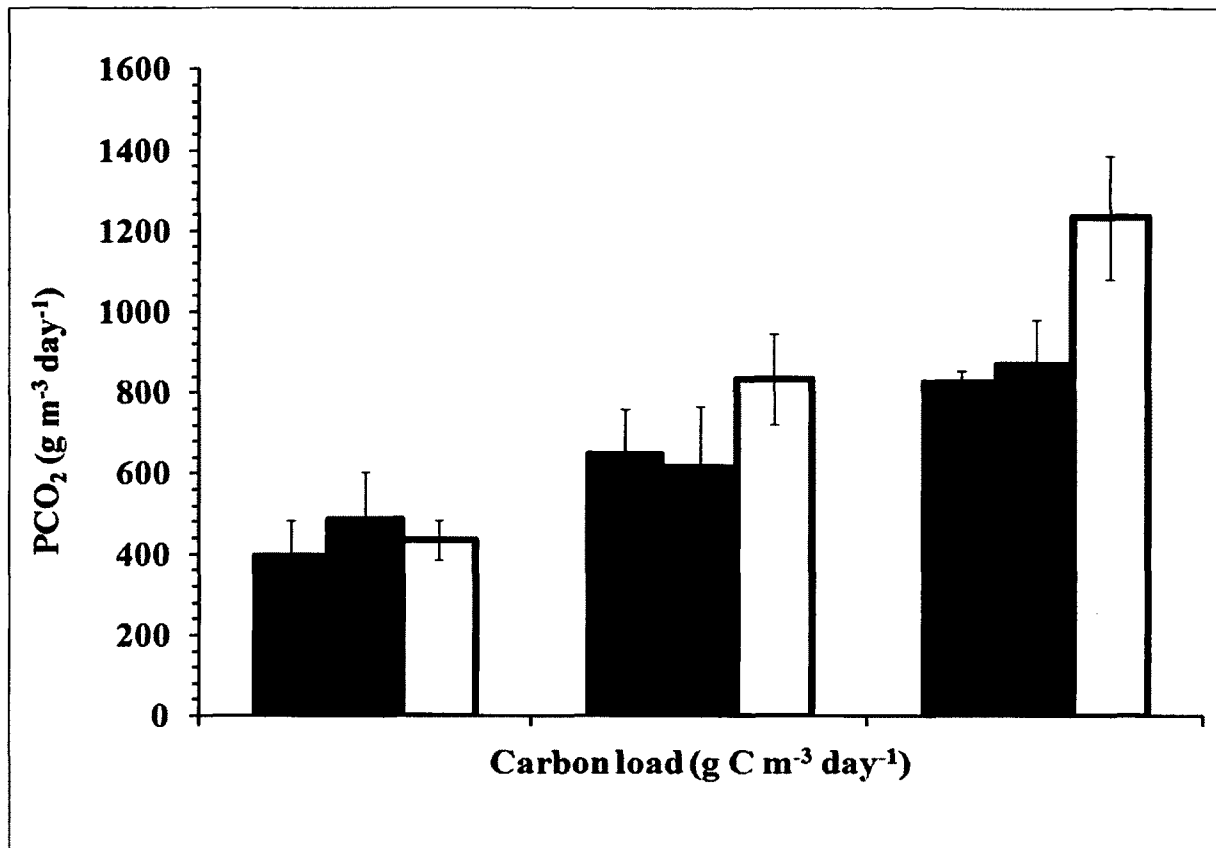
**Figure 6.4 : Effect of recirculation flow rate on  $\text{NH}_4^+$  conversion. The BTFs were operated under an inlet carbon load of  $137 \text{ g C m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  and an inlet nitrogen load of  $60 \text{ g N m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ . The BTFs were packed with (■) polypropylene spheres and (○) ceramic beads**

Lee et al. [Lee *et al.*, 2010] tested gaseous ethylene ( $\text{C}_2\text{H}_4$ ) removal in biotrickling filters packed with perlite and glass beads. The main conclusion was that  $\text{C}_2\text{H}_4$  removal efficiency was higher at low trickling flow rates ( $0.1 - 0.2 \text{ L min}^{-1}$ ) because this operating condition provides greater contact of the biofilm with the pollutant and therefore greater mass transfer. On the contrary, some studies have shown that increasing the recirculation flow rate

significantly improve water soluble contaminants (such as ammonia and ethylene) removal in biotrickling filters [Yang *et al.*, 2010; Lee *et al.*, 2010]. In the present study, since  $\text{NH}_4^+$  is transformed to  $\text{NO}_3^-$  consuming  $\text{O}_2$ , the absorption and diffusion of  $\text{O}_2$  in the biofilm is determinant [Avalos Ramirez *et al.*, 2008].  $\text{O}_2$  is low water soluble and the presence of a liquid layer over the biofilm acts as a barrier to the mass transfer of gases. The trends observed in Figure 6.4 suggest that the barrier to  $\text{O}_2$  intake by the biofilm increased with the recirculation flow rate.

#### **6.5.4 Effect of carbon load on $\text{PCO}_2$**

Figure 6.5 shows the effect of carbon load ( $C_{\text{load}}$ ) on  $\text{PCO}_2$ . For both packing materials operated under a recirculation rate of 0 and  $0.6 \text{ L min}^{-1}$ , the  $\text{PCO}_2$  was around  $440 \text{ g m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  at a  $C_{\text{load}}$  of  $137 \text{ g C m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ . However, for higher  $C_{\text{load}}$ ,  $\text{PCO}_2$  of the BTF packed with ceramic beads and at a recirculation rate of  $0.6 \text{ L min}^{-1}$  increased more than both ceramic and polypropylene without recirculation. When leachate was not recirculated, both BTFs presented similar  $\text{PCO}_2$  (around  $635 \text{ g m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ ) at higher  $C_{\text{loads}}$ . Sharvelle *et al.* [Sharvelle *et al.*, 2008] showed that increasing hydraulic loading improves wetting efficiency and liquid-biofilm interactions. Therefore the organic matter is more available causing that it is up-taken and biodegraded at higher rates, which is observed as an increase of  $\text{PCO}_2$ .

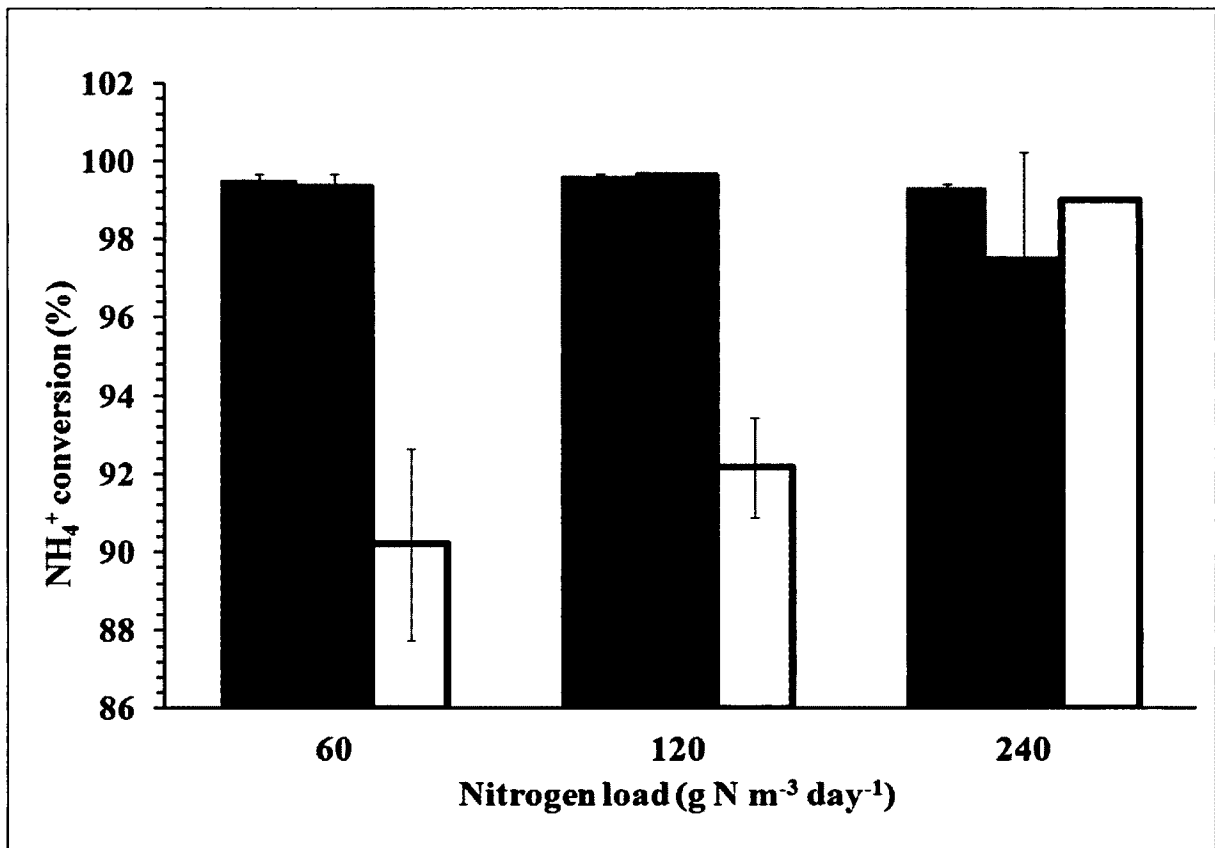


**Figure 6.5 : Effect of carbon load on CO<sub>2</sub> production rate for the BTBs operated under (■) no recirculation with polypropylene spheres, (■) no recirculation with ceramic beads and (□) recirculation of 0.5 L min<sup>-1</sup> with ceramic beads**

The NH<sub>4</sub><sup>+</sup> load also increased with C<sub>load</sub> when the concentration of manure recipe was doubled or quadrupled. For nitrifying autotrophic bacteria, cellular propagation is dependant of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and O<sub>2</sub> availability in the environment. The bacteria growth rate is a function of C and NH<sub>4</sub><sup>+</sup> concentrations and an increase of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> load induces more colonisation of the packing media and consequently increases the CO<sub>2</sub> production [Metcalf et Eddy, 2003; Rocher *et al.*, 2008]. In wastewater treatment, Rocher et al. [Rocher *et al.*, 2008] showed that within a certain time of operation, biomass in the biofilter is in equilibrium with NH<sub>4</sub><sup>+</sup> elimination. This explains the linear relationship between the PCO<sub>2</sub> and the C<sub>load</sub> observed in the present study.

### 6.5.5 Effect of nitrogen load on $\text{NH}_4^+$ conversion

Figure 6.6 shows the effect of nitrogen load on  $\text{NH}_4^+$  conversion. For both packing materials tested with no recirculation, the  $\text{NH}_4^+$  conversion ranged between 97% and 100%. On the other hand, for the BTF packed with ceramic beads at a recirculation flow rate of  $0.6 \text{ L min}^{-1}$ , the  $\text{NH}_4^+$  conversion increased with nitrogen loads, going from 90% to 99% for nitrogen loads of 60 and  $240 \text{ g N m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ , respectively.



**Figure 6.6 : Effect of nitrogen load on  $\text{NH}_4^+$  conversion for the BTFs operated under (■) no recirculation with polypropylene spheres, (■) no recirculation with ceramic beads, and (□) a recirculation flow rate of  $0.5 \text{ L min}^{-1}$  with ceramic beads**

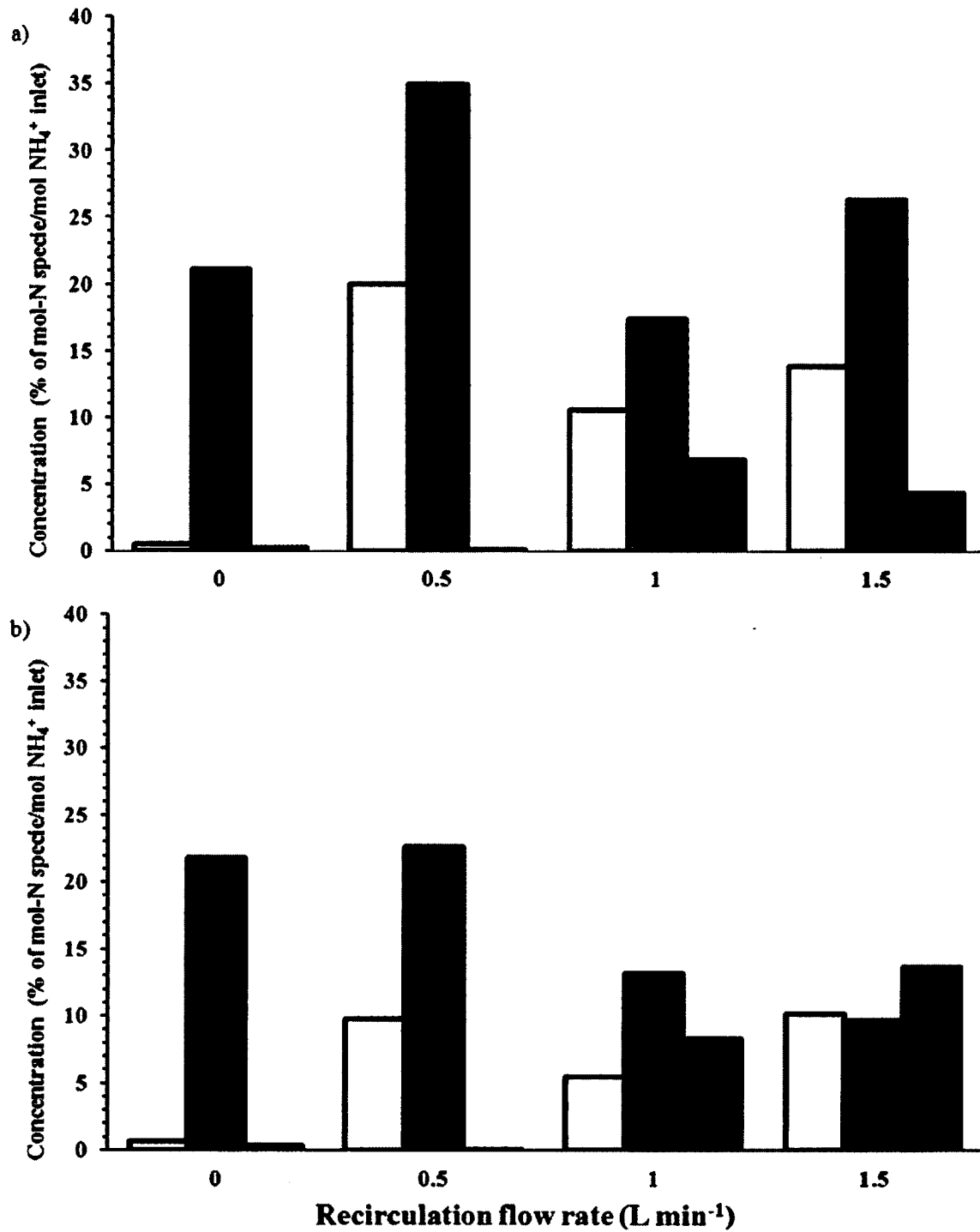
The use of higher nitrogen loads could induce the maximal development of the nitrifying capacities of the ceramic filter media and the  $\text{NH}_4^+$  removal was therefore higher as observed in other studies. Rocher et al. [Rocher *et al.*, 2008] analyzed different industrial installations of

wastewater treatment and observed that increasing nitrogen loads from 500 to 1000 gN m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> on a BTF with recirculation caused the NH<sub>4</sub><sup>+</sup> elimination to increase from 80% to 100%. It was also shown that nitrification efficiencies can be superior to 90% with NH<sub>4</sub><sup>+</sup> loads reaching 1200 gN m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup>. In comparison, Dubé et al. [Dubé *et al.*, 2005] achieved TKN elimination performance of 75% with TKN loads of 2000 to 3800 ppm operating traditional biofilters packed with organic media when treating manure at nitrogen loads similar to those tested in the present study.

### **6.5.6 Distribution of nitrogen species in the leachate**

#### **Effect of recirculation flow rate**

Figure 6.7 shows the effect of recirculation flow rate on nitrogen mass balance in the leachate. Nitrogen species are showed in terms of leachate content (percentage mole/mole) of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> on inlet manure content of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. For both packing materials, without recirculation, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> was present at a concentration around 22% (mole/mole) while NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and NO<sub>2</sub><sup>-</sup> presented a concentration near of 0% (mole/mole). When there was no recirculation of the leachate, the nitrification process was nearly complete because NH<sub>4</sub><sup>+</sup> was not detected and the presence of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> at high concentrations in the leachate confirms this hypothesis.

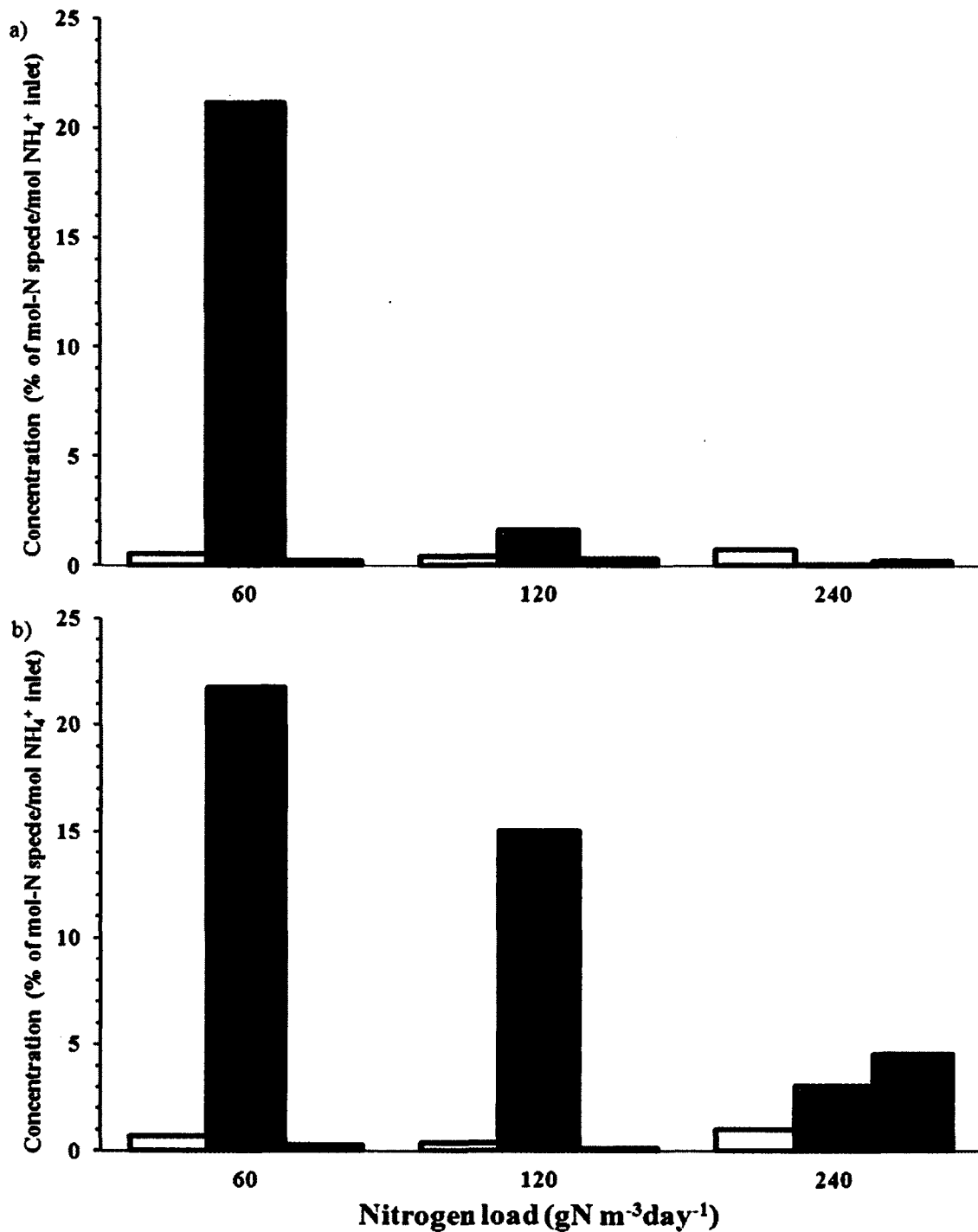


**Figure 6.7 : Effect of recirculation flow rate of leachate on nitrogen mass balance distribution (Concentration (% of mol N-specie/mol NH<sub>4</sub><sup>+</sup> inlet)) in the leachate at a fixed nitrogen load of 60 g N m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> for the BTFs packed with a) Polypropylene spheres and b) Ceramic beads. The nitrogen species were (□) NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, (■) NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, and (■) NO<sub>3</sub><sup>-</sup>**

In this study, BTFs operated with no recirculation developed malodorous biofilm that presented color change from yellowish to black indicating the formation of anaerobic zones [Sakuma *et al.*, 2008]. Denitrification is an anoxic process where denitrifying bacteria use oxygen from the  $\text{NO}_3^-$  (coming from nitrification) to perform cellular respiration [Aubry, 2008]. This, as well as the absence of  $\text{NO}_2^-$  in the leachate, led to hypothesis that denitrification may have occurred when there was no recirculation of the leachate. At recirculation rates of 1 and 1.5  $\text{L min}^{-1}$ ,  $\text{NO}_2^-$  was present in leachate. This may suggest an incomplete nitrification according to Equation 3.1 if the biofilm was completely aerobic. However, in the case of the present study, the presence of anaerobic regions in the bed led to hypothesize that the nitrogen pathway was in the step of incomplete denitrification as shown in Equation 6.2.

#### **Effect of nitrogen load**

Figure 6.8 shows the effect of nitrogen load on nitrogen mass balance in the leachate when there was no recirculation of leachate. For both packing materials, it shows that  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  and  $\text{NH}_4^+$  concentrations in the leachate for the different nitrogen loads presented similar levels for both packing materials at 60 and 240  $\text{g N m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ . For both BTFs, at 60  $\text{g N m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ , a small level or no denitrification occurred since  $\text{NO}_3^-$  was present in the leachate at a concentration superior to 20% (mole/mole). However, when BTFs were operated at a nitrogen load of 240  $\text{g N m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ , the levels of  $\text{NO}_3^-$  or  $\text{NO}_2^-$  in the leachate were nearly 0. This suggests that denitrification probably occurred at higher nitrogen loads. Rocher *et al.* [Rocher *et al.*, 2008] showed that nitrogen loads up to 800-1000  $\text{g N m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  did not affect significantly nitrification performances in biotrickling filtration. As mentioned above, the increase of nitrogen load can induce the growth of specialized microorganisms.



**Figure 6.8 : Effect of nitrogen load on nitrogen mass balance distribution (Concentration (% of mol N-specie/mol NH<sub>4</sub><sup>+</sup> inlet)) in the leachate with no recirculation for the BTFs packed with a) Polypropylene spheres and b) Ceramic beads. The nitrogen species were (□) NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, (▨) NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, and (■) NO<sub>3</sub><sup>-</sup>**



### 6.5.7 Overall carbon and nitrogen eliminations

Carbon elimination was studied in the BTF packed with ceramic beads at a recirculation flow rate of  $0.6 \text{ L min}^{-1}$  and a carbon load of  $550 \text{ g C m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  (equivalent to 23 360 ppm BOD and 22 250 ppm C). Table 6.4 shows that more than 99% of inlet carbon and 91% of inlet nitrogen were removed, with mean carbon concentration of 67 ppm and mean nitrogen concentration ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  and  $\text{NH}_4^+$  forms) of 757 ppm at the outlet of the BTF. As a comparison, Youcai et al. [Youcai *et al.*, 2002] tested BOD and  $\text{NH}_4^+$  elimination in a biofilter packed with landfill's aged-refuse. They obtained 87% to 98% carbon elimination at inlet concentrations of 540-1500 ppm BOD (equivalent to 515-1430 ppm C) and 20% to 30% total nitrogen elimination at inlet concentrations of 500-800 ppm  $\text{NH}_4^+$ . This shows that in the present study, the BTF packed with ceramic beads had very high removal efficiencies of nitrogen and carbon. This phase of the study was performed at the end of all experiments mentioned before. This means that the last experiment was performed after that the BTF packed with ceramic beads had treated for more than 1 year the synthetic manure. This confirms the hypothesis that high efficiency microbial community can be developed to treat high loads of manure.

**Table 6.4 : Overall carbon and nitrogen eliminations when the BTF was packed with ceramic beads and was operated under an inlet carbon load of  $560 \text{ g C m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  and an inlet nitrogen load of  $240 \text{ g N m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  with a recirculation flow of  $0.6 \text{ L min}^{-1}$**

Carbon			Nitrogen		
Inlet ppm	Leachate ppm	Removal efficiency %	Inlet ( $\text{NH}_4^+$ ) ppm	Leachate ( $\text{NH}_4^+$ , $\text{NO}_2^-$ and $\text{NO}_3^-$ ) ppm	Removal efficiency %
22240	67	99.7	8778	757	91.4

## 6.6 Conclusion

Nitrogen elimination was studied in two biotrickling filters (BTFs) packed with ceramic beads and polypropylene spheres. It was determined that continuous purge of leachate was necessary to improve development of biomass on the media. Increasing leachate recirculation increased  $\text{CO}_2$  production for the BTF packed with polypropylene spheres and decreased  $\text{CO}_2$  production for the BTF packed with ceramic beads. For both packing materials, when

increasing carbon and nitrogen loads in manure, the CO<sub>2</sub> production increased without recirculating the leachate and the nitrogen removal was in the range from 97 to 99% of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> feed. The increase of the recirculation flow rates of the leachate decreased the NH<sub>4</sub><sup>+</sup> elimination and promoted the production of NO<sub>2</sub><sup>-</sup> in the leachate. Ceramic beads and polypropylene spheres are good packing materials for removing carbon and nitrogen-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> with removal efficiencies of more than 99% for both pollutants without recirculating the leachate for nitrogen loads up to 240 g N m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> and 550 g C m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup>. However, with recirculation of the leachate, ceramic beads packing presented clogging due to biomass accumulation particularly in the first stage. Ceramic beads packing's low void fraction compared to the polypropylene spheres packing make it an inappropriate media for biotrickling filtration with recirculation of the leachate.

## **6.7 Acknowledgements**

Michèle Heitz would like to express her sincere thanks to the Natural Science and Engineering Research Council of Canada (NSERC-Strategic and Discovery Grants) for the financial support of this project.

## **CHAPITRE 7                      CONCLUSION GÉNÉRALE**

Les retombées de ces recherches et du projet global mené par le groupe de recherche BIOCOM sont majeures. En effet, trouver un moyen simple, efficace techniquement et économiquement avantageux de traiter les effluents liquides et gazeux des fermes de production d'animaux d'élevage est une préoccupation d'actualité. Le pilote implanté sur une ferme doit pouvoir être opérationnel de façon autonome et ne doit pas nécessiter l'assistance régulière d'un technicien. La mise en place doit se faire facilement et la rentabilité est un facteur important. En effet, les coûts d'installation d'un tel système ainsi que les coûts d'entretien doivent être inférieurs aux coûts projetés pour le déplacement des quantités de lisier superflues. Cela doit être profitable pour les producteurs. La mise au point technique et l'optimisation de ce procédé représentent donc des étapes cruciales au projet. La diminution de la charge polluante du lisier de porc est non seulement profitable pour l'environnement mais il est espéré qu'elle le sera pour l'économie également.

# LISTE DES RÉFÉRENCES

- AAC (1998). *Stratégie de recherche sur la gestion du lisier de porc au Canada*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, 37 p.
- Abeysinghe, D. H., Shanableh, A. et Rigden, B. (1996). Biofilters for water reuse in aquaculture. Dans *Part 8, June 23, 1996 - June 28*. Proceedings of the 18th Biennial Conference of the International Association on Water Quality, volume 34. Elsevier Science Ltd, Singapore, Singapore, p. 253-260.
- Agarwal, G. K. et Ghoshal, A. K. (2008). Packed bed dynamics during microbial treatment of wastewater: Modelling and simulation. *Bioresource technology*, volume 99, numéro 9, p. 3765-3773.
- ASAE (2003). *Manure production and characteristics*. American Society of Agricultural Engineers, 4 p.
- Aubry, G. (2008). *Étude du comportement de l'azote dans un biofiltre à lit ruisselant traitant du lisier de porc*. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, 388 p.
- Avalos Ramirez, A., Bénard, S., Giroir-Fendler, A., Jone, J. P. et Heitz, M. (2008). Treatment of methanol vapours in biofilters packed with inert materials. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, volume 83, numéro 9, p. 1288-1297.
- Avalos Ramirez, A., Jones, J. P. et Heitz, M. (2007). Biotrickling filtration of air contaminated with ethanol. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, volume 82, numéro 2, p. 149-157.
- BAPE (2003). *Bureau d'audiences publiques sur l'environnement - L'inscription de la production porcine dans le développement durable*. Province de Québec, Québec, - p.

- Baril, P. (2002). *Impacts de la production porcine sur le milieu naturel*. Environnement Québec, - p.
- Beaulieu, M. S. (2004). Manure management in Canada. *Farm Environmental Management in Canada*, volume 1, numéro 2, p. 1-52.
- Bernier, B. (2001). *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique*. MDDEP, Québec, 188 p.
- Bio-Terre Systems (2007). *Traitement anaérobie à basse température du lisier de porc et valorisation énergétique du biogaz* Canada, 2 p.
- Canler, J. -, Perret, J. -, Lengrand, F. et Iwema, A. (2003). Nitrification in biofilters under variable load and low temperature. Dans , volume 47. IWA Publishing, p. 129-136.
- Canziani, R., Vismara, R., Basilico, D. et Zinni, L. (1999). Nitrogen removal in fixed-bed submerged biofilters without backwashing. Dans *Proceedings of the 1998 6th International Conference on Advanced Wastewater Treatment, Recycling and Reuse, September 14, 1998 - September 16*, volume 40. Elsevier Ltd, Milan, Italy, p. 145-152.
- CCP (2010). Conseil Canadien du Porc - Statistiques et revue des marchés. Dans <http://www.cpc-ccp.com> (page consultée le 6 juin 2012).
- Chantigny, M. et Côté, D. (2001). Du lisier de porc sur les sols de prairie...Pourquoi et comment? *Porc Québec*, p. 1-4.
- Charron, I. et Gouin, D. (2001). Une production porcine respectueuse de l'environnement : À quel coûts? *Porc Québec*, p. 1-4.
- Chou, M. et Wang, C. (2007). Treatment of ammonia in air stream by biotrickling filter. *Aerosol and Air Quality Research*, volume 7, numéro 1, p. 17-32.

- Cohen, Y. (2001). Biofiltration – the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review. *Bioresource technology*, volume 77, numéro 3, p. 257-274.
- Côté, C. (2005). *Impact des systèmes de traitement des lisiers sur la qualité microbiologique du sous-produit liquide*. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), Saint-Hyacinthe, 89 p.
- Courtemanche, M. (1996). *Traitement des eaux usées d'une usine de pâtes et papiers par le procédé de biofiltration ACTICONTRACT<sup>R</sup>*. Mémoire ès science appliquée, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 126 p.
- Dincer, A. R. et Kargi, F. (2000). Effects of operating parameters on performances of nitrification and denitrification processes. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, volume 23, numéro 1, p. 75-80.
- Dubé, R., Bernard, Y., Bellemare, G. et Buelna, G. (2005). Adaptation et démonstration du procédé BIOSOR<sup>md</sup>-Lisier dans une ferme porcine de type finisseur. *Vecteur Environnement*, volume 38, numéro 4, p. 20-25.
- Dumont, E., Andres, Y., Le Cloirec, P. et Gaudin, F. (2008). Evaluation of a new packing material for H<sub>2</sub>S removed by biofiltration. *Biochemical engineering journal*, volume 42, numéro 2, p. 120-127.
- Eding, E. H., Kamstra, A., Verreth, J. A. J., Huisman, E. A. et Klapwijk, A. (2006). Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. *Aquacultural Engineering*, volume 34, numéro 3, p. 234-260.
- Environnement Canada (2003). *Historique de la réglementation*. Environnement Canada, Ottawa, 14 p.
- Falkentoft, C. M., Harremoës, P., Mosbaek, H. et Wildere, P. (2000). Combined denitrification and phosphorus removal in a biofilter. *Water Science and Technology*, volume 41, numéro 4, p. 493-501.

- Fdz-Polanco, F., Mendez, E., Uruena, M. A., Villaverde, S. et Garcia, P. A. (2000). Spatial distribution of heterotrophs and nitrifiers in a submerged biofilter for nitrification. *Water research*, volume 34, numéro 16, p. 4081-4089.
- FPPQ (2001). *Rapport d'évaluation des technologies de gestion et de traitement du lisier de porc*. Fédération des producteurs de porc du Québec, Longueuil, 78 p.
- Garzon-Zuniga, M. A., Lessard, P. et Buelna, G. (2003). Determination of the hydraulic residence time in a trickling biofilter filled with organic matter. *Environmental technology*, volume 24, numéro 5, p. 605-614.
- Ghaniyari-Benis, S., Borja, R., Bagheri, M., Ali Monemian, S., Goodarzi, V. et Tooyserkani, Z. (2010). Effect of adding nitrate on the performance of a multistage biofilter used for anaerobic treatment of high-strength wastewater. *Chemical Engineering Journal*, volume 156, numéro 2, p. 250-256.
- Gilbert, Y., Le Bihan, Y., Buelna, G. et Lessard, P. (2005). Application of respirometry to monitoring the biomass activity of a biofilter on an organic bed used to treat pig manure. *Water Quality Research Journal of Canada*, volume 40, numéro 2, p. 155-163.
- Gilbert, Y., Le Bihan, Y., Aubry, G., Veillette, M., Duchaine, C. et Lessard, P. (2008). Microbiological and molecular characterization of denitrification in biofilters treating pig manure. *Bioresource technology*, volume 99, numéro 10, p. 4495-4502.
- Gilbert, Y., Lessard, P., Le Bihan, Y., Aubry, G., Duchaine, C. et Veillette, M. (2007). Nitrification monitoring in a biofilter treating pig manure. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, volume 82, numéro 10, p. 905-912.
- Girard, M., Nikiema, J., Brzezinski, R., Buelna, G. et Heitz, M. (2009). A review of the environmental pollution originating from the piggery industry and of the available mitigation technologies: Towards the simultaneous biofiltration of swine slurry and methane. *Canadian Journal of Civil Engineering*, volume 36, numéro 12, p. 1946-1957.

- Goldstein, N. (2005). Technology evaluations : Advances in swine manure management. *Biocycle*, volume 46, numéro 10, p. 34-37.
- Govind, R. (2009). *Biofiltration : An innovative technology for the future*. University of Cincinnati, 18 p.
- Gracian, C. (2000). *Phosphore et lisier de porc : Solutions et gestion des boues*. *Techni-Porc*, volume 23, numéro 3, p. 7-16.
- Grady, C. P. L. (2001). *Biological wastewater treatment*. Boca Raton : CRC Press, Londres, 991 p.
- GWA (Décembre 2004). Biofilters for freshwater crayfish purging systems. Dans The government of western Australia (GWA) - Department of fisheries, <http://www.fish.wa.gov.au/docs/aq/aq002/index.php?0404> (page consultée le 15 mai 2009).
- Hamoda, M. F. et Bin-Fahad, R. (2006). Upgrading secondary biological treatment of wastewater using anoxic/aerobic attached growth systems for effluent quality improvement. *International Journal of Environmental Technology and Management*, volume 6, numéro 5, p. 434-447.
- Hofmann, N. (2008). A geographical profile of livestock manure production in Canada (Statistics Canada). *EnviroStats*, volume 2, p. 12-16.
- Hozalski, R. M. et Bouwer, E. J. (2001). Non-steady state simulation of BOM removal in drinking water biofilters: Model development. *Water research*, volume 35, numéro 1, p. 198-210.
- Hwang, Y., Yoneyama, Y. et Noguchi, H. (2000). Denitrification characteristics of reject water in upflow biofiltration. *Process Biochemistry*, volume 35, numéro 10, p. 1241-1245.



- Jokela, J. P. Y., Kettunen, R. H., Sormunen, K. M. et Rintala, J. A. (2002). Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: Low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification. *Water research*, volume 36, numéro 16, p. 4079-4087.
- Juteau, P. (2003). *Traitement des lisiers et usage des antibiotiques dans l'industrie porcine*. Institut de recherche scientifique (INRS), Montréal, 12 p.
- Kennes, C., Rene, E. R. et Veiga, M. C. (2009). Bioprocesses for air pollution control. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, volume 84, numéro 10, p. 1419-1436.
- Kim, J. -, Hwang, Y. -, Kim, C. - et Bae, J. -. (2003). Nitrification and denitrification using a single biofilter packed with granular sulfur. *Water Science and Technology*, volume 47, numéro 11, p. 153-156.
- Lanoué, M. (1998). *Traitement du lisier de porc par procédé biofiltration aérobie*. Mémoire ès science appliquée, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 96 p.
- Lazarova, V. et Manem, J. (1995). Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Water research*, volume 29, numéro 10, p. 2227-2245.
- Le Bihan, Y. et Lessard, P. (2000). Monitoring biofilter clogging : Biochemical characteristics of the biomass. *Water research*, volume 34, numéro 17, p. 4284-4294.
- Lee, S., Li, C., Heber, A. J. et Zheng, C. (2010). Ethylene removal using biotrickling filters: Part I. Experimental description. *Chemical Engineering Journal*, volume 158, numéro 2, p. 79-88.
- Leenen, E. J. T. M., Dos Santos, V. A. P., Grolle, K. C. F., Tramper, J. et Wijffels, R. H. (1996). Characteristics of and selection criteria for support materials for cell immobilization in wastewater treatment. *Water research*, volume 30, numéro 12, p. 2985-2996.

- Lemoine, C., Payraudeau, M. et Meinhold, J. (2006). Aeration control for simultaneous nitrification-denitrification in a biological aerated filter using internal model approach. *Water Science and Technology*, volume 54, numéro 8, p. 129-136.
- Lübbecke, S., Vogelpohl, A. et Dewjanin, W. (1995). Wastewater treatment in a biological high-performance system with high biomass concentration. *Water Research*, volume 29, numéro 3, p. 793-802.
- Metcalf et Eddy (2003). *Wastewater Engineering : Treatment and Reuse*, 4e édition. McGraw-Hill, Boston, 1819 p.
- Meunier, N., Chartier, M., Mercier, G. et Blais, J. (2009). Solid/liquid separation of pig manure by biological flotation: Pilot-scale study. *Journal of Environmental Engineering*, volume 135, numéro 9, p. 869-875.
- Ouyang, C. F., Chiou, R. J. et Lin, C. T. (2000). Characteristics of nitrogen removal by the biofilter system. *Water Science and Technology*, volume 42, numéro 12, p. 137-147.
- Pak, D., Chang, W. et Hong, S. (2002). Use of natural zeolite to enhance nitrification in biofilter. *Environmental technology*, volume 23, numéro 7, p. 791-798.
- Paredes, D., Kusch, P., Mbwette, T. S. A., Stange, F., Muller, R. A. et Koser, H. (2007). New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment - A review. *Engineering in Life Sciences*, volume 7, numéro 1, p. 13-25.
- Payraudeau, M., Paffoni, C. et Gousailles, M. (2000). Tertiary nitrification in an up flow biofilter on floating media: Influence of temperature and COD load. Dans *Biofilms Systems IV, October 17, 1999 - October 20*, volume 41. IWA Publishing, New York, NY, USA, p. 21-27.
- Pearce, P. (2004). Trickling filters for upgrading low technology wastewater plants for nitrogen removal. *Water Science and Technology*, volume 49, numéro 11-12, p. 47-52.

- Pineau, M. et Lessard, P. (1994). Procédés de biofiltration et applications au Québec. *Science et Techniques de l'Eau*, volume 27, p. 13-16.
- Prairie Swine Centre (2004). *Gestion des fumiers/lisiers*. Environmental issues resource Centre, Saskatchewan, 18 p.
- Raby, K., Avalos Ramirez, A. et Heitz, M. (2012). Elimination of nitrogen present in swine manure using a high-efficiency biotrickling filter. *Environmental technology*, p. 1-12.
- Rocher, V., Paffoni, C., Goncalves, A., Azimi, S. et Gousailles, M. (2008). La biofiltration des eaux résiduaires urbaines : Retour d'expérience du SIAAP. *Revue des Sciences de l'Eau*, volume 21, numéro 4, p. 475-485.
- Sakuma, T., Jinsiriwanit, S., Hattori, T. et Deshusses, M. A. (2008). Removal of ammonia from contaminated air in a biotrickling filter - Denitrifying bioreactor combination system. *Water research*, volume 42, numéro 17, p. 4507-4513.
- Shanableh, A., Abeysinghe, D. et Hijazi, A. (1997). Effect of cycle duration on phosphorus and nitrogen transformations in biofilters. *Water research*, volume 31, numéro 1, p. 149-153.
- Sharvelle, S., McLamore, E. et Banks, M. K. (2008). Hydrodynamic characteristics in biotrickling filters as affected by packing material and hydraulic loading rate. *Journal of Environmental Engineering*, volume 134, numéro 5, p. 346-352.
- Statistique Canada (2006). Recensement de l'agriculture de 2006. Dans <http://www.statcan.gc.ca/ca-ra2006/summ-somm-fra.htm> (page consultée le 12 juin 2012).
- Sundararajan, A. et Ju, L. -. (1995). Biological oxygen transfer enhancement in wastewater treatment systems. *Water Environment Research*, volume 67, numéro 5, p. 848-854.
- Tsai, C. -. et Lin, S. -. (1999). Disinfection of hospital waste sludge using hypochlorite and chlorine dioxide. *Journal of applied microbiology*, volume 86, numéro 5, p. 827-833.

- UPA (2001). *Réalisations des producteurs et productrices agricoles en agroenvironnement*. Union des producteurs agricoles, 8 p.
- Vaillant, N., Monnet, F., Sallanon, H., Coudret, A. et Hitmi, A. (2003). Treatment of domestic wastewater by an hydroponic NFT system. *Chemosphere*, volume 50, numéro 1, p. 121-129.
- Verma, M., Brar, S. K., Blais, J. F., Tyagi, R. D. et Surampalli, R. Y. (2006). Aerobic biofiltration processes - Advances in wastewater treatment. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, volume 10, numéro 4, p. 264-276.
- Verret, B. (2010). *Portrait de l'industrie porcine*. Fédération des producteurs de porc du Québec, 15 p.
- Wang, Z., Govind, R. et Bishop, D. F. (1996). Review of biofiltration - Effect of media on biofilter performance. Dans *Proceedings of the 1996 Air & Waste Management Association's 89th Annual Meeting & Exhibition, June 23, 1996 - June 28*. Air & Waste Management Assoc, Nashville, TN, USA, p. 16.
- Water Analysis Section of Alberta (1977). *Methods manual for chemical analysis of water and wastes*. Pollution Control Laboratory, Edmonton, - p.
- Wu, J. J. et Masten, S. J. (2002). Oxidation kinetics of phenolic and indolic compounds by ozone: Applications to synthetic and real swine manure slurry. *Water research*, volume 36, numéro 6, p. 1513-1526.
- Yang, C., Chen, H., Zeng, G., Yu, G. et Luo, S. (2010). Biomass accumulation and control strategies in gas biofiltration. *Biotechnology Advances*, volume 28, numéro 4, p. 531-540.
- Youcai, Z., Hua, L., Jun, W. et Guowei, G. (2002). Treatment of leachate by aged-refuse-based biofilter. *Journal of Environmental Engineering*, volume 128, numéro 7, p. 662-668.

Yuan, Z. et Blackall, L. L. (2002). Sludge population optimisation: A new dimension for the control of biological wastewater treatment systems. *Water research*, volume 36, numéro 2, p. 482-490.

Zidane, F., Berrada, B., Lekhlif, B., Lounes, M. et Blais, J. (2006). Performances d'un biofiltre a garnissage plastique pour le traitement d'effluents fortement contaminés en phenol, cadmium et chrome; Performance of a biofilter with plastic packing to treat effluents highly contaminated with phenol, cadmium, and chromium. *Journal of Environmental Engineering and Science*, volume 5, numéro 4, p. 317-327.