

Un concept innovateur pour traiter l'air émis des bâtiments porcins réduisant l'impact environnemental et favorisant la cohabitation

Rapport final

Rapport présenté au :

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de
l'Alimentation du Québec
Programme de soutien à l'innovation en
agroalimentaire

Projet IRDA # : 200022
Projet PSIA # : 809152

Responsable scientifique :

Stéphane P. Lemay, ing., P.Eng., Ph.D.

Co-auteurs :

Matthieu Girard, ing. jr., Ph. D
Martin Belzile, ing., M. Sc.
Richard Hogue, Ph. D
Caroline Duchaine, Ph. D
Valérie Létourneau, Ph. D
Myra Martel, M. Sc.
Thomas Jeanne, B. Sc.
John Feddes, P.Eng., Ph. D.
Stéphane Godbout, ing., P.Eng., agr., Ph.D.
Francis Pouliot, ing., MBA

Institution requérante :



Institut de recherche
et de développement
en agroenvironnement

Institutions partenaires :



Décembre 2012

L'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) est une corporation de recherche à but non lucratif, constituée en mars 1998 par quatre membres fondateurs soit le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), l'Union des producteurs agricoles (UPA), le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) et le ministère du Développement économique, de l'Innovation et de l'Exportation (MDEIE).



Notre mission

L'IRDA a pour mission de réaliser des activités d'acquisition de connaissances, de recherche, de développement et de transfert visant à favoriser le développement durable de l'agriculture.

Pour en savoir plus

www.irda.qc.ca

Le rapport peut être cité comme suit :

Lemay, S.P., M. Girard, M. Belzile, R. Hogue, C. Duchaine, V. Létourneau, M. Martel, T. Jeanne, J. Feddes, S. Godbout et F. Pouliot. 2012. Un concept innovateur pour traiter l'air émis des bâtiments porcins réduisant l'impact environnemental et favorisant la cohabitation. Rapport final. IRDA. 125 pages.

**Un concept innovateur pour traiter l'air émis des
bâtiments porcins réduisant l'impact
environnemental et favorisant la cohabitation**

Rapport final

Présenté au :

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Programme de soutien à l'innovation en agroalimentaire (PSIA)
200, chemin Sainte-Foy
Québec (Québec) G1R 4X6
CANADA

Préparé par :

Stéphane P. Lemay, ing., P.Eng., Ph.D
IRDA

Matthieu Girard, ing. Jr., Ph. D
IRDA

Martin Belzile, ing., M. Sc.
IRDA

Richard Hogue, Ph. D
IRDA

Caroline Duchaine, Ph. D
IUCPQ

Valérie Létourneau, Ph. D
IUCPQ

Myra Martel, M. Sc.
IRDA

Thomas Jeanne, B. Sc.
IRDA

John Feddes, P.Eng., Ph.D
IRDA

Stéphane Godbout, ing., P.Eng., agr., Ph.D.
IRDA

Francis Pouliot, ing., MBA
CDPQ

Équipe de réalisation du projet :

Responsable scientifique : Stéphane P. Lemay
Chargé de projet : Matthieu Girard

Partenaires de recherche:

Richard Hogue, IRDA
Caroline Duchaine, IUCPQ
John Feddes, IRDA

Stéphane Godbout, IRDA
Francis Pouliot, CDPQ

Équipe de recherche:

Martin Belzile, IRDA
Valérie Létourneau, IUCPQ

Myra Matel, IRDA
Thomas Jeanne, IRDA

Les lecteurs qui souhaitent commenter ce rapport peuvent s'adresser à :

Matthieu Girard
Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)
2700, rue Einstein
Québec (Québec) G1P 3W8

Téléphone : 418.643.2380 poste 670
Télécopie : 418.644.6855
Courriel : matthieu.girard@irda.qc.ca

Remerciements :

Ce projet de recherche a été réalisé grâce à une aide financière accordée par le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Pêcheries du Québec (MAPAQ), par la Grappe porcine canadienne de recherche et de développement (une initiative d'Agriculture et Agroalimentaire Canada) et par la Fédération des producteurs de porcs du Québec (FPPQ). Les auteurs tiennent également à remercier l'Institut universitaire de cardiologie et de pneumologie de Québec (IUCPQ), le Centre de développement du porc du Québec (CDPQ) ainsi que l'IRDA pour leur support en nature pour le projet. Les auteurs sont également reconnaissants de l'appui scientifique et technique reçu par le personnel de recherche de l'IRDA.

Fiche de transfert

Un concept innovateur pour traiter l'air émis des bâtiments porcins réduisant l'impact environnemental et favorisant la cohabitation

Auteurs : Stéphane P. Lemay, Matthieu Girard, Martin Belzile, Richard Hogue, Caroline Duchaine, Valérie Létourneau, Myra Martel, Thomas Jeanne, John Feddes, Stéphane Godbout et Francis Pouliot.

Durée du projet : 09/2009 – 11/2012

Faits saillants

L'installation d'unités de traitement de l'air (UTA) pour traiter l'air de porcherie a permis de réduire de manière significative les émissions de contaminants. Les essais à l'échelle laboratoire effectués dans le cadre de ce projet ont permis de mieux comprendre l'effet de certains paramètres d'opération sur les performances du système. L'analyse globale des résultats démontre que seulement le temps de résidence de l'air a affecté significativement l'efficacité d'élimination des contaminants et que la performance du système a probablement été limitée par l'arrosage du milieu filtrant.

Objectif et méthodologie

Les objectifs de ce projet de recherche étaient de mesurer les réductions d'odeur, de gaz et de bioaérosols obtenues avec les UTA développées à l'IRDA et d'optimiser l'efficacité du système. Suite à des essais préliminaires, des essais en laboratoire ont été effectués pour tester l'effet de différents paramètres d'opération : deux types de média, trois temps de résidence et deux débits de solution filtrante. Chaque UTA était conçue afin de répondre au besoin de traitement de l'air des mini-porcherie du laboratoire BABE de l'IRDA. Un total de 12 combinaisons de traitement a été évalué à l'aide de six UTA et en trois répétitions. Chaque série d'essais était associée à un élevage d'une durée de 49 jours.

Résultats significatifs

Réduction des contaminants

Après une phase de démarrage de 9 à 20 jours, les UTA ont permis de réduire les émissions d'ammoniac (NH_3), d'odeurs et de bioaérosols jusqu'à des valeurs de 68, 82 et 36 % respectivement. Les UTA n'ont pas eu d'effet significatif sur le CO_2 ni sur le CH_4 , mais un peu de N_2O a été produit, jusqu'à 9 % des émissions de gaz à effet de serre des bâtiments d'élevage

Optimisation du système

Les UTA étaient probablement surdimensionnées, car les modifications des conditions d'opération ont eu peu d'impact sur les performances du système. Les conditions d'opération les

plus restrictives (temps de résidence de 3 secondes et débit de la solution filtrante de $2,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) étaient donc suffisantes pour assurer une performance adéquate du système.

Suivi microbiologique

L'analyse des populations microbiennes des UTA a permis de démontrer que la solution filtrante joue un rôle majeur dans l'action microbienne du procédé de lavage d'air.

Étude de simulation

Le modèle mathématique développé dans le cadre de ce projet a permis de déterminer que l'élément ayant le plus d'impact sur l'efficacité d'élimination du NH_3 est l'arrosage du milieu filtrant.

Application possible

Ce projet offre une solution innovatrice pour réduire les émissions de gaz, d'odeurs et de bioaérosols provenant des bâtiments d'élevage porcins. Puisqu'il n'est pas possible d'éliminer entièrement les émissions de contaminants à la source, la seule autre option est de traiter l'air à la sortie des bâtiments. La performance des UTA a été démontrée à l'échelle laboratoire, mais les résultats doivent être validés à l'échelle commerciale et industrielle. En diminuant les émissions de contaminants des bâtiments d'élevage, l'implantation d'un UTA sur une ferme porcine permettrait réduire l'impact environnemental de l'industrie porcine et ainsi améliorer la cohabitation en milieu rural.

Point de contact

Matthieu Girard

Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)

2700, rue Einstein

Québec (Québec) G1P 3W8

Téléphone : 418.643.2380 poste 670

Télécopie : 418.644.6855

Courriel : matthieu.girard@irda.qc.ca

Remerciements

Ce projet de recherche a été réalisé grâce à une aide financière accordée par le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Pêcheries du Québec (MAPAQ), par la Grappe porcine canadienne de recherche et de développement (une initiative d'Agriculture et Agroalimentaire Canada) et par la Fédération des producteurs de porcs du Québec (FPPQ). Les auteurs tiennent également à remercier l'Institut universitaire de cardiologie et de pneumologie de Québec (IUCPQ), le Centre de développement du porc du Québec (CDPQ) ainsi que l'IRDA pour leur support en nature pour le projet. Les auteurs sont également reconnaissants de l'appui scientifique et technique reçu par le personnel de recherche de l'IRDA.

Activités de diffusion et de transfert aux utilisateurs

Les activités suivantes ont été réalisées au cours de ce projet de recherche :

- Présentation des résultats partiels devant différents intervenants du milieu agricole lors de la « Journée portes ouverte de IRDA » tenue le 26 août 2010 à Deschambault, QC. La référence de la présentation est la suivante :
 - Lemay, S.P. 2010. Réduction des émissions de contaminants au bâtiment. Présentation faite dans le cadre des journées portes ouvertes de l'IRDA édition 2010, le 26 août, Deschambault, QC.
- Présentation des résultats partiels devant des professionnels de l'Université Laval lors de la « Journée d'information sur les sciences et le génie » tenue le 13 septembre 2011 à Deschambault, QC. La référence de la présentation est la suivante :
 - Belzile, M., S.P. Lemay, S. Godbout, M. Girard et F. Pelletier. 2011. Présentation du projet de traitement de l'air provenant des porcheries. Présentation faite dans le cadre de la « Journée d'information sur les sciences et le génie », le 13 septembre 2011, Deschambault, QC.
- À venir : Présentation des résultats du projet lors de la « Journée d'information scientifique en production animale » qui se tiendra le 27 février 2013 à Drummondville, QC. La référence de la présentation est la suivante :
 - Girard, M., M. Belzile, S.P. Lemay, J.J.R. Feddes et S. Godbout. 2012. Un concept innovateur pour traiter l'air émis des bâtiments porcins réduisant l'impact environnemental et favorisant la cohabitation. Journée d'information scientifique en production animale. 27 février 2013. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec.

Activités de transfert scientifique

Les activités de transfert à caractère scientifique suivantes ont été réalisées au cours de ce projet de recherche :

- Présentation des résultats du projet au congrès mondial du « International Commission of Agricultural and Biosystems Engineering (CIGR) » tenu du 13 au 17 juillet 2010 à Québec, QC. Un article a également été rédigé pour la même occasion et sa référence est la suivante :
 - Martel, M., S.P. Lemay, M. Belzile, J. Feddes et S. Godbout. 2010. Identification of key odour components from pig buildings for modelling purposes. Compte-rendu du congrès mondial du « International Commission of Agricultural and Biosystems Engineering (CIGR) ». Québec, Canada, 13-17 juillet 2010.
- Présentation des résultats du projet au « International Conference of Agricultural Engineering » tenu du 8 au 12 juillet 2012 à Valence en Espagne. Deux articles ont également été rédigés pour la même occasion et les références sont les suivantes :
 - Belzile, M., M. Girard, S.P. Lemay, J. Feddes, S. Godbout et F. Pelletier. 2012. Innovative Air Treatment Unit to Improve Separation Distances between Swine Buildings and Neighbouring Populations. Compte-rendu du « International Conference of Agricultural Engineering », Valencia, Espagne, 8-12 juillet 2012.
 - Girard, M., M. Belzile, S.P. Lemay, J. Feddes, S. Godbout et F. Pelletier. 2012. Biotrickling Filter for the Treatment of Swine Exhaust Air. Compte-rendu du « International Conference of Agricultural Engineering », Valencia, Espagne, 8-12 juillet 2012.
- Présentation des résultats du projet au « Congrès annuel de la Société Canadienne de Génie Agroalimentaire et de Bioingénierie (SCGAB/CSBE) » tenu du 15 au 18 juillet 2012 à Orillia en Ontario. Deux articles ont également été rédigés pour la même occasion et les références sont les suivantes :
 - Martel, M., S.P. Lemay, B. Predicala, M. Girard, R. Hogue, M. Belzile, J. Feddes et S. Godbout. 2012a. Steady-state Model for Ammonia Removal from Swine Facility Air with a Cross-flow Biotrickling Filter: Model Development and Sensitivity Analysis. Compte-rendu du « Congrès annuel de la CSBE ». Article # NABEC/CSBE 12-127. Orillia, Canada, 15-18 juillet, 2012.
 - Martel, M., S.P. Lemay, B. Predicala, M. Girard, R. Hogue, M. Belzile, J. Feddes et S. Godbout. 2012b. Steady-state Model for Ammonia Removal from Swine Facility Air with a Cross-flow Biotrickling Filter: Calibration and Validation. Compte-rendu du « Congrès annuel de la CSBE ». Article # NABEC/CSBE 12-126. Orillia, Canada, 15-18 juillet, 2012.

— Présentation des résultats du projet au 11e congrès de la Société canadienne de recherche en santé rurale tenu du 25 au 27 octobre 2012 à Lévis, QC. Les références des deux présentations sont les suivantes :

- Girard, M., M. Belzile, S.P. Lemay, C. Duchaine, V. Létourneau, J. Feddes et S. Godbout. 2012. Innovative air treatment unit to reduce emissions from swine buildings and improve air quality in rural communities. 11e congrès de la Société canadienne de recherche en santé rurale. Lévis, QC. 25-27 octobre 2012.
- Létourneau, V., C. Duchaine, M. Belzile, C. Duchaine et S.P. Lemay. 2012. Virus, Bacteria, Gas and Odour Reductions by an Innovative Air Cleaning System Developed for Animal Housing. 11e congrès de la Société canadienne de recherche en santé rurale. Lévis, QC. 25-27 octobre 2012.

Table des matières

Fiche de transfert.....	v
Activités de diffusion et de transfert aux utilisateurs.....	vii
Activités de transfert scientifique	viii
Table des matières.....	x
Liste des tableaux.....	xii
Liste des figures	xiv
Liste des abréviations.....	xv
Note des auteurs.....	1
1 Introduction	2
1.1 Contexte.....	2
1.2 Les méthodes de traitement biologique	3
1.3 Les performances des biofiltres percolateurs.....	5
2 But et objectifs de la recherche.....	8
2.1 But	8
2.2 Objectifs spécifiques.....	8
3 Essais préliminaires	9
3.1 Introduction.....	9
3.2 Matériel et méthode	9
3.3 Résultats.....	10
4 Essais en laboratoire	12
4.1 Introduction.....	12
4.2 Matériel et méthodes.....	12
4.2.1 Le laboratoire.....	12
4.2.2 Ambiance	12
4.2.3 Les unités de traitement de l'air.....	13
4.2.4 Production de gaz et d'odeur	14
4.2.5 Dispositif expérimental et traitements	15
4.2.6 Masse des porcs	16
4.2.7 Mesure des conditions d'ambiance et de fonctionnement des UTA.....	17
4.2.8 Mesure des concentrations de gaz.....	17
4.2.9 Mesures des concentrations d'odeur	17
4.2.10 Mesures microbiologiques	18
4.2.10.1 Échantillonnage.....	18
4.2.10.2 Mesure de la biomasse	20
4.2.10.3 Extraction et purification de l'ADN total des biofilms	20
4.2.10.4 Analyse de diversité bactérienne par PCR-DGGE.....	21

4.2.11	Mesure de virologie	22
4.2.12	Analyses statistiques des résultats	24
4.3	Résultats	24
4.3.1	Mesure des conditions d’ambiance et de fonctionnement des UTA.....	24
4.3.2	Mesure des concentrations de gaz à l’entrée des UTA	26
4.3.3	Efficacité des UTA à réduire les gaz	29
4.3.4	Efficacité des UTA à réduire les odeurs	34
4.3.5	Microbiologie.....	36
4.3.5.1	Évaluation des biomasses sèches extraites des media	36
4.3.5.2	Évaluation des quantités d’ADN extraites des biofilms	37
4.3.5.3	Ration entre la quantité d’ADN extraite du biofilm et la biomasse sèche.....	38
4.3.5.4	Évaluation de la diversité des communautés bactériennes	40
4.3.6	Virologie	45
5	Modèle mathématique	48
6	Discussion des résultats	53
6.1	Optimisation des conditions d’opération	53
6.2	Amélioration du système	53
7	Conclusion	57
	Références.....	58

Liste des tableaux

Tableau 1.	Densité optique en fonction du temps pour les trois inocula	10
Tableau 2.	Concentration des composés ciblés.	11
Tableau 3.	Description des phages	23
Tableau 4.	Température de l'air à l'entrée des UTA	25
Tableau 5.	Humidité relative à l'entrée des UTA	25
Tableau 6.	Température de la solution filtrante dans les UTA	26
Tableau 7.	Température de l'air à la sortie des UTA.....	26
Tableau 8.	Concentration de NH ₃ à l'entrée des UTA	28
Tableau 9.	Concentration de CH ₄ à l'entrée des UTA.....	28
Tableau 10.	Concentration de CO ₂ à l'entrée des UTA.....	28
Tableau 11.	Concentration de N ₂ O à l'entrée des UTA	28
Tableau 12.	Temps de démarrage des UTA	31
Tableau 13.	Durée du plateau des UTA.....	31
Tableau 14.	Efficacité d'élimination du NH ₃ moyenne pendant le plateau des UTA	32
Tableau 15.	Capacité d'élimination NH ₃ moyenne pendant le plateau	32
Tableau 16.	Production de CO ₂ pendant le plateau.....	33
Tableau 17.	Production de CH ₄ pendant le plateau des UTA	33
Tableau 18.	Production de N ₂ O pendant le plateau	34
Tableau 19.	Efficacité des UTA à réduire les odeurs - olfactomètre.....	35
Tableau 20.	Efficacité des UTA à réduire les odeurs - panélistes	35
Tableau 21.	Biomasse sèche des échantillons prélevés après 7 semaines sur les surfaces des media des UTA.....	36
Tableau 22.	Quantités d'ADN extraites des biofilms prélevés après 7 semaines sur les surfaces lavées des media	38
Tableau 23.	Ratio de la quantité d'ADN extraite du biofilm sur la biomasse sèche après 7 semaines.....	39
Tableau 24.	Proportion des 12 communautés bactériennes (A-L) du profil DGGE.....	41
Tableau 25.	Proportion moyenne des douze (A-L) communautés bactériennes du profil DGGE lorsque les efficacités d'élimination du NH ₃ sont réunies.....	44
Tableau 26.	Concentrations des phages P008 et PhiX174 dans l'air des UTA lors d'une nébulisation.....	46

Tableau 27. Réduction des phages P008 par des UTA fonctionnant à avec un milieu structuré, d'un TR de 9 secondes et d'un débit de recirculation $2,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	46
Tableau 28. Réduction des phages PhiX174 par des UTA fonctionnant avec un milieu structuré, d'un TR de 9 secondes et d'un débit de recirculation $2,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	46

Liste des figures

Figure 1.	Schéma d'un système de biofiltre percolateur.....	4
Figure 1.	Illustration d'une UTA dans le laboratoire BABE.....	13
Figure 2.	Schéma de fonctionnement des UTA.....	14
Figure 3.	Photos des milieux filtrants : a - média structuré et b – média non-structuré.....	16
Figure 4.	Disposition de 27 blocs de média structuré au sein de l'UTA.....	19
Figure 5.	Disposition de 27 blocs de média structuré au sein de l'UTA.....	19
Figure 6.	Disposition des zones de prélèvement des échantillons de média.....	20
Figure 7.	Concentrations de NH ₃ et CH ₄ à l'entrée (exemple).....	27
Figure 8.	Efficacité d'élimination du NH ₃ dans le temps (exemple).....	29
Figure 9.	Capacité d'élimination du NH ₃ dans le temps (exemple).....	30
Figure 10.	Efficacité de filtration en fonction de la taille des particules (NIOSH 2012).....	47
Figure 11.	Efficacité de l'élimination du NH ₃ à différents débits de liquide et de niveaux de TR.....	49
Figure 12.	Efficacité de l'élimination de NH ₃ à différents débits de gaz et de TR.....	50
Figure 13.	Efficacité de l'élimination de NH ₃ à différentes concentration de NH ₃ dans le gaz à l'entrée.....	51
Figure 14.	Efficacité de l'élimination de NH ₃ à différents proportion de la surface mouillée du milieu filtrant.....	52

Liste des abréviations

Abbréviation	Définition
UTA	Unité de traitement de l'air
S	Milieu filtrant structuré
NS	Milieu filtrant non-structuré
TR	Temps de résidence en fut vide
SF	Solution filtrante
EE	Efficacité d'élimination
CE	Capacité d'élimination
PR	Production
É-T	Écart-type
E S	Erreur standard
ppmv	Partis par million en volume
NH ₃	Ammoniac
CH ₄	Méthane
CO ₂	Dioxyde de carbone
N ₂ O	Protoxyde d'azote

Note des auteurs

Le projet de recherche présenté dans ce rapport s'inscrit dans un programme de recherche stratégique qui porte sur le contrôle des odeurs en provenance des bâtiments porcins. Ce programme est actuellement réalisé à l'IRDA et son financement de base est fourni par la Fédération des producteurs de porcs du Québec (FPPQ). L'objectif global de ce programme consiste à améliorer la cohabitation en milieu rural et l'acceptabilité de la production porcine au Québec en réduisant l'impact environnemental des bâtiments porcins.

Les objectifs spécifiques du programme sont de :

- Concevoir une unité de traitement de l'air (UTA) capable de réduire les émissions d'odeur et de gaz provenant des bâtiments qui soit peu coûteuse, nécessitant un minimum d'entretien et s'adaptant à des bâtiments qui sont neufs ou existants.
- Mesurer les réductions d'odeur, de gaz et de bioaérosols obtenues avec une UTA à l'échelle réduite sous différentes conditions.
- Évaluer la performance de ce système en lien avec d'autres techniques permettant la réduction de contaminants de l'air (formulation de diètes, contrôle de la poussière, etc.).
- Évaluer l'opération d'une UTA dans des conditions d'opération semblables à celles retrouvées dans un bâtiment commercial.

Le projet présenté dans ce rapport représente donc une partie des travaux qui sont effectués dans le programme de recherche.

1 Introduction

1.1 Contexte

De récentes études démontrent que les enjeux environnementaux provoqués par l'expansion globale et l'intensification de l'agriculture industrialisée lors des 50 dernières années sont devenus extrêmement importants (Martinez et al. 2008; Pomar et al. 2008; Godbout et Lemay 2007). La production animale fait en effet partie des activités pouvant avoir un impact environnemental appréciable. Les contaminants évacués par les bâtiments d'élevage porcin incluent différents gaz, des particules de poussière (inhalables thoraciques et respirables), des bioaérosols (bactéries, virus, endotoxines, moisissures) et plusieurs autres composés volatils.

L'émission de contaminants à partir des porcheries est une préoccupation importante pour la population et une cause majeure de conflits entre les producteurs et leurs voisins (Pomar et al., 2008). Il y a peu d'information disponible sur la qualité de l'air à l'extérieur des bâtiments d'élevage et sur l'impact réel qu'a cette production sur la santé des populations avoisinant les entreprises. Comme une partie importante des résidents en milieu rural est de moins en moins familière avec certaines pratiques agricoles, la population devient plus réticente à accepter socialement les activités courantes des fermes porcines (Pomar et al., 2008). Une récente étude (Brisson et al., 2007) a abordé la production porcine et son impact sur la qualité de vie des populations en milieu urbain. Une des principaux constats de cette étude est à l'effet que l'exposition à l'odeur reliée aux productions animales, y compris la production porcine, aurait un impact négatif sur la qualité de vie perçue par les populations avoisinantes.

Parmi les gaz émis, certains sont particulièrement préoccupants dont font partie l'ammoniac (NH_3), le dioxyde de carbone (CO_2), le sulfure d'hydrogène (H_2S), le méthane (CH_4) et le protoxyde d'azote (N_2O). Puisque l'élimination complète du NH_3 et du H_2S n'est pas facilement réalisable à l'intérieur des bâtiments d'élevage, l'option restante consiste à éliminer ces contaminants à la sortie de la ventilation de ces bâtiments. Les systèmes de traitement de l'air pour les bâtiments porcins pourraient donc représenter une partie de la solution pour la réduction des odeurs et des contaminants aériens. En effet, une étude au sujet de l'état de la recherche et du développement sur les concepts de bâtiments porcins réduisant les odeurs a permis d'identifier, parmi quelques trente technologies offrant un potentiel de réduction des odeurs, le traitement de l'air à la sortie des bâtiments comme étant une technologie prometteuse (Joncas et al. 2002).

Quant aux virus, ils sont aéroportés sur des particules, des aérosols (ou noyaux de gouttelettes), pouvant demeurer longtemps suspendues dans l'air (des jours voire des mois) et pouvant parcourir de longues distances (jusqu'à plusieurs kilomètres). L'inhalation des aérosols diffusés à partir des porcheries peut représenter un danger tant pour la santé publique (ex. virus Influenza) que celle animale (ex. virus du syndrome de

dépérissement post-sevrage [circovirus], virus du syndrome reproducteur et respiratoire porcin [SRRP]).

1.2 Les méthodes de traitement biologique

L'analyse de la littérature portant sur les méthodes biologiques de contrôle des odeurs et des composés organiques volatils (COV) a été effectuée par plusieurs groupes de scientifiques tels que Devigny et al. (1999), Revah et Morgan-Segastume (2005), Deshusses et Shareefdeen (2005), Singh et al. (2005) et Iranpour et al. (2005). Ces travaux ont synthétisé les connaissances acquises dans le domaine du traitement de l'air par voie biologique et ils ont contribué à la promotion d'un nombre important de solutions pour des applications industrielles. Malgré le nombre réduit de références concernant les applications agricoles, ces études apportent des informations intéressantes sur une problématique assez vaste, soit la définition et la classification des méthodes biologiques de traitement de l'air, la classification des réacteurs biologiques, l'analyse des mécanismes de bio-traitement, le design des bioréacteurs et l'analyse des performances des systèmes pour le contrôle des odeurs.

Le traitement biologique de l'air est basé sur la capacité des microorganismes à transformer certains polluants organiques et inorganiques en des composés non toxiques et sans odeurs (Devigny et al. 1999, Hartung et al. 2001, Revah et Morgan-Segastume. 2005). Le traitement biologique est efficace et économique pour des concentrations réduites de contaminants organiques et pour de grands débits d'air à traiter. Le contaminant est absorbé à partir du gaz vers la phase liquide où la dégradation biologique est amorcée. Des réactions d'oxydation et parfois de réduction transforment le contaminant en un mélange de dioxyde de carbone, de vapeur d'eau et de biomasse. Les polluants de l'air (vapeurs organiques ou inorganiques) sont utilisés comme énergie et parfois comme source de carbone pour le maintien et le développement de la population microbienne.

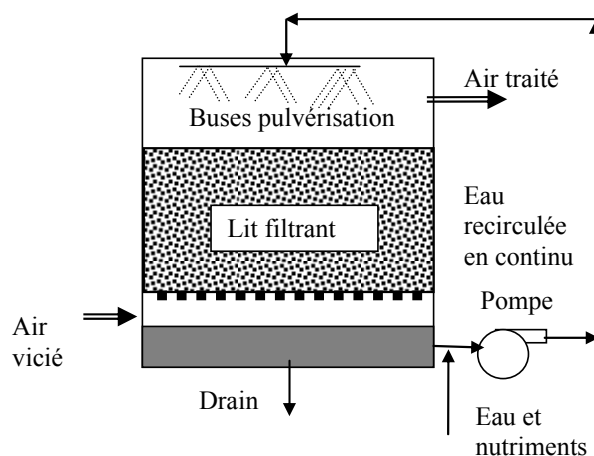
Les mécanismes de base sont identiques pour tous les systèmes de traitement biologique de l'air, mais il existe différentes configurations d'équipement permettant de réaliser le transfert entre le gaz et le liquide et le processus de biodégradation du polluant (Devigny et al. 1999, Revah et Morgan-Segastume 2005). Trois types principaux de réacteurs biologiques sont utilisés présentement pour le traitement de l'air. Il s'agit des biofiltres, des biofiltres percolateurs (*biotrickling filters*) et des biolaveurs (*bioscrubbers*). Ces équipements diffèrent par la nature de leur phase microbiologique (microorganismes fixés au matériau de remplissage ou en suspension dans le liquide) et la circulation du liquide (stationnaire ou en écoulement).

Dans un biofiltre, l'air contaminé passe au travers d'un matériau de filtration ou d'un lit filtrant (sol, tourbe, compost, écorce ou copeau de bois) qui est capable de retenir une quantité d'eau et qui contient certains nutriments et minéraux. Dans plusieurs cas, différents matériaux structurants sont ajoutés pour améliorer la porosité du filtre. Les microorganismes vont croître et se fixer sur le matériau, formant ainsi un biofilm humide

dans lequel les polluants de l'air sont absorbés et ensuite dégradés par les microorganismes (Revah et Morgan-Segastume 2005). Pour maintenir les performances de l'appareil, l'air est en général humidifié préalablement au traitement et des systèmes intermittents de pulvérisation sont également utilisés à l'intérieur du biofiltre. Le taux d'humidité du matériel de filtration et le maintien du biofilm sont des éléments essentiels permettant de maintenir les performances de purification biologique. Par contre, le matériau de filtration peut perdre sa porosité lorsqu'il vieillit ou se boucher s'il y a une trop grande prolifération des microorganismes. Ullman (2005) décrit que l'air ne circule alors plus uniformément et que des voies préférentielles sont formées. Melse et Ogink (2005) confirment que les biofiltres ne sont pas efficaces à long terme pour l'élimination d'une grande quantité du NH_3 et de la poussière en suspension dans l'air.

Les filtres biolaveurs (*bioscrubber filters*) utilisent un absorbeur dans lequel a lieu le transfert du polluant, du gaz vers le liquide, et un bioréacteur où la dégradation biologique se poursuit dans le liquide. L'absorption est effectuée dans une tour de lavage à pulvérisation et la biodégradation est effectuée dans un bassin d'activation (bioréacteur) contenant la biomasse en suspension. Singh et al. (2005) ont répertorié plusieurs variantes d'absorbeur telles que la tour avec un matériau de remplissage, le cyclone à voie humide, la tour de pulvérisation et le *scrubber* de type venturi.

Deshusses et Shareefdeen (2005) considèrent que les biofiltres percolateurs (*biotrickling filters*) constituent l'une des techniques biologiques les plus prometteuses pour le contrôle des odeurs et des COV. Contrairement aux biofiltres qui utilisent en majorité des matériaux organiques pour le lit filtrant et qui opèrent avec un minimum d'écoulement d'eau, les biofiltres percolateurs utilisent exclusivement des matériaux inorganiques et l'écoulement continu par percolation. Donc, l'air vicié passe au travers d'un matériau filtrant inerte dans lequel le liquide circule en continu (figure 1).



Adapté de Revah et Morgan-Segastume, 2005

Figure 1. Schéma d'un système de biofiltre percolateur.

Le matériau filtrant est similaire à celui utilisé dans les laveurs chimiques et doit avoir une grande porosité et une grande surface spécifique (de 100 à 400 m² m⁻³). Le temps de résidence est de l'ordre de 30 secondes, mais il peut être réduit à des valeurs inférieures à 2 secondes notamment dans le cas de traitements pour l'élimination du H₂S (Revah et Morgan-Segastume, 2005). Les avantages de ces unités par rapport aux biofiltres sont leur taille plus petite, les pertes de charge réduites et une durée de vie du matériau de filtration plus longue (Kraakman, 2005).

1.3 Les performances des biofiltres percolateurs

Le traitement de l'air par les biofiltres percolateurs (*biotrickling filters*) est une technologie relativement nouvelle et la majorité des résultats expérimentaux proviennent d'essais effectués sur des installations pilotes (Iranpour et al. 2005). Différents matériaux de filtration ont été utilisés tels que de la roche de lave, des pièces en plastique disposées aléatoirement, des blocs structurés en plastique et de la mousse de polyuréthane. La grande porosité de ces matériaux permet des pertes de pression minimales sur le flux d'air. Des vitesses supérieures d'écoulement de l'air sont ainsi atteignables. L'une des caractéristiques principales des biofiltres percolateurs est l'écoulement continu par percolation du liquide dans la masse du lit de filtration. Il est ainsi possible d'avoir un meilleur contrôle sur l'addition des nutriments, le pH, l'élimination des produits résiduels du processus et sur la température.

Une revue de littérature réalisée par Lemay et al. (2008) au sujet du traitement de l'air vicié des porcheries conclut qu'il n'existe pas présentement de technologie capable de contrôler efficacement les odeurs provenant d'un bâtiment porcin de façon efficace et à faibles coûts. Par contre, si l'on considère les pertes de charges à travers le système sélectionné, le débit spécifique, la longévité des installations, le fait de pouvoir contrôler à la fois les odeurs, les particules et d'autres contaminants, le biofiltre percolateur présente un très bon potentiel de développement et d'application. Les auteurs concluent également qu'un contrôle efficace des polluants peut être obtenu en combinant séquentiellement plusieurs technologies. Un système de traitement de l'air incluant un biofiltre percolateur, couplé à un laveur d'air ou à un biofiltre, peut sans doute apporter un nettoyage efficace de l'air à la sortie des bâtiments d'élevage.

Les exemples cités par Iranpour et al. (2005) démontrent que ces réacteurs ont une bonne efficacité d'élimination pour des concentrations élevées de H₂S à des temps de résidence bas. Les expérimentations sur des applications industrielles ont illustré le potentiel des biofiltres et des biofiltres percolateurs pour l'élimination combinée des odeurs, du H₂S et des COV. Sur un total de huit cas d'applications de biofiltres percolateurs utilisés pour l'élimination du H₂S et pour des concentrations à l'entrée de 1 à 1 000 mg m⁻³, l'efficacité de réduction a été de 95 à 99 %. Dans le cas de cinq applications concernant la réduction d'odeurs, l'efficacité de réduction a été de 65 à 99 %.

En ce qui à trait à l'élimination de l'ammoniac et des odeurs, Riis (2012) a mené une étude où a été évalué un biofiltre à percolation de marque Skov. Cette unité, prévue pour traiter l'air provenant d'une chambre de 350 porcs, était composée de trois sections de respectivement 1,5, 1,5 et 6 m³ de média cellulosique dont les deux premières sections étaient arrosées avec de l'eau. La gestion de l'eau et de son renouvellement s'est fait sur la base de sa conductivité électrique. L'équipement a fonctionné pendant une durée d'une année durant laquelle la réduction moyenne des émissions d'ammoniac a été de 94 %. Dès la deuxième section du biofiltre à percolation, la réduction a atteint plus de 92 %. En ce qui a trait à la réduction des émissions d'odeur, plusieurs laboratoires de mesure ont été employés lors d'une campagne d'été et une seconde en hiver. Pour les résultats des émissions d'été, les résultats d'un premier laboratoire démontrent une réduction moyenne de 80 % après le troisième stage, mais les résultats provenant de deux autres laboratoires ne présentent pas de différence significative. Lors des mesures d'hiver, une réduction moyenne des émissions d'odeur située entre 67 et 84 % a été observée dépendamment du laboratoire. Selon les calculs de l'auteur, l'équipement a consommé 339 litres d'eau par cochon produit dont 167 devaient être disposés dans le réservoir d'entreposage du lisier. Enfin, la consommation d'énergie était de l'ordre de 13,9 kWh par porc produit.

Dans Sakuma et al. (2008), les auteurs ont évalué un réacteur en trois étapes, soit un biofiltre à percolation suivi d'une unité de dénitrification et d'une étape de polissage. Le volume du biofiltre à percolation était de 0,038 m³ et le temps de résidence de 13,8 secondes. L'air contaminé a été synthétiquement créée à partir d'air comprimé auquel a été ajouté de l'humidité et une certaine quantité d'ammoniac pure. Pour des concentrations très élevées d'ammoniac de l'ordre de 270 à 700 ppmv, l'efficacité du système s'est située entre 92 et 96 %. Cependant, les auteurs ont noté la présence dans l'effluent de sortie d'une odeur importante de putréfaction. Ce phénomène pourrait être associé à la biodégradation des sous-produits créés en anaérobie. Les auteurs ont donc ajoutés une unité d'aération. Après cet ajout, les performances sont demeurées de l'ordre de 92 à 96 %, atteignant même le 100 % à deux reprises. Une capacité d'élimination moyenne d'environ 60 g m⁻³ h⁻¹ a également été mesurée.

Un autre exemple de biofiltre à percolation installé aux Pays-Bas a été suivi par Melse et Mol (2004). Ce biofiltre à percolation a été conçu pour traiter l'air vicié provenant de 650 porcs en engraissement. L'équipement présentait un volume de 3 m³, une hauteur de 1 m et devait traiter un débit maximal de 20 000 m³ h⁻¹. Le média utilisé était fait de plastique. L'équipement a été suivi pour une durée de 72 jours ; les résultats obtenus démontrent que l'équipement réduisait de 41 à 94 % de l'ammoniac produit. Après 66 jours d'opération, une baisse importante d'efficacité est toutefois survenue. L'instabilité du biofiltre à percolation pourrait être associée à l'accumulation d'ammoniac en solution et des nitrites produits dans le temps. Certaines des souches bactériennes associées avec l'activité du biofiltre à percolation sont particulièrement sensibles à l'accumulation de ces sels. En ce qui concerne l'efficacité à réduire l'odeur, les performances de l'équipement variaient entre -29 et 87 %. Selon les auteurs, cette grande variation de valeur (en comparaison avec la réduction d'ammoniac) peut être due à la fois au principe de fonctionnement du biofiltre à percolation lui-même (environ 80 % de la variabilité), mais

aussi à la mesure des concentrations d'odeur par la méthode olfactométrique (environ 20 % de la variabilité).

Zapotocky et Svab (2012) ont réalisé deux essais impliquant des biofiltres percolateurs. Le premier système, de type laboratoire, présentait des dimensions de 0,25 m de diamètre par 1,5 m de haut. Cet équipement devait traiter un flux d'air synthétique de $18 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ concentré en ammoniac. La particularité de cet équipement est liée au fait que le média qu'il contient est mélangé en continu par une vis sans fin placée au centre de l'équipement. Le pH de la solution est contrôlé à l'aide de KOH et l'ajout de solution nutritive composée de 1 % de sucre. L'ajout de nouvelle solution correspondait à 12 L jour^{-1} . Avec une concentration initiale d'environ 10 ppm d'ammoniac, l'équipement a atteint une efficacité initiale de 70 % qui a ensuite été augmentée à près de 100 %. L'augmentation de la performance de l'équipement s'est faite par l'adaptation des microorganismes. Les auteurs ont ensuite augmenté la concentration d'entrée à environ 22 ppm d'ammoniac sans modifier les performances de l'équipement. C'est lorsqu'ils ont augmenté la concentration d'entrée à plus de 56 ppm d'ammoniac que les performances de l'équipement ont diminuées à moins de 92 %. Selon les résultats obtenus, la meilleure capacité d'élimination a été obtenue lorsque la concentration d'entrée était d'environ 85 ppm et qu'elle représentait $6,2 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. Dans leur deuxième essai, Zapotocky et Svab (2012) ont augmenté la capacité de traitement de l'équipement pour réaliser un essai à l'échelle pilote. La capacité totale du biofiltre à percolation était alors 26,6 fois plus grande que celle de celui à l'échelle laboratoire. Les performances de l'équipement ont atteint 89 % pour l'élimination de l'ammoniac avec une capacité de 1,1 à $3,2 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. Contrairement à l'équipement de laboratoire, celui-ci n'a jamais atteint 100 % d'efficacité.

Lemay et al. (2008) concluent au sujet du traitement de l'air qu'un contrôle efficace des polluants peut être obtenu en combinant séquentiellement plusieurs technologies. Un système de traitement de l'air incluant un biofiltre percolateur, couplé à un laveur d'air ou un biofiltre, pourrait alors sans doute fournir un nettoyage efficace de l'air à la sortie des bâtiments d'élevage.

Il semble donc que les quelques études citées démontrent que le traitement de l'air d'une porcherie par l'emploi d'un biofiltre à percolation peut être intéressant. Cependant, très peu d'information a été retrouvée dans la littérature concernant l'optimisation des paramètres de fonctionnement de ce type d'équipement tel que le temps de résidence de l'air.

2 But et objectifs de la recherche

2.1 But

Le but de ce projet consistait à améliorer la cohabitation en milieu rural et l'acceptabilité de la production porcine en réduisant l'impact environnemental des bâtiments.

2.2 Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques étaient les suivants :

- Définir la composition d'une solution filtrante à incorporer dans un biofiltre percolateur.
- Mesurer les réductions d'odeur, de gaz et de bioaérosols obtenues avec les unités de traitement de l'air (UTA) développées à l'IRDA, et ce pour deux types de média synthétique, trois temps de résidence et deux solutions nutritives.
- Optimiser l'efficacité des UTA.

3 Essais préliminaires

3.1 Introduction

La première étape de ce projet consistait à déterminer quelle serait la solution filtrante idéale à incorporer dans un biofiltre percolateur. La solution filtrante se compose de microorganismes tels que des bactéries aptes à dégrader les polluants de l'air. Le choix de la solution devait ainsi prendre en considération les composés à éliminer dans l'air pour que les unités de traitement de l'air puissent avoir un impact sur la qualité de l'air qui en serait filtré.

3.2 Matériel et méthode

Afin de déterminer quels seraient les composés qui devaient être réduits, l'équipe de recherche a utilisé les résultats d'un projet précédent qui mettait en relation des réductions d'odeurs obtenues à l'aide d'un biofiltre percolateur et les composés présents dans l'air mesurés à l'aide d'un spectromètre de masse muni d'un port olfactif (GC-MS-O). Les résultats avaient alors démontrés que les composés les plus fortement corrélés à la réduction d'odeur étaient le *p*-crésol, le sulfure de diméthyle et l'ammoniac (NH₃). Ces composés peuvent donc être considérés comme étant des composés clés de l'odeur porcine.

La sélection de la solution filtrante devait donc être faite en fonction de la réduction de ces composés clés de l'odeur. La littérature a permis de sélectionner trois différents types d'inoculum qui pourraient composer cette solution. La bactérie *Pseudomonas putida* (inoculum 1) employée seule a été choisie pour sa capacité à dégrader les composés organiques (Nikakhtari et Hill 2006; Basu and Phale 2008), l'ammoniac (Daum et al., 1998) et le sulfure d'hydrogène (Chung et al., 1996). Un mélange de *Thiobacillus thioparus*, *Nitrosomonas europaea* et *Nitrobacter vulgaris* (inoculum 2) constituait le deuxième inoculum et devait éliminer les composés azotés et sulfurés (Park et al. 2009). Enfin, un inoculum maison (inoculum 3) provenant d'un biofiltre percolateur en fonction a également été utilisé. Ce biofiltre percolateur avait servi à traiter l'air provenant d'une porcherie pendant quelques semaines. Cette pratique est similaire à celle proposée par Delhoménie et al. (2008) et par Veiga et al. (1999).

Ces inocula ont été mis en contact avec les composés à dégrader (le NH₃ a été ajouté sous forme d'ammonium - NH₄⁺) dans des milieux liquides afin de vérifier si ces derniers leur permettaient de croître. La croissance des souches bactériennes des inocula a été suivie en mesurant la densité optique des échantillons lue à l'aide d'un spectrophotomètre (LKB Ultrospec II, États-Unis) à 600 nm. Pour une solution donnée, la densité optique est proportionnelle à la concentration de biomasse et donc représentative de la croissance microbienne.

3.3 Résultats

Les lectures de la densité optique pour les trois types d'inoculum sont présentées au tableau 1. Pour l'inoculum 1, seule la répétition B a montré une certaine croissance microbienne, tandis que la concentration de biomasse pour les deux autres répétitions est demeurée relativement stable tout au long de l'essai de 10 jours (245 heures). Pour l'inoculum 2, les résultats ne permettent pas de démontrer une croissance des microorganismes. La meilleure croissance a été obtenue pour l'inoculum maison (inoculum 3). Les lectures de densité optique montrent qu'après seulement 45 heures, la concentration de biomasse avait déjà plus que doublée.

Tableau 1. Densité optique en fonction du temps pour les trois inocula.

Inoculum*	Densité optique							
	Temps (h)							
	0	17	45	77	101	149	221	245
1 - A	0,002	0,005	0,010	0,001	(-)	0,002	0,000	0,004
1 - B	0,005	0,006	0,008	0,012	(-)	0,001	-0,001	0,026
1 - C	0,004	0,000	0,005	-0,003	(-)	-0,004	-0,004	0,007
2 - A	0,009	-0,002	-0,007	0,032	0,033	0,013	0,016	0,009
2 - B	0,005	-0,006	-0,004	0,019	0,015	0,025	0,018	0,011
3 - A	0,192	0,317	0,483	0,443	0,442	(-)	(-)	(-)
3 - B	0,198	0,292	0,470	0,418	0,423	(-)	(-)	(-)

* A, B, et C représentent des réplicats des échantillons; (-) signifie qu'aucune mesure n'a été prise.

La faible valeur de densité optique lue initialement pour les inocula 1 et 2 ne devrait pas être responsable des faibles résultats obtenus par la suite. En effet, un test rapide a démontré que l'inoculum 1, même avec une lecture initiale de 0,136 n'a pas présenté d'augmentation après une période de neuf jours en présence de *p*-crésol. De plus, la viabilité de cette souche a été démontrée sous l'effet du glucose par l'observation d'une importante croissance a été observée (lecture de 0,883 après neuf jours).

Les concentrations initiales et finales de sulfure de diméthyle, de *p*-crésol, de NH_4^+ et de nitrate (NO_3^-) ont été mesurées dans des échantillons sélectionnés et sont présentées au tableau 2. Étant donné les coûts élevés d'analyse pour le sulfure de diméthyle et le para-crésol, seuls quelques échantillons ont été analysés. La concentration au début des essais a seulement été analysée pour l'inoculum 1. Il a été supposé que les autres solutions avaient la même concentration de départ puisque la même quantité de ces composés a été injectée dans les échantillons.

Tableau 2. Concentration des composés ciblés.

Inoculum	Concentration (ppm)							
	Sulphure de diméthyle		para-crésol		N-NH ₄ ⁺		N-NO ₃ ⁻	
	initial	final	initial	final	initial	final	initial	final
1 – A	0,000236	0,000375	14,68	15,05	812	800	0,36	0,17
1 – B	0,000199	0,000405	23,53	25,59	882	853	0,47	0,25
2 – A	(-)	0,000000	(-)	0,28	(-)	810	(-)	0,24
2 – B	(-)	0,000000	(-)	0,04	(-)	800	(-)	0,13
3 – A	(-)	0,000166	(-)	0,25	(-)	744	(-)	1,31
3 – B	(-)	0,000142	(-)	0,04	(-)	773	(-)	0,87

En termes de réduction des composés ciblés, plus de 99 % du para-crésol et près de 10 % de NH₄⁺ ont été biodégradés par l'inoculum maison après 101 heures (inoculum 3). Dans les échantillons inoculés avec l'inoculum 1, aucune réduction du p-crésol n'a été observée et seulement 2 % de réduction de NH₄⁺ a été obtenue après 245 h. Cette réduction de la concentration en NH₄⁺ est très faible et pourrait même être attribuée aux erreurs d'analyse et d'échantillonnage. Près de 99 % de réduction de p-crésol et 5 % de réduction du NH₄⁺ ont été obtenus dans les échantillons contenant l'inoculum 2 après 245 h. La concentration de NO₃⁻ a été suivie, car il est le principal sous-produit de la biodégradation du NH₄⁺. D'après les résultats du tableau 2, une faible production de NO₃⁻ a été observée uniquement dans les échantillons avec l'inoculum maison.

En ce qui concerne le sulfure de diméthyle, les concentrations dans la phase liquide se sont situées sous la limite de détection de l'instrument même dès le départ de l'expérience. En raison de sa grande volatilité, la plupart du sulfure de diméthyle s'est probablement retrouvée dans la phase gazeuse et n'a pas pu être quantifiée lors des essais.

La concentration d'oxygène dissous dans la solution liquide a également été suivie au cours des essais. Avec une concentration entre 8 et 9 ppm au début de l'expérience, l'oxygène dissous avait diminuée à des valeurs de 9, 7 et 1 ppm pour les inocula 1, 2 et 3 respectivement. Ceci démontre que les échantillons contenant l'inoculum maison étaient probablement limités par l'oxygène.

Parmi les trios d'inocula évalués, l'inoculum maison était le meilleur choix à utiliser comme solution filtrante pour les essais subséquents. C'est le seul inoculum qui a démontré une croissance significative et reproductible en plus de permettre la dégradation du p-crésol et du NH₄⁺.

4 Essais en laboratoire

4.1 Introduction

L'étape suivante du projet était de réaliser des essais en laboratoire impliquant deux types de média synthétique, trois temps de résidence et deux solutions filtrantes. Cependant, vu les résultats obtenus lors de l'essai préliminaire, il a été choisi d'abandonner l'évaluation des deux solutions filtrantes et de n'en utiliser qu'une seule. En remplacement, l'équipe de recherche a choisi d'évaluer l'impact du débit de recirculation de la solution filtrante. Ainsi, deux débits de recirculation ont été ajoutés aux paramètres évalués, soit 2,15 et 4,31 m³ m⁻² h⁻¹.

4.2 Matériel et méthodes

4.2.1 Le laboratoire

Le dispositif expérimental utilisé pour cette expérimentation est situé dans le laboratoire BABE (Bilan agroenvironnemental des bâtiments d'élevage) de l'IRDA. Ce laboratoire est localisé dans le bâtiment DC-137 du Centre de recherche en sciences animales de Deschambault (CRSAD).

Le laboratoire BABE est composé de locaux permettant de mener à bien des expérimentations à échelle réduite impliquant des élevages d'animaux. Il consiste en 12 chambres expérimentales complètement indépendantes les unes des autres et de même dimension (1,20 m de largeur, 2,44 m de profondeur et 2,44 m de hauteur), appelées mini-porcheres.

Chacune des chambres est hermétique afin de prévenir l'échange d'air entre les différentes pièces. Le plancher entièrement latté est composé de lattes de béton commerciales et chacune des chambres possède son propre système de gestion du lisier.

La biosécurité est assurée par une entrée de type danoise. Ce type d'entrée permet, par une séparation entre l'extérieur et le local expérimental, d'éviter une contamination pouvant provenir d'un autre élevage. De plus, les produits de nettoyage, le matériel nécessaire à l'alimentation et aux soins des animaux sont livrés dans le laboratoire avant le début de l'élevage.

Une salle hébergeant les équipements d'acquisition de données et une aire de manutention sont également intégrées au laboratoire.

4.2.2 Ambiance

Les chambres du laboratoire sont ventilées de façon indépendante et possèdent leur propre ventilateur d'extraction. Avant d'arriver aux chambres, un système central

conditionne l'air entrant en la chauffant ou en la climatisant. Lors des essais, la consigne du système central était de 15°C.

Ensuite, l'air est divisé et une unité de chauffage individuelle permet un ajustement optimal de la température. La ventilation ainsi que les unités de chauffage individuelles sont contrôlés par un contrôleur agricole (Norsol, Canada).

Enfin, un système d'éclairage apporte une intensité lumineuse de 70 lux. La période d'éclairage est de 12 heures, soit de 7h00 à 19h00.

4.2.3 Les unités de traitement de l'air

Les six UTA utilisées pour cet essai ont été conçues afin de répondre aux besoins de traitement de l'air des mini-porcherie du laboratoire BABE (figure 1). Ces UTA ont été raccordées à six mini-porcherie. Chacune des unités présentent un volume potentiel de biofiltration de 0,76 m³. À l'intérieur, un média de biofiltration peut y être placée et ce dernier est humidifié en continu par la recirculation de solution filtrante (SF) par un système de pompe. L'excédent de SF est conservé dans un réservoir situé sous l'équipement. La SF résulte du mélange de l'inoculum initial avec les volumes d'eau ajoutés au besoin pour compenser l'évaporation de la SF lors de l'opération de l'UTA. Le contrôle des volumes d'eau à ajouter dans l'UTA est assuré par une flotte indiquant le niveau minimal de SF à assurer dans le réservoir. Un schéma décrivant le fonctionnement des UTA est présenté à la figure 2.



Figure 1. Illustration d'une UTA dans le laboratoire BABE.

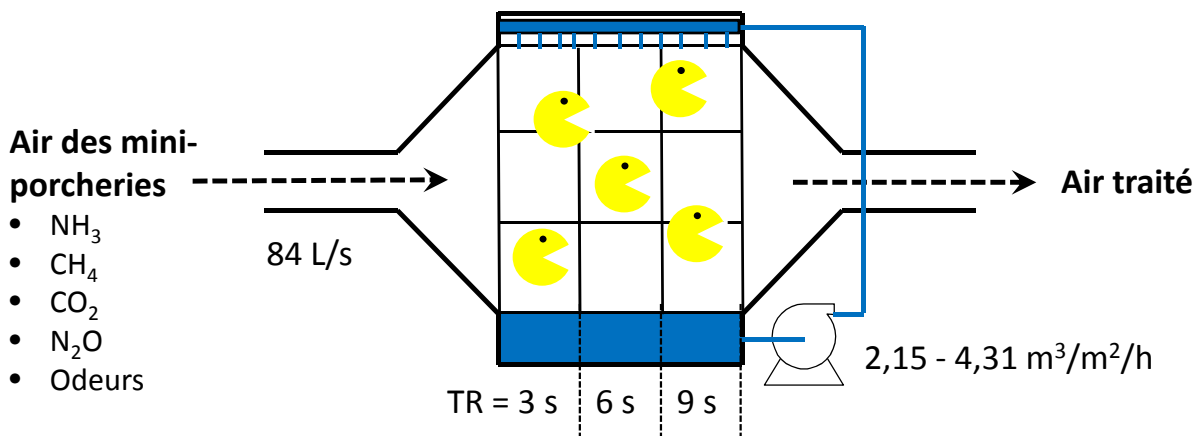


Figure 2. Schéma de fonctionnement des UTA.

4.2.4 Production de gaz et d'odeur

Lors de chacun des essais, la production de contaminants s'est effectuée en utilisant cinq porcs à l'engrais par chambre. Puisque la production de contaminants devait être similaire entre les traitements, les porcs ont été pesés avant chaque début d'essai et ont été répartis dans les chambres. Le poids initial des porcs était de 25 à 35 kilos. Lorsque les porcs ont atteint un poids supérieur à la capacité de la chambre, vers le milieu de l'essai, un porc par salle a été retiré et l'essai s'est poursuivi avec quatre porcs. La gestion des porcs s'est fait de façon à maintenir la quantité de déjections la plus similaire possible entre les chambres durant les essais.

De la même façon, la gestion des lisiers sous les chambres s'est effectuée de façon à produire une quantité similaire de contaminants pour l'ensemble des traitements. Le lisier a été conservé sous les lattes dans un réservoir ouvert tout au long de chacun des essais. Lorsque les réservoirs ont atteint leur limite de capacité, seule une fraction du lisier a été enlevée.

Le débit de ventilation a été établi dès le début des essais et fixé à $302 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ (84 L s^{-1}). En effet, plutôt que la stratégie de contrôle ne vise l'évacuation de la chaleur produite par les porcs, le débit de ventilation a été fixé afin de produire une vitesse d'air constante à l'intérieur des UTA. Le débit de ventilation des chambres était mesuré indirectement en utilisant la différence de pression statique au borne d'un orifice installé en aval de chacune des chambres (Iris Damper, Continental fan manufacturer inc., modèle 200 Original; précision $\pm 5 \%$). La pression statique était donnée par des capteurs (Huba Control, modèle 694, Suisse ; précision $\pm 0,5 \%$) et le débit de ventilation était ensuite calculé à l'aide de l'équation 1.

$$Q = k\sqrt{\Delta\text{pression}} \times \frac{1}{60} \times 0,02831685 \quad \text{Équation 1}$$

Où Q est le débit de ventilation dans la chambre ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), Δ pression est la différence de pression (pouce d'eau), K est le facteur ajusté selon la position de l'iris, « 0,02831685 » est le facteur de conversion du système anglais au système international (ASAE, 2003) et 1/60 correspond au changement d'unité de minutes à heures.

Finalement, afin de contrer l'augmentation de la perte de charge produite par les UTA, des ventilateurs d'appoint (Delhi Industries, modèle 407, ON, Canada) ont été ajoutés. Ces derniers étaient contrôlés de façon à maintenir le débit de ventilation à $302 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$.

4.2.5 Dispositif expérimental et traitements

Différents traitements impliquant trois paramètres ont été évalués à l'aide des UTA. Ces paramètres sont le temps de résidence en fût vide (TR), le type de média et le débit de recirculation de la SF.

Le TR correspond au temps que prend l'air pour transiter au travers du biofiltre alors qu'il est vide. Cette variable ne prend pas en compte le volume de matière supplémentaire créé par l'ajout de média. Le TR est calculé selon l'équation 2.

$$\text{TR} = \frac{V_{\text{milieu filtrant}}}{Q_{\text{air}}} \quad \text{Équation 2}$$

Où TR signifie le temps de résidence en fût vide (s), $V_{\text{milieu filtrant}}$ est le volume de l'unité (m^3) et Q_{air} est le débit d'air circulant dans l'unité ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$). Dans les essais réalisés pour ce projet, les TR choisis correspondent à trois, six et neuf secondes. Puisque le débit d'air était fixé à $302 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, c'est le volume de lit filtrant qui a été ajusté pour obtenir le TR voulu, soit $0,25 \text{ m}^3$ pour 3 secondes, $0,51 \text{ m}^3$ pour 6 secondes et $0,76 \text{ m}^3$ pour 9 secondes.

Deux différents types de média ont été sélectionnés et ces deux types proviennent de la compagnie Lantec (Agoura Hills, CA, EU). Le premier (figure 3a) est formé d'un assemblage de 30 feuilles d'un polymère réticulé de 30 cm par 30 cm qui forment un cube rigide ayant une porosité de 87 % et une surface spécifique de $433 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$; Le deuxième (figure 3b) est formé de médias non-structurés en forme de cylindre hexamère de 8,3 cm par 9,5 cm ayant une surface spécifique de $242 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ et une porosité de 95 %.

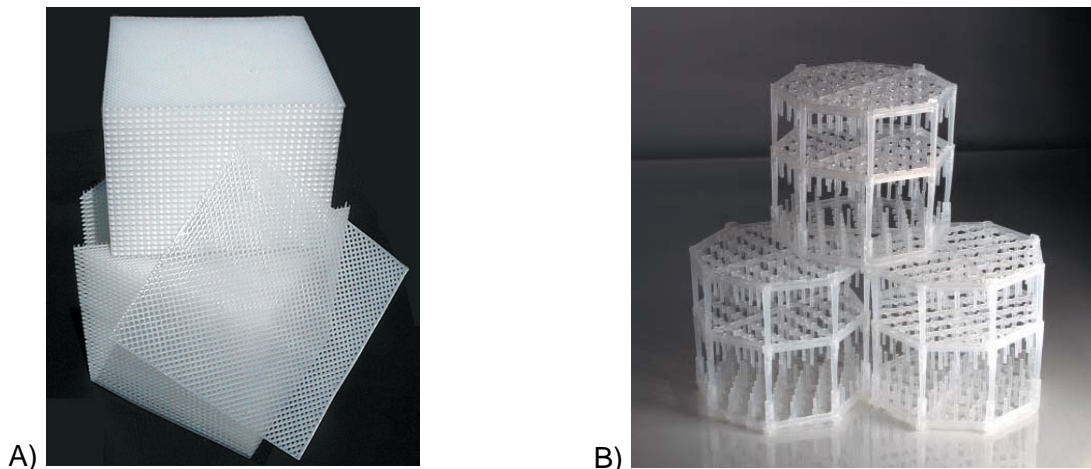


Figure 3. Photos des milieux filtrants : a - média structuré et b – média non-structuré.

Les débits de recirculation de la SF utilisés lors des essais correspondent à 2,15 et 4,31 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (m^3 de solution par m^2 de surface de milieu filtrant par heure). Pour le TR de 9 secondes, ces débits surfaciques correspondent à des débits de 30 L min^{-1} et de 60 L min^{-1} respectivement.

Un total de 12 combinaisons de traitement a été évalué en trois répétitions à l'aide de six UTA. Avec seulement six UTA de disponibles, il était impossible d'évaluer une répétition complète des combinaisons de traitement lors d'une seule série d'essais, deux séries ont été requises. C'est donc un total de six séries d'essais qui a permis d'évaluer l'ensemble des paramètres à évaluer.

Chaque série d'essais était associée à un élevage d'une durée de 49 jours. À la fin de chaque essai, les salles d'élevage étaient vidées et nettoyées, les UTA étaient vidées, nettoyées et remplies de milieu filtrant préalablement nettoyé et trempée dans une solution d'hypochlorite de sodium à 0,5 %. Au début des essais, les UTA étaient remplies de la SF tel que déterminée avec les essais préliminaires (section 3).

4.2.6 Masse des porcs

La masse des porcs a été mesurée à trois moments lors des essais : une fois au début, une fois au moment où le cinquième porc a été retiré et à la fin. La précision de la balance utilisée était de $\pm 0,23$ kg. Cette donnée était utilisée pour ramener les données de consommation ou de production de contaminants par unité de masse de porc.

4.2.7 Mesure des conditions d'ambiance et de fonctionnement des UTA

Afin d'évaluer le fonctionnement des UTA, différents paramètres ont été évalués tels que la température et l'humidité relative à l'intérieur des UTA, la différence de pression au travers de l'équipement, la conductivité électrique et le pH de la SF.

Pour chacune des chambres, la température et l'humidité relative ont été mesurées avec une sonde identique (Campbell Scientific, CS500, Canada; précision $\pm 0,5$ à 20°C et ± 3 %). Un système d'acquisition des données (Campbell Scientific, CR1000, Canada) relié à un ordinateur a été utilisé pour enregistrer les données d'ambiance telles que les températures et l'humidité relative.

4.2.8 Mesure des concentrations de gaz

La mesure des gaz a été effectuée à l'aide du laboratoire mobile MESANGES^{MC} de l'IRDA. L'unité mobile a permis la mesure de concentrations gazeuses en continu tout au long des sept semaines de chacun des essais. Des tubes en Teflon reliaient l'entrée et la sortie de chacune des UTA au laboratoire mobile. Les échantillons ont été prélevés séquentiellement et acheminés en continu jusqu'au système d'analyse.

Le méthane (CH_4), le dioxyde de carbone (CO_2) et l'oxyde nitreux (N_2O) ont été analysés avec un chromatographe en phase gazeuse² (Varian, 3600; USA). La séparation chromatographique des trois gaz a été effectuée à l'aide de colonnes remplies de Porapak Q (80-100 mesh). Le CH_4 a été quantifié à l'aide d'un détecteur à ionisation de flamme (FID). Le CO_2 et le N_2O ont été analysés à l'aide d'un détecteur à capture d'électron (ECD). L'ammoniac (NH_3), quant à lui, a été analysé à l'aide d'un analyseur distinct (NRIR, Seimens Ultramat 6E).

À intervalles réguliers, des échantillons de gaz de concentrations connues ont été analysés par les équipements afin de valiser les mesures. La température des tubes d'échantillonnage a été maintenue à un niveau empêchant la condensation éventuelle de l'humidité de l'échantillon de gaz. Les concentrations des différents gaz à chacun des points d'échantillonnage ont été mesurées pendant un intervalle de 15 minutes. L'analyse instantanée avec le chromatographe (CH_4 , CO_2 et N_2O) était effectuée sur l'échantillon de gaz circulant dans la boucle d'injection de l'appareil à la fin de chaque période d'échantillonnage alors que la concentration de NH_3 était une moyenne des concentrations de NH_3 dans le gaz circulant à l'intérieur de la cellule d'analyse durant la dernière minute de chaque période. Les incertitudes instrumentales sur la concentration des gaz sont de ± 30 ppm pour le CO_2 , de $\pm 0,5$ ppm pour le CH_4 , de $\pm 0,1$ ppm pour le N_2O et de $\pm 1,5$ ppm pour le NH_3 .

4.2.9 Mesures des concentrations d'odeur

Des mesures de concentration d'odeur ont été effectuées à trois reprises durant chacun des essais et à l'aide de deux méthodes différentes. La première méthode consiste à

mesurer la concentration d'odeur par olfactométrie dynamique. Les échantillons sont récoltés à l'aide d'un système de poumon artificiel dans des sacs de nalophan de 50 L. Ces échantillons sont ensuite analysés par olfactométrie dynamique (Odotech, Olfactomètre Odile, Canada) dans les 24 heures suivant le prélèvement et selon la norme européenne EN13725 :3003 (CEN, 2003).

La deuxième méthode utilisée est celle où des panélistes qualifiés évaluent l'intensité de l'odeur ambiante avec une échelle de n-butanol de neuf points telle que décrite dans les techniques normalisées de mesure de l'odeur au supraseuil (ASTM 544-99, ASTM 1999). L'échelle utilisée est composée de neuf solutions de différentes concentrations de n-butanol (0, 60, 120, 240, 480, 960, 1 920, 3 840 et 7 680 ppm de n-butanol). L'odeur perçue dans l'air ambiant par les panélistes lors des essais est comparée à l'odeur perçue dans l'air à la surface des bouteilles contenant les solutions de n-butanol. L'intensité d'odeur pour chaque bouteille équivaut au dégagement d'odeur du mélange de n-butanol lors de l'ouverture de la bouteille.

Lors des deux premières répétitions des traitements, les analyses d'odeur ont été effectuées lors des semaines 5, 6 et 7 des essais. Puisque des résultats préliminaires ont établi qu'une partie importante du traitement se produisait dans les deux premières semaines des essais, la mesure de la 6^e semaine a été remplacée par une mesure lors de la 2^e semaine pour la dernière répétition. Les analyses d'odeur ont donc été effectuées lors des semaines 2, 5 et 7 pour la 3^e répétition.

4.2.10 Mesures microbiologiques

Des mesures microbiologiques ont été réalisées afin de déterminer la biomasse sèche totale accumulée sur les surfaces des média, la quantité d'ADN totaux extraite des biofilms prélevés sur les surfaces lavées des média et le profil PCR-DGGE (PCR-*Denaturing Gradient Gel Electrophoresis*) des communautés bactériennes associées à trois sources au sein de chaque UTA. Les trois sources étaient le biofilm formé à la surface des médias synthétique, la SF le biofilm s'étant développé à la surface de plaques apposées au fond du réservoir de chacune des UTA.

4.2.10.1 Échantillonnage

Des échantillons de média structuré ou non-structuré ainsi que des échantillons de SF ont été prélevés aux semaines 5, 6, 7 de chaque essai d'UTA pour les deux premières répétitions et aux semaines 2, 3 et 7 pour la 3^{ème} répétition. Une plaque amovible déposée dans le fond du réservoir pour simuler la surface de la cuve de l'UTA a également été échantillonnée uniquement à la 7^e semaine pour chacune des trois répétitions.

Les UTA contenant le média structuré présentaient au maximum trois rangées de neuf blocs tel qu'illustré à la figure 4.

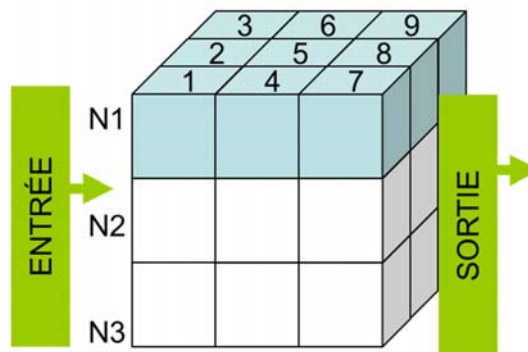


Figure 4. Disposition de 27 blocs de média structuré au sein de l'UTA.

Quatre zones de prélèvements des échantillons ont été déterminées au sein des UTA (figure 5). La zone 1 correspond aux cinq premiers feuillets du bloc N2-2 localisé au centre à l'entrée de l'air pulsé dans l'UTA. La zone 2 correspond aux 10 derniers feuillets du bloc N2-2. La zone 3 correspond aux 10 derniers feuillets du bloc N2-5 localisé en plein centre de l'UTA, tandis que la zone 4 correspond aux 10 derniers feuillets du bloc N1-5 localisé dans la partie supérieure du centre de l'UTA. À chacune des dates d'échantillonnage, deux feuillets ont été prélevés dans chacune des zones. Deux sections de 10 cm x 15 cm ont été découpées dans chacun des deux feuillets. Deux feuillets ont servi à déterminer la biomasse sèche totale tandis que deux feuillets ont servi à récupérer le biofilm sur la surface lavée des média afin d'extraire et de quantifier l'ADN total totaux. L'ADN total ont été analysés par PCR-DGGE pour déterminer les communautés bactériennes associées aux biofilms.

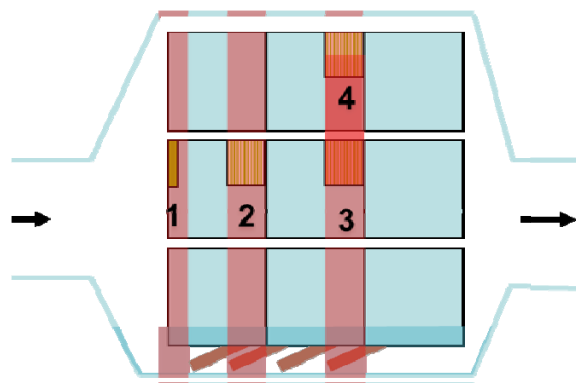


Figure 5. Disposition de 27 blocs de média structuré au sein de l'UTA.

Dans le cas des UTA renfermant des blocs de média non-structuré, elles renferment des structures cylindriques disposées aléatoirement dans l'unité. Pour l'échantillonnage, deux cylindres ont été prélevés dans chacune des zones correspondantes aux zones 2 et 3 du média structuré (figure 6). Les quatre sections de chacun des cylindres prélevés ont été

dissociées et deux des sections ont servi à déterminer la biomasse sèche totale accumulée à la surface des média alors que les deux autres ont servi à extraire et quantifier l'ADN total et à analyser par PCR-DGGE les communautés bactériennes associées aux biofilms récupérés de la surface lavée des média non-structurés.

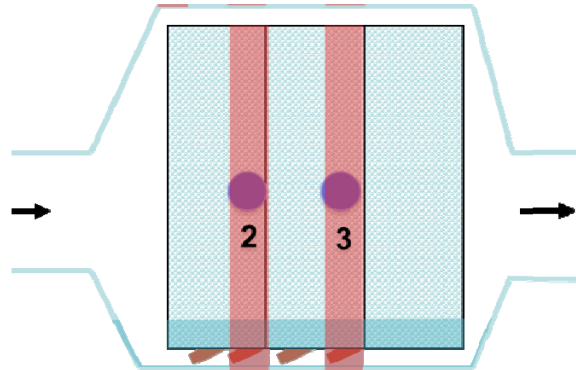


Figure 6. Disposition des zones de prélèvement des échantillons de média

Chacun des échantillons de média a été inséré dans un sac étanche et placé dans une glacière contenant des sachets réfrigérants. Les échantillons sont maintenus à 4°C jusqu'à leur analyse au Laboratoire d'écologie microbienne de l'IRDA.

4.2.10.2 Mesure de la biomasse

Les échantillons ont été pesés après séchage pendant 24 h à 70°C sur une balance précise au 1000^{ième} de gramme. Les média ont ensuite été lavés par un brossage et un rinçage avec de l'eau sous pression. Les supports ont de nouveau été séchés à 70°C et ensuite pesés dans les mêmes conditions que pour la première pesée. Le différentiel de poids correspondait à la valeur de la biomasse sèche totale accumulée à la surface de l'échantillon.

4.2.10.3 Extraction et purification de l'ADN total des biofilms

Chaque échantillon a été inséré dans un sac étanche pour être lavée par une douzaine d'inversions du sac dans lequel avait été placé 50 mL d'eau stérile. Ce lavage permet d'éliminer toute biomasse qui aurait adhéree au média de façon accidentelle ou transitoire suite aux étapes de prélèvement des média dans les UTA.

Le biofilm à la surface du média a été récupéré par un frottis avec des cotons-tiges préalablement trempés dans un tube contenant 3,0 mL d'eau stérile. Les cotons-tiges souillés sont immergés dans le tube contenant 3,0 mL d'eau puis fortement agités pour libérer dans l'eau les fragments du biofilm prélevé. Les suspensions de biofilms récupérés par frottis ont ensuite été centrifugées à 4 000 g pendant 30 min. Les culots issus d'un même échantillon ont été suspendus dans 1,0 mL d'eau afin d'être réunis dans un seul tube et recentrifugés. Le culot final a été suspendu dans 1,0 mL de tampon

d'extraction CTAB (Tris-HCl pH 8.0, 100 mM ; NaCl 1,4 M ; EDTA 20 mM ; Bromure d'Hexadécyltriméthylammonium 2 % (p/v); Polyvinylpyrrolidone 1 % (p/v); β -mercaptoéthanol 0,2 % (v/v)) et agité avec des billes de verre pour lyser les bactéries. Les ADN totaux ont été extraits par l'ajout de 1,0 mL d'un mélange de chloroforme:alcool isoamylique (24 :1), suivi d'une centrifugation à 4000 g pendant 15 min. La phase aqueuse a été récupérée et les ADN ont été précipités par l'ajout de 1,0 mL d'isopropanol et 0,01 mL acétate de sodium 4 M, suivi d'une incubation à -20°C pendant 24 heures. Les ADN ont été centrifugés à 4000 g pendant 15 minutes avant d'être resuspendus dans 0,1 mL d'eau stérile. La qualité et la quantité d'ADN génomique extrait ont été vérifiées sur gel d'agarose 0.8 % (p/v), et par une lecture de l'absorbance à 260 nm et à 280 nm.

4.2.10.4 Analyse de diversité bactérienne par PCR-DGGE

Des amorces universelles 341F et 534R ont été sélectionnées pour amplifier les séquences du gène 16S ARNr de l'ensemble des bactéries composant les communautés des biofilms prélevés. Une boucle GC est utilisée sur l'amorce 341F afin de permettre une séparation des produits amplifiés lors de leur migration électrophorétique en conditions d'analyse DGGE (*Denaturing Gradient Gel Electrophoresis* ; Muyzer et al., 1993). La réaction d'amplification PCR est réalisée dans un volume final de 25 μ L contenant 5 μ L d'ADN, 2,5 μ L d'un tampon d'amplification 10X avec 15 mM MgCl₂ (Qiagen, Valencia, E.-U.), 2,5 μ L de dNTP 2 mM (Invitrogen, Burlington, ON), 0,2 μ L de TaqADN polymérase (5 U/uL) (Qiagen, Valencia E.-U.) et 0,25 μ M de chaque amorce. Les échantillons ont été amplifiés dans un thermocycleur PTC200 (Biorad, Mississauga, ON). Le programme PCR débute par une activation de la TaqADN polymérase à 95°C pendant 15 minutes et se poursuit par 25 cycles d'un gradient de température d'hybridation (dénaturation à 95°C 30 s, hybridation à 65°C pendant 30 s, élongation à 72°C pendant 30 s avec une diminution de 0.5°C de la température d'hybridation par cycle) et par 10 cycles avec une température d'hybridation de 55°C (Muyzer et al, 1993). Le programme finit par une élongation de 5 min à 72°C. La spécificité et la qualité des amplicons obtenus sont vérifiées sur gel d'agarose 1,6 % (p/v).

Les analyses DGGE ont été réalisées à l'aide d'un appareil DCode Universal Mutation Detection System (Biorad, Mississauga, ON). Un volume de 4,5 μ L de produits PCR additionnés de 4,5 μ L de tampon échantillon (0,05 % (p/v) Bromophenol blue, 0,05 % (p/v) Xylène cyanol 70 % (v/v) Glycerol) ont été chargés dans un gel 10 % (p/v) Acrylamide (Sigma Aldrich, St-Louis, MO)/Bis-acrylamide (Biorad, Mississauga, ON) (37,5:1) contenant un gradient dénaturant d'urée (Sigma Aldrich, St-Louis, MO), et de formamide (Laboratoire MAT, Québec, QC), de 40 % à 60 % (v/v).

Lors de l'analyse DGGE des populations de bactéries totales, l'électrophorèse a été réalisée avec un tampon 1X de TAE contenant 140 mL de tampon 50X TAE (2 M Tris base, 1 M acide acétique glacial, 50 mM EDTA pH 8.0) dans 7 L d'eau déminéralisée, puis maintenu à une température constante de 60°C pendant 15,5 h à 63 V. Les gels ont

ensuite été colorés avec du SYBR gold (Invitrogen, Burlington, ON) pendant 10 min, puis numérisés sous UV avec un système de photodocumentation GelDoc (Biorad, Mississauga, ON). La normalisation des profils DGGE a été obtenue suite à l'analyse des gels numérisés à l'aide du logiciel Phoretix 1X (Nonlinear dynamics, Newcastle upon Tyne, UK) et des marqueurs de contrôle DGGE situé dans des puits parallèles de chaque gel DGGE.


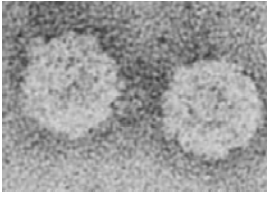
Chacune des bandes du profil DGGE d'un échantillon constitue une population bactérienne. Théoriquement, la valeur de l'intensité de la bande est proportionnelle à la quantité de bactéries de la communauté présentes dans l'échantillon. Plus l'intensité de la bande est élevée, plus la population bactérienne occupe un espace important sur les surfaces échantillonnées.

4.2.11 Mesure de virologie

L'efficacité de capture de bactériophages par les UTA a été mesurée pour l'ensemble des essais. Les différentes conditions d'opération ont été étudiées en triplicata et lors de trois événements au cours des 7 semaines de la durée des essais.

Deux bactériophages ont été utilisés à titre de modèles de virus eucaryotes, tels que les virus humains. Les bactériophages ou phages sont des virus de bactéries et donc non pathogènes pour l'humain ou l'animal (niveau de biosécurité 1). L'emploi des bactériophages sur le terrain (en l'absence de niveaux de confinements biologiques) est innovateur. Les phages P008 et PhiX174 ont été employés dans cette étude et sont décrits au tableau 3.

Tableau 3. Description des phages

Paramètre	Phages	
	P008	PhiX174
Famille	<i>Siphoviridae</i>	<i>Microviridae</i>
Matériel génétique	ADN double brin	AND simple brin
Taille	capside 55-60 nm, queue 570 nm	25 nm
Présence d'une enveloppe	Non	Non
Cellule hôte	<i>Lactococcus lactis</i> F7/2A	<i>Escherichia coli</i> C
Image		

Les phages P008 et PhiX174 ont été artificiellement aérosolisés dans les UTAs via un nébuliseur à jets connecté en amont des UTAs. La nébulisation à l'aide du nébuliseur à jets permet de générer des aérosols par l'entrée d'un flot d'air à haute pression (40 psig) dans un récipient contenant une solution (phages [10^8 mL^{-1}] contenus dans un tampon de phage 1X [50 mM Tris-HCl pH 7,5, 100 mM NaCl, 8 mM MgSO_4]). Plus précisément, la nébulisation a été effectuée pendant 5 minutes à un débit de 80 L min^{-1} à l'aide d'un nébuliseur Collison à 24 jets (BGI Incorporated) afin d'introduire 108 phages P008 et PhiX174 dans chaque UTA. Le diamètre aérodynamique médian des particules générées par un nébuliseur Collison à 24 jets, fonctionnant à une pression d'air de 40 psig, est de $0,78 \mu\text{m}$ (déterminé expérimentalement par la génération d'un nébulisat dans un tunnel à vent [chambre d'aérosolisation dynamique] et par la détermination du diamètre aérodynamique médian à l'aide d'un Aerodynamic Particle Sizer ou APS). Il est important de noter que le diamètre aérodynamique des particules émises par le Collison 24 jets n'est pas associé à la concentration de phages, ni à la pression d'air utilisée pour la génération des aérosols, mais est lié à la concentration en sels de la solution de nébulisation.

Les phages P008 et PhiX174 ont été échantillonnés à l'aide de *Coriolis* (cyclones humides, Bertin Technologies Inc.) en amont et en aval de l'UTA afin de déterminer l'efficacité de capture de unités. Les *Coriolis* sont des impacteurs tangentiels permettant l'impaction des aérosols dans 15 mL d'une solution de collection (du tampon de phage 1X pour la présente étude). Les phages ont été échantillonnés, parallèlement à la nébulisation, pendant 5 minutes à un débit de 100 L d'air par minute (échantillonnage de $0,5 \text{ m}^3$ d'air).

La quantification des phages P008 et PhiX174 a été effectuée par PCR à l'aide d'amorces et de sondes précédemment développées (Verreault et al. 2011, Verreault et al. 2010). La

quantification PCR a permis d'évaluer l'efficacité de capture des UTAs pour les phages infectieux, non-infectieux, non-viables et totaux.

4.2.12 Analyses statistiques des résultats

D'un point de vue statistique, chaque UTA représente une unité expérimentale. Le protocole expérimental comprend donc douze traitements, répétés trois fois. Les résultats ont été analysés en utilisant les paramètres retrouvés aux équations 3, 4 et 5.

$$EE = \frac{C_{\text{entrée}} - C_{\text{sortie}}}{C_{\text{entrée}}} \times 100 \% \quad \text{Équation 3}$$

$$CE = \frac{(C_{\text{entrée}} - C_{\text{sortie}}) \times Q_{\text{air}}}{V_{\text{milieu filtrant}}} \quad \text{Équation 4}$$

$$PR = \frac{(C_{\text{entrée}} - C_{\text{sortie}}) \times Q_{\text{air}}}{M_{\text{porc}}} \quad \text{Équation 5}$$

Où EE est l'efficacité d'élimination (%), $C_{\text{entrée}}$ et C_{sortie} sont des concentrations à l'entrée et à la sortie des unités (g m^{-3}), CE est la capacité d'élimination ($\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$), Q_{air} est le débit d'air circulant dans l'unité ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), $V_{\text{milieu filtrant}}$ est le volume de l'unité (m^3) et PR est la production de gaz ($\text{mg h}^{-1} \text{kg}_{\text{porc}}^{-1}$).

Une analyse de la variance avec la procédure PROC MIXED du logiciel SAS a été utilisée pour évaluer les différences entre les différents traitements pour les différentes variables. Le modèle comprend la variable traitement en effet fixe et les différents essais en effets aléatoires. Dans tous les cas, lors de l'analyse des résultats, une différence sera dite significative lorsque la valeur de p est inférieure à 5 % alors qu'il y a plutôt une tendance dans le cas où la valeur de p se situe entre 5 et 10 %.

Comme ce projet jumelle plusieurs disciplines, une ressource spécialisée (bio-statisticienne de l'IRDA) dans les sciences statistiques a été mises à profit pour valider les démarches et analyses effectuées.

L'utilisation des analyses statistiques appropriées a permis d'évaluer si l'utilisation des UTA procure des résultats fiables de réduction d'émissions sur les deux années consécutives de mesure.

4.3 Résultats

4.3.1 Mesure des conditions d'ambiance et de fonctionnement des UTA

Les moyennes de température à l'entrée des UTA sont présentées au tableau 4 pour l'ensemble des conditions. Les valeurs mesurées s'étendent de 21,9 à 23,1 °C, ce qui

démontre que les conditions de température à l'entrée étaient similaires pour tous les traitements. Il est normal que les valeurs soient similaires puisqu'elles étaient contrôlées par le système de ventilation du laboratoire. En ce qui concerne les humidités relatives moyennes, les valeurs sont également très similaires pour les différents traitements (tableau 5). Les valeurs variaient entre 27 et 42 %, mais les écarts-types sur ces valeurs étaient également élevés. L'observation à l'effet que les écarts-types sont élevés démontre la grande variabilité de la variable et atténue les différences observées. De plus, l'humidité relative est un paramètre pour lequel il n'y a pas de contrôle dans le laboratoire utilisé. L'humidité présente à l'entrée des UTA est donc le résultat de l'humidité relative de l'air extérieure légèrement modifiée lors du chauffage ou de la climatisation, mais sans plus.

Tableau 4. Température de l'air à l'entrée des UTA

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Température (°C)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	É-T	moyenne	É-T	moyenne	É-T
S	2,15	22,6	1,8	22,9	1,0	21,9	3,2
	4,31	22,9	0,6	22,4	1,6	22,8	0,7
NS	2,15	22,9	0,4	22,8	1,3	23,0	0,5
	4,31	22,7	1,6	23,1	0,8	22,7	1,4

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

Tableau 5. Humidité relative à l'entrée des UTA

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Humidité relative (%)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	É-T	moyenne	É-T	moyenne	É-T
S	2,15	41,5	16,3	37,3	15,9	33,9	17,4
	4,31	34,2	12,1	39,1	14,7	40,9	12,0
NS	2,15	33,8	11,4	39,8	13,9	39,4	16,0
	4,31	37,6	26,9	38,2	15,6	27,3	22,5

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

En ce qui concerne les valeurs moyennes de la température de la SF des UTA, les valeurs variaient entre 16,8 et 18,5 °C (tableau 6). Cette variable est très importante puisqu'elle est en lien directe avec le maintien ou la croissance des microorganismes. En effet, des températures plus faibles auraient pu limiter l'action de l'ensemble ou d'une fraction des populations microbiennes et ainsi diminuer leur impact sur un traitement. Cependant, la faible variation entre la valeur moyenne la plus faible et la plus élevée représente moins de 10 % des valeurs moyennes. Cela démontre encore une fois qu'aucun traitement n'a été défavorisé par les conditions de température de la SF.

Tableau 6. Température de la solution filtrante dans les UTA

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Température (°C)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	É-T	moyenne	É-T	moyenne	É-T
S	2,15	18,5	2,5	17,4	3,2	17,0	3,2
	4,31	17,4	2,4	17,2	1,8	17,4	1,3
NS	2,15	17,5	1,3	17,3	1,9	17,6	1,4
	4,31	18,1	2,7	17,6	1,9	16,8	3,1

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

Les conditions de température à la sortie des unités constituent le dernier paramètre permettant d'assurer que les unités ont été exposées à des conditions de fonctionnement similaires. Encore une fois, les valeurs moyennes sont très similaires pour toutes les combinaisons de traitement, variant de 16,6 à 17,9 °C (tableau 7). L'humidité relative à la sortie des UTA n'a pas été mesurée en continu pour l'ensemble des essais puisque le procédé de biofiltration par percolation produit de l'air saturée d'eau, à 100 % d'humidité relative. Seulement quelques mesures ponctuelles ont permis de s'assurer que l'air sortait bel et bien à 100 % d'humidité relative.

Tableau 7. Température de l'air à la sortie des UTA

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Température (°C)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	É-T	moyenne	É-T	moyenne	É-T
S	2,15	17,5	2,9	17,7	2,3	17,3	2,6
	4,31	17,3	1,4	17,2	1,9	17,6	1,3
NS	2,15	16,6	1,6	17,2	1,8	17,8	1,4
	4,31	17,9	2,6	17,7	2,5	16,9	2,4

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

4.3.2 Mesure des concentrations de gaz à l'entrée des UTA

L'air d'entrée des UTA correspond à celle qui a été extraite des mini-porcheres. Les concentrations sont fonction de la production de gaz par les porcs, mais également du débit de ventilation. Un débit élevé signifie une concentration de gaz plus diluée par le flot d'air et donc une concentration réduite. Puisque les débits ont été fixés pour les essais et que ceux-ci étaient plutôt élevés pour rencontrer l'ensemble des conditions de TR prévus, il fallait s'assurer que les concentrations de gaz dans l'air était d'un niveau suffisant pour être capable de mesurer leur réduction par les UTA.

La figure 7 illustre le patron de mesure de l'ammoniac et du méthane pour un des traitements. Cette figure représente bien l'allure de la concentration de ces deux gaz pour les autres traitements. Pour le NH₃, le patron démontre une augmentation de la

concentration au fil du temps. Les valeurs varient entre environ 8 ppmv au début de l'essai à environ 14 ppmv vers la fin de ce dernier. Puisque la production de l'ammoniac peut être associée à la masse des porcs, des porcs plus gros en produisant plus, il est normal d'avoir mesuré une augmentation de la concentration de ce dernier (Cortus, 2006).

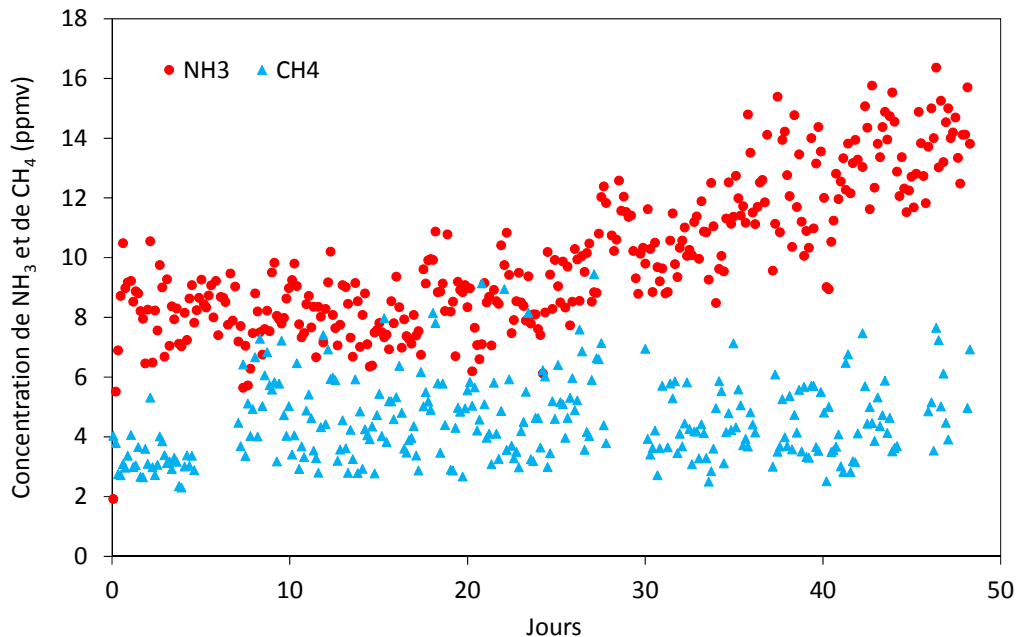


Figure 7. Concentrations de NH₃ et CH₄ à l'entrée (exemple)

En ce qui concerne la courbe de concentration du méthane, les valeurs mesurées sont relativement stables dans le temps et la valeur moyenne est de 5,5 ppmv avec un écart-type de 1,8 ppmv. Ces valeurs sont similaires à celles normalement mesurées dans le laboratoire BABE.

Les valeurs moyennes des concentrations gazeuses pour l'ensemble des traitements sont présentées aux tableaux 8, 9, 10 et 11. Pour ce qui est du NH₃, les valeurs moyennes par traitements varient entre 8,2 et 10,7 ppmv. Compte tenu des écart-type sur les moyennes, il est possible d'affirmer que les valeurs moyennes de concentration de NH₃ pour tous les traitements sont similaires. Les conclusions tirées pour l'ammoniac s'appliquent également aux concentrations de CH₄, CO₂ et N₂O à l'entrée des UTA. En effet, les valeurs moyennes de concentration s'étendent de 4,3 à 5,0 ppmv pour le CH₄, de 1191 à 1301 ppmv pour le CO₂ et de 0,29 à 0,35 ppmv pour le N₂O. Dans plusieurs des cas, la variation entre les valeurs maximales et minimales est même inférieure aux coefficients de variation. La faible variation des valeurs moyennes entre les traitements démontrent donc que ces derniers ont tous été exposés à la même charge de gaz à l'entrée de l'unité de traitement.

Tableau 8. Concentration de NH₃ à l'entrée des UTA

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Concentrations (ppmv)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	É-T	moyenne	É-T	moyenne	É-T
S	2,15	10,1	3,1	8,8	3,4	8,6	3,1
	4,31	9,0	2,7	9,1	3,1	8,5	1,9
NS	2,15	9,0	3,4	9,4	2,5	9,9	2,6
	4,31	10,7	2,5	8,2	2,9	9,2	2,6

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

Tableau 9. Concentration de CH₄ à l'entrée des UTA

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Concentrations (ppmv)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	É-T	moyenne	É-T	moyenne	É-T
S	2,15	4,9	1,6	4,5	1,5	4,6	1,6
	4,31	4,4	1,5	4,6	1,7	4,8	1,5
NS	2,15	4,7	1,4	5,0	1,8	5,0	1,8
	4,31	4,3	1,3	4,6	1,7	4,5	1,7

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

Tableau 10. Concentration de CO₂ à l'entrée des UTA

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Concentrations (ppmv)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	É-T	moyenne	É-T	moyenne	É-T
S	2,15	1234	137	1194	137	1191	132
	4,31	1245	156	1255	145	1274	148
NS	2,15	1222	145	1245	129	1301	147
	4,31	1221	130	1232	154	1206	127

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

Tableau 11. Concentration de N₂O à l'entrée des UTA

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Concentrations (ppmv)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	É-T	moyenne	É-T	moyenne	É-T
S	2,15	0,30	0,06	0,29	0,06	0,29	0,05
	4,31	0,29	0,06	0,30	0,06	0,35	0,10
NS	2,15	0,29	0,05	0,31	0,06	0,30	0,06
	4,31	0,31	0,06	0,29	0,05	0,29	0,05

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

Pour les prochains résultats, il est important de se rappeler que les éléments de comparaison font souvent intervenir une comparaison entre la sortie des unités et l'entrée de ces dernières. Cette comparaison entre la sortie et l'entrée fait en sorte d'éliminer l'impact des petites différences qui auraient pu être présentes entre les traitements dues aux conditions ambiantes ou aux concentrations de gaz à l'entrée.

4.3.3 Efficacité des UTA à réduire les gaz

L'objectif global de ce projet étant d'optimiser l'efficacité des UTA à diminuer les concentrations en gaz en fonction des conditions d'opération testées, l'équipe de recherche a dû d'abord établir différents paramètres de comparaison. Parmi les composés gazeux analysés en continu pendant les 49 jours des essais (NH_3 , CO_2 , CH_4 et N_2O), seulement le NH_3 a été éliminé de manière significative. De plus, pour chaque essai, l'élimination du NH_3 était très variable dans le temps. Le graphique à la Figure 8 présente un exemple de l'efficacité d'élimination (EE) du NH_3 en fonction du temps pour un essai en particulier.

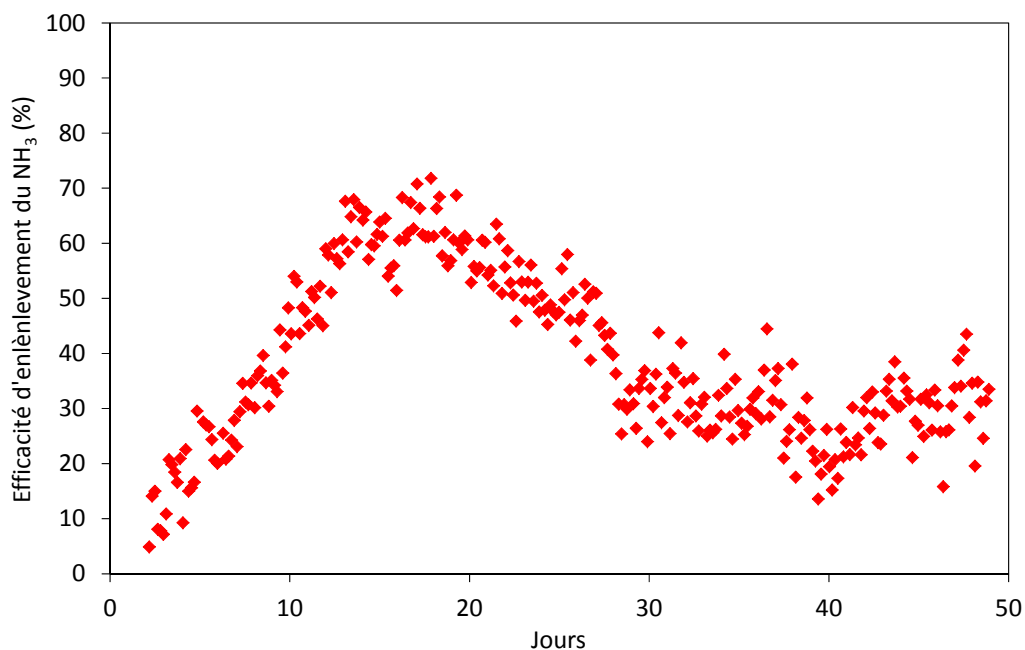


Figure 8. Efficacité d'élimination du NH_3 dans le temps (exemple)

Tel que présenté à la Figure 8, le fonctionnement de l'UTA s'est caractérisé par une phase de démarrage (12,8 jours dans la figure 8) où l'EE du NH_3 a augmenté assez rapidement jusqu'à une valeur maximale (62% dans la figure 8). L'EE maximale a été maintenue pendant quelques jours (6,8 jours dans la figure 8). Suite à ce plateau, la performance de l'UTA a graduellement diminué pour atteindre des valeurs aussi faibles que 10 %.

L'EE permet de comparer les concentrations d'entrée et de sortie, mais ce paramètre ne permet pas de comparer des unités de différents volumes, il faut plutôt utiliser la capacité d'élimination (CE). La graphique à la Figure 9 présente un exemple de la CE en fonction du temps pour le même essai illustré à la Figure 8.

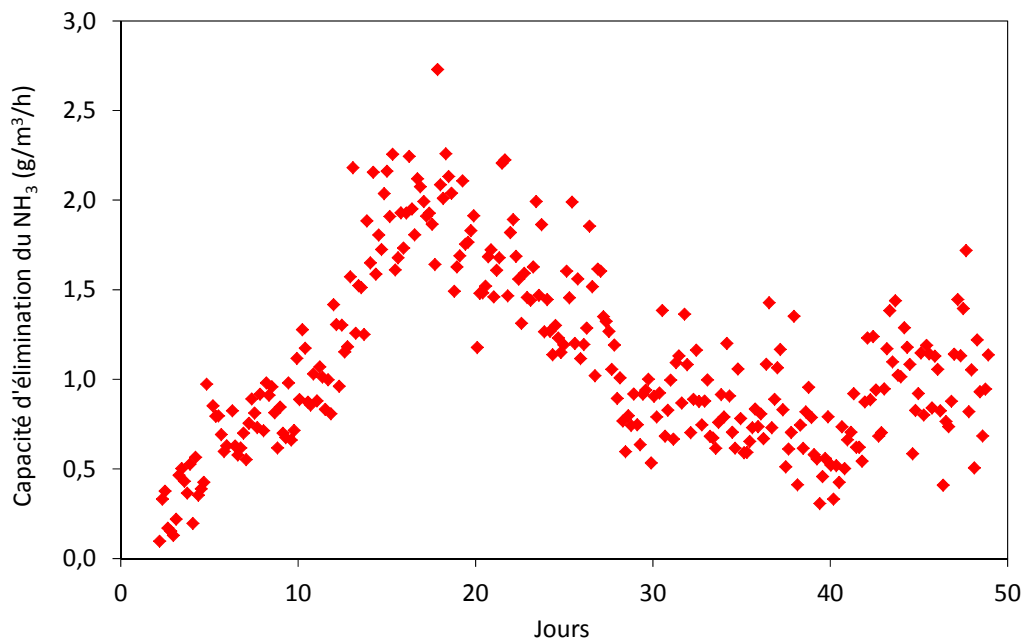


Figure 9. Capacité d'élimination du NH₃ dans le temps (exemple)

Tel qu'illustré à la Figure 9, la CE du NH₃ suit le même comportement que l'EE, soit une augmentation vers un plateau suivie d'une diminution graduelle. Lorsque la concentration de NH₃ à l'entrée est relativement constante et que le débit d'air ne varie pas, la CE est proportionnelle à l'EE d'après l'équation 4.

Le choix des paramètres de comparaison a été basé sur les graphiques d'EE du NH₃ tel que celui présenté à la Figure 8. Le premier paramètre de comparaison, le temps de démarrage, a été défini comme suit : c'est le moment où une UTA atteint 90 % de l'EE maximal (calculée avec une moyenne de 5 données consécutives). Suite à la phase de démarrage, la fin du plateau a été établi comme le moment où l'EE du NH₃ diminue définitivement en-dessous de 90% de l'EE maximal. D'après l'équipe de recherche, ce plateau de performance représente bien la capacité de traitement de chaque essai et cette période a été utilisée pour calculer les paramètres de comparaisons suivants :

- EE moyenne pour le NH₃
- CE moyenne pour le NH₃

- Production moyenne de CO₂
- Production moyenne de CH₄
- Production moyenne de N₂O

Les résultats pour le temps de démarrage sont présentés au Tableau 12 et, parmi les conditions d'opération testées, les valeurs ont variées de 9,6 à 20,4 jours avec une erreur standard jusqu'à 4,5 jours. Par contre, aucun effet significatif du type de milieu filtrant, du débit de recirculation de la SF, ni du TR n'a été observé. Les conditions d'opération testées n'ayant pas eu d'influence sur le temps de démarrage, le démarrage d'un biofiltre percolateur semble donc être gouverné par la microbiologie.

Tableau 12. Temps de démarrage des UTA

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Temps de démarrage (jours)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	E S	moyenne	E S	moyenne	E S
S	2,15	16,4	3,8	13,1	3,8	13,6	3,8
	4,31	9,6	3,8	15,6	3,8	14,5	3,8
NS	2,15	16,9	4,5	17,5	3,8	14,2	3,8
	4,31	13,9	3,8	17,2	4,6	20,4	3,8

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

Les résultats obtenus pour la durée du plateau, présentés au Tableau 13, ont variés de 4,3 à 11,0 jours avec une erreur standard jusqu'à 2,5 jours. D'après l'analyse statistique, la durée du plateau a tendance ($p = 0,0928$) à diminuer avec le débit de recirculation de la solution filtrante. En moyenne, la durée du plateau était plus courte de 2 jours avec le débit de recirculation de 4,31 m³ m⁻² h⁻¹ par rapport au débit de 2,15 m³ m⁻² h⁻¹. La durée du plateau n'est pas déterminée par la performance maximale d'un UTA, mais plutôt par la diminution de l'EE du NH₃. Il semblerait donc qu'un débit de recirculation plus élevé accélère cette diminution de l'efficacité. Puisque l'augmentation du débit de recirculation améliore la distribution de la solution liquide sur le milieu filtrant, il est possible que les composés inhibiteurs aient eu un effet plus rapide avec un débit de 4,31 m³ m⁻² h⁻¹.

Tableau 13. Durée du plateau des UTA

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Durée du plateau (jours)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	E S	moyenne	E S	moyenne	E S
S	2,15	8,4	2,1	5,3	2,1	10,7	2,1
	4,31	5,6	2,1	9,0	2,1	4,8	2,1
NS	2,15	6,7	2,1	11,0	2,1	6,4	2,1
	4,31	4,3	2,1	4,9	2,5	8,1	2,1

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

Pour le traitement du NH_3 , les résultats sont présentés en termes d'EE au Tableau 14 et en termes de CE au Tableau 15. L'EE du NH_3 moyenne au plateau a varié de 49 % jusqu'à une valeur maximale de 67,8 % avec une erreur standard jusqu'à 4,9 %. Le temps de résidence a eu un effet significatif ($P = 0,0101$) sur ce paramètre. Par contre, une amélioration significative de l'EE du NH_3 a seulement été observée pour un TR de 9 secondes; il n'y avait pas de différence statistiquement satisfaisante entre les TR de 3 et de 6 secondes. L'amélioration maximale observée, entre les TR de 3 et de 9 secondes, était que de 8 %. C'est-à-dire qu'en triplant le volume du milieu filtrant, l'EE du NH_3 a seulement augmenté de 57 à 65 % (en considérant les moyennes de tous les autres paramètres). Le débit de recirculation de la solution filtrante et le type de média filtrant n'ont pas eu d'impact significatif sur l'EE du NH_3 .

Tableau 14. Efficacité d'élimination du NH_3 moyenne pendant le plateau des UTA

Média	Débit ($\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)	Efficacité NH_3 (%)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	E S	moyenne	E S	moyenne	E S
S	2,15	49,0	4,0	60,1	4,0	64,8	4,0
	4,31	63,5	4,0	59,0	4,0	67,8	4,0
NS	2,15	55,5	4,0	58,2	4,0	66,3	4,0
	4,31	59,2	4,0	61,6	4,9	61,8	4,0

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

Tableau 15. Capacité d'élimination NH_3 moyenne pendant le plateau

Média	Débit ($\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)	Capacité d'élimination NH_3 ($\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	E S	moyenne	E S	moyenne	E S
S	2,15	3,72	0,32	2,06	0,32	1,60	0,33
	4,31	4,19	0,32	1,92	0,32	1,34	0,33
NS	2,15	3,64	0,32	1,87	0,32	1,47	0,33
	4,31	4,32	0,32	2,29	0,38	1,69	0,33

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

En ce qui concerne la CE du NH_3 , les valeurs obtenues ont varié de 1,34 à 4,32 $\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ avec une erreur standard jusqu'à 0,38 $\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (tableau 15). Comme pour l'EE, le TR a eu un impact significatif ($P < 0,0001$) sur le CE. Par contre, l'augmentation du TR a fait diminuer la CE jusqu'à plus de la moitié. En effet, puisque le TR a été ajusté en modifiant le volume du milieu filtrant et que les EE du NH_3 sont très semblables, le TR a eu un impact important sur la CE.

Les résultats du suivi des principaux gaz à effet de serre (GES) se trouvent dans les tableaux 16, 17 et 18 pour la production de CO₂, de CH₄ et de N₂O respectivement. Les données de ces tableaux qui sont significativement différents de zéro sont affichées en gras. En moyenne pour le plateau, la production de CO₂ a variée de -7,4 à 62,5 mg h⁻¹ kg_{porc}⁻¹ avec une erreur standard jusqu'à 13,1. Par contre, seulement les valeurs de 56,9, 48,7 et 62,5 mg h⁻¹ kg_{porc}⁻¹ sont significativement différentes de zéro. L'augmentation du TR semble avoir une légère tendance (P = 0,0710) à diminuer la production de CO₂, mais avec si peu de valeurs significativement différentes de zéro, il n'est pas possible de tirer des conclusions précises.

Tableau 16. Production de CO₂ pendant le plateau

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Production CO ₂ (mg h ⁻¹ kg _{porc} ⁻¹)*					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	E S	moyenne	E S	moyenne	E S
S	2,15	10,4	19,0	10,8	19,0	6,5	19,1
	4,31	56,9	19,0	23,3	19,0	-7,4	19,1
NS	2,15	48,7	19,0	22,7	19,0	8,1	19,1
	4,31	29,5	19,0	62,5	23,1	27,7	19,1

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

* Les valeurs significativement différentes de zéro sont en gras

Pour la production de CH₄, les valeurs ont variées de -0,27 à 0,09 mg h⁻¹ kg_{porc}⁻¹ avec une erreur standard jusqu'à 0,16. Comme pour la production de CO₂, très peu des moyennes présentées au tableau 17 sont significativement différentes de zéro. De plus, aucune des conditions d'opération n'a eu d'effet significatif sur la production de CH₄. Les valeurs négatives dans le tableau démontrent que dans certaines conditions, les UTA peuvent éliminer un peu de CH₄ dans l'air de ventilation d'une porcherie.

Tableau 17. Production de CH₄ pendant le plateau des UTA

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Production CH ₄ (mg h ⁻¹ kg _{porc} ⁻¹)*					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	E S	moyenne	E S	moyenne	E S
S	2,15	-0,25	0,13	-0,05	0,13	-0,10	0,13
	4,31	0,075	0,13	0,09	0,13	0,015	0,13
NS	2,15	-0,017	0,13	0,025	0,13	-0,11	0,13
	4,31	-0,27	0,16	-0,17	0,16	-0,09	0,13

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

* Les valeurs significativement différentes de zéro sont en gras

La production de N₂O a varié de 0,065 à 0,313 mg h⁻¹ kg_{porc}⁻¹ avec une erreur standard jusqu'à 0,037, mais contrairement au CO₂ et au CH₄, toutes les valeurs de production de N₂O sont significativement différentes de zéro. Il est donc possible d'affirmer que les

UTA ont produit une petite quantité de N₂O. Le type de milieu filtrant et le TR ont eu un effet significatif sur la production de N₂O (à des P de 0.0341 et 0.0007 respectivement). En moyenne, le milieu filtrant non-structuré a produit 30 % plus de N₂O que le média structuré. Pour le TR, la production de N₂O pour les valeurs de 3 et 6 secondes sont statistiquement équivalentes, mais le TR de 9 secondes a produit jusqu'à 80 % plus de N₂O. La production biologique de N₂O dans les UTA provient de la dénitrification du NO₃⁻ dans des zones où la concentration d'oxygène est faible. Puisque l'implantation de ces zones est aléatoire à l'intérieur d'un UTA, il est difficile d'établir un lien entre la production de N₂O et les conditions d'opération.

Tableau 18. Production de N₂O pendant le plateau

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Production N ₂ O (mg h ⁻¹ kg ⁻¹ porc)*					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	E S	moyenne	E S	moyenne	E S
S	2,15	0,072	0,030	0,065	0,030	0,179	0,030
	4,31	0,133	0,030	0,115	0,030	0,202	0,037
NS	2,15	0,089	0,030	0,134	0,030	0,313	0,030
	4,31	0,204	0,030	0,137	0,037	0,132	0,030

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

* Les valeurs significativement différentes de zéro sont en gras

4.3.4 Efficacité des UTA à réduire les odeurs

Les tableaux 19 et 20 présentent les valeurs moyennes de réduction des odeurs obtenues à l'aide des UTA. Le premier tableau présente les mesures effectuées en utilisant la méthode de l'olfactométrie dynamique alors que le deuxième présente plutôt les mesures effectuées par des panélistes qualifiés. Dans le cas des mesures effectuées à l'olfactomètre, les valeurs moyennes s'étendent de 11,4 à 50,8 % de réduction. Les UTA tel qu'utilisées dans les essais de ce projet présentent donc un potentiel de réduction de l'odeur. Par contre, même si certaines des différences peuvent sembler importante entre différents traitements, l'analyse statistique a révélé qu'il n'y a aucun des traitements qui soit significativement meilleur ($p < 0,05$) que les autres, ni même de traitement qui présente une tendance ($p < 0,10$) à être supérieur. La réduction moyenne de l'odeur, tous les traitements confondus, est de 31,1 %.

Tableau 19. Efficacité des UTA à réduire les odeurs - olfactomètre

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Efficacité odeur (%)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	E S	moyenne	E S	moyenne	E S
S	2,15	31,6	13,3	25,8	13,3	62,3	13,3
	4,31	32,4	13,3	20,3	13,3	11,4	13,3
NS	2,15	34,1	13,3	43,9	13,3	19,1	13,3
	4,31	24,9	13,3	16,5	13,3	50,8	13,3

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

Tableau 20. Efficacité des UTA à réduire les odeurs - panélistes

Média	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Efficacité odeur (%)					
		TR 3 s		TR 6 s		TR 9 s	
		moyenne	E S	moyenne	E S	moyenne	E S
S	2,15	79,2	5,6	67,2	5,6	81,5	5,6
	4,31	80,2	5,6	70,7	5,6	82,1	5,6
NS	2,15	76,4	5,6	66,8	5,6	79,6	5,6
	4,31	80,7	5,6	64,2	5,6	70,9	5,6

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

Dans le cas des mesures effectuées à l'aide de la méthode impliquant des panélistes qualifiés, les résultats sont légèrement différents. En premier lieu, les valeurs sont plus élevées. Ce phénomène peut s'expliquer par le fait que la mesure est différente. En effet, l'olfactométrie dynamique implique l'utilisation d'un équipement dans lequel il y a filtration de l'échantillon et pour lequel les échantillons sont analysés après un certain délai à partir de l'échantillonnage. Puisque l'odeur peut parfois voyager sur des poussières provenant de l'environnement d'une porcherie, la filtration de celles-ci par l'olfactomètre ainsi que leur possible sédimentation associée au délai d'analyse pourraient faire en sorte de réduire la concentration mesurée. De plus, l'écart dans les mesures s'appliquerait principalement pour les échantillons prélevés à l'entrée des UTA puisque ceux provenant de la sortie des unités sont saturées en eau et présentent beaucoup moins d'odeur.

Les valeurs calculées d'efficacité des UTA à réduire l'odeur mesurées selon la méthode des panélistes qualifiés varient entre 64,2 % et 82,1 % d'efficacité. L'analyse statistique des données a démontré que seul le paramètre TR présente un effet significatif ($p=0,0091$). Sans égard aux autres paramètres, les moyennes pour les TR de 3, 6 et 9 secondes sont respectivement de 79,1; 67,2 et 78,5 %. L'analyse démontre qu'à la fois le TR de 3 secondes et celui de 9 secondes sont significativement supérieurs à celui de 6 secondes, mais les deux meilleurs TR ne sont pas significativement différents. Cette différence significative est difficile à expliquer logiquement et ne peut être associée à autre chose qu'aux aléas de l'expérimentation. En effet, puisqu'il s'agit d'une gradation

de 3 à 9 secondes, la valeur TR de 6 secondes ne peut être la plus faible, tous les autres paramètres demeurant identiques.

Enfin, puisque le TR de 9 secondes n'améliore pas significativement l'efficacité par rapport à un TR de 3 secondes, il semble que le fait de tripler la quantité de média filtrant et donc le volume de l'équipement ne soit pas souhaitable pour augmenter l'efficacité à réduire l'odeur.

4.3.5 Microbiologie

4.3.5.1 Évaluation des biomasses sèches extraites des media

Le tableau 21 présente les biomasses sèches totales des échantillons prélevés après sept semaines d'opération des UTA, ce qui correspond à la fin des essais. Les biomasses sèches totales (vivantes et inertes) les plus importantes se localisaient à la zone 1, ce sont les cinq feuillets à l'entrée du flux d'air dans l'UTA.

Tableau 21. Biomasse sèche des échantillons prélevés après 7 semaines sur les surfaces des media des UTA

Média	TR (s)	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	Biomasse (g m ⁻²)			
			Zones*	1	2	3
S	3	2,15	15,91	0,23		
		4,31	6,06	2,27		
	6	2,15	10,16	0,85	0,46	
		4,31	4,74	1,20	0,67	
	9	2,15	9,01	0,65	0,38	0,24
		4,31	1,37	1,24	0,27	0,78
NS	3	2,15		0,91		
		4,31		1,00		
	6	2,15		0,98	0,30	
		4,31		1,02	0,31	
	9	2,15		0,92	0,14	
		4,31		1,24	0,33	

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

* Voir les figures 6 et 7 pour localiser les zones 1 à 4.

Les biomasses sèches moyennes accumulées à la surface des feuillets de la zone 1 étaient plus élevées lorsque la vitesse de recirculation était de 4,31 m³ m⁻² h⁻¹. À l'inverse, les biomasses sèches moyennes accumulées à la surface des feuillets des zones 2, 3 et 4 étaient généralement plus élevées lorsque le débit était de 2,15 m³ m⁻² h⁻¹. L'air qui pénètre dans l'UTA est un facteur d'assèchement important des surfaces des premiers feuillets de média localisés à l'entrée de l'UTA. La vitesse de recirculation de la SF de 2,15 m³ m⁻² h⁻¹ combinée au facteur d'assèchement de l'air ont probablement réduit l'adhérence des biomasses totales (vivantes et inertes) contenues dans l'air suite à leur

impaction sur les feuillets de la zone 1. Cela a entraîné un plus grand déplacement de ces biomasses vers les zones 2 à 4, situées plus au centre de l'UTA. Les biomasses sèches moyennes déterminées dans les zones 1 à 4 démontrent bien l'effet filtrant du média structuré.

Les valeurs moyennes des biomasses sèches accumulées sur les surfaces du média non-structuré sont beaucoup plus similaires quelques soient les paramètres opérationnels de ces UTA. Les valeurs moyennes des biomasses sèches totales récupérées des média non-structurés des zones 2 sont supérieures à celles de la zone 3 ce qui produit le même effet filtrant du média non-structuré que celui observé pour le média structuré. Les valeurs moyennes de biomasses sèches accumulées sur les surfaces des média structurés ou non-structuré prélevées dans les zones 2 ou 3 ne diffèrent pas significativement pour les UTA opérées avec un TR de 6 ou 9 sec.

Les résultats d'évaluation de la biomasse sèche totale indiquent que pour un temps de rétention similaire, les UTA opérées avec du média non-structuré accumulent un peu plus de la moitié de la biomasse totale (vivante + inerte) moyenne qui s'accumule dans une UTA opérée avec du média structuré.

4.3.5.2 Évaluation des quantités d'ADN extraites des biofilms

Le tableau 22 présente les quantités d'ADN totales extraites des échantillons de biofilm prélevés après sept semaines d'opération des UTA. L'évaluation des quantités d'ADN totales extraites des surfaces lavées (biofilm) des média permet d'estimer la proportion de biomasses vivantes au sein du biofilm par rapport à la biomasse sèche totale accumulée sur les surfaces des média. Les quantités d'ADN totales extraites des biofilms variaient en fonction des zones de l'UTA, les quantités étant progressivement réduites lorsque les zones 1 à 4 étaient comparées. Ceci démontre l'effet filtrant des média, tel que l'avaient indiqué les résultats de l'évaluation des biomasses sèches.

Tableau 22. Quantités d'ADN extraites des biofilms prélevés après 7 semaines sur les surfaces lavées des média

Média	TR (s)	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	ADN (10 ⁻³ g m ⁻²) Zones*			
			1	2	3	4
S	3	2,15	0,35	0,50		
		4,31	1,87	0,56		
	6	2,15	3,71	0,67	0,50	
		4,31	3,02	0,55	0,15	
	9	2,15	0,58	0,35	0,15	0,18
		4,31	1,97	0,26	0,10	0,08
NS	3	2,15		1,52		
		4,31		0,67		
	6	2,15		1,64	0,39	
		4,31		1,96	0,23	
	9	2,15		0,86	0,36	
		4,31		1,33	0,49	

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

* Voir les figures 6 et 7 pour localiser les zones 1 à 4.

Les résultats indiquent que les UTA opérées avec média non-structuré ont généré des biofilms desquels des quantités d'ADN totales de deux à quatre fois plus élevées ont été extraites comparativement aux quantités d'ADN extraites d'UTA opérées avec du média structuré. Le Tableau 21 indiquait que les quantités de biomasses sèches totales accumulées par mètre carré de média étaient similaires lorsque les média structurés et non-structurés des zones 2 et 3 étaient comparés.

Puisque les quantités d'ADN extraites des biofilms ne peuvent provenir que des biomasses vivantes, le calcul du ratio de la valeur des quantités d'ADN extraites des biofilms sur la valeur de la biomasse sèche totale accumulée à la surface des média permettra d'évaluer la proportion de la biomasse sèche inerte qui origine des poussières, particules ou débris en suspension dans l'air. La comparaison des ratios obtenus pour chacune des zones des UTA, opérées selon des TR et des débits de recirculation fixes, déterminerait l'impact des paramètres sur le développement des biofilms à la surface de chaque type de média.

4.3.5.3 Ration entre la quantité d'ADN extraite du biofilm et la biomasse sèche.

Le tableau 23 présente les ratios calculés en divisant les quantités d'ADN extraites des biofilms par le total des biomasses sèches totales accumulées pour chacune des conditions d'opération des UTA.

Tableau 23. Ratio de la quantité d'ADN extraite du biofilm sur la biomasse sèche après 7 semaines

Média	TR (s)	Débit (m ³ m ⁻² h ⁻¹)	ADN (10 ⁻³ g m ⁻²) Zones*			
			1	2	3	4
S	3	2,15	0,06	0,22		
		4,31	0,12	2,43		
	6	2,15	0,78	0,56	0,75	
		4,31	0,30	0,65	0,33	
	9	2,15	0,42	0,29	0,56	0,23
		4,31	0,22	0,40	0,03	0,33
NS	3	2,15		1,67		
		4,31		0,67		
	6	2,15		1,67	1,30	
		4,31		1,92	0,74	
	9	2,15		0,93	2,57	
		4,31		1,07	1,48	

S : structuré; NS : non structuré; Débit : débit de recirculation de la solution filtrante; TR : temps de résidence de l'air; É-T : écart-type

* Voir les figures 6 et 7 pour localiser les zones 1 à 4.

L'analyse et la distribution de la valeur des ratios au sein des zones des UTA opérées avec du média structuré ou non-structuré soutiennent trois constats importants. Premièrement, l'effet filtrant des média se perçoit par la valeur décroissante des valeurs moyennes des biomasses sèches et des quantités d'ADN totale lors de la transition de la zone 1 vers la zone 4. Ensuite, les variations des ratios [ADN / Biomasses sèches] reflètent des modifications de la proportion des biomasses inertes et des biomasses vivantes au sein des biomasses totales accumulées dans les zones des UTA. Enfin, les ratios moyens plus élevés, observés dans les zones 2 et 3 des média non-structurés versus ceux des média structurés, résulteraient d'une part, de l'accumulation d'une quantité équivalente de biomasses totales, mais d'autre part, d'une augmentation de deux à quatre fois de la proportion des biomasses vivantes accumulées sur les surfaces aléatoires.

En conclusion, la plus grande porosité du média non-structuré et la disposition aléatoire des cylindres modifieraient le parcours de la solution filtrante qui percole sur les surfaces du média non-structuré à l'entrée et à l'intérieur de l'UTA. La porosité plus petite et constante du média structuré de même que la disposition régulière des surfaces induiraient un écoulement plus systématique. Les média non-structuré et structuré accumulent la même quantité de biomasse sèche totale par mètre carré, mais le média non-structuré accumule entre deux et quatre fois plus de biomasse vivante par mètre carré. La porosité du média, la structure physique des éléments constitutifs du média lorsque disposé dans l'UTA, ainsi que de l'écoulement de la solution filtrante au sein de l'UTA, sont trois facteurs qui déterminent l'adhérence des biomasses inertes, la vitesse de développement des biomasses vivantes et leur survie au sein des UTA. D'autres essais

seront nécessaires pour déterminer de façon précise l'impact individuel et/ou combiné de ces trois facteurs.

4.3.5.4 Évaluation de la diversité des communautés bactériennes

Pour chaque UTA étudiée lors des six essais de l'étude, trois périodes d'efficacité de réduction des nuisances de l'air émis par les chambres d'élevage ont été définies à l'aide des résultats de la mesure de la concentration du NH_3 . Le nombre de jours avant l'établissement du plateau, la durée du plateau et le pourcentage maximal d'efficacité de réduction du NH_3 atteint au plateau, ont permis de caractériser la performance de chaque UTA. Ces critères ont également servi à départager les communautés bactériennes selon qu'elles sont associées exclusivement ou non à la SF, aux biofilms prélevés sur les surfaces lavées des média ou aux biofilms prélevés sur les parois du réservoir. La durée de la période postérieure au plateau a été un facteur retenu pour établir une différenciation des profils DGGE des communautés bactériennes.

L'analyse des profils PCR-DGGE des populations bactériennes présentes dans les échantillons de SF et de biofilm prélevés dans les UTA opérées avec des média structurés ou non-structurés n'a pas permis de détecter des différences significatives entre les profils DGGE des populations prélevées sur la surface de chacun des deux types de média. Les profils DGGE des communautés bactériennes extraites des média structurés ou non-structurés ont donc par la suite été confondus en un seul groupe afin d'étudier l'impact des paramètres opérationnels des UTA sur les populations bactériennes en fonction des plateaux d'efficacité de la réduction du NH_3 .

Chaque profil DGGE a été regroupé au sein de 12 classes de bandes déterminées en fonction de leur coefficient de migration. Chacune des classes représente ainsi une communauté de populations bactériennes.

Le tableau 24 présente les proportions des 12 communautés bactériennes identifiées par l'analyse PCR-DGGE des échantillons prélevés des SF et des biofilms à la surface des média lorsque les UTA avaient atteint leur plateau du pourcentage maximal d'efficacité de réduction du NH_3 . Le tableau présente également les proportions des 12 communautés bactériennes détectées parmi les échantillons prélevés, à la semaine 7 des essais, dans les SF et dans les biofilms à la surface des média et des plaques du réservoir des UTA. Dans tous les cas, les profils DGGE des échantillons analysés ont été triés en fonction de trois gammes du pourcentage moyen d'efficacité de réduction du NH_3 atteint lors de la période du plateau de chacune des UTA testées.

Tableau 24. Proportion des 12 communautés bactériennes (A-L) du profil DGGE.

Période	Échantillon	EE* (%)	Proportion moyenne de chacune des communautés (%)											
			A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
Plateau	SF	50-60	9,7	17,3	18,4	20,0	14,2	1,4	0,9	0,3	7,4	9,8	0,6	0,0
Plateau	SF	60-70	28,8	10,0	1,1	15,1	4,5	18,0	11,6	6,7	0,1	3,6	0,0	0,4
Plateau	SF	70-80	5,7	25,8	2,2	16,2	4,3	19,6	5,6	11,2	0,9	2,0	6,5	0,0
Plateau	Média	50-60	2,3	18,1	12,2	25,9	9,2	19,6	4,4	0,8	1,0	4,1	2,5	0,0
Plateau	Média	60-70	7,2	3,3	2,0	11,1	7,6	35,9	12,5	12,4	3,3	2,0	1,7	0,8
Plateau	Média	70-80	2,5	8,7	5,8	18,4	6,7	39,4	6,5	1,7	3,7	6,6	0,0	0,0
7 ^e sem	SF	50-60	14,6	17,4	4,0	8,1	5,0	33,2	4,9	3,3	1,8	3,0	3,4	1,3
7 ^e sem	SF	60-70	12,8	16,6	5,3	8,9	2,8	30,3	5,7	4,9	9,1	3,2	0,4	0,0
7 ^e sem	SF	70-80	8,6	11,2	7,9	12,9	5,8	35,9	8,3	2,3	2,7	4,0	0,4	0,0
7 ^e sem	Média	50-60	3,6	14,7	2,9	19,3	6,3	41,4	4,3	1,3	1,8	2,3	1,8	0,2
7 ^e sem	Média	60-70	6,6	11,1	6,1	10,0	5,9	30,5	12,7	4,5	3,7	3,9	4,2	0,7
7 ^e sem	Média	70-80	6,9	13,0	8,8	11,5	5,7	29,8	15,1	1,2	2,7	2,2	2,4	0,6
7 ^e sem	Plaque	50-60	5,4	17,8	6,0	9,9	10,4	27,0	8,6	3,7	2,3	4,1	4,3	0,5
7 ^e sem	Plaque	60-70	6,6	11,1	6,1	10,0	5,9	30,5	12,7	4,5	3,7	3,9	4,2	0,7
7 ^e sem	Plaque	70-80	6,9	13,0	8,8	11,5	5,7	29,8	15,1	1,2	2,7	2,2	2,4	0,6

* Gammes de pourcentages d'efficacité d'élimination du NH₃; la gamme 50-60 % est une moyenne de 10 profils, la gamme 60-70 % de 10 profils et la gamme 70-80 % de 6 profils.

Les proportions de chacune des communautés dans le profil DGGE sont le reflet de la place qu'elles occupent dans l'écosystème étudié (SF, surface de média, plaque). Parmi les 12 communautés bactériennes détectées dans les échantillons SF prélevés lors de la période du plateau, les communautés B (17,7 %), D (17,1 %), A (14,7 %) et F (13,0 %) représentent les plus importantes proportions dans les profils DGGE. Dans les échantillons prélevés à la surface du média, ce sont respectivement les communautés F (31,7 %), D (18,5 %) et B (10,0 %).

Parmi les 12 communautés bactériennes détectées dans les échantillons SF prélevés après la semaine 7, les communautés F (33,1 %), B (15,0 %), A (12,0 %) et D (10,0 %) possèdent les plus importantes proportions dans les profils DGGE. Dans les échantillons prélevés à la surface du média, ce sont respectivement les communautés F (33,9 %), D (13,6 %), B (12,9 %) et G (10,7 %).

Les 12 communautés bactériennes détectées dans les échantillons SF prélevés durant le plateau peuvent former quatre sous-groupes :

- les communautés C, E, I et J qui sont en plus grande proportion dans les profils DGGE des échantillons des UTA ayant atteint une EE variant de 50 à 60 %;
- les communautés A, F, G, H et K qui sont en plus grande proportion dans les profils DGGE des UTA ayant atteint un EE supérieur à 60 %;
- les communautés D et B qui montrent des proportions variables dans les profils DGGE des UTA, et qui figurent parmi les plus grandes proportions détectées;
- la communauté L qui montre peu de variation significative de leur proportion dans les profils DGGE des échantillons des UTA.

Les 12 communautés bactériennes détectées dans les échantillons du média prélevés durant le plateau peuvent former quatre sous-groupes :

- les communautés B et C qui sont en plus grande proportion dans les profils DGGE des échantillons des UTA ayant atteint une EE variant de 50 à 60 % ;
- les communautés A, F, G, H et I qui sont en plus grande proportion dans les profils DGGE des UTA ayant atteint une EE supérieur à 60 % ;
- la communauté D qui montre des proportions variables dans son profil DGGE, et qui a la deuxième plus grande proportion après celles de la communauté F;
- les communautés E, J, K et L qui montrent peu de variation significative de leurs proportions dans les profils DGGE des échantillons des UTA.

Les 12 communautés bactériennes détectées dans les échantillons SF prélevés durant la semaine 7 peuvent former quatre sous-groupes:

- les communautés E et K qui sont en plus grande proportion dans les profils DGGE des échantillons des UTA ayant atteint une EE variant de 50 à 60 % ;
- les communautés C, D, G et I qui sont en plus grande proportion dans les profils DGGE des UTA ayant atteint une EE supérieur à 60 % ;
- la communauté F qui montre des proportions variables dans les profils DGGE des UTA, et qui représente la plus grande proportion détectée;
- les communautés A, B, H, J et L qui montrent peu de variation significative de leur proportion dans les profils DGGE des échantillons des UTA.

Les 12 communautés bactériennes détectées dans les échantillons du média prélevés durant la semaine 7 peuvent former quatre sous-groupes (tableau 4):

- les communautés D et F, qui sont en plus grande proportion dans les profils DGGE des échantillons des UTA ayant atteint une EE variant de 50 à 60 % ;
- les communautés A, C, G, H, I et K qui sont en plus grande proportion dans les profils DGGE des UTA ayant atteint une EE supérieur à 60 % ;
- la communauté B, qui montre des proportions variables dans les profils DGGE des UTA, mais qui représentent les plus grandes proportions détectées;
- les communautés E, J et L qui montrent peu de variation significative de leurs proportions dans les profils DGGE des échantillons des UTA.

Il est théoriquement probable que les proportions relatives des communautés les plus impliquées dans la réduction des concentrations du NH_3 soient les plus élevées lorsque la valeur de l'EE est à son maximum, soit la période du plateau. Par ailleurs, les proportions relatives de ces communautés doivent être réduites lorsque l'UTA est dans une phase postérieure à l'atteinte du plateau de l'efficacité d'élimination du NH_3 . La réduction des proportions est d'autant plus importante que la durée de la période post-plateau s'allonge et s'accompagne d'une réduction significative et substantielle de l'efficacité de l'UTA à éliminer le NH_3 . Le Tableau 25 présente les proportions moyennes de chacune des 12 communautés bactériennes détectées dans les profils DGGE issus des échantillons de la SF et du média prélevés à la période du plateau ou lors de la fin de la semaine 7.

Tableau 25. Proportion moyenne des douze (A-L) communautés bactériennes du profil DGGE lorsque les efficacités d'élimination du NH₃ sont réunies.

Période	Échantillon*	Proportion moyenne de chacune des communautés (%)											
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
Plateau	SF	14,7	17,7	7,2	17,1	7,7	13,0	6,0	6,1	2,8	5,1	2,4	0,1
Plateau	Média	4,0	10,0	6,7	18,5	7,9	31,7	7,8	4,9	2,7	4,2	1,4	0,3
7 ^e sem	SF	12,0	15,0	5,8	10,0	4,5	33,1	6,3	3,5	4,5	3,4	1,4	0,4
7 ^e sem	Média	5,7	12,9	5,9	13,6	6,0	33,9	10,7	2,4	2,7	2,8	2,8	0,5
7 ^e sem	Média	6,3	14,0	6,9	10,5	7,3	29,1	12,2	3,1	2,9	3,4	3,6	0,6
Delta	SF	-2,7	-2,7	-1,5	-7,1	-3,1	20,1	0,2	-2,6	1,7	-1,8	-0,9	0,3
Delta	Média	1,7	2,9	-0,7	-4,9	-1,9	2,3	2,9	-2,6	0,1	-1,4	1,4	0,2

* Profils DGGE issus de la SCF et des biofilms prélevés à la surface des média lorsque les UTA étaient dans les périodes du plateau ou de la 7^e semaine.

Les proportions moyennes identifiées «delta» correspondent aux proportions moyennes des communautés bactériennes détectées dans les échantillons prélevés à la semaine 7 et desquelles sont soustraites les proportions moyennes des communautés bactériennes détectées dans les échantillons prélevés à la période du plateau. Les proportions négatives indiquent que les communautés bactériennes ont subi soit une réduction réelle de leurs proportions ou soit qu'une ou plusieurs des onze autres communautés ont haussé leurs proportions dans le profil DGGE, ce qui peut avoir réduit la proportion de la communauté étudiée.

L'analyse des différentiels entre la 7^e semaine et le plateau des proportions moyennes des 12 communautés bactériennes révèle qu'elles se partagent en quatre sous-groupes selon l'importance relative de la réduction de proportion observée et le type d'échantillon (SF ou média) considéré :

- Les communautés D et E qui subissent une réduction importante de leur proportion respective principalement dans les profils DGGE issus des échantillons de SF et dans une moindre mesure dans les profils issus des biofilms des média.
- Les communautés H, J et C qui subissent une réduction de leur proportion respective dans les profils DGGE des échantillons de SF et du média.
- Les communautés A, B et K qui ne subissent une réduction de leur proportion respective que dans les profils des seuls échantillons SF.
- Les communautés F, G, I et L qui ne subissent pas de réduction, mais plutôt, dans le cas des communautés G, I et L, un accroissement de leur proportion dans les profils DGGE des échantillons prélevés autant dans la SF que du média. La proportion moyenne de la communauté F s'accroît substantiellement dans les profils issus des échantillons SCF.

Toutes les UTA des six essais étaient en période postérieure à l'atteinte du pourcentage d'efficacité maximale de réduction du NH_3 , et démontraient soit une décroissance régulière, soit une perte rapide d'efficacité suivie d'une réduction régulière du pourcentage d'efficacité. Lorsque les échantillons ont été prélevés à la fin des essais, à la semaine 7, près de 15 % des UTA étaient en période post-plateau depuis moins de 20 jours, alors que 62 % l'étaient depuis 20 jours ou moins de 30 jours, et que 23 % l'étaient depuis plus de 30 jours. Dans le cas de ces dernières UTA, il est probable que les communautés bactériennes impliquées dans la réduction des concentrations de NH_3 dans les UTA aient connues un substantiel déclin ou à tout le moins un certain déclin par rapport à d'autres communautés.

Parmi les 12 communautés bactériennes détectées, les communautés D, E, H, J et C sont celles qui affichaient des proportions plus élevées dans les profils DGGE issus des UTA opérées durant la période du plateau d'efficacité maximale d'élimination du NH_3 autant pour les échantillons de la SF que pour les profils issus des échantillons du média. Ces communautés semblent pouvoir s'établir autant dans la SF que dans les biofilms de la surface des média. La communauté D est celle qui affiche les réductions de proportion les plus importantes, suivie de la communauté E. Dans les deux cas, les réductions subies dans la SF étaient plus grandes. Les conditions prévalant lors de la période post-plateau leur auraient été plus contraignantes et nocives.

Les communautés A, B et K sont celles qui affichaient des réductions de proportion pour les seuls profils DGGE des échantillons de SF, ce qui laisse présumer qu'elles sont mieux adaptées à la survie sur les biofilms des surfaces des média.

La communauté F est celle qui a affiché les proportions les plus élevées autant dans les échantillons de la SF que dans ceux du média. Les conditions de croissance lors de la période post-plateau lui ont été profitables particulièrement dans la SF. Ce comportement serait indicateur que les bactéries de cette communauté ne sont pas directement responsables de la réduction des concentrations de NH_3 observées dans les UTA.

4.3.6 Virologie

En absence de nébulisation, les phages P008 et PhiX174 n'ont pas pu être détectés dans l'air des unités de traitement de l'air peu importe la condition d'opération employée. L'absence des phages P008 et PhiX174 sous-entend l'absence de leur cellules hôtes dans les UTA et a permis de déterminer que l'introduction artificielle des phages P008 et PhiX174 ne pouvait pas modifier ou influencer la dynamique microbienne présente dans le filtre percolateur.

En présence d'une nébulisation des phages, peu importe la condition ou la semaine d'opération étudiée, des concentrations élevées de phages totaux ont été détectés (tableau 26)

Tableau 26. Concentrations des phages P008 et PhiX174 dans l'air des UTA lors d'une nébulisation

Paramètre	Concentration (phages par mètre cube d'air)*		
	Minimum	Maximum	Moyenne
Modèles viraux			
P008	6,7X10 ⁷	2,5X10 ⁸	1,2X10 ⁸
PhiX174	6,2X10 ⁷	4,6X10 ⁸	2,4X10 ⁸

* Deuxième semaine d'opération d'un réplica des 12 conditions d'opération.

En ce qui concerne l'émission des phages P008 et PhiX174, une réduction a été observée chez plusieurs réplicas d'UTA fonctionnant sous diverses conditions d'opération et à différents temps d'opération (1ère, 2e, 5e, 6e et 7e semaine). Toutefois, contrairement aux autres temps d'opération, un seul réplica de l'UTA contenant un milieu synthétique non structuré, un TR de 3 secondes et un débit de recirculation de la solution nutritive de 2,15 m³ m⁻² h⁻¹, a permis une diminution de l'émission des phages P008 lors de la 7e semaine d'opération (1 réplica sur 36). Considérant la fréquence des réplicas permettant la réduction des phages P008 et PhiX174, peu importe la condition d'opération utilisée, l'efficacité de capture des phages P008 et PhiX174 diminue dans le temps et est optimale suite à 1 semaine d'opération des UTA (P008 : 3 sur 12 réplicas; PhiX174 : 4 sur 12 réplicas; tableaux 27 et 28).

Tableau 27. Réduction des phages P008 par des UTA fonctionnant à avec un milieu structuré, d'un TR de 9 secondes et d'un débit de recirculation 2,15 m³ m⁻² h⁻¹

Semaine d'opération	Concentration (phages m ⁻³)		Réduction (%)
	Amont	Aval	
1 ^{ère} semaine	9,65E+07	7,35E+07	23,8
2 ^e semaine	1,18E+08	9,50E+07	19,5
5 ^e semaine	1,17E+08	8,63E+07	26,2
6 ^e semaine	1,12E+08	1,16E+08	-

Tableau 28. Réduction des phages PhiX174 par des UTA fonctionnant avec un milieu structuré, d'un TR de 9 secondes et d'un débit de recirculation 2,15 m³ m⁻² h⁻¹

Semaine d'opération	Concentration (phages m ⁻³)		Réduction (%)
	Amont	Aval	
1 ^{ère} semaine	1,31E+08	9,84E+07	24,9
2 ^e semaine	8,79E+07	6,17E+07	29,8
5 ^e semaine	2,13E+08	1,35E+08	36,6
6 ^e semaine	2,25E+08	1,60E+08	28,9

Il est important de préciser que l'efficacité de capture des modèles viraux P008 et PhiX174 a été évaluée à l'aide de particules artificiellement introduites dans les UTA ayant un diamètre aérodynamique médian de 0,78 µm. Les particules mises en suspension dans l'air par nébulisation (peu importe le nébuliseur employé) ne représentent pas bien celles naturellement présentes dans les aérosols des porcheries. En

effet, les aérosols à l'intérieur des bâtiments sont générés à partir de la nourriture, de la litière, des débris de peau, des matériaux du bâtiment et, principalement, à partir des lisiers (Nehme et al., 2008) et possèdent un diamètre aérodynamique médian de 11-14 μm (O'Shaughnessy et al., 2002). Lors d'une prochaine étude, les chambres expérimentales hébergeant les animaux devraient être modifiées afin de pouvoir y nébuliser les phages. Les phages pourront ainsi s'y agglutiner ou s'y agglomérer aux particules naturellement mises en suspension dans l'air comme par l'activité des porcs.

De plus, les particules ayant un diamètre aérodynamique médian de 0,78 μm sont très difficilement captées par filtration. Les particules composant les aérosols sont filtrées via différents mécanismes de déposition : par diffusion, par sédimentation, par impaction, par interception ou par force électrostatique. Il est connu que l'efficacité de capture des filtres est minimale pour les particules de 0,3 μm qui est un diamètre aérodynamique similaire à celui des particules produites par le Collison 24 jets (Figure 10). La pénétration des particules dans un filtre est maximale à 0,3 μm et, inversement, l'efficacité de filtration est minimale pour les particules de 0,3 μm

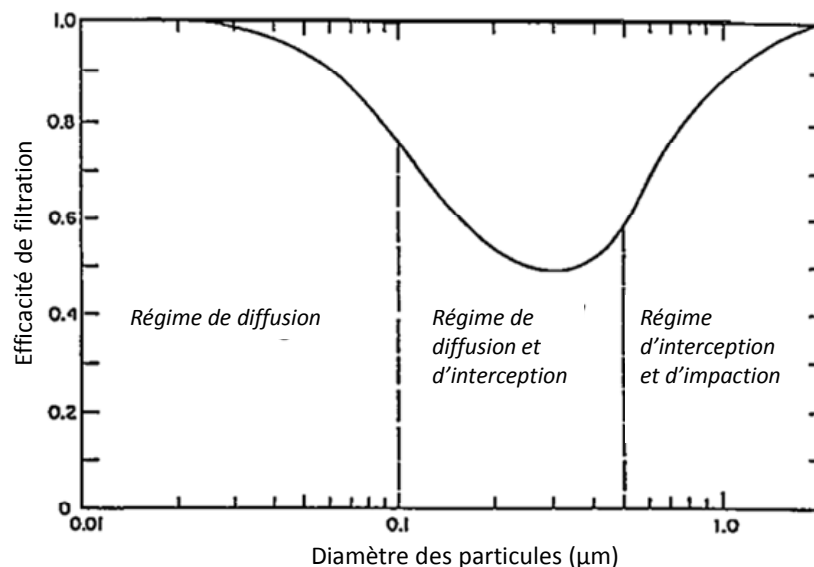


Figure 10. Efficacité de filtration en fonction de la taille des particules (NIOSH 2012).

D'ailleurs, la certification effectuée par le NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health) sur les filtres de protection respiratoire (ex. les masque N95) est basée sur l'efficacité de filtration des particules de 0,3 μm . Ainsi, lors d'études ultérieures, le diamètre aérodynamique médian des particules émises dans l'air devrait être augmenté soit par la co-nébulisation des phages et d'une solution non volatile (non dommageable pour les phages), soit par la nébulisation de phages dans les chambres expérimentales hébergeant les porcs.

5 Modèle mathématique

Un modèle mathématique a été développé pour décrire l'élimination d'un contaminant dans l'air de la ventilation des porcheries par un filtre percolateur. Le modèle décrit le transfert du contaminant de la phase gazeuse à la phase liquide, la diffusion de la phase liquide au biofilm, et enfin, la biodégradation dans le biofilm. Initialement, le modèle devait être calibré et validé par au moins deux indicateurs principaux de l'odeur issue de l'industrie porcine (p-crésol et ammoniac). Toutefois, en raison de certaines contraintes rencontrées pour le suivi analytique des composés, un seul a été choisi finalement. L'ammoniac (NH_3) a été choisi puisque c'est un contaminant très important dans l'air de porcherie, en fait, ce gaz correspond à plus de 50 % des émissions totales (Armeen et al., 2008). Ainsi, l'élimination de NH_3 dans le filtre percolateur pourrait être un indicateur potentiel de la performance du bioréacteur pour réduire les émanations odorantes de l'air des porcheries.

Les données utilisées pour calibrer et valider le modèle ont été obtenues à partir des essais expérimentaux des UTA tels que décrits à la section 4. Dans chaque ensemble de données, la concentration de NH_3 sélectionnée pour la calibration et la validation est la moyenne sur 24 heures, qui a été prise dans une période où l'efficacité d'élimination maximale de NH_3 et la concentration de NH_3 dans le gaz à l'entrée ont été relativement constantes (plateau de performance). Le développement, la calibration et la validation du modèle sont présentés en annexe dans les deux documents présentés lors de la conférence de la Société Canadienne de Génie Agroalimentaire et de Bioingénierie (SCGAB), le 15 Juillet 2012 à Orilla, Ontario.

En utilisant le modèle qui a été développé, une étude de simulation a été effectuée. Un des avantages de l'utilisation d'un modèle mathématique est la capacité d'effectuer automatiquement des simulations pour évaluer comment les processus et les paramètres d'opération influencent la performance du bioréacteur et comment ces paramètres sont liés entre eux. Les simulations du modèle représentent une méthode rapide et à faible coût d'effectuer des expériences virtuelles (Deshusses et Shareefdeen, 2005). Elles sont particulièrement importantes dans les processus tels que l'optimisation et l'agrandissement des réacteurs.

Pour ce projet, les paramètres utilisés dans l'étude de simulation comprennent le débit de recirculation de la SF, le débit de gaz, la concentration de NH_3 dans le gaz à l'entrée et la proportion de la surface mouillée du milieu filtrant. Seulement les résultats pour le milieu filtrant structuré sont présentés ici, puisqu'il n'y avait pas de différences significatives entre les simulations pour les milieux structurés et non structurés. Cette observation concorde avec les conclusions des essais expérimentaux tel que décrits à la section 4.4.

La Figure 11 illustre l'effet du débit de la solution filtrante ($0,6 - 5,4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) sur l'efficacité d'élimination du NH_3 pour différents temps de résidence (1 – 13 s). Le résultat de cette simulation indique que l'efficacité d'élimination du NH_3 augmente avec le débit de la SF et le TR. Ce résultat était attendu, car un temps résidence plus élevé

permet un contact plus long entre la phase gazeuse et la phase liquide. De plus, un débit de la SF plus élevé entraîne un plus grand transport convectif. Dans les équations du modèle, le débit du liquide est directement lié à la surface mouillée. Ainsi, un taux d'écoulement de liquide plus élevé améliore également le mouillage du milieu filtrant. Cependant, il semble qu'il y ait une limite au débit du liquide. L'augmentation de débit jusqu'à des valeurs beaucoup plus élevées n'a pas semblé améliorer l'efficacité d'élimination. La même observation a également été obtenue par Popat et Deshusses (2010). Selon ces auteurs, l'augmentation du débit de la SF entraîne des voies préférentielles d'écoulement pour le gaz et le liquide, ce qui diminue la surface interfaciale pour le transfert de masse entre le gaz et le liquide. L'augmentation des débits de la SF pourrait également entraîner un film de liquide plus épais à l'interface entre le gaz et le liquide, ce qui limite aussi le transfert de masse entre le gaz et le liquide. Cette observation était plus évidente aux temps de résidence élevés.

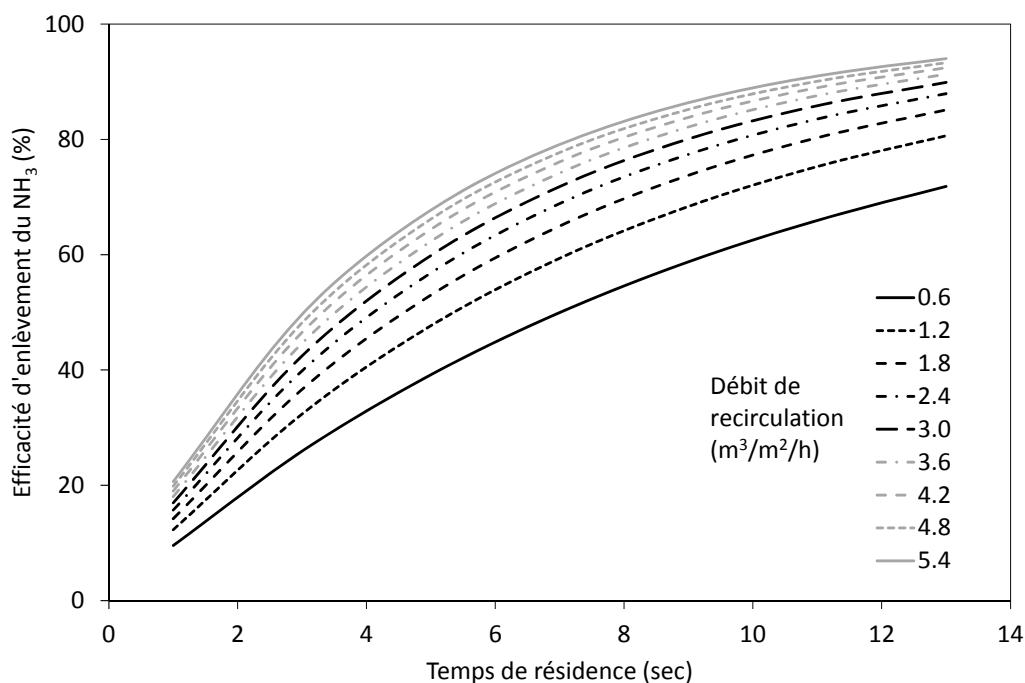


Figure 11. Efficacité de l'élimination du NH₃ à différents débits de liquide et de niveaux de TR

L'effet du débit de gaz ($200 - 400 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) sur l'efficacité d'élimination de NH₃ à différents temps de résidence (1 – 13 s) est représenté dans la figure 12. L'efficacité d'élimination du NH₃ augmente avec le TR et le débit de gaz. Pour la même raison que l'effet de débit de la SF, un TR plus élevé permet un contact plus long entre la phase gazeuse et la phase liquide. Un débit de gaz plus élevé améliore aussi le transport convectif, ce qui améliore le transfert de masse. Toutefois, contrairement à l'effet du débit de la SF, l'effet du débit de gaz sur l'efficacité d'élimination de NH₃ était toujours significatif même aux TR et à des débits de gaz beaucoup plus élevés. Ceci est en accord à la conclusion de Sharvelle et

al. (2008). Ces auteurs ont indiqué que le débit du gaz n'est pas un défi pour l'élimination de NH_3 dans les filtres percolateurs à cause de sa haute solubilité dans l'eau.

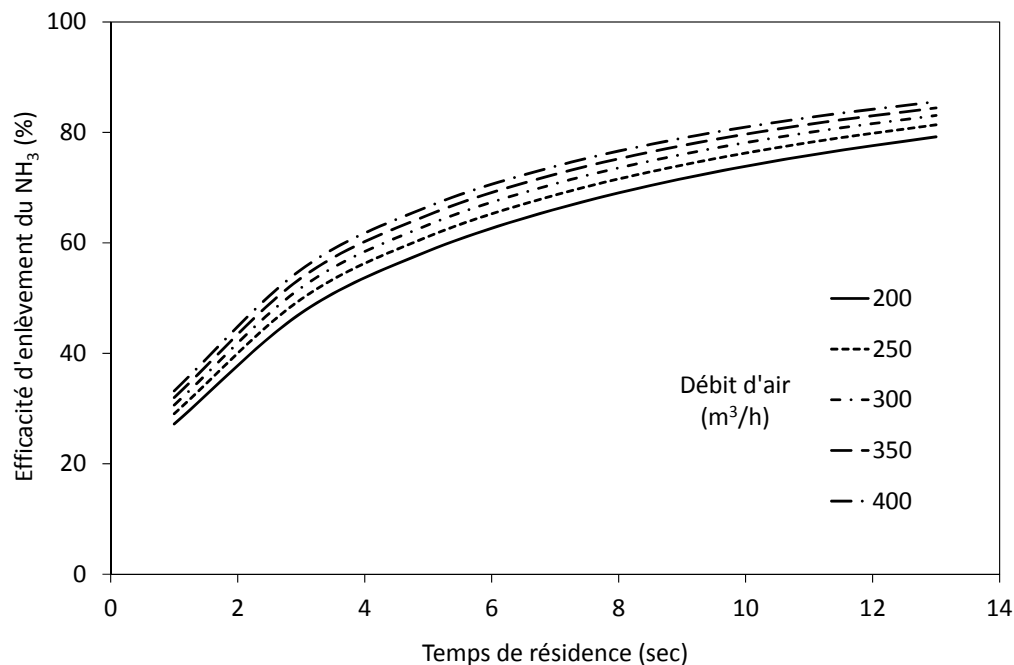


Figure 12. Efficacité de l'élimination de NH_3 à différents débits de gaz et de TR.

Le résultat de la simulation pour évaluer l'effet de la concentration de NH_3 dans le gaz à l'entrée (1 – 45 ppmv) sur l'efficacité d'élimination de NH_3 est illustré à la figure 13. La simulation montre que la concentration de NH_3 dans le gaz à l'entrée n'affecte pas l'efficacité d'élimination. Même une concentration de 45 ppmv a presque la même efficacité d'élimination que celle de 1 ppm. L'élimination du NH_3 est toujours possible tant que la concentration de NH_3 dans le liquide est inférieure à la concentration à l'équilibre. Encore une fois, cela pourrait s'expliquer par la grande solubilité du NH_3 dans l'eau. Ce résultat indique que des facteurs autres que la concentration du gaz à l'entrée ont plus que celle-ci d'influence sur l'efficacité d'élimination. La même observation a été obtenue par Sharvelle et al. (2008).

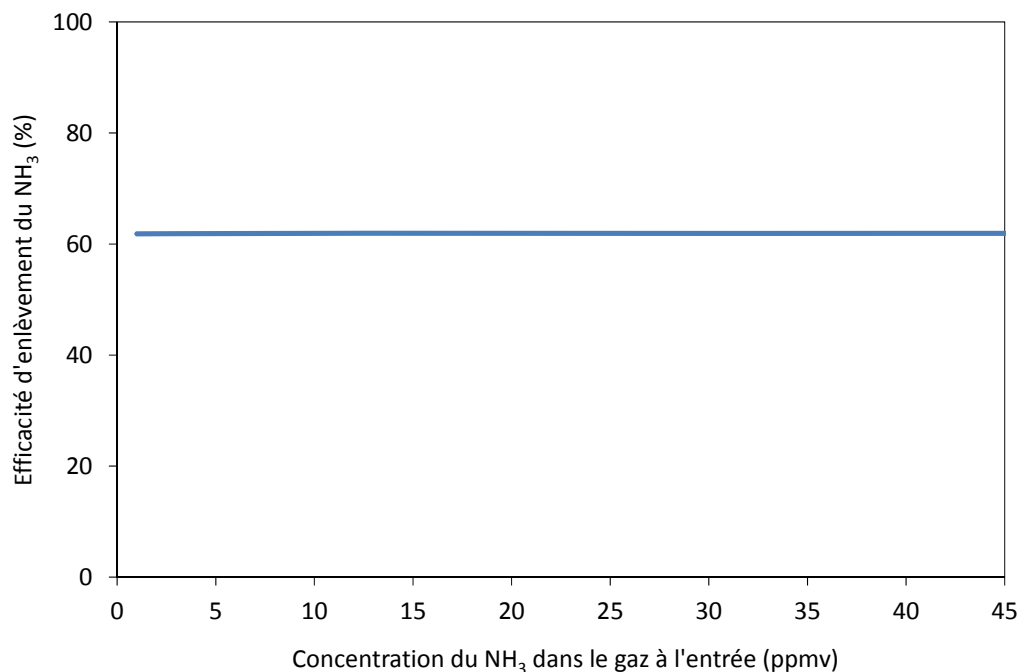


Figure 13. Efficacité de l'élimination de NH₃ à différentes concentration de NH₃ dans le gaz à l'entrée.

La Figure 13 montre la relation entre l'efficacité d'élimination et la proportion de la surface mouillée du milieu filtrant (0,01 à 100 %). La simulation indique que, lorsque la proportion de la surface mouillée est en-dessous 20 % de la surface totale, l'efficacité d'élimination augmente rapidement avec l'augmentation de la surface mouillée. Cependant, au-delà de 20 %, l'augmentation de la surface mouillée entraîne des améliorations très faibles de l'efficacité. Pour les conditions utilisées dans cette simulation (8,5 ppmv NH₃ dans le gaz à l'entrée, 302,4 m³ h⁻¹ de débit de gaz, 1,44 m³ m⁻² h⁻¹ de débit de liquide, 6 s de TR, un pH de 7 et une température de 17°C), une surface mouillée de 40 % pourrait entraîner une efficacité d'élimination de près de 100 %. Baquerizo et al. (2005) et Sharvelle et al. (2008) ont également constaté l'importance de la fraction de la surface mouillée du milieu filtrant sur l'élimination du NH₃. Puisque le NH₃ est très soluble dans l'eau, le mécanisme principal d'élimination de la phase gazeuse est le transfert de masse. Ainsi, le ratio de mouillage du milieu filtrant a été considéré comme très important. Ceci implique que dans le cadre de la conception du réacteur, les facteurs qui influent le mouillage du milieu filtrant sont plus importants que la surface totale du matériel.

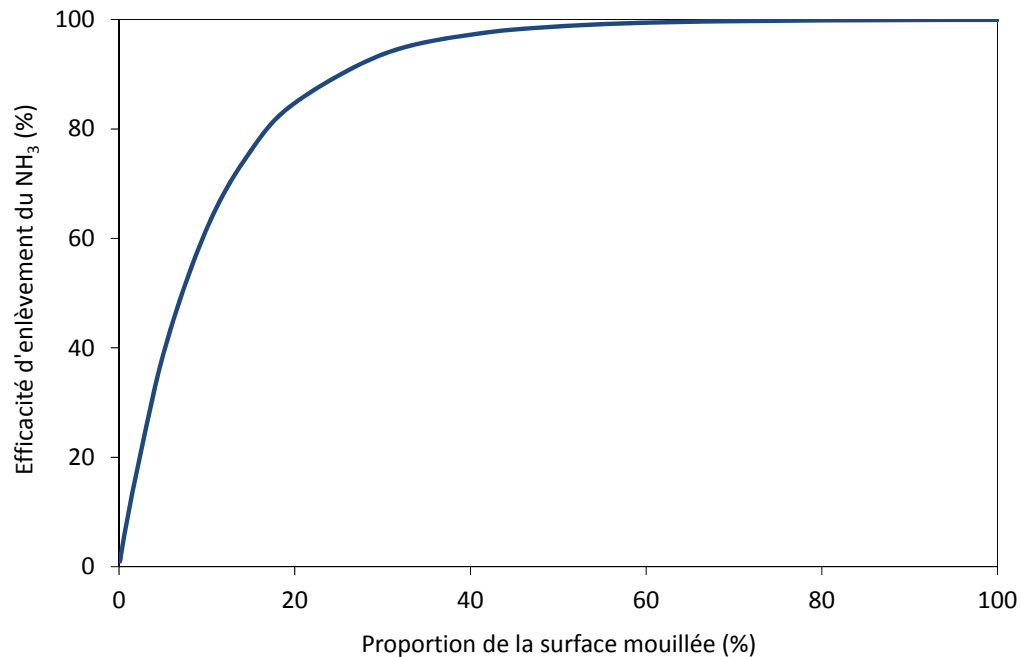


Figure 14. Efficacité de l'élimination de NH₃ à différents proportion de la surface mouillée du milieu filtrant.

Parmi les paramètres qui ont été étudiés dans cette simulation (le débit de la SF, le débit de gaz, la concentration de NH₃ dans le gaz à l'entrée et la proportion de la surface mouillée du milieu filtrant), c'est la proportion de la surface mouillée du milieu filtrant qui a le plus d'influence sur l'efficacité d'élimination du NH₃. Ceci indique que la distribution du liquide est un facteur critique dans la conception du bioréacteur. La concentration de NH₃ dans le gaz à l'entrée n'affecte pas l'efficacité d'élimination du NH₃ ce qui pourrait s'expliquer par la grande solubilité de NH₃ dans l'eau. Par l'augmentation du transport convectif, l'efficacité d'élimination augmente avec les débits du liquide et du gaz. Toutefois, à des débits très élevés du liquide, il semble que la limitation du transfert de masse diminue son effet sur l'efficacité d'élimination du NH₃.

6 Discussion des résultats

6.1 Optimisation des conditions d'opération

Un système de traitement d'air a été développé dans le cadre de ce projet pour traiter les émissions d'odeur, de gaz et de bioaérosols provenant des bâtiments d'élevage porcins. Afin d'optimiser le procédé, différentes conditions d'opération ont été testées : trois TR, deux types de milieux filtrants et deux débits de recirculation de la SF.

Pour l'élimination du NH_3 , le type de milieu filtrant et le débit de la SF n'ont pas eu d'impact significatif sur l'EE; seulement le TR a influencé la performance du système. Le TR de 9 secondes a permis d'obtenir une EE du NH_3 8 % plus élevée que le TR de 3 secondes. Par contre, en considérant que le milieu filtrant représente une fraction importante du coût d'installation d'un biofiltre percolateur (jusqu'à 50 % pour ce projet), ce n'est pas raisonnable de tripler le coût du milieu filtrant pour une augmentation si faible de la performance. Pour les gaz à effet de serre (GES), les UTA n'ont pas eu d'effet significatif sur le CO_2 , ni sur le CH_4 , mais une certaine quantité de N_2O a été produite. Cette production de N_2O représente entre 0,7 et 9 % des émissions de GES provenant des bâtiments d'élevage (Pelletier et al., 2010). La plus grande production de N_2O a été observée pour le TR de 9 secondes. Aucune explication plausible n'a par contre pu être trouvée pour expliquer ces observations.

En ce qui concerne les odeurs, il n'y a pas été possible d'établir un lien clair entre les conditions d'opération et la performance des UTA. Avec la méthode de l'olfactométrie dynamique, aucune différence significative n'a été observée entre les traitements. Pour la méthode impliquant des panélistes qualifiés, le TR a eu une influence, mais seulement le TR de 6 secondes était significativement plus faible que les autres. Aucune explication n'a été trouvée pour expliquer cette observation. Pour les bioaérosols, les UTA ont obtenu des efficacités de réduction des phages jusqu'à 36%, mais il n'a pas été possible de démontrer de corrélation entre les conditions d'opération et l'élimination des phages.

Suite à l'analyse des résultats, il est possible d'affirmer que, dans la plage de valeurs testées, les conditions d'opération ont eu très peu d'impact sur les performances des UTA, ce qui indique que le système était probablement surdimensionné. Les conditions d'opération les plus restrictives (TR de 3 secondes et débit de la SF de $2,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) étaient donc suffisantes pour assurer une performance adéquate du système. Le faible impact des conditions d'opération sur la performance indique également que ce ne sont pas les paramètres testés (type de média, TR et débit de la SF) qui ont limités la performance du système.

6.2 Amélioration du système

Par rapport aux autres études sur le traitement biologique présentées à la section 1.3, les résultats obtenus dans de projet pour l'élimination du NH_3 (entre 49 et 68 %) sont plus

faibles. Seule l'étude de Melse et Mol (2004) rapporte des performances semblables à celles obtenues ici, soit une EE du NH_3 entre 41 et 94 %. Par contre, dans ces autres études, le TR a seulement été spécifié dans l'étude de Sakuma et al. (2008), soit de 13,8 secondes. Il est donc possible que ces études aient utilisés des TR supérieures à 9 secondes, ce qui pourrait expliquer les efficacités élevées pour l'élimination du NH_3 .

Cependant, les bonnes performances obtenues par ces autres études indiquent qu'il devrait être possible d'améliorer l'EE du NH_3 dans les UTA développées dans le cadre de ce projet. D'après l'étude de simulation (section 5), le TR, le débit d'air et le débit de la SF ont un certain impact sur l'EE du NH_3 . Pour le TR, les graphiques aux figures 11 et 12 démontrent que la limite du système est rapidement atteinte. En effet, une fois que le TR dépasse environ 10 secondes, l'amélioration de l'EE devient beaucoup moins importante. Pour le débit d'air, ce paramètre a très peu d'influence sur l'EE du NH_3 et ce, peu importe la valeur du TR. Le débit de la SF a quand même une influence assez marquée sur l'élimination du NH_3 , en augmentant le débit de 0,6 à 5,4 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$, il est possible d'améliorer l'E du NH_3 de 71 à 94 % pour un TR de 13 secondes. L'élément important semble être l'arrosage du milieu filtrant pour augmenter la proportion de la surface qui est mouillée (voir figure 14), où il est possible d'atteindre des EE de 100 % assez rapidement. D'après la simulation, la proportion de la surface mouillée des UTA utilisée pour les essais au laboratoire devait être autour de 10 %. Malgré les erreurs possibles de la modélisation, il est plausible de supposer que le système d'arrosage des UTA ne mouillait pas adéquatement le milieu filtrant.

L'analyse de la diversité des communautés bactériennes a identifié des populations en lien avec l'efficacité des unités à réduire la quantité de NH_3 de l'air des chambres d'élevage. La SF semble avoir un rôle majeur dans l'action microbienne du procédé de lavage d'air car elle intègre la plus abondante et la plus complexe diversité bactérienne par rapport aux autres types d'échantillons. Les profils DGGE issus des échantillons de la SF et des biofilms des milieux filtrants montrent des différences pour certaines communautés, mais globalement, ils mettent en relief les mêmes communautés. Ceci indique que le type de média et les autres paramètres opérationnels des UTA n'ont pas été des facteurs discriminants importants pour différencier des profils microbiens les uns des autres. Les communautés bactériennes impliquées dans la réduction des concentrations du NH_3 et des nuisances contenues dans l'air émis des chambres d'élevage porcine doivent assurer leur développement et leur viabilité dans la SF et sur les surfaces des média. Elles sont donc dépendantes de la variabilité de la qualité nutritive de la SF, du mouillage des surfaces et de la compétition avec les autres communautés bactériennes pour les ressources essentielles à leur croissance et leur survie. Compte-tenu que les deux types de média et que le TR de l'air n'ont pas modifié les profils des communautés bactériennes de façon significative, la proportion de la surface mouillée et la qualité nutritive de la SF devraient être les deux facteurs dominant à tenir en compte dans le design des UTA. De plus, les populations de bactéries qui forment les 12 communautés pourraient être identifiées à l'aide de technique de séquençage de masse (méthode 454) ou à la suite de l'amplification spécifique de certaines populations suivie du séquençage des produits amplifiés. Ce processus d'identification via le séquençage pourrait accroître

les connaissances des conditions de croissance et de survie de ces populations bactériennes permettant ainsi d'améliorer les performances opérationnelles des UTA.

En plus d'améliorer l'EE maximale du système, il faut également maintenir la performance dans le temps afin d'éviter les pertes de performance. Quelques hypothèses ont été établies pour expliquer cette baisse de performance des UTA. Pour croître, les microorganismes ont besoin d'énergie, de carbone et de nutriments. Dans le cas des bactéries nitrifiantes, la source d'énergie provient du NH_3 et le carbone est fourni par le CO_2 de l'air. Les nutriments ont été ajoutés à la SF au début des essais, mais aucun supplément n'a été fourni pendant les essais. Il est donc possible qu'un manque de nutriments ait modifié la composition de la SF et ainsi induit une diminution de performance suite au plateau. D'autre part, la solubilisation suivie de la biodégradation du NH_3 génère des sels d'azote inorganique : ammonium (NH_4^+), nitrite (NO_2^-) et nitrate (NO_3^-). L'accumulation de ces sels dans la SF aurait pu partiellement modifier les conditions de croissance et de survie de certaines populations microbiennes dont les microorganismes nitrifiants. D'après Ottosen et al. (2011), le NH_4^+ et le NO_2^- peuvent grandement inhiber l'activité microbienne et ces auteurs recommandent que la concentration totale des sels d'azote soit maintenue en dessous de 2 gN L^{-1} pour assurer l'opération adéquate d'un biofiltre percolateur. Pour vérifier cette hypothèse, des analyses chimiques de la solution de lavage ont été effectuées à la fin des essais et la concentration totale de NH_4^+ , de NO_3^- et de NO_2^- avait atteint des valeurs aussi élevées que 5 gN L^{-1} . L'accumulation de sels d'azote semble donc la raison la plus probable pour expliquer la diminution de l'EE du NH_3 dans le temps. Une méthode simple pour contrôler la concentration des sels d'azote serait de purger une certaine quantité de la SF pour la remplacer par de l'eau pure. Il serait également intéressant d'ajouter périodiquement des nutriments pendant les essais pour assurer un apport adéquat aux microorganismes. Un essai préliminaire a été effectué pour tester ces hypothèses et il a effectivement été possible de maintenir l'EE du NH_3 tout au long des 7 semaines d'essai.

Pour les odeurs issues des bâtiments porcins, les études discutées à la section 1.3 ont obtenu des résultats aussi variables (de -29 à 87 %) que ceux obtenus dans ce projet avec les deux méthodes de mesure, olfactométrie dynamique et les panélistes qualifiés (de 11,4 à 82,1 %). D'après Melse et Mol (2004), la variabilité des résultats pour le traitement des odeurs est attribuable principalement au fonctionnement du filtre percolateur (80 %) plutôt qu'à la méthode de mesure (20 %). Les émissions d'odeur des bâtiments d'élevage porcins sont composées de plusieurs composés dont certains sont très solubles dans les solutions aqueuses (tel que le sulfure d'hydrogène) tandis que d'autres sont très peu solubles (dont certains composés organiques). Or, les biofiltres percolateurs sont bien adaptés au traitement des composés hydrosolubles et biodégradables, mais ces systèmes fonctionnent moins bien pour des composés faiblement solubles. La composition des odeurs étant très variable, il est compréhensible que l'EE obtenue avec les UTA soit également variable. Pour améliorer le traitement des odeurs, il serait possible de combiner les UTA avec d'autres technologies telles que les biofiltres ou les filtres au charbon actif.

En ce qui concerne les bioaérosols, les résultats obtenues avec les UTA sont un peu décevant, car une réduction maximale de seulement 36 % ne permettrait probablement pas une réduction significative du potentiel d'infection. Toutefois, les UTA pourraient être utilisées comme système de prétraitement en aval de filtres conventionnels pour l'élimination des virus. De plus, d'après la revue de littérature effectuée, ce projet représente une des premières expériences où le traitement des bioaérosols a été effectué à l'aide de biofiltres percolateurs.

7 Conclusion

Les objectifs de ce projet de recherche étaient de définir la composition de la solution filtrante à incorporer dans un biofiltre percolateur, de mesurer les réductions d'odeur, de gaz et de bioaérosols obtenues avec les unités de traitement de l'air (UTA) développées à l'IRDA et d'optimiser l'efficacité des UTA. Suite à des essais préliminaires, des essais en laboratoire ont été effectués pour tester l'effet de différents paramètres d'opération : deux types de média, trois temps de résidence et deux débits de recirculation d'une solution filtrante. Chaque UTA a été conçue afin de répondre au besoin de traitement de l'air des mini-porcherie du laboratoire BABE de l'IRDA. Les résultats obtenus dans le cadre de ce projet démontrent que :

- Après une phase de démarrage de 9 à 20 jours, les UTA ont permis de réduire les émissions de NH_3 , d'odeurs et de bioaérosols jusqu'à des valeurs de 68, 82 et 36 % respectivement.
- L'efficacité d'élimination du NH_3 diminue avec le temps.
- Les UTA n'ont pas eu d'effets significatifs sur le CO_2 , ni sur le CH_4 , mais un peu de N_2O a été produit. La valeur produite peut correspondre jusqu'à 9 % des émissions de gaz à effet de serre des bâtiments d'élevage.
- Les UTA étaient probablement surdimensionnées, car les modifications des conditions d'opération ont eu peu d'impact sur les performances du système.
- L'analyse des populations microbiennes des UTA a permis de démontrer que la solution filtrante joue un rôle majeur dans l'action microbienne du procédé de lavage d'air.
- L'étude de simulation avec le modèle mathématique a permis de déterminer que l'élément ayant le plus d'impact sur l'efficacité d'élimination du NH_3 est l'arrosage du milieu filtrant pour augmenter la proportion de la surface qui est mouillée.

Toutefois, du travail supplémentaire serait nécessaire afin d'améliorer principalement l'efficacité d'élimination du NH_3 , des odeurs et des bioaérosols des UTA et de maintenir cette performance dans le temps. Il serait également intéressant d'adapter les UTA pour traiter l'air provenant de bâtiments d'élevage d'animaux.

Finalement, le but général de ce projet consistait à améliorer la cohabitation en milieu rural et l'acceptabilité de la production porcine en réduisant l'impact environnemental des bâtiments. L'implantation d'un UTA sur une ferme porcine permettrait de diminuer les émissions de NH_3 , d'odeurs et de bioaérosols provenant des bâtiments d'élevage et réduirait ainsi l'impact environnemental de l'industrie porcine.

Références

- Basu, A. et P.S. Phale. 2008. Conjugalive transfer of preferential utilization of aromatic compounds from *Pseudomonas putida* CSV86. *Biodegradation* 19: 83-92.
- Brisson, G., F. Dubois et F. Pelletier. 2007. La production porcine et son impact sur la qualité de vie des populations en milieu rural - Revue systématique des écrits. Institut national de santé publique du Québec.
- Chung, Y.C., C. Huang et C.P. Tseng. 1996. Biodegradation of hydrogen sulphide by a laboratory-scale immobilized *Pseudomonas putida* CH11 biofilter. *Biotechnology Progress* 12: 773-778.
- Cortus, E. L. 2006. A dynamic model of ammonia production with grow-finish swine barns. Ph.D. thesis. Saskatoon, SK.: University of Saskatchewan, Department of Agricultural and Bioresource Engineering
- Daum, M., W. Zimmer, H. Papen, K. Kloos, K. Nawrath et H. Bothe. 1998. Physiological and molecular biological characterization of ammonia oxidation of the heterotrophic nitrifier *Pseudomonas putida*. *Current Microbiology* 37: 281-288.
- Delhoménie, M.C., J. Nikiema, L. Bibeau et M. Heitz. 2008. A new method to determine the microbial kinetic parameters in biological air filters. *Chemical Engineering Science* 63 (16): 4126-4134.
- Deshusses, M. et Z. Shareefdeen. 2005. Modeling of Biofilter and Biotrickling Filters for Odour and VOC Control Applications. *Biotechnology for Odour and Air Pollution Control*. ed. Z. Shareefdeen and A. Singh. Springer. Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Deviny, J. S., M. A. Deshusses, T. S. Webster. 1999. *Biofiltration for Air Pollution Control*. Lewis Publishers. Washington, DC, USA.
- Godbout, S. et S.P. Lemay. 2007. Les activités de recherche sur les odeurs et la cohabitation à l'IRDA. Journée sur la gestion des gaz et des odeurs en production porcine. IRDA, FPPQ, CDPQ.
- Hartung, E., T. Jungbluth, W. Buscher. 2001. Reduction of Ammonia and Odor Emissions from a Piggery with Biofilters. *American Society of Agricultural Engineers*. 44 (1): 113-118.
- Iranpour, R., H. H. J. Cox, M. A. Deshusses, E. D. Schroeder. 2005. Literature Review of Air Pollution Control Biofilters and Biotrickling Filters for Odor and Volatile Organic Compound Removal. *Environmental Progress*. 24 (3).
- Joncas, R., S. Godbout, F. Pouliot et A. Marquis. 2002. État de la recherche et du développement sur les concepts de bâtiments porcins réduisant les odeurs. IRDA.

- Kim, N. J., Y. Sugano, M. Hirai et M. Shoda. 2000. Removal of a High Load of Ammonia Gas by a Marine Bacterium, *Vibrio Alginolyticus*. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 90 (4): 410-415.
- Kraakman, A. 2005. Biotrickling and Bioscrubber Applications to Control Odour and Air Pollutants. *Biotechnology for Odour and Air Pollution Control*. ed. Z. Shareefdeen and A. Singh. Springer. Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Lemay, S.P., D. Zegan, J.J.R. Feddes, M. Belzile, S. Godbout et M. Martel. 2008. Revue systématique de la littérature sur les systèmes de traitement de l'air vicié émis par les bâtiments porcins. Rapport final. IRDA. 49 pages.
- Manuzon, R. B., L. Y. Zhao, H. M. Keener et M. J. Darr. 2007. A Prototype Acid Spray Scrubber for Absorbing Ammonia Emissions from Exhaust Fans of Animal Buildings. *Transactions of the ASABE*. 50 (4): 1395-1407.
- Martinez, J. et A-M. Pourcher. 2008. Cohabiter avec la production porcine: mythes et réalités. Forum sur la cohabitation en production porcine. Forum sur la cohabitation porcine. CRAAQ.
- Melse, R. W. et G. Mol. 2004. Odour and ammonia removal from pig house exhaust air using a biotrickling filter. *Water Science and Technology*. 50 (4): 275-282.
- Melse, R. W. et N. W. M. Ogink. 2005. Air Scrubbing Techniques for Ammonia and Odor Reduction at Livestock Operations: Review of On-Farm Research in the Netherlands. *Transactions of the ASABE*. 48 (6): 2303-2313.
- Muyzer, G., Dewaal, EC. and Uitterlinden, AG. (1993) Profiling of complex microbial-populations by denaturing gradient gel-electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes-coding for 16s ribosomal-rna *Applied and Environmental Microbiology* 59, 695-700.
- Nehme, B., V. Letourneau, R.J. Forster, M. Veillette et C. Duchaine. 2008. Culture-independent approach of the bacterial bioaerosol diversity in the standard swine confinement buildings, and assessment of the seasonal effect. *Environ Microbiol* 10, 665-675.
- Nikakhtari, H. et G.A. Hill. 2006. Continuous bioremediation of phenol-polluted air in an external loop airlift bioreactor with a packed bed. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 81: 1029-1038.
- NIOSH. 2012. NIOSH Science Blog - N95 Respirators and Surgical Masks. Disponible au <http://blogs.cdc.gov/niosh-science-blog/2009/10/n95/>. Site consulté en novembre 2012.
- O'Shaughnessy, P.T., C. Achutan, et A.W. Karsten. 2002. Temporal variation of indoor air quality in an enclosed swine confinement building. *J Agric Saf Health* 8, 349-364.

- Ottosen, L.D.M., Juhler, S., Gulberg, L.B., Feilberg, A., Revsbech, N.P. and Nielsen, L.P. 2011. Regulation of ammonia oxidation in biotrickling airfilters with high ammonia load. *Chemical Engineering Journal*, 167: 198-205.
- Park, B.G., W.S. Shin, et J.S. Chung. 2009. Simultaneous biofiltration of H₂S, NH₃ and toluene using cork as a packing material. *Korean Journal of Chemical Engineering* 26: 79-85.
- Pelletier, F., S. Godbout, S.P. Lemay, M. Belzile, J.J.R. Feddes et D. Zegan. 2010. Émissions de gaz et d'odeurs en production porcine au Québec : sources et quantités. Colloque sur la gestion des gaz et des odeurs en production porcine : situation actuelle, défis et système de production de demain. Drummondville (Qc), 17 mars 2010.
- Pelletier, F., S. Godbout, A. Marquis, L.O. Savard, J.P. Larouche, S.P. Lemay et R. Joncas. 2004. Greenhouse Gas and Odor Emissions from Liquid Swine Manure Storage and Manure Treatment Facilities in Quebec. ASAE/CSAE Paper No. 044158. St. Joseph, Mich.: ASAE. 17 pages.
- Pomar, C., L. Masse et S. P. Lemay. 2008. Vers une production porcine durable. Forum sur la cohabitation porcine. CRAAQ.
- Revah, S. et J. M. Morgan-Sagastume. 2005. Methods of Odor and VOC Control. *Biotechnology for Odour and Air Pollution Control*. ed. Z. Shareefdeen and A. Singh. Springer. Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Riis, A. L. 2012. Odour and ammonia reduction in ventilation air from a unit with growing-finishing pigs using a 3-step air cleaner. ASABE Paper No. ILES 12-0683. St. Joseph, Mich.: ASAE. 8 pages.
- Sheridan, B. A., T. P. Curran et V. A. Dodd. 2002a. Assessment of the Influence of Media Particle Size on the Biofiltration of Odorous Exhaust Ventilation Air from a Piggery Facility. *Bioresource Technology*. 84: 129-143.
- Singh, A., Z. Shareefdeen et O. P. Ward. 2005. Bioscrubber Technology. *Biotechnology for Odour and Air Pollution Control*. ed. Z. Shareefdeen and A. Singh. Springer. Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Sumaka, T., S. Jinsiriwanit, T. Hattori et M. Deshusses. Removal of ammonia from contaminated air in a biotrickling filter – Denitrifying reactor combination system. *Water Research*. 42: 4507-4513.
- Ullman, J. 2005. "Remedial Activities to Reduce Atmospheric Pollutants from Animal Feeding Operations". *Agricultural Engineering International: the CIGR Ejournal*. Invited Overview Paper No. 9. Vol. VII June.
- Veiga, M.C., M. Fraga, L. Amor, C. Kennes. 1999. Biofilter performance and characterization of a biocatalyst degrading alkylbenzene gases. *Biodegradation* 10: 169-176.

- Verreault, D., L. Gendron, G.M. Rousseau, M. Veillette, D. Masse, W.G. Lindsley, S. Moineau, et C. Duchaine. 2011. Detection of airborne lactococcal bacteriophages in cheese manufacturing plants. *Appl Environ Microbiol* 77, 491-497.
- Verreault, D., G.M. Rousseau, L. Gendron, D. Masse, S. Moineau, et C. Duchaine. 2010. Comparison of Polycarbonate and Polytetrafluoroethylene Filters for Sampling of Airborne Bacteriophages. *Aerosol Science and Technology* 44, 197-201.
- Zapotocky, L et M. Svab. 2012. Removal od ammonia emissions from waste air in a biotrickling filter : pilot-scale demonstration in real conditions. *Central European Journal of Chemistry*. 10 (4): 1049-1058.

Annexes