



HAL
open science

Evaluation de la technique d'aération afin de traiter les effluents d'élevage

C.H. Burton

► **To cite this version:**

C.H. Burton. Evaluation de la technique d'aération afin de traiter les effluents d'élevage. Environnement et Société. Doctorat de l'Université de Rennes 1, mention Chimie, 2010. Français. NNT : . tel-02594968

HAL Id: tel-02594968

<https://hal.inrae.fr/tel-02594968>

Submitted on 15 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



THÈSE / UNIVERSITÉ DE RENNES 1
sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne

pour le grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE RENNES 1
Mention : CHIMIE

Ecole doctorale Sciences de la Matière

présentée par

Colin H Burton

préparée à l'unité de recherche GERE
Gestion environnementale et traitement biologique des déchets
Cemagref

**Evaluation de la
technique d'aération
afin de traiter les
effluents d'élevage**

**Thèse soutenue au Cemagref de
Rennes le 06 juillet 2010**

devant le jury composé de :

Prof Dominique WOLBERT

Professeur, l'Ecole Nationale Supérieure de Chimie
de Rennes / *président*

Prof Suzelle BARRINGTON

Professeur, l'Université McGill (Montréal) / *rapporteur*

Dr Alain HEDUIT

Directeur de recherche – Cemagref, Antony /
rapporteur

Dr Jean-François CARPENTIER

Professeur, Université de Rennes 1 / *examineur*

Dr Paul ROBIN

Chercheur, Unité Mixte de Recherche (INRA UMR
SAS) Rennes / *examineur*

Dr José MARTINEZ

Directeur de l'Unité Cemagref, Rennes / *directeur de
thèse*



AVANT-PROPOS

Cette thèse est fondée sur les recherches effectuées par l'auteur, Colin Burton, depuis 1990, en particulier au *Silsoe Research Institute* (Bedford, Royaume-Uni), entre 1990 et 2000. Il travaillait à l'époque en tant que chef de projet et les contributions apportées par les autres membres de son équipe doivent donc également être prises en compte. Les recherches sélectionnées pour cette thèse lui appartiennent, tant pour son rôle de chercheur que celui d'animateur, mais il existe néanmoins un chevauchement avec les travaux des autres. Il est donc important d'enregistrer les contributions des personnes suivantes :

- M. Robert Sneath, qui a contribué aux projets liés à l'odeur (section 3) en tant que chercheur. Ces projets étaient également soutenus par l'équipe de B. Pain (IGER, North Wyke, Devon, R.U.) qui a effectué toutes les mesures olfactométriques. M. Sneath a également contribué aux pilotages impliqués à la section 6.3 ;
- le D^r James Greatorex et le D^r Ole Pahl, qui étaient alors doctorants sous la direction de l'auteur. Tout deux ont suivi les mécanismes des transformations de l'ammoniac lors de l'aération (section 4.4) : pour distinguer l'azote produit par le processus, le D^r Greatorex a travaillé sur la technique du gaz argon et le D^r Pahl sur le traceur N¹⁵. On souligne aussi la contribution de l'équipe du D^r W. Dunn (L'IACR, Rothampstead, R.U.) qui a fait toutes les analyses de l'isotope, ainsi que celle du D^r Fabrice Beline qui a fait un stage à cette période au *Silsoe Research Institute* ;
- le D^r José Martinez (Cemagref, Groupement de Rennes) qui a collaboré avec le *Silsoe Research Institute*, lors des études sur la décantation (section 5) en 1992 ;
- de nombreux techniciens et stagiaires, notamment M. John Farrent, pour leurs contributions importantes à la construction et au fonctionnement des pilotes associés avec les travaux décrits. Le chef du laboratoire analytique, M^{me} Sue Dimmock, et son équipe, pour les analyses faites, dont le nombre a facilement dépassé les 1 000 échantillons pendant toutes ces années.

REMERCIEMENTS

Je ne prétends pas être francophone : le lecteur s'en rendra compte dès les premières lignes de cette thèse. Si le texte est compréhensible, je le dois dans une certaine mesure à mes collègues du Cemagref, dont l'aide m'a été précieuse. Je les remercie chaleureusement, autant pour leurs commentaires que pour le grand nombre de corrections effectuées. Je remercie également l'aide de l'entreprise professionnel « **atit** – Traduction » de Grenoble pour leurs corrections finales.

Sous la rubrique « Avant-propos », j'ai fait référence à certains collègues pour souligner leurs contributions diverses aux programmes de recherche, d'autres sont listés dans les publications que nous avons écrites ensemble. Cependant, je ne veux pas oublier ceux qui ne sont pas cités et dont la participation aux programmes de recherche a pourtant été cruciale.

Je voudrais remercier tous mes anciens collègues du *Silsoe Research Institute* pour leur amitié pendant toutes ces années. La liste est longue ; je tiens pourtant à remercier tout particulièrement le D^r Roger Phillips, chef de groupe jusqu'en 1995, et le D^r Trevor Cumby, chef de groupe à partir de 1995 jusqu'à la fermeture du *Silsoe Research Institute* en 2006.

Cette thèse est dédiée au D^r Roger Phillips, un bon chef, un collègue très professionnel et un ami fidèle, décédé précocement à l'âge de 58 ans, en 2006.

Colin Burton, auteur de la thèse, février 2010

RESUME

La production porcine entraîne des conséquences nuisibles pour l'environnement dont certaines sont bien identifiées, comme les émissions d'ammoniac et de gaz à effet de serre ou la pollution des eaux. Plusieurs filières de traitement ont été proposées pour limiter les pollutions émises par les effluents d'élevages. Parmi celles-ci, le traitement aérobic, couramment utilisé pour la dépollution des eaux urbaines, est une filière intéressante à explorer. L'objectif de cette étude est d'évaluer la pertinence de l'utilisation de la digestion aérobic lorsqu'elle est appliquée au traitement du lisier de porc. On a donc cherché à déterminer dans quelles conditions il était approprié d'appliquer ce type de traitement au secteur de l'élevage.

Le travail de thèse est fondé sur les recherches effectuées par l'auteur de 1990 à 2005 au *Silsoe Research Institute*, centre de recherche situé à Bedford, au Royaume Uni, et, depuis 2005, au sein de l'unité GERE du Cemagref de Rennes. Dix publications ont été sélectionnées pour illustrer ces travaux, dont neuf avec comité de lecture. La 10^e publication est extraite d'un livre de référence édité par l'auteur.

L'aération représente le traitement le plus efficace pour éliminer la charge organique ainsi que les odeurs désagréables. L'oxydation convertit en effet la majeure partie des composés responsables des odeurs nauséabondes en sous-produits non odoriférants tels que le dioxyde de carbone et l'eau. Un traitement aérobic appliqué pendant un jour est déjà suffisant pour éliminer les odeurs issues des déjections animales mais le stockage de l'effluent pendant plusieurs semaines nécessite un traitement plus poussé d'une durée minimale de 5 à 6 jours. Le traitement aérobic, dont les cinétiques de dégradation sont plus rapides que celles de la digestion anaérobic, permet l'élimination totale de la teneur en demande biologique en oxygène sur cinq jours (DBO_5) grâce à un apport spécifique en oxygène. La chaleur libérée et la présence d'oxygène peuvent conduire à une élimination rapide de certains pathogènes.

Le traitement aérobic des effluents permet d'éliminer l'ammoniac sous forme de N_2 grâce à l'alternance de phases aérobies et anoxiques. Cependant, le mécanisme de nitrification/dénitrification peut entraîner des émissions importantes de N_2O , gaz associé à l'effet de serre et à la destruction de la couche d'ozone. Le N_2O peut aussi être libéré lorsque la nitrification est incomplète ou lorsque le temps de séjour est inférieur à 3 jours ce qui limite la multiplication des bactéries nitrifiantes autotrophes à croissance lente (à l'exemple de *Nitrosomonas*).

Le traitement aérobie facilite la décantation et ainsi l'élimination du phosphore et des métaux lourds insolubles.

Malgré son efficacité, l'aération reste une filière de traitement marginale pour les effluents d'élevage, principalement en raison de son coût. Elle est pourtant particulièrement intéressante lorsque l'objectif est de réduire la charge organique ou la teneur en azote des effluents. Lorsque l'objectif est clairement identifié, il est possible de comparer plusieurs systèmes entre eux (ou plusieurs façons de gérer un même système) et donc d'optimiser la filière. Cependant, en l'absence de subventions, même avec un coût réduit, cette filière de traitement reste trop onéreuse pour la majorité des éleveurs.

Mots clés

Effluents d'origine animale, traitement aérobie, abattement des pollutions, émissions, analyse du système, (efficacité, conception et optimisation).

SUMMARY

Pig production carries with it harmful consequences for the environment which have been well reported : among them, air and water pollution. The purpose of the study was to establish the limits of aeration as a method to improve manure handling to reduce such negative impacts. In other words, the objective is to set out when and in what role it is appropriate to use this type of treatment within the livestock industry. The thesis is based on the research carried out by the author during the period from 1990 to 2005 at the research centre “Silsoe Recherche Institute, Bedford, United Kingdom” and subsequently from 2005 to the present at Cemagref, Groupement de Rennes, France. Ten scientific publications of the author were selected to represent this work of which nine were refereed : the other is an extract from a reference book edited by the author.

Aeration is the most efficient method to remove the organic load and thus the related offensive odours. An aerobic environment removes the smell by an oxidation process which converts virtually all the compounds responsible for the foul quality into harmless products such as carbon dioxide and water. A minimal treatment (one day) can remove the odorous compounds that are so unpleasant : however, to stabilise the effluent, so that it remains free of activity (or smell) during storage requires the more extensive treatment lasting 6 days. The implication here is a total removal of the BOD₅ content which equates to the addition of definite volumes of oxygen irrespective of the means of aeration. The reaction kinetics for aeration are several times faster than those for anaerobic digestion: the heat often released and the presence of oxygen together lead to the rapid destruction of some pathogens.

Aeration is the only method to remove ammonia without harmful consequence : the nitrogen is released in the form of di-nitrogen gas (N₂). However, the nitrification mechanism (followed by an anoxic phase) can lead to large emissions of N₂O, a major pollutant that is linked to global warming and, in addition, the breakdown of the ozone layer in the stratosphere. It is given off as much during an incomplete nitrification and possible by a third mechanism when the treatment time is less than 3 days (which inhibits the activity of the autotrophic nitrosomonas, the bacteria responsible for nitrification).

Aerobic treatment enables easier sedimentation and thus the removal of phosphorous and insoluble heavy metals.

Aeration technology is widespread when linked to all treatment of wastewater but it is hardly used for livestock wastes despite its proven efficiency. The main drawback is the implied cost which can not be reduced below a certain minimum for a given duty. The establishment of a precise treatment objective

is often possible in terms of the reduction of the concentration of a given component such as the organic load or nitrogen concentration. This allows an objective comparison between several systems (or several means of operating the same system) and thus an optimisation. However, without financial aid, even a minimal cost often represents a too high percentage with respect to the value of the production from the farm.

Key words

Livestock effluent, aerobic treatment, pollution abatement, emissions, system analysis, (efficiency, design and optimisation)

TABLE DES MATIERES

Avant-propos • Remerciements • Résumé

INTRODUCTION

Le traitement des effluents d'élevage : une solution pour protéger l'environnement ?

- 1.1 Enjeux environnementaux
- 1.2 Rôle et application du traitement
- 1.3 Importance de l'aération
- 1.4 Structure de la thèse

SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Principes et limites de l'aération comme technique de traitement

- 2.1 Résumé des mécanismes d'aération : leur capacité et limites
- 2.2 Publication 1 : synthèse des stratégies de traitement aérobie du lisier de porc : objectif, théorie et méthode
- 2.3 Publication 2 : principes du traitement aérobie

RÉSULTATS – PARTIE A

L'aération comme technique de réduction des odeurs

- 3.1 Introduction : comment attribuer une valeur à l'odeur ?
- 3.2 Questions à étudier sur le plan scientifique
- 3.3 Publication 3 : efficacité du traitement à l'échelle de l'exploitation pour contrôler les mauvaises odeurs : leur concentration, intensité et caractère hédonique

RÉSULTATS – PARTIE B

Liens entre traitement aérobie et émissions

- 4.1 Introduction : l'aération comme moyen de production ou d'élimination des émissions ?
- 4.2 Questions à étudier sur le plan scientifique
- 4.3 Publication 4 : émissions de protoxyde d'azote pendant le traitement aérobie des effluents d'élevage
- 4.4 Publication 5 : source et réduction des émissions de protoxyde d'azote suite à l'aération des effluents de porc pour réduire l'excédent d'azote

RÉSULTATS – PARTIE C

Rôle des étapes complémentaires du traitement aérobie : options de séparation

- 5.1 Introduction : limites de l'aération
- 5.2 Questions à étudier sur le plan scientifique
- 5.3 Publication 6 : contribution potentielle des techniques de séparation à la gestion des effluents d'élevage
- 5.4 Publication 7 : impact de la décantation sur le traitement aérobie du lisier de porc

RÉSULTATS – PARTIE D

Contrôle et optimisation du processus de traitement aérobie

- 6.1 Introduction : paramètres liés à l'optimisation
- 6.2 Questions à étudier sur le plan scientifique
- 6.3 Publication 8 : suivi en continu d'une installation de traitement aérobie à la ferme : contrôle et optimisation
- 6.4 Publication 9 : traitement aérobie en continu du lisier de porc : essais portant sur une durée d'aération prolongée et procédé en deux étapes
- 6.5 Publication 10 : modéliser l'efficacité d'un système de traitement aérobie en continu du lisier de porc pour une installation dans un état non stabilisé

DISCUSSION ET PERSPECTIVES

Nouvelles exigences et application future de l'aération

- 7.1 Application actuelle de la technologie aérobie
- 7.2 Rôle éventuel de l'aération pour l'abattement des pathogènes

CONCLUSIONS

Références

Annexes

Annexe 1 : Curriculum vitae de Colin H. Burton

Annexe 2 : Liste complète des publications de Colin H. Burton de 1990 à 2010

INTRODUCTION

**Le traitement des effluents d'élevage :
une solution pour protéger l'environnement ?**

INTRODUCTION

Le traitement des effluents d'élevage : une solution pour protéger l'environnement ?

The treatment of livestock wastes – a technique to protect the environment ?

1.1 Enjeux environnementaux

Les activités liées à l'élevage peuvent porter atteinte à l'environnement si la gestion des effluents n'est pas contrôlée. On ne manque pas de publications qui décrivent le problème en chiffres : un bon exemple est le rapport récent de la FAO (Steinfeld et al, 2006). Globalement, on attribue au secteur de l'élevage 18 % des émissions de gaz à effet de serre (GES) et 33 % de la charge en nutriments contaminant les milieux aquatiques. Près de 70 % du terrain agricole mondial est consacré à l'élevage, qui compte un milliard de porcs, trois milliards de bovins et d'ovins, et plus de 17 milliards de volailles. Au niveau européen, les chiffres sont plus modestes mais la tendance à produire de manière intensive entraîne des nouveaux impacts. En France, on dénombre 16 millions de porcs, 20 millions de bovins, 10 millions d'ovins et 240 millions de volailles (Burton et Turner, 2003). Un large pourcentage se concentre en Bretagne, principal pôle de production animale, avec plus de 50 % de l'élevage porcin et 41 % de la volaille française pour 7 % de surface utile. Les principales régions de production, telles que la Bretagne, les Pays Bas, le Danemark ou le nord de l'Italie, travaillent activement à la mise en point de méthodes de résorption des effluents d'élevage. Leurs études sont conduites pour déterminer les impacts des élevages sur l'air (GES, ammoniac, odeurs), l'eau (nitrates, phosphore, pesticides) et le sol (métaux lourds). Ensuite, des travaux de recherche et d'expérimentation sont conduits pour concevoir et optimiser les différentes techniques à mettre en place, ainsi que celles qui pourront être développées dans le futur.

Méthodologie d'analyse des situations et solutions.

Le premier objectif est de bien caractériser le problème. La difficulté est bien réelle, car les impacts environnementaux négatifs sont facilement observables et que la tentation est forte de vouloir résoudre tous les problèmes d'un coup de baguette magique grâce au traitement. Il en résulte souvent un traitement trop intensif, qui répond à des impacts inexistantes ou inappropriés, ou, à l'opposé, un

traitement insuffisant qui ne répond pas aux pollutions réelles. Quelle que soit l'exploitation agricole, la liste des pollutions potentielles est longue si l'on inclue les émissions gazeuses, la contamination des eaux et du sol. Ces pollutions peuvent être analysées de plusieurs façons, mais il reste toujours essentiel de bien distinguer les impacts, les facteurs (ou agents de pollution) et les situations qui les génèrent afin d'envisager les actions correctrices les mieux adaptées. Par exemple, la présence de nutriments comme l'azote ou le phosphore dans le lisier est un *facteur* qui ne représente pas forcément une pollution si le lisier est transformé et/ou exporté comme produit organique. Cependant, dès lors que cet excédent est dirigé vers l'environnement, il devient un *agent* ou un *facteur de pollution* qui entraîne des *impacts*.

Tableau 1 : liste des impacts environnementaux et des facteurs associés aux effluents d'origine animale.

Impact environnemental	Facteurs provenant des effluents animaux
Augmentation de l'effet de serre	Émission de N ₂ O Émission de méthane
Destruction de la couche d'ozone	Émission de N ₂ O
Pluies acides	Émission d'ammoniac
Enrichissement du sol (écosystème)	Émission d'ammoniac
Contamination des eaux des rivières	Présence d'ammoniac (soluble) Pathogènes
Eutrophisation des eaux	Excédent en azote ou en phosphore
Contamination des eaux par les algues bleues	Excédent en phosphore
Asphyxie de l'eau des rivières	Charge organique Excédent en azote (indirecte)
Contamination du sol	Métaux lourds Charge organique (pour certains sols)
Contamination de l'eau potable	Excédent en azote (nitrates) Pathogènes
Contamination des cultures et des aliments	Pathogènes
Environnement désagréable	Mauvaises odeurs

Les impacts (négatifs) éventuels sont donc générés dès la dispersion des *facteurs* de pollution dans l'environnement et dépendent de chaque situation. Par exemple, dans le cas de l'épandage, les nutriments en excédent peuvent entraîner un problème d'eutrophisation s'il existe des eaux de surface avoisinantes. L'*impact* ici est l'eutrophisation des eaux, le *facteur pertinent* est l'excédent de nutriments et l'*action nécessaire* est l'élimination de cet excédent (lorsqu'il n'y a pas d'autres surfaces d'épandage disponibles). Plusieurs procédés de traitement peuvent alors être envisagés : la précipitation alcaline dans le cas du phosphore, la nitrification et la dénitrification dans le cas de l'azote. Il est donc possible de proposer une liste d'impacts éventuels et de leur associer un ou plusieurs facteurs

responsables (Tableau 1). Même si elle paraît exhaustive, il faut souligner qu'une telle liste est généralement incomplète, d'autres pollutions pouvant s'ajouter au fur et à mesure de l'avancée des connaissances.

Il convient de noter que tous les impacts n'apparaissent pas simultanément. Souvent, dans une région, seuls certains impacts environnementaux ressortent ; de plus, une exploitation n'est pas forcément touchée par chacun des problèmes identifiés. Une première analyse adaptée à chaque exploitation sera donc nécessaire pour ne prendre en compte que les risques liés aux impacts reconnus au niveau local. Par exemple, si l'exploitation se trouve dans un endroit isolé, il est probable qu'il n'y aura pas de plaintes à propos des odeurs et aucune action pour réduire ce type d'émissions ne sera alors justifiée. Ainsi, la liste des facteurs pertinents pourra être réduite et seules les actions essentielles identifiées seront ciblées, éventuellement par la mise en place de traitements appropriés.

Après avoir établi la liste des types de pollutions pertinents (et donc les facteurs liés aux effluents agricoles impliqués), l'action appropriée peut être déterminée. La définition de cette action débute par le ou les objectifs à atteindre. Le principe ici est d'identifier les abattements nécessaires et de les décrire par *des chiffres* (par exemple, un pourcentage d'élimination ou une concentration finale) pour atteindre les objectifs requis. Ainsi, si l'objectif est d'éliminer un excédent d'azote pour éviter de contribuer à la pollution locale, il faut calculer le pourcentage devant être supprimé (le reste d'azote étant résorbé par les cultures ou par l'environnement en général). Clairement, il n'est pas toujours nécessaire d'éliminer l'azote dans son ensemble : dépasser le but précisé entraînerait l'inefficacité du système proposé. Définir l'objectif par des chiffres permet de déterminer facilement si le traitement proposé a réussi à répondre aux spécifications exigées.

Bien évidemment, il n'est pas toujours aussi facile de déterminer un abattement en chiffres (dans le cas des mauvaises odeurs, par exemple). On peut néanmoins souvent reconnaître les indicateurs qui permettent le suivi d'un tel facteur. Ainsi, pour garder l'exemple des odeurs nauséabondes, la concentration en acides gras volatils (AGV) a été proposée par Williams *et al* (1984) comme un indicateur de la présence d'une mauvaise odeur. Concernant le risque sanitaire, il n'est pas rare que l'on doive choisir entre la bactérie identifiée (le pathogène) et, lorsque celui-ci est peu présent ou difficile à évaluer, un indicateur dont les caractéristiques de survie ont été démontrées comme étant les mêmes (Burton *et al*, 2007a). Les débats entourant ce sujet sont nombreux mais, encore une fois, l'absence d'un tel objectif rend l'évaluation du processus difficile voire impossible. D'autre part, il est souvent jugé plus facile de préciser les conditions minimales établies en laboratoire, telles que 70 °C pendant une heure (Commission Européenne, 2002). Si la présence de pathogènes est observée, l'objectif recherché sera de réduire leur concentration en termes d'échelle logarithmique : généralement, on exige quatre

unités de \log_{10} (Turner et al, 1998).

1.2 Rôle et application du traitement

Une fois l'objectif de traitement clairement identifié, il s'agit d'examiner l'ensemble des options disponibles. Il en existe un grand nombre, qui peuvent être réparties sous six traitements principaux :

- tamisage, pour enlever les matières grossières ;
- décantation (y compris floculation), pour séparer les particules en suspension ;
- précipitation (pH alcalin), pour enlever les métaux lourds et le phosphore ;
- digestion biologique (aérobie ou anaérobie), pour éliminer la DBO ;
- nitrification, pour éliminer l'ammoniac ;
- augmentation de la température, pour détruire les pathogènes.

D'autre part, il existe des systèmes plutôt complexes qui incluent plusieurs éléments de la liste ci-dessus et de nouvelles technologies comme le « stripping », l'électro-flottation ou l'incinération. Le tableau 2 ci-dessous démontre les liens entre les exigences du système et la pertinence du traitement à réaliser. L'argument crucial ici est la capacité du processus proposé à inclure les principes de traitement appropriés pour obtenir un abattement des facteurs identifiés auparavant. Par exemple, on ne pourra pas attendre d'un traitement qu'il soit efficace si l'on propose le tamisage lorsque l'objectif est de détruire les pathogènes : le mécanisme suggéré manque évidemment de crédibilité.

Avoir identifié le bon principe scientifique à mettre en œuvre n'assure pas forcément un traitement suffisant ; il faut aller plus loin. Il s'agit alors de répondre aux critères essentiels au bon dimensionnement du procédé : par exemple, une fois que l'aération a été sélectionnée comme l'option nécessaire, il faut déterminer les temps de séjour et les autres paramètres qui permettront au traitement approprié de cibler l'objectif identifié. Beaucoup de paramètres peuvent alors être listés pour compléter la spécification du processus : l'énergie minimale (par mètre cube traité), le temps de décantation, l'intensité d'aération, etc. Il faut alors constater que tous ces paramètres ne sont pas cruciaux. En résumé, pour satisfaire cette étape, il faut donc (a) définir le processus requis ; (b) identifier tous les paramètres adaptés au choix du traitement et (c) leur assigner les valeurs requises.

L'analyse du système devrait inclure un bilan matière comme outil fondamental de la conception de tout procédé. Ce type d'outil est utilisé dans tous les secteurs pour déterminer les débits, les flux, les capacités des cuves ou réservoirs et ainsi rendre possible le dimensionnement des équipements. Le principe central est que tous les flux sont calculables : « aucun n'est créé et aucun n'est détruit ». Même

les pertes peuvent être identifiées et être associées à des valeurs exactes. Certes, il existe des incertitudes (dues à des mesures imprécises ou inconnues) et des variabilités (en raison des changements quotidiens) mais cet ensemble ne fait que voiler une réalité qui reste quand même un absolu. D'un point de vue théorique, cet outil peut démontrer ce qui est possible : de plus, lors de l'analyse d'un processus existant, un bilan matière permet d'établir que tous les éléments ont bien été considérés. Donc, le bilan matière représente un *point de référence* crucial. Le bilan matière d'un élevage est illustré Figure 1 : le principe ne change jamais et tous les volumes « perdus » devraient être considérés comme une pollution éventuelle.

Tableau 2 : les six traitements principaux et leur efficacité pour abattre les facteurs associés aux impacts environnementaux. Une efficacité importante du traitement sur chacun des facteurs est signifiée par deux croix, une faible efficacité par une seule et l'absence de lien par l'absence de croix.

Facteur responsable identifié →									
Principe de traitement ↓	Charge organique	Emission de N₂O	Emission de méthane	Pathogènes	Excédent en azote	Excédent en phosphore	Métaux lourds	Émission d'ammoniac	Mauvaises odeurs
Tamassage pour enlever les grosses matières	x					x			
Décantation (et floculation) pour séparer les particules en suspension	x		x			xx	xx		x
Précipitation (pH alcalin) pour enlever les métaux lourds et le phosphore						xx	x		
Digestion biologique pour éliminer la DBO	xx		xx	x					xx
Nitrification pour éliminer l'ammoniac		x			xx			xx	
Augmentation de la température pour détruire les pathogènes				xx					

En ce qui concerne les effluents d'élevage, le premier défi est d'estimer leur volume et leur composition. À priori, il est difficile d'imaginer un animal comme un processus, mais il suit le même principe : ce qu'il mange est accumulé (engraissement), émis (gaz de respiration et transpiration) ou rejeté (urine et excréments). Pour obtenir le volume de lisier et de fumier produit par jour, on doit additionner les volumes d'eau et de litière. On obtient de cette manière le volume que le système de traitement devra gérer. Ainsi, l'estimation des quantités quotidiennes d'effluents et leur composition est possible, comme l'ont démontré plusieurs études (Institut de l'Élevage, 2001 ; Texier et al, 2004).

Une fois l'influent déterminé, il est possible de calculer les changements attendus au travers de chaque étape de la filière proposée, pour atteindre l'objectif. Il existe plusieurs méthodes pour résoudre les calculs d'un bilan matière, mais au final tous les chiffres doivent respecter la loi de base du premier principe de la thermodynamique : « rien ne se perd, rien ne se crée ». Certes, une marge d'erreur est souvent nécessaire en raison des incertitudes. L'existence de « flux perdus » peut être avancée (émissions gazeuses, fuites...) mais les chiffres attribués doivent toujours être raisonnables et soutenus, si possible, par des preuves scientifiques. Dans le cas de fortes variabilités ou d'incertitudes sur les flux attendus en raison de changements sur l'exploitation, l'approche consiste à (a) prendre la moyenne (à court terme, sur des jours ou des semaines) en notant le mode de stockage (pour une utilisation comme tampon), ou (b) de prendre des chiffres supérieurs pour le dimensionnement en cas de changements saisonniers, et par conséquent de conserver la capacité de réception des volumes d'effluents produits.

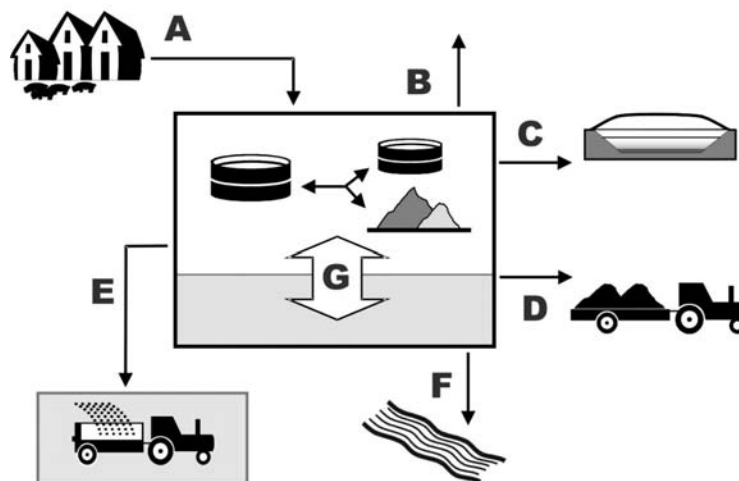


Figure 1 : la représentation d'un bilan matière à l'échelle d'une ferme. Tous les nutriments qui sortent de la ferme (A) sont répartis entre les émissions (B), la production de biogaz (C), l'exportation (D), l'utilisation par les cultures (E) et les pertes vers l'environnement (F).

La constitution d'un tel bilan révélera immédiatement les descriptifs fondamentaux du système. Par exemple, un changement de demande biologique en oxygène (DBO), qui exigera un apport en oxygène équivalent ; le pourcentage minimal de boues attendu à l'étape de séparation ; ou l'apport de produits chimiques nécessaire à l'une des opérations du traitement. Et tout cela s'applique à tous les équipements sélectionnés.

Enfin, la dernière étape du procédé de traitement consiste à considérer les frais de fonctionnement et le bilan énergétique du système. Lors d'un traitement, certaines options sont contrôlées par la température (et par la consommation d'énergie), par exemple (a) la consommation d'énergie spécifique (W/m^3) pour

les options de brassage et d'aération, (b) les bilans autour des réacteurs biologiques (aérobie et anaérobie) qui permettent de garantir la température nécessaire et (c) évidemment, l'efficacité d'un traitement thermique.

1.3 Importance de l'aération

Une étude bibliographique européenne exhaustive, sur les mesures permettant une meilleure gestion des effluents d'élevage, a conclu que le traitement ne représente qu'un outil important parmi un éventail d'options (Burton et Turner, 2003). De plus, l'idée d'une solution unique aux problèmes liés à la gestion des effluents agricoles a été rejetée, de même que l'existence d'un traitement universel. Cependant, la même étude a également identifié le rôle indispensable du traitement lors de scénarios spécifiques tels qu'une superficie de terrain insuffisante pour résorber tous les nutriments des déchets produits. Cette conclusion est aussi valable pour l'utilisation de l'aération dans les circonstances où il n'existe pas d'alternative ou de technologie qui convienne à la situation. S'il s'agit d'un excédent en azote au niveau régional, en retirer un pourcentage sous forme de gaz N_2 représente la seule option efficace (hormis une réduction du nombre d'élevages).

Dans le cas de l'abattement des odeurs désagréables, il existe plusieurs technologies disponibles, telles que la digestion anaérobie (Pain et al 1990a). Cependant, en termes d'efficacité et également au niveau de la stabilisation atteinte, l'aération a été observée comme étant la meilleure option par les mêmes chercheurs (Pain et al, 1990b). On attribue cet avantage aux réactions entraînées par l'oxydation qui détruisent les composés responsables des mauvaises odeurs ; un fait connu depuis longtemps. De même, les cinétiques rapides d'aération, souvent accompagnées par une production de chaleur, renforcent l'impression d'une digestion efficace et « naturelle ». Que cette technologie soit très répandue depuis un siècle sous la forme de stations d'épuration pour les eaux municipales et, plus récemment, sous la forme de systèmes de compostage atteste de sa validité. La plupart des substrats organiques (dont une partie serait à peine dégradée par les autres traitements), sont facilement et rapidement digérés par les micro-organismes hétérotrophes qui colonisent les procédés dans un environnement aérobie.

Il n'est donc pas surprenant que la technologie d'aération soit de plus en plus utilisée dans le secteur agricole depuis les années 80. Cependant, elle n'est pas une solution exhaustive et il est important d'identifier ses limites autant que ses forces. Le fait qu'elle consomme de l'énergie (pour l'alimentation en air/oxygène) est bien reconnu, mais son efficacité réduite et le coût énergétique qui en découle représentent une contrainte économique. De la même manière, certains facteurs environnementaux restent hors de portée de cette technologie, tels que l'excédent de phosphore : l'aération peut contribuer indirectement (amélioration de la décantation) mais, seule, elle n'est pas une solution à ce genre de

problème.

1.4 Structure de la thèse

Contexte

Cette thèse est fondée sur les recherches effectuées par l'auteur pendant la période de 1990 à 2005 au *Silsoe Research Institute*, centre de recherche basé à Bedford, au Royaume-Uni puis, de 2005 à aujourd'hui, au Cemagref, Groupement de Rennes. Elle repose surtout sur plusieurs projets financés par le ministère de l'Agriculture britannique (DEFRA) et gérés par l'auteur durant entre 1990 et 2000, dont le thème commun porte sur l'application de l'aération au lisier de porc afin de réduire ses impacts environnementaux. Le nombre total de publications de l'auteur depuis 1990 (y compris les publications avec comité de lecture, les communications à congrès, les rapports formels, les ouvrages et les chapitres d'ouvrages) dépasse une centaine dont à peu près la moitié est liée aux recherches présentées dans cette thèse. Parmi ces publications, dix ont été choisies pour soutenir le thème de cette thèse. Neuf ont été publiées dans des revues scientifiques avec comité de lecture, tandis que la dernière est extraite d'un livre de référence édité par l'auteur. Toutes les autres publications de l'auteur sont listées dans l'Annexe 2. Un résumé des activités de l'auteur est présenté dans son curriculum vitae en Annexe 1.

Objectifs

L'aération des effluents d'élevage est difficile à mettre en œuvre en raison du type de procédé impliqué (biologique) et de la composition des effluents, constitués d'un large éventail de composés organiques et inorganiques ainsi que de micro-organismes d'origine fécale et environnementale. C'est pourquoi les nombreux systèmes disponibles, qui affichent des performances en termes de traitement, ne s'appuient pas toujours sur des arguments scientifiques. Donc, globalement, l'objectif principal des travaux présentés ici est d'établir les limitations de l'aération comme technique pour mieux gérer le lisier de porc afin de déterminer quand, et dans quelle mesure il est approprié d'appliquer ce genre de traitement dans le secteur de l'élevage. L'hypothèse était qu'une analyse scientifique peut démontrer ce qui est faisable et ce qui est peu probable ou impossible. Plus précisément, les travaux qui soutiennent cette thèse cherchent à répondre à une série de six questions :

1. Comment préciser une cible objective de traitement qui rende possible une comparaison valable entre deux options ou plus ?

2. En ce qui concerne un système bien défini, existe-t-il des contraintes absolues (de performance) qui en limitent l'efficacité ? Peut-on définir un coût de fonctionnement minimal ?
3. Dans quelle mesure est-il possible d'améliorer le fonctionnement d'un procédé de traitement aérobie par l'optimisation de sa conception puis par l'utilisation de moyens de contrôle ?
4. Quels facteurs sont hors de portée de l'aération ? Et dans ce cas, comment compléter le traitement pour atteindre les exigences identifiées ?
5. Est-ce qu'il existe une stratégie de « traitement partiel » pour réduire le coût porté par l'agriculteur ? Dans quelle mesure ce genre de compromis est-il possible ?
6. Nouvelles options – les aspects sanitaires : quel est le rôle de l'aération vis-à-vis de la protection de la santé ?

Contenu de la thèse

La thèse est divisée en huit chapitres comptant cinq sections : introduction, synthèse bibliographique, résultats, discussion et perspectives, et conclusions. La synthèse bibliographique donne, dans une certaine mesure, une vue d'ensemble de l'aération, de ses principes scientifiques et son application. Elle est soutenue par deux publications : une étude bibliographique publiée en 1992 et un extrait de l'ouvrage produit par l'auteur paru en 2003.

Les résultats sont présentés en quatre parties, chacune portant sur un aspect différent de l'aération. La partie A traite du rôle de l'aération comme technique de réduction des odeurs désagréables, un thème qui a fortement motivé les recherches pendant les années 80. Les études liées à cet aspect sont présentées dans une publication où l'auteur aborde la question de l'analyse d'un processus lorsqu'une mesure s'avère difficilement évaluable.

Dans la partie B des résultats, les enjeux liés aux émissions sont considérés en notant que la technique d'aération peut les provoquer autant qu'elle peut les réduire. Le plus grand défi est d'éliminer l'azote sous la forme anodine de N_2 sans produire de protoxyde d'azote, un gaz très polluant. Les recherches sont illustrées par deux publications : la première est un court article parmi les premières preuves publiées sur l'existence de fortes concentrations en protoxyde d'azote lors de l'aération des lisiers. L'auteur a écrit la seconde publication avec son doctorant au sujet des relations existant entre les conditions d'aération et les gaz produits. L'étude a confirmé en employant l'isotope N^{15} que la

production de protoxyde d'azote est possible de façon égale dans un environnement oxydant ou réducteur.

L'aspect de l'aération étudié dans la Partie C est lié à la contribution qu'apportent des étapes physiques comme le tamisage et la décantation pour rendre possible un traitement complet des lisiers. La fraction du substrat en suspension est à peine digérée pendant l'aération. Néanmoins, un traitement aérobique peut aider la décantation, dans la mesure où il digère des substances chimiques qui autrement auraient stabilisé la suspension. La première publication incluse est l'étude bibliographique au sujet du rôle et des limites de ces méthodes de séparation physique. La seconde publication décrit une étude pratique des relations entre le traitement biologique et la mesure de séparation accomplie.

Les aspects de contrôle du procédé sont finalement examinés dans la Partie D des résultats. Trois publications sont incluses dans ce chapitre : elles représentent les études effectuées sur chacun des trois principes : (a) l'identification des indicateurs pour rendre possible le contrôle, (b) l'optimisation de la conception du système et, (c) la modélisation.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Principes et limites de l'aération comme technique de traitement

Publication 1 : Synthèse des stratégies de traitement aérobie du lisier de porc : objectif, théorie et méthode

BURTON, C.H. A review of the strategies in the aerobic treatment of pig slurry: purpose, theory and method. (Reproduit de la revue scientifique *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1992, Volume 53, pages 248-271).

Publication 2 : Principes du traitement aérobie

BURTON, C.H. ; **BECK, J.A.F.** Principles of aerobic treatment. (Extrait à l'ouvrage de Burton, C.H.; Turner, C. *Manure management - treatment strategies for sustainable agriculture; second edition*. Publié par Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford, R.U. 2003. 490 pages. ISBN : 0 9531282 6 1)

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Principes et limites de l'aération comme technique de traitement

The principles and limitations of aeration as a treatment method

2.1 Résumé des mécanismes d'aération : leurs capacités et leurs limites

Traitement aérobie

La plupart des systèmes qui traitent les effluents s'appuie avant tout sur une étape biologique de dégradation des éléments organiques. La fraction organique des effluents, souvent représenté par la demande biologique en oxygène en cinq jours (DBO_5), est soluble et rarement affectée par les autres systèmes de traitement disponibles (tamisage, décantation, produits chimiques...). La présence de cette charge organique détermine l'activité biologique de l'effluent qui est directement liée aux mauvaises odeurs (en l'absence d'oxygène) et aux importantes émissions de méthane, de sulfure d'hydrogène et d'ammoniac. Deux méthodes permettent d'éliminer cette charge organique. La première, sans oxygène, consiste en une digestion anaérobie comprenant la production d'un biogaz riche en méthane. Le processus ne libère qu'une très faible quantité de chaleur et il peut quelquefois être endothermique, la majeure partie de l'énergie disponible aboutissant dans le biogaz. La seconde méthode repose sur un traitement aérobie quand les mêmes substrats réactifs sont dégradés en présence d'oxygène. Cette option a pour résultat la production de produits chimiques simples : eau, dioxyde de carbone, nitrates et sulfates. Le principe fondamental est une oxydation des substrats organiques conduisant à une forte production de chaleur, comme c'est le cas pour le compostage.

Le principe d'aération consiste simplement à maintenir un environnement aérobie qui permette aux bactéries d'oxyder les matières organiques présentes. Dans cette mesure, les bactéries fonctionnent comme des catalyses. Les thermodynamiques sont déterminées par rapport au rapport entre les deux parties de la réaction, l'oxygène et les composés organiques présents dans l'effluent. Cependant, les conditions doivent toujours convenir aux bactéries : une carence en oxygène conduira ainsi à un environnement plutôt anaérobie et réductif, ce qui entraînera l'arrêt de l'activité aérobie.

Si l'on ne tient pas compte de l'oxygène consommé par l'oxydation de l'ammoniac (nitrification), on

constate un apport d'oxygène minimal défini par :

$$L'apport\ d'oxygène\ nécessaire = \Delta DBO_5 = \Delta DCO$$

Le changement de la concentration en DBO (ou DCO) entre l'influent et l'effluent traité est déterminé par rapport à la spécification du processus. En conséquence, il existe toujours un volume *minimum* d'oxygène, calculé en fonction de la diminution en DBO (ou DCO) spécifiée. On peut remarquer que la diminution en DBO reflète souvent une diminution similaire en DCO mais l'inverse ne s'applique pas. En effet, la DBO est un sous ensemble de la DCO. En cas de nitrification, il y aura une demande en oxygène supplémentaire pour satisfaire le processus d'oxydation de l'ammoniac.

Mécanisme d'aération

Le processus d'aération utilise le transfert d'oxygène dissout dans la phase liquide. L'élément est ainsi accessible aux microbes. De nombreuses études publiées décrivent la théorie du transfert d'oxygène (par exemple, Cumby 1987a). Le modèle proposé suit la forme générale :

$$dC/dt = k_L \cdot a \cdot (C - C^*)$$

La lettre C représente la concentration d'oxygène dans la phase liquide, C* est la concentration à l'équilibre par rapport à la concentration dans la phase gazeuse et k_L est le coefficient du transfert (de la phase liquide) qui est fortement influencé par l'agitation de la phase liquide. Enfin, « a » est la superficie de la surface de transfert. Le coefficient de transfert global doit généralement comprendre deux résistances (de la phase liquide et gazeuse). Cependant, la résistance au transfert de la phase gazeuse est négligeable et le transfert d'oxygène n'est déterminé que par k_L, le coefficient de la partie liquide.

Un aérateur efficace doit donc :

- incorporer les volumes importants d'air dans la phase liquide ;
- créer de fines bulles ;
- agiter la phase liquide.

Ensemble, ces trois actions provoquent une importante aération (en kg d'oxygène par heure et par mètre cube). Cependant, le brassage qu'elles impliquent entraîne également une forte consommation d'énergie et donc une efficacité faible (en kg d'oxygène par kWh). La sélection d'un aérateur moins

agressif (par exemple, l'aération par bulles fines) peut permettre de réduire le coût de fonctionnement, mais cette possibilité ne convient toujours pas au processus précisé. Dans le cas d'un temps de séjour court, il faut un transfert d'oxygène plus rapide dans un volume fixe. En conséquence de quoi il faut augmenter l'intensité d'aération nécessaire (Figure 2).

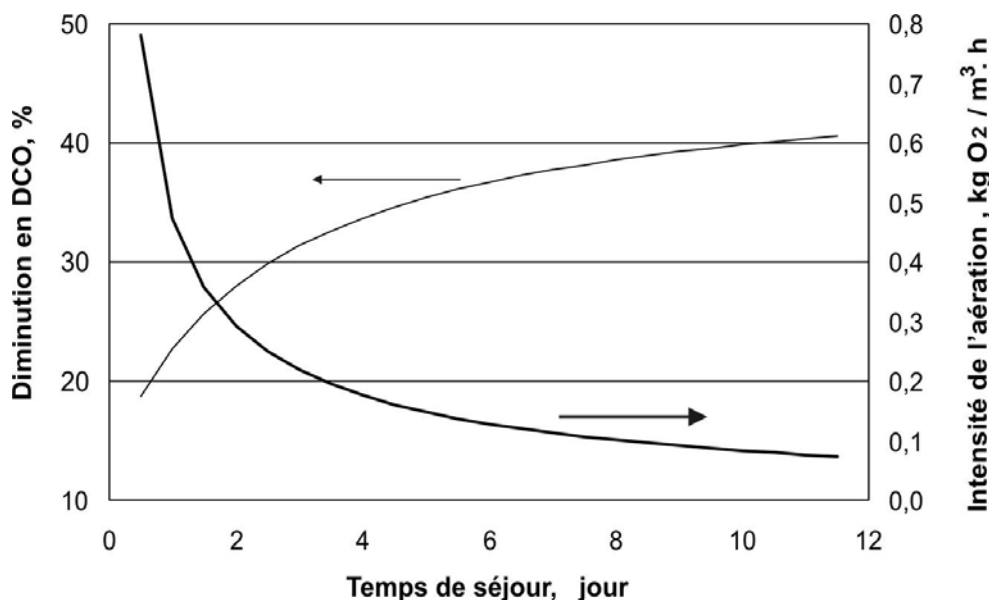


Figure 2 : la réduction en DCO prévue en fonction du temps de séjour pour du lisier de porc brut avec une concentration de 50 kg/m³. Le deuxième graphique montre l'intensité minimale de l'aération pour fournir l'apport d'oxygène nécessaire en fonction du volume du réacteur.

Cinétiques du traitement aérobie

Dans le cas d'un traitement effectué en *système batch*, l'influence de la concentration d'oxygène et de substrat suit les cinétiques observées par Monod (1949). Le modèle est souvent présenté sous la forme générale :

$$\frac{dS}{dt} = k.X \left(\frac{S}{(K1 + S)} \right) \left(\frac{O}{(K2 + O)} \right)$$

La concentration du substrat est représentée par la lettre S, celle de l'oxygène par la lettre O, et celle des bactéries par la lettre X. Les deux symboles, K1 et K2, sont des constantes, k la constante de la vitesse de la réaction. L'oxydation d'un substrat organique libère des quantités d'énergie importantes par rapport à un traitement anaérobie et on peut donc s'attendre également à des cinétiques d'oxydation rapides si l'apport en oxygène est suffisant. L'équation Arrhenius est souvent citée pour modéliser k, la vitesse de la réaction :

$$k = A \cdot \exp [-\Delta H / (R \cdot T)]$$

Les variables sont ΔH , (changement d'enthalpie), R (constante universelle des gaz parfaits), T (la température absolue) et A (constante Arrhenius). Il faut préciser que ΔH se rapporte surtout à l'étape déterminante qui règle la vitesse du processus. La loi d'Arrhenius décrit la variation de la vitesse de digestion selon la température.

Cependant, en ce qui concerne l'aération, il s'agit souvent d'un processus *en continu* et les observations portent sur l'influence minimale de la température et de la concentration en oxygène sur les cinétiques. Certes, il y a des exceptions, comme une concentration en oxygène insuffisante pour maintenir un environnement aérobie, une température en-dehors de l'éventail mésophile (de 15 à 40 °C) et une alimentation discontinue (mais régulière sur un cycle). Autrement, pour un réacteur en continu, la concentration des substrats réactifs subsiste au niveau de celle de l'effluent qui sort du réacteur. En conséquence de quoi, les cinétiques associées sont restreintes par ce dernier facteur et l'influence de la température et de la concentration d'oxygène sont négligeables. Autrement dit, à condition que l'apport en oxygène soit adéquat, les cinétiques d'un traitement ne sont pas influencées par la méthode d'aération de l'effluent.

Apport minimal en oxygène

Même si la DBO_5 est une mesure pertinente, elle n'est pas fiable en raison des grandes marges d'erreurs et des incertitudes. Les limites de cette mesure proviennent du temps nécessaire à l'initiation d'une digestion aérobie d'un échantillon en laboratoire. Même en utilisant toujours le même inoculum, l'activité microbienne peut mettre des minutes ou des heures à s'initier, ce qui entraîne des différences importantes au bout de cinq jours d'incubation. En revanche, l'analyse DCO est plus fiable et rapide lorsqu'elle est basée sur une oxydation chimique. L'inconvénient de cette méthodologie est que les oxydants utilisés consomment une proportion de matières organiques supérieures à la capacité des bactéries en cinq jours. On constate ainsi que la concentration en DCO est beaucoup plus importante de celle en DBO_5 . Cependant, la DCO reste utile car elle détermine la limite théorique d'une digestion, qui peut être atteinte au bout de plusieurs mois d'activité. De plus, il existe souvent des relations entre les deux méthodes de mesure : en effet, la DCO *soluble* se rapproche de la valeur de la DBO_5 .

Les calculs concernant l'apport en oxygène sont étroitement liés à la réduction de la DBO_5 et également à la teneur en ammoniac (dans le cas d'une nitrification). Un traitement suffisant pour rendre l'effluent « stable » doit éliminer toutes les matières organiques qui sont réactives et donc la DBO dans son

ensemble. En prenant pour exemple un lisier de porc dont 5 % en matière sèche (et donc une DBO₅ de 20 g/kg), il faudra fournir un minimum de 20 kg d'oxygène par mètre cube de lisier traité, plus un volume supplémentaire pour rendre possible la nitrification. Autrement dit, un débit plus faible ne permettra pas un traitement efficace. Le volume minimal en oxygène précisé, on peut calculer ensuite le débit d'air en notant que l'utilisation de l'oxygène ne dépasse 40 % que rarement. Ainsi, on peut conclure sur un débit minimal d'air qui doit passer au travers de l'effluent : pour l'exemple de lisier donné, ce chiffre est d'environ 200 m³ d'air pour chaque mètre carré de lisier traité.

Consommation minimale d'énergie pour l'aération

On peut facilement refaire les calculs pour un système de traitement à l'échelle d'une exploitation. Par exemple, pour une ferme comptant 2 000 porcs et produisant 5 m³ de lisier par jour (dont 5 % en matière sèche), le débit minimal d'air est de 1000 m³ par jour ou de 42 m³ par heure. Si le temps de séjour est de 5 jours, la cuve prévue pour l'aération ne doit pas être plus petite que 25 m³. On peut également estimer l'énergie nécessaire à l'aération, en multipliant l'apport d'oxygène nécessaire par l'efficacité du transfert. Il faut d'abord indiquer le choix d'aérateur, car les performances varient grandement. Selon le matériel choisi parmi la large gamme disponible et on peut obtenir entre 0,5 et 10 kg d'O₂/kWh d'électricité consommée. Par exemple, si l'on choisit le système venturi (qui a une efficacité d'à peu près 1,5 kg d'O₂/kWh) pour fournir l'apport *en oxygène* prévu (5 m³/jour x 20 kg/m³), la puissance *minimale* en continu du moteur sera de 2,8 kW.

2.2 Publication 1 : synthèse des stratégies de traitement aérobie du lisier de porc : objectif, théorie et méthode

BURTON, (Colin), « A review of the strategies in the aerobic treatment of pig slurry: purpose, theory and method ». *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1992, vol. 53, p. 248-271.

Cette revue de littérature portant sur l'aération a pour objectif, l'identification des stratégies appropriées à l'application d'aération. Face à une liste croissante des craintes liées à l'environnement, on est tenté d'insister excessivement sur le traitement comme étant une solution universelle. Cette étude exhaustive a déterminé la portée de l'aération, qui comprend l'élimination des mauvaises odeurs, l'élimination de l'ammoniac (sous forme de gaz N₂) et la neutralisation de la charge organique représentée par la teneur en DBO₅. En l'absence d'autres étapes de traitement, le processus d'aération n'a guère d'impact sur la matière en suspension ni la teneur en phosphore, pour lesquels il faut inclure des étapes physiques, telles que le tamisage ou la décantation. Le choix d'un processus en contenu est préconisé sauf si l'objectif est l'assainissement.

2.3 Publication 2 : principes du traitement aérobie

BURTON (Colin), BECK (J.A.F), « Principles of aerobic treatment », extrait de BURTON (Colin), TURNER (C.), « Manure management - treatment strategies for sustainable agriculture; second edition », Silsoe Research Institute, 2003, 490 pages, ISBN : 0 9531282 6 1.

Cet extrait est tiré du chapitre 6 (des mêmes auteurs) qui est intitulé « Treatment technologies based on aeration ». De manière générale, ce livre de référence présente une étude compréhensive de la gestion des déchets d'origine animale à travers l'Europe. L'extrait sélectionné énonce en détail les mécanismes fondamentaux d'aération et leur application dans le traitement des lisiers d'élevage. Il définit les termes scientifiques afin de rendre possible une analyse des options disponibles. Même si l'efficacité d'un traitement est déterminée par les paramètres scientifiques, son utilisation est plutôt liée aux questions pratiques qui sont également considérées dans cet extrait.

Extract from :

MANURE MANAGEMENT TREATMENT STRATEGIES FOR SUSTAINABLE AGRICULTURE Second Edition

Edited by

C. H. BURTON and C TURNER

Editorial board

J A F BECK
J. MARTINEZ
W MARTENS
O PAHL
S PICCININI
I SVOBODA



ISBN : 0 9531282 6 1

Silsoe Research Institute 2003
Wrest Park . Silsoe . Bedford . UK

RESULTATS – PARTIE A

L'aération comme technique de réduction des odeurs

Publication 3 : Efficacité du traitement à l'échelle de l'exploitation pour contrôler les mauvaises odeurs : leur concentration, intensité et caractère hédonique

BURTON, C.H. SNEATH, R.W.; MISSELBROOK, T. H.; PAIN, B. F. The effect of farmscale aerobic treatment of piggery slurry on odour concentration, intensity and offensiveness. (Reproduit de la revue scientifique *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1998, Volume 71, pages 203-211)

RESULTATS – PARTIE A

L'aération comme technique de réduction des odeurs

Aeration, a technique to reduce offensive odours

3.1 Introduction : comment attribuer une valeur à l'odeur ?

Génération et élimination des mauvaises odeurs

La perception d'une odeur résulte de la présence de produits chimiques dans l'air émis par une source. Bien évidemment, celle-ci s'accompagne d'un processus de volatilisation du produit et, souvent, d'une faible concentration pour qu'elle soit détachée. Dans le cas d'une mauvaise odeur, l'origine des produits chimiques responsables est souvent un environnement très *réductif* dans la source : ce sont les conditions anaérobies. L'activité microbienne, en l'absence d'oxygène, peut produire une gamme énorme de composés organiques (crésols, indoles et mercaptans entre autres) qui, ensemble, entraînent une forte mauvaise odeur en dépit d'une concentration très faible (O'Neill et Phillips, 1992).

Dans le cas d'une cuve fermée, certains de ces produits nauséabonds sont décomposés au bout d'une période de temps très longue, après avoir été stockées pendant plusieurs mois. Un digesteur anaérobie permet d'accélérer le processus, mais l'odeur subsiste dans le biogaz qui contraint son utilisation domestique. Afin d'éliminer complètement les mauvaises odeurs, il faut neutraliser les composés organiques présents autant que les sources (et l'environnement) qui soutiennent leur production. Donc, il n'est pas surprenant que l'élimination des mauvaises odeurs soit étroitement liée à la destruction de la charge organique représenté par le teneur en DBO₅ (Williams, 1984). Ainsi, on peut s'attendre à un apport en oxygène minimal pour : (a) neutraliser toutes les substances qui génèrent des mauvaises odeurs, et (b) éliminer le substrat qui peut autrement se dégrader rapidement et régénérer ce genre de produit pendant un stockage antécédent. Il faut donc un traitement aérobie d'au moins 5 jours même si mes recherches ont démontré l'élimination des mauvaises odeurs au bout d'un traitement de seulement un jour. Un traitement aérobie prolongé jusqu'à 5 jour à un effet sur la *longueur* du temps de *stockage* anaérobie requis avant le retour de la production des mauvaises odeurs – cette période est relativement courte pour un traitement de 2 jours (5 jours de stockage) par rapport à un traitement de 6 jours (20 jours de stockage).

Le contrôle des mauvaises odeurs en l'absence d'oxygène est possible, mais moins efficace : la

digestion anaérobie peut détruire la plupart des composés produisant des mauvaises odeurs. Il y a aussi certains produits qui peuvent éliminer la présence d'une odeur dans l'air mais il faut appliquer des concentrations dérisoires par rapport à la charge à neutraliser à partir de la source. Pour les odeurs de lisier de porc, les études qui ciblent l'application de ce genre de produits ont des indications souvent décevantes (McCroly et Hobbs, 2001) : on aurait pu prévoir cette conclusion en examinant d'abord les principes scientifiques.



Figure 3 : la mesure d'une odeur s'appuie fondamentalement sur l'odorat. Cependant, le principe de la dilution jusqu'au seuil de détection fait en sorte qu'il est possible d'avoir une approche plutôt objective en créant un choix entre « oui » ou « non » pour savoir s'il y a présence ou non d'une odeur.

Perception d'une odeur

Développer une stratégie de contrôle des mauvaises odeurs représente souvent un défi en raison de l'absence de mesures précises pour valider l'efficacité d'un processus. Au fond, il s'agit d'un jugement subjectif qui s'appuie fortement sur l'individu. On peut s'approcher d'une réponse représentative en s'appuyant sur l'option d'un comité de 5 à 10 personnes qui devront indiquer un niveau olfactif à partir d'une échelle définie. Il existe trois échelles et une concentration pour décrire une odeur :

1. la concentration absolue : déterminée par la dilution jusqu'au seuil de détection. (Figure 3 ci dessus). Par exemple, s'il faut diluer 100 fois un volume pour en arriver à son seuil, on accorde à l'échantillon une valeur de 100 unités d'odeur. Parmi les trois échelles, cette méthode donne la valeur la plus fiable, elle convient bien à la modélisation mais n'ajoute rien par rapport à la qualité de l'odeur ou son impact ;
2. l'échelle d'intensité : elle représente « le volume » de l'odeur détecté par le nez. De la

même façon que les autres sens réagissent au stimulus en suivant une échelle logarithmique, une diminution d'intensité d'odeur requiert une forte réduction de la concentration ;

3. l'échelle de qualité : plutôt descriptive, elle est rarement utilisée pour donner une analyse quantitative ;
4. l'échelle de ton hédonique : elle représente la dimension la plus pertinente avec une réaction positive, neutre ou négative. Même si elle est forte, une odeur est rarement la cause principale d'un problème, sauf si elle est vraiment trop désagréable.

Une fois le protocole d'odeur établi, on peut passer aux possibilités permettant de réduire son impact. Le choix dépend de la source : bâtiments, structure de stockage ou opération d'épandage. Le choix du traitement s'applique plutôt à la filière au-delà du premier stockage du lisier brut : en aval, on applique des méthodes physiques (couvertures) ou d'autres méthodes qui modifient la gestion des animaux et des bâtiments. Le rôle de l'aération a son importance dans le cas des émissions d'odeur provenant des structures d'entreposage (fosse) ou de traitement (lagunes), ou des champs durant ou après l'épandage.

Les AGV comme indicateurs de mauvaises odeurs

Les études de Williams (1984) ont établi l'existence d'un lien important entre la concentration en acides gras volatils (AGV) et le niveau d'odeurs désagréables lors du traitement aérobique. Le principe est facile à expliquer car ce genre de composé organique est très réactif et facilement consommé pendant le stockage anaérobie, qui permet la génération de produits chimiques responsables des odeurs désagréables. L'élimination des AGV passe donc par la suppression de la DBO.

La valeur en AGV de 0,23 g/litre comme étant la concentration minimale requise pour la production d'une mauvaise odeur a été adoptée par plusieurs chercheurs, dont l'auteur : le principe est fondé sur l'étude originale de Williams (1984). Ainsi, on peut : (a) vérifier si un traitement est suffisant pour ramener le niveau des odeurs nauséabondes sous un seuil acceptable, et (b) suivre l'évolution des mauvaises odeurs pendant le stockage anaérobie. On doit noter que la plupart des traitements aérobies élimine presque la totalité de la charge en AGV, même si cette action est de courte durée : on peut en conclure que les odeurs désagréables sont absentes au début de la période de stockage. On ne peut donc pas se servir de la concentration en AGV pour établir la stabilité des lisiers traités. Cependant, l'effet de l'aération inclut aussi l'élimination des éléments organiques qui peuvent autrement se dégrader pendant le stockage pour libérer les substrats qui relancent l'activité microbienne au bout d'un certain temps. On cherche à prédire le temps nécessaire aux mauvaises odeurs pour réapparaître pendant un stockage du

lisier dans des conditions anaérobies.

Bien évidemment, l'activité microbiologique qui produit et consomme les AGV pendant le stockage anaérobie ne peut pas continuer de façon illimitée : après un certain temps, on aura produit un lisier stable affichant une faible concentration en AGV. Néanmoins, les mauvaises odeurs se présentent sous une très faible concentration dans les composés odorants tels les mercaptans (facilement détectables à une concentration de moins de 1 ppm). Si le stockage s'étend sur une période supérieure à 6 mois, le lien entre AGV et odeurs nauséabondes ne se justifie pas.

3.2 Questions à étudier sur le plan scientifique

Le lien entre la production d'odeurs nauséabondes et un environnement anaérobie a été bien établi, ainsi que le fait qu'ajouter de l'oxygène peut neutraliser les produits organiques qui en sont responsables. Le défi était plutôt de définir le mode d'application d'une telle approche en situation réelle de gestion du lisier de porc. Pour justifier le choix du traitement aérobie comme solution au problème d'odeurs, il est nécessaire de répondre à trois questions :

1. Comment démontrer l'efficacité d'un traitement en termes de réduction d'odeur ?
2. Comment réaliser le suivi de façon fiable d'un tel processus (en notant que les analyses olfactométriques ne sont pas pratiques en dehors du contexte d'une étude scientifique) ?
3. Comment comparer les différentes possibilités de traitement pour choisir le plus efficace ?

3.3 Publication 3 : efficacité du traitement à l'échelle de l'exploitation pour contrôler les mauvaises odeurs : leur concentration, intensité et caractère hédonique

BURTON, (Colin), SNEATH (R.W), MISSELBROOK (T. H), PAIN (B. F) « The effect of farmscale aerobic treatment of piggery slurry on odour concentration, intensity and offensiveness », *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1998, vol. 71, p. 203-211.

Il est établi depuis longtemps que l'aération peut fortement réduire la génération d'odeurs par les effluents d'élevage. Cette étude démontre les liens entre un traitement spécifique et : (i) la réduction d'odeur, et (ii) la diminution associée des indicateurs d'activités anaérobies. Trois paramètres ont été choisis pour mesurer le niveau d'odeur : la concentration (déterminée par une diffusion dans l'air frais jusqu'au seuil de détection), son intensité et sa qualité (toutes deux jugées par un panel de six personnes). Basée sur l'évaluation du niveau d'odeur constaté juste après le traitement, l'étude n'a pas révélé une grande différence en fonction de la durée du traitement effectué (de 1,7 à 6,3 jours). Dans le

même temps, on a remarqué la disparition presque totale de la concentration en AGV, indicateurs de risque de mauvaises odeurs. Une odeur désagréable est revenue après le stockage anaérobie du lisier traité : après un traitement de longue durée, les odeurs nauséabondes réapparaissent moins rapidement qu'à la suite d'un traitement plus court. Parallèlement, la formation concomitante d'AGV a été observée dans le lisier pendant le stockage : leur présence confirme donc le risque de génération d'odeurs nauséabondes.

RESULTATS – PARTIE B

Liens entre traitement aérobie et émission

Publication 4 : Emissions de protoxyde d'azote pendant le traitement aérobie des effluents d'élevage

BURTON, C.H.; SNEATH, R.W.; FARRENT, J.F. Emissions of nitrogen oxide gases during aerobic treatment of animal slurries. (Reproduit de la revue scientifique *Bioresource Technology* 1993, Volume 45, pages 233-235)

Publication 5 : Source et réduction des émissions de protoxyde d'azote suite à l'aération des effluents de porc pour réduire l'excédent d'azote

PAHL, O. P.; **BURTON, C. H.**; DUNN, W; BIDDLESTONE, A. J. The source and abatement of nitrous oxide emissions produced from the aerobic treatment of pig slurry to remove surplus nitrogen. (Reproduit de la revue scientifique *Environmental Technology* 2001, Volume 22, pages 941-950)

RESULTATS – PARTIE B

Liens entre traitement aérobie et émissions

The relationship between aerobic treatment and emissions

4.1 Introduction : l'aération comme moyen de production ou d'élimination des émissions ?

Émissions résultant de l'aération

Hormis les odeurs (dont le thème est abordé dans le chapitre précédent), les principaux gaz associés à l'aération sont :

- le dioxyde de carbone (CO_2) ;
- le méthane (CH_4) ;
- le sulfure d'hydrogène (H_2S) ;
- l'ammoniac (NH_3) ;
- le protoxyde d'azote (N_2O) ;
- les autres formes d'oxydes d'azote (NO et NO_2) ;
- l'azote (N_2).

Les émissions sont facilement subdivisées en trois catégories des groupes suivants : le carbone, le sulfure et l'azote. Il faut tout d'abord préciser que le traitement aérobie représente une façon de réduire les émissions mais aussi de les provoquer. Pendant le stockage (anaérobie), on peut s'attendre à constater des émissions de dioxyde de carbone et de méthane (lorsqu'il existe un environnement qui convient à l'activité des méthanogènes). Ces deux gaz sont associés à l'effet de serre ; cependant on juge communément que la contribution globale du CO_2 produit est neutre dans la mesure où la résorption par les cultures, dans le cycle agricole, est équivalente. Un environnement anaérobie peut aussi entraîner la production de sulfure d'hydrogène, qui engendre de graves problèmes à l'intérieur des bâtiments et ses espaces fermés en raison de sa toxicité. À l'extérieur et bien dilué, ce gaz n'est pas nocif mais plutôt gênant, à cause de son odeur désagréable.

L'impact de l'aération dépend de la façon dont elle est employée. Le débit d'air commence par chasser

les gaz déjà présents dans l'effluent. Au bout de quelques heures, le développement d'un environnement aérobie arrêtera la production de méthane et de sulfure d'hydrogène. Dans les deux cas, il en résulte une oxydation des composés à forme anodine (eau, dioxyde de carbone et sulfates). On peut s'attendre à une émission plus importante de dioxyde de carbone, mais la contribution des gaz à effet de serre reste toujours pratiquement neutre. Néanmoins, on n'est toujours pas assuré que l'introduction de l'air entraînera l'activité aérobie, comme dans le cas d'un débit insuffisant ou ponctuel. En revanche, même une faible concentration en oxygène peut empêcher l'activité des méthanogènes. De même, la tendance consiste à réduire les sulfates jusqu'à l'élément soufre plutôt que de générer des émissions de sulfure d'hydrogène.

Émissions d'ammoniac

L'azote se retrouve dans les effluents d'élevage sous deux formes principales : une phase minérale, contenant de l'ammoniac qui provient surtout de l'urine, et une phase organique, qui inclut la biomasse et les résidus alimentaires résultant de la digestion de l'animal. C'est l'azote sous forme d'ammoniac (NH_3) qui nous intéresse le plus : il existe des risques associés à la libération éventuelle de ce gaz avec ou sans le traitement. Chaque étape de la manutention liée aux effluents d'origine animale (raclage de bâtiment, stockage et épandage) introduit le risque d'une émission d'ammoniac. Dans une certaine mesure, l'application des technologies visant à limiter les émissions à la ferme peuvent déplacer les risques d'émissions pendant l'épandage au champ. L'introduction d'un traitement aérobie dans cette filière n'évite pas forcément ces émissions mais elle permet de les réduire dans leur ensemble. Il est important que l'agitation du lisier puisse libérer des volumes d'ammoniac, surtout après une période de stockage anaérobie ; c'est encore pire au début de l'aération, en raison de l'effet de « stripping ». Cependant, si le processus est bien maîtrisé, la concentration d'ammoniac libéré retombe vers zéro au bout de quelques heures. Les principales techniques à respecter pour éviter l'émission d'ammoniac lors d'un traitement aérobie sont :

- un traitement en continu ;
- un débit d'air suffisant pour maintenir un environnement aérobie ;
- un niveau d'aération inférieur à 1 mg/litre en cas de traitement court ;
- un temps de séjour supérieur à un jour (stabilisation d'ammoniac) ;
- un temps de séjour supérieur à 3 jours (nitrification) ;
- une température inférieure à 40 °C.

Le risque principal associé à une aération variable est l'effet de « stripping » surtout si l'on introduit ponctuellement de forts débits d'air et des températures élevées (Evans et al, 1986 ; Burton et Farrent,

1995). S'il y a nitrification, l'ammoniac disparaît presque entièrement (> 95 %) mais est remplacé par les nitrates, qui introduisent d'autres risques tels que des émissions de protoxyde d'azote.

Transformations de l'azote pendant le traitement biologique

Les transformations de l'azote ont été étudiées depuis longtemps, surtout au niveau des interactions entre les lisiers (et également les engrais chimiques) et le sol (par exemple, Christensen, 1983). Ainsi, les mécanismes qui expliquent les émissions de N_2O et de NO sont bien connus, en plus de ceux associés à l'azote sous forme de N_2 (Firestone et Davidson, 1989). Le cycle classique de l'azote est revu à la Figure 4 (ci-dessous), qui incluse d'autres mécanismes découverts plus récemment, dont (a) l'existence d'un composé chimique intermédiaire, l'hydroxylamine (NH_2OH) étudiée par Greaterex et al, (1995), et (b) l'existence de mécanismes de production du N_2O même dans un environnement oxydant (Pahl, 1997).

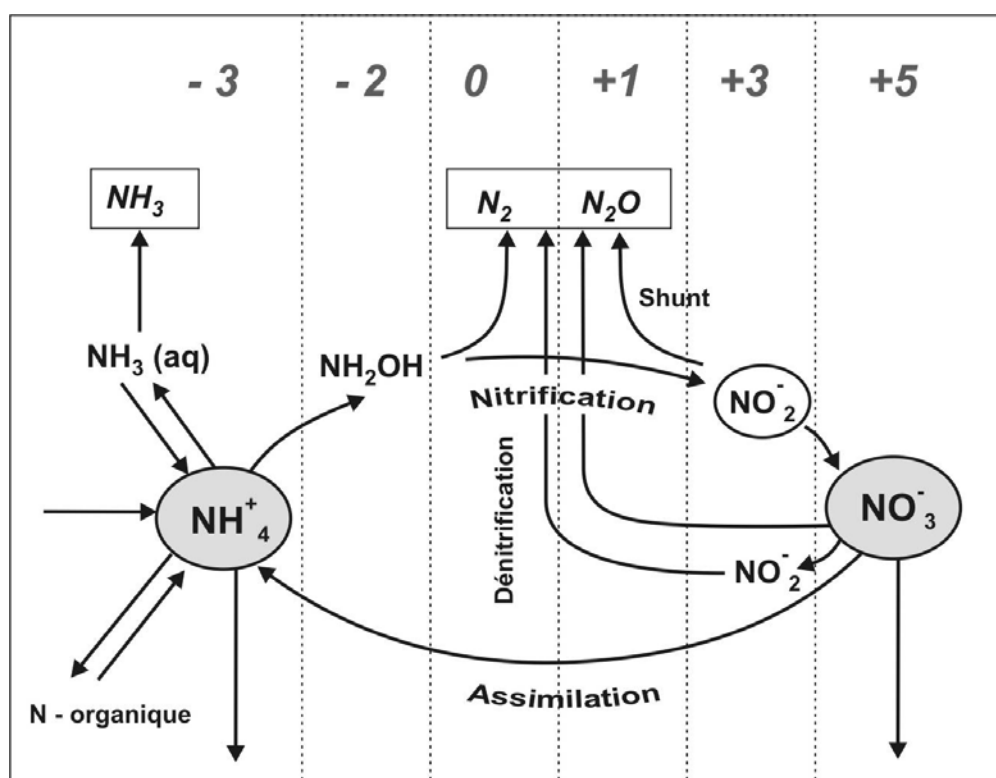


Figure 4 : transformations de l'azote associées aux traitements biologiques. L'état d'oxydation est indiqué vers le haut du schéma : à droite, les réactions se produisent en réponse à un environnement oxydant et à gauche en réponse à un système réductif.

Il existe encore une transformation exclue de la Figure 4 et représentée par le processus « ANIMMOX » (ANAerobic AMMonium OXidation) observée dans l'environnement et attribuée à la famille des bactéries *planctomycètes*. Cette transformation part d'une molécule d'ammoniac et une molécule de

nitrate pour produire une molécule d'azote (N₂) et d'eau. Même si ce processus est attrayant, les essais sont souvent peu concluants car les bactéries naturelles déjà présentes dans les effluents d'origine animale sont plus fortes et concurrentielles que les bactéries inoculées. Ce processus pour le traitement des effluents d'élevage reste à développer, et est déjà encouragé par son utilisation dans le traitement des eaux usées par les stations d'épuration.

Du point de vue du bilan matière global, les équations générales attribuées à la nitrification sont souvent données sous la forme suivante (Boiran et al, 1996) :



et ensuite :



La stœchiométrie de ces équations suggère une consommation d'oxygène précise pour chaque étape : les calculs, établis sur une base massique, suggèrent une consommation totale de 4 g/g d'ammoniac. Cependant, la biochimie est beaucoup plus complexe quand il s'agit d'inclure le dioxyde de carbone et la production de biomasse. La conséquence est une consommation en oxygène un peu plus importante et une libération d'oxygène légèrement inférieure aux chiffres prédits par les calculs. On trouvera donc un léger avantage en termes de réduction et d'apport en oxygène requis en évitant la formation de nitrates et en expulsant l'azote dès la formation des nitrites, processus que l'on nomme « shunt ». Dans tous les cas, au cours du traitement aérobique du lisier, la consommation totale pour répondre aux transformations de l'azote dépasse rarement 20 % du total en tenant compte de la demande de la partie hydrocarbures, beaucoup plus importante.

Il est important de noter que toutes ces transformations peuvent également avoir lieu dans le sol, après l'épandage de lisier *non traité* (Allen et al, 1996). Plusieurs chercheurs ont relevé des émissions de protoxyde d'azote par le sol même en l'absence d'effluents d'origine animale. Ce processus est attribué aux nitrates provenant d'engrais chimiques (Kawashima et al, 1996). Cependant, l'objectif est d'éliminer, sinon de réduire l'émission d'un gaz ayant un fort impact atmosphérique en termes d'effet de serre et de destruction de la couche d'ozone. Pendant le traitement, cette opération est effectuée plus facilement lorsque les conditions sont contrôlées.

4.2 Questions à étudier sur le plan scientifique

Concernant le traitement, quatre questions se posent :

- Peut-on effectuer la nitrification et la dénitrification simultanément en une seule étape ?
- Peut-on s'attendre à d'autres émissions mise à part de celle de l'azote (N_2) ? De nos jours on s'attend à l'émission de plusieurs produits de la dénitrification de nitrates/nitrites, alors qu'au début des années 90 on croyait que l'azote (N_2) était le seul produit principal.
- Peut-on éviter la production indésirable de protoxyde d'azote (N_2O) en modifiant le potentiel redox de l'environnement des effluents ?
- Peut-on simplifier la transformation afin de favoriser la dénitrification des nitrites et donc d'éviter l'oxydation inutile des nitrites vers la forme nitrates ?

4.3 Publication 4 : émissions de protoxyde d'azote pendant le traitement aérobie des effluents d'élevage

BURTON (Colin), SNEATH (R.W), FARRENT (J.F), « Emissions of nitrogen oxide gases during aerobic treatment of animal slurries », *Bioresource Technology*, 1993, vol. 45, p. 233-235.

Cet article, publié sous la forme d'un court article a suivi la production d'émissions (inattendues à l'époque) de protoxyde d'azote lors d'un traitement aérobie du lisier de porc. Des volumes de lisier brut étaient ajoutés toutes les heures et ceux-ci ont produit un cycle régulier d'émissions gazeuses : juste après l'addition de lisier, les concentrations de protoxyde d'azote augmentaient pour atteindre 19 % des pertes d'azote du lisier traité. On a également noté de faibles émissions de NO et même de NO_2 . La combinaison d'un temps de séjour de 4 jours associé à la présence de concentrations de nitrates implique un mécanisme de « dénitrification incomplète ». Cependant, les faibles concentrations en protoxyde d'azote observées même lors d'un temps de séjour de 1,5 jours, et en l'absence de nitrates ou nitrites, suggèrent des mécanismes plus complexes.

4.4 Publication 5 : source et réduction des émissions de protoxyde d'azote suite à l'aération des effluents de porc pour réduire l'excédent d'azote

PAHL (O. P), BURTON (Colin), DUNN (W.), BIDDLESTONE (A. J), « The source and abatement of nitrous oxide emissions produced from the aerobic treatment of pig slurry to remove surplus nitrogen »,

Environmental Technology, 2001, vol. 22, p. 941-950.

Des volumes précis de nitrate de potassium marqué par l'isotope N^{15} furent introduits ponctuellement dans un réacteur aérobie traitant du lisier du porc. Ainsi, on a déterminé la proportion de protoxyde d'azote produit par le processus de dénitrification par « marqueur » par rapport à celle produite par la nitrification de l'ammoniac sans « marqueur ». On a également mesuré la production d'azote (N_2) considérée comme provenant de la dénitrification seulement. Deux systèmes furent adoptés : (i) l'aération en continu, et (ii) un cycle de phases aérobie et anoxie en alternance, d'une durée d'une heure chacune. Le niveau d'aération a été modifié plusieurs fois pour maintenir un environnement redox entre -127 et +145 mV à l'aide d'une sonde Ag/AgCl. Comme l'a démontré une série de neuf essais distincts, plus de 90 % de la charge en ammoniac était éliminée sous forme de gaz N_2 et N_2O : l'exception était l'élimination de seulement 28 % lors d'une faible aération qui a contraint la nitrification.

De 2 à 46 % de l'ammoniac converti a été émis sous forme de N_2O : de 2 à 4 % s'est accumulé sous forme de nitrates et le reste a été transformé en N_2 . Une exception s'est produite avec une forte aération où 44 % s'est accumulé sous forme de nitrates.

Le taux de N_2O attribué au processus de nitrification, par rapport à celui de la dénitrification, a varié de 10 à 95 % mais les mécanismes qui contrôlent ce ratio n'étaient pas clairs. L'hypothèse qu'une forte aération peut bloquer l'émission du N_2O provenant de la nitrification n'a pas été retenue : en revanche, la création de périodes fortement réductives a permis de transformer 95 % de l'azote en N_2 .

RESULTATS – PARTIE C

Rôle des étapes complémentaires du traitement aérobie : options de séparation

Publication 6 : Contribution potentielle des techniques de séparation à la gestion des effluents d'élevage

BURTON, C.H. The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. (Reproduit de la revue scientifique *Livestock Science* 2007, Volume 112, pages 208-216.)

Publication 7 : Impact de la décantation sur le traitement aérobie du lisier de porc

MARTINEZ, J.; **BURTON, C.H.**; SNEATH, R.W.; FARRENT, J.W. A study of the potential contribution of sedimentation to aerobic treatment processes for pig slurry. (Reproduit de la revue scientifique *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1995, Volume 61, pages 87-96)

RESULTATS – PARTIE C

Rôle des étapes complémentaires du traitement aérobie : options de séparation

Separation options : the importance of additional stages to complete the treatment process

5.1 Introduction : limites de l'aération

Impact d'un traitement aérobie

Les effluents d'élevage se composent d'un mélange de substances organiques et inorganiques, partiellement dégradables sous l'action des micro-organismes. (Tableau 3). On peut diviser le substrat non dégradé pendant l'aération en deux fractions : « très lentement dégradable » et « inerte ». Cette dernière est souvent liée à la fraction inorganique, bien qu'un très faible pourcentage des minéraux soit absorbé lors de la croissance de la biomasse.

Tableau 3 : l'effet de la digestion aérobie sur les principales fractions du lisier de porc.

Analyse typique (exprimée en % de MS)		Impact de l'aération
Matière sèche totale (MS)	100	Oxydation d'une fraction jusqu'à 20 % de charge originale. Produits principaux : dioxyde de carbone et eau
Matière sèche volatil (MVS)	70 - 85	Élimination d'un taux un peu plus important que celui de la MS
Matière sèche en suspension (MSS)	80 - 90	Faible effet.
Demande chimique en oxygène (DCO)	100 - 150	Oxydation d'une fraction jusqu'à 40 % (en l'absence d'un prétraitement par hydrolyse)
Demande biologique en oxygène sur 5 jours (DBO ₅)	30 - 40	Oxydation d'une fraction jusqu'à 100 %
Acides gras volatils	4 - 12	Oxydation d'une fraction jusqu'à 100 %
Azote organique (N _{org})	3 - 5	Faible dégradation des produits organiques qui entraîne la production d'ammoniac (minéralisation). Consommation simultanée d'ammoniac pour la production de biomasse (assimilation). Globalement, l'effet est normalement une légère augmentation de la forme organique.
Ammoniac (N _{amm})	3 - 7	Oxydation d'une fraction jusqu'à 100 %. Produits principaux : nitrites et/ou nitrates
Phosphore (P)	2 - 3	Légère augmentation de la solubilité liée à la réduction du pH par l'activité microbienne.
Potassium (K)	2 - 4	Aucun impact
Cuivre	0.1 - 0.2	Aucun impact

La persistance des fractions organiques, qui sont difficilement dégradables, est gênante parce qu'elles

peuvent provoquer encore de l'activité lors d'un stockage prolongé. De plus, au-delà de l'épandage, les nutriments associés pourraient devenir disponibles et ainsi présenter les risques d'un excédent dans certaines régions vulnérables. La fraction non dégradée des lisiers par le traitement biologique comprend les molécules organiques à longue chaîne : les celluloses, les protéines et les autres produits du processus de digestion d'un animal. Ce genre de substrat n'est pas facilement digéré lors d'un traitement biologique. En l'absence d'un prétraitement les conditions d'une digestion biologique ne sont pas optimales et la dégradation biologique est restreinte par les cinétiques lentes. Afin d'accélérer la digestion, une hydrolyse préalable est souvent nécessaire à la dégradation de ces composés. Autrement, comme la plupart des molécules qui composent la fraction difficilement dégradable sont insolubles, l'option la plus efficace consiste à effectuer une séparation avant ou après le traitement biologique.

Classification des solides et options de séparation

On peut classer la plupart des systèmes disponibles selon deux grands principes de fonctionnement : le **tamissage** ou la **décantation**. Les tamis enlèvent les grosses particules en suspension par le passage du lisier à travers une grille perforée de trous de 1 à 10 mm. Le refus produit est composé majoritairement de particules grossières. Il est nommé « solide » en dépit d'une présence d'eau qui peut aller jusqu'à 85 % du total. La phase solide contient des particules plutôt inertes difficiles à digérer à cause d'un ratio, *surface : volume* relativement petit comparé à celui des particules fines. C'est pourquoi, même si les grosses particules sont principalement organiques, la vitesse de dégradation due à l'activité microbienne reste limitée. Cependant, on peut observer, au bout de quelques jours, le développement d'une activité biologique (compostage) liée à la présence de la fraction facilement dégradable de la phase liquide et de particules fines produites par la séparation.

Le principe de séparation par décantation repose sur la rapidité avec laquelle les particules en suspension vont tomber au fond, sous l'action de la pesanteur. Le principe du processus repose sur le fait que la masse volumique des particules est supérieure à celle de la phase liquide. C'est en général le cas pour les lisiers, mais la différence n'est pas toujours très importante. Si les particules sont d'origine minérale et denses, elles décantent rapidement, les particules de la fraction organique qui ont une densité proche de celle de l'eau décantent plus lentement. Ceci explique le recours à la centrifugation pour accélérer le processus. Au lieu d'avoir un refus solide composé de particules grossières comme avec le tamisage, on obtient plutôt une boue que ses caractéristiques physiques et biologiques rendent souvent plus difficile à gérer.

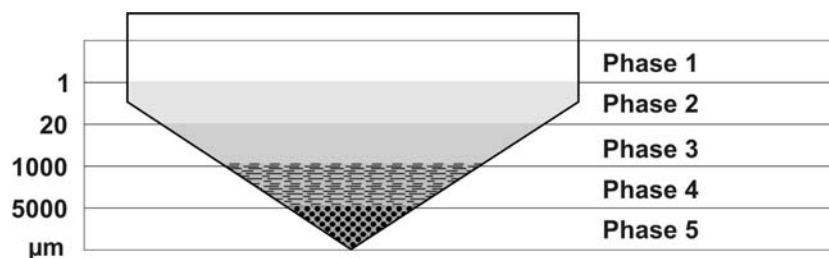


Figure 5 : classification des solides présents dans le lisier en fonction de la taille des particules.

L'influence des techniques de séparation sur les différentes fractions qui composent la matière sèche est présentée sur la Figure 5 ci-dessus. La phase 1 représente la fraction dissoute qui n'est influencée par aucune séparation physique autre que le volume entraîné. L'effet de la décantation est également limité sur les colloïdes (Phase 2) qui sont stables en suspension, sauf si l'on ajoute une substance chimique pour provoquer la floculation avant la décantation. Ni cette phase (2), ni la phase 3 (particules fines) ne sont fortement affectées par le tamisage. Les grosses particules (Phase 4) sont retenues également par les deux mécanismes impliqués, tandis que les fibres (Phase 5) sont plus facilement séparées par le tamisage qui permet d'éliminer les particules de faible masse volumique (flottant). Si elles ne sont pas éliminées, ces particules peuvent former une croûte.

Efficacité des équipements disponibles

Plusieurs chercheurs ont réalisé des synthèses sur les différentes options du tamisage (par exemple, Pain et al, 1978). Le principe fondamental reste toujours le même : le passage du lisier à travers une grille. La tendance est généralement décrite comme suit : plus le procédé est *intensif* (défini par la production d'un refus plus sec), plus l'appareil est cher et sa capacité (débit) limitée. Au sommet de l'échelle se trouve la centrifugeuse et la vis compacteuse, qui produisent un refus suffisamment sec pour permettre, le cas échéant, de le traiter directement par compostage. L'inconvénient majeur de ce procédé est que la pression mise en œuvre pour produire un refus sec pousse au travers de la grille des particules fines qui restent dans la phase liquide. On peut formuler cela sous la forme d'une règle générale qui consiste à dire que :

« Plus la phase solide est concentrée, plus le volume de surnageant est important et plus il est chargé en particules fines ».

À la base de l'échelle des équipements de tamisage se trouve *la grille inclinée*, qui est l'option la plus simple et, de loin, la moins coûteuse. En l'absence de pression pour effectuer la séparation, on retient une part importante des matières en suspension dans le refus et la phase liquide est plutôt limpide. En

revanche, la qualité du refus est pauvre car ce dernier est fortement dilué et son volume se rapproche de celui du liquide clarifié. Si l'objectif est d'obtenir une phase liquide limpide plutôt qu'un solide concentré, on énoncera la règle ci-dessus sous une autre forme :

« Plus la phase liquide est limpide, plus le volume de la phase solide est important ».

Le plus souvent, on poursuit les deux objectifs à la fois, obtenir un refus bien compacté et sec, et un effluent bien clarifié. Il faut alors envisager un processus comprenant plusieurs étapes. La floculation par ajout de réactifs avant la séparation est l'une des options pour améliorer la qualité de l'effluent.

Limites possibles de la séparation en fonction de la solubilité

Mis à part si l'on ajoute des réactifs ou si l'on modifie le pH, la séparation reste strictement un processus physique qui n'affecte pas les éléments solubles. La solubilité est donc le paramètre déterminant de l'efficacité de la séparation d'un composé donné. Une partie du liquide reste dans la phase solide. C'est cette dernière qui va déterminer la concentration en éléments solubles, tels que l'ammonium ou le potassium dans le solide. Au-delà de cela, il faut une « vraie séparation » pour fortifier les éléments dans la phase concentrée. La concentration des éléments *solubles* dans la phase clarifiée reste identique avant et après séparation. Or l'effluent liquide, destiné à l'épandage local, représente toujours le volume le plus important. La séparation seule ne permet donc pas d'atteindre l'objectif de réduction des nutriments solubles (comme l'ammonium ou le potassium), ou de réduire les composés à l'origine des mauvaises odeurs comme les acides gras volatils.

C'est pourquoi le couplage de la séparation physique et du traitement biologique est le procédé le plus répandu pour le traitement des effluents organiques – la première sépare les éléments insolubles mais difficiles à dégrader, la seconde dégrade, par l'action des micro-organismes, les éléments solubles et donc hors de portée de la séparation physique. Quelques éléments, comme le potassium, ne sont affectés ni par l'une ni par l'autre et requièrent une approche complémentaire qui reste à développer si l'objectif du traitement devient leur élimination.

5.2 Questions à étudier sur le plan scientifique

La séparation est utilisée seule ou associée à un traitement biologique dans l'objectif de développer un traitement complet, y compris pour les éléments qui ne sont pas concernés par la dégradation biologique. Cependant, l'utilisation d'une séparation doit être justifiée par une évaluation dans le cadre d'un scénario complet de gestion des effluents en fonction des objectifs de réduction. Pour cela il est

nécessaire de définir l'efficacité de la séparation prenant en compte différents paramètres :

- Éléments de définition de l'efficacité d'une séparation ;
- Influence de la dilution sur la décantation en gravité ;
- Cinétiques d'une décantation en gravité ;
- Limite de concentration possible de la boue et donc son volume minimal.

La plupart de manipulations présentées ici concernent la décantation. Cependant, les arguments ci-dessus s'appliquent également au tamisage.

5.3 Publication 6 : contribution potentielle des techniques de séparation à la gestion des effluents d'élevage

BURTON (Colin), « The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure », *Livestock Science*, 2007, vol. 112, p. 208-216.

L'objectif de cette étude bibliographique était de faire un rapport de recherche qui fasse état des performances, des avantages et des limites éventuelles de la séparation (tamisage et décantation) pour la gestion des effluents d'élevages. Souvent moins chère que le traitement biologique, la séparation convient bien par sa « rusticité » à un usage en agriculture. Utilisée seule, elle facilite la manutention et l'épandage des lisiers et permet, dans certaines conditions, d'atteindre les objectifs de réduction du phosphore. En revanche, elle influence peu la teneur en azote et les mauvaises odeurs liées à la présence d'éléments dissous. Son rôle pour faciliter le traitement biologique est confirmé, ainsi que sa contribution aux objectifs de réduction dans le cadre d'un traitement complet (azote et phosphore).

5.4 Publication 7 : impact de la décantation sur le traitement aérobique du lisier de porc

MARTINEZ (J.), BURTON (Colin), SNEATH (R.W), FARRENT (J.W), « A study of the potential contribution of sedimentation to aerobic treatment processes for pig slurry », *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1995, vol. 61, p. 87-96)

Cette étude a porté sur l'effet et les limites de la décantation du lisier de porc en réalisant les essais en *batch* sur colonnes, mais également en continu et sur un système de séparation poussé par décantation centrifuge. Pour rendre possible une comparaison objective, une étape préalable a permis de définir un nouveau facteur de séparation qui tient compte de la répartition des volumes : la performance de la

séparation est donc pénalisée par la production d'un grand volume de refus (ou de boue) dilué difficilement exportable.

Comme prévu, les meilleures performances de séparation sur tous les éléments insolubles ont été obtenues par centrifugation. L'efficacité était réduite dans le cas d'une décantation par gravité sur colonne, et plus encore pour le processus en continu. Aucune « vraie » séparation n'a été observée pour les éléments solubles : ni sa réduction, ni sa concentration. Une efficacité croissante de la décantation a été observée dans l'ordre : le lisier brut, le lisier tamisé, le lisier aéré durant 1 jour, et le lisier aéré durant 4 jours. Ceci peut être lié à l'activité de l'aération qui dégraderait les substances responsables de la stabilité des particules en suspension.

La séparation s'est améliorée progressivement avec la diminution du taux de matières sèches pour atteindre une efficacité maximale plafonnant à des valeurs d'environ 25 kg/m^3 de matière sèche. On a observé une meilleure répartition solide/liquide des éléments et des cinétiques accélérées. De plus, la décantation s'est révélée inefficace pour les influents les plus concentrés, surtout au-delà de 40 kg/m^3 , pour lesquels on a obtenu un volume important de boue de moins et moins concentrée. Dans le meilleur des cas, la concentration de la boue produite par la décantation par gravité simple n'a pas dépassé 70 kg/m^3 de matière sèche. Seule la centrifugation permet d'obtenir des valeurs supérieures.

RESULTATS – PARTIE D

Contrôle et optimisation du processus de traitement aérobie

Publication 8 : Suivi en continu d'une installation de traitement aérobie à la ferme : contrôle et optimisation

BURTON, C.H.; SNEATH, R.W. Continuous farm scale aeration plant for reducing offensive odours from piggery slurry: control and optimization. (Reproduit de la revue scientifique *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1995, Volume 60, pages 271-279)

Publication 9 : Traitement aérobie en continu du lisier de porc : essais portant sur une durée d'aération prolongée et de procédé en deux étapes

BURTON, C.H.; FARRENT, J.W. Continuous aerobic treatment of pig slurry: evaluation of the long treatment time and two stage process options. (Reproduit de la revue scientifique *Journal of Agricultural Engineering Research* 1998, Volume 69, pages 159-168)

Publication 10 : Modéliser l'efficacité d'un système de traitement aérobie en continu du lisier de porc pour une installation dans un état non-stabilisé

BURTON, C.H. Modelling the performance of a non-steady state continuous aeration plant for the treatment of pig slurry (Reproduit de la revue scientifique *Journal of Agricultural Engineering Research* 1994, Volume 59, pages 253-262)

RESULTATS – PARTIE D

Contrôle et optimisation du processus de traitement aérobie

Control and optimisation of the aerobic treatment process

6.1 Introduction : paramètres liés à l'optimisation

Les chapitres précédents concernent les recherches scientifiques liées aux techniques d'aération pour le traitement des effluents d'origine animale en réponse aux objectifs environnementaux. Afin de compléter l'analyse, cette partie présente les recherches menées sur le contrôle et l'optimisation de ce procédé d'épuration.

Conception d'une installation

Après avoir identifié *la technique* pertinente pour répondre aux enjeux environnementaux (par exemple la réduction des nutriments ou des émissions gazeuses), on peut s'interroger sur l'incidence du matériel sur l'efficacité du traitement. Il s'agit notamment du choix des pompes, aérateurs, brasseurs, tuyaux, additifs chimiques et tous les autres éléments nécessaires au fonctionnement de l'installation. Il faut choisir le matériel qui répond le mieux aux spécifications définies. De le cadre d'une étude faisabilité, il est souvent nécessaire d'ajuster les premiers calculs afin d'être au plus près des performances réelles. On devrait également considérer les conséquences du choix de certains équipements : par exemple, il peut être nécessaire d'ajouter d'autres éléments tels qu'un coupe-mousse dans le cas d'aérateurs puissants. De plus, des opérations de maintenance supplémentaires doivent être prises en compte. Le dimensionnement, puis les calculs financiers doivent ensuite être effectués afin de compléter la conception de l'installation.

À propos de l'optimisation de l'installation, l'objectif global est de rendre possible le meilleur fonctionnement du système. En effet, on cherche à maximiser la performance du système et ses points forts, mais sans compromis sur les contraintes de traitement. Il est très rare qu'un traitement soit rentable et bien souvent il s'agit plutôt de minimiser les coûts. Par conséquent, la définition du meilleur fonctionnement du système correspond à l'option la moins coûteuse. Afin d'évaluer tous les éléments d'un procédé, il faut vérifier si :

- toutes les conditions du traitement sont remplies,
- tous les coûts sont inclus dans une démarche d'analyse globale,
- la qualité de l'installation est respectée en termes de fiabilité et de durabilité.

Cette démarche s'applique surtout lors de l'évaluation d'une installation existante, mais elle doit être menée également lors de la conception du système.

Instrumentation

Il convient tout d'abord de définir quelques termes pour structurer ce chapitre. Le premier terme est *l'instrumentation* : ce concept est défini comme l'assemblage de sondes et de contrôles servant à collecter l'information sur l'équipement et l'effluent traité. On peut répartir ces mesures en différentes catégories : (a) l'environnement de l'effluent (la température, le potentiel redox, le pH...), (b) l'état des matériels (le fonctionnement, la vitesse, le sens des vannes....) et (c) l'état de l'effluent (le débit, le niveau dans les cuves, la pression....). Un appareillage de contrôle regroupe souvent les interrupteurs, les relais, l'enregistreur des données et les systèmes de contrôle (de plus en plus centralisés par un ordinateur). L'exemple d'un pilote automatisé est montré en Figure 6.

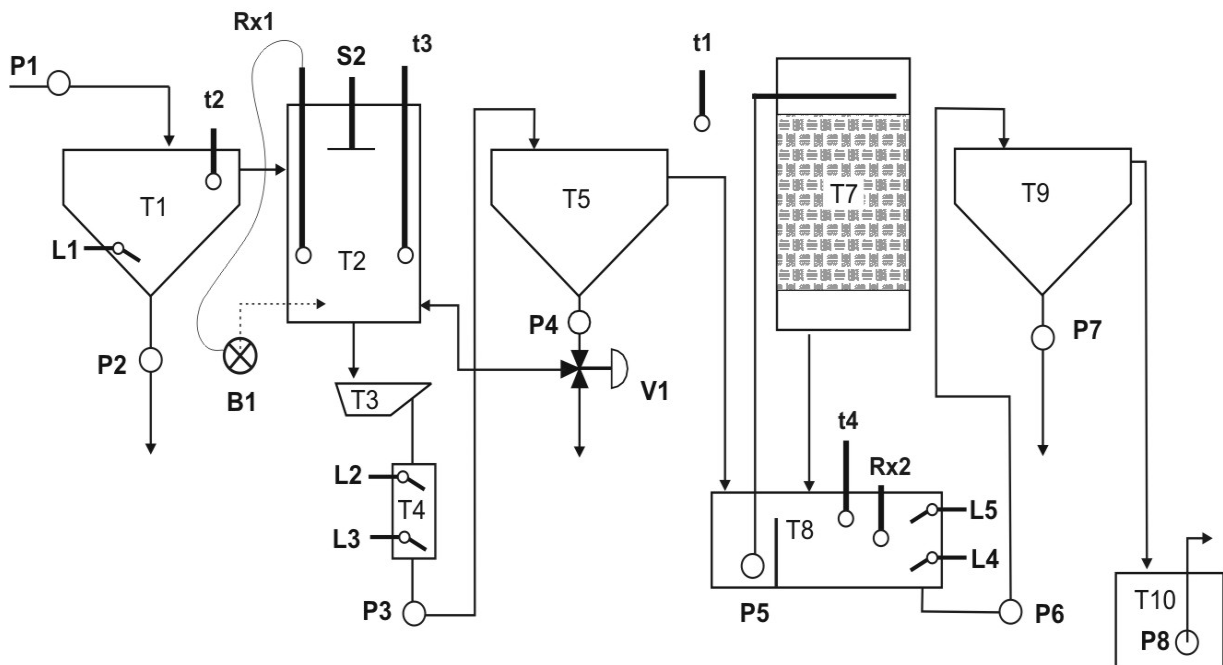


Figure 6 : l'instrumentation d'un pilote pour le traitement aérobie de l'eau usée provenant d'une exploitation de vaches. Légende : P – pompe ; T – cuve ; B – compresseur d'air ; L – sonde à niveau ; V – vanne motorisée ; Rx – sonde à l'oxygène-réduction potentiel (ORP) ; t – sonde thermique. (Burton et Farrent, 1996 ; Burton et al, 1996).

Contrôles

Dans le contexte d'une installation pour le traitement d'eaux usées, le terme *contrôle* est défini comme la façon d'utiliser les informations collectées pour remplir trois aspects du bon fonctionnement du système. En premier lieu, il s'agit d'enregistrer les données de l'installation afin d'assurer un suivi correct du système (soit la vérification du bon fonctionnement comme prévu par la conception, soit l'évaluation de l'efficacité du système). L'analyse de ces données permet la gestion globale de l'installation. Deuxièmement, l'application de contrôle a parfois pour objectif d'optimiser le fonctionnement de l'installation : cet aspect est discuté dans la section suivante. Troisièmement, le contrôle sert à réagir aux perturbations éventuelles : l'objectif consiste à garder un système stable.

En ce qui concerne une installation de traitement aérobie classique, il existe cinq circuits de contrôle éventuels :

- le niveau d'aération ;
- le contrôle de la pompe d'alimentation ;
- le contrôle de mousse ;
- l'action en cas de dysfonctionnement du matériel ;
- la réponse au changement du débit et/ou de la concentration de l'influent.

Le circuit pour l'aération est bien étudié et plusieurs options existent pour mettre en relation l'oxygène dissous (ou l'ORP) avec le système d'aération. Souvent, il suffit de restreindre l'environnement aérobie entre deux bornes, ce qui produit un cycle d'hystérésis.

La pompe d'alimentation détermine le temps de séjour : si ce paramètre est fixe, cette pompe peut fonctionner en continu sans contrôle. Sinon, et pour les autres pompes, il faut que le système de contrôle maintienne le niveau d'influent requis et tienne compte également des versements ponctuels.

La détection de la surproduction de mousse lors de l'aération n'est pas suffisamment fiable : l'option la plus sûre consiste à coupler les périodes d'aération avec le fonctionnement d'un coupe-mousse. Par ailleurs, il y a plusieurs options si un élément tombe en panne, mais la priorité est de protéger l'installation et d'éviter une fuite d'effluent.

C'est le dernier point de la liste des circuits ci-dessus qui représente le plus grand défi : comment réagir à la variation de production de lisier d'une exploitation ? Dans une certaine mesure, on peut minimiser les effets quotidiens d'une ferme (le nettoyage d'un bâtiment par exemple) par l'installation d'un

volume tampon suffisant. Cependant, il y a aussi les activités saisonnières et/ou irrégulières inhérentes à la gestion normale d'une ferme qui font varier ponctuellement le volume et la composition du lisier produit. Le défi consiste donc à estimer la concentration d'influent afin de maintenir la qualité de traitement malgré une alimentation variable.

Optimisation du procédé

Le terme *optimisation* est le principe qui s'applique lors de la conception et du fonctionnement de l'installation et qui conduit à maximiser ou à minimiser un paramètre en fonction des autres, qui sont eux-mêmes variables. Quelquefois, la définition de ce terme est remplacée par un objectif, tel que « le plus performant » ou « le coût le moins élevé ». Même s'il existe des exemples qui suivent ce genre de modèle simplifié, on est le plus souvent confronté à un éventail de facteurs qui influencent le paramètre d'intérêt. L'ensemble du système est interdépendant.

La réduction de la consommation d'électricité au minimum en est un exemple : la solution est de réduire le temps de fonctionnement des moteurs mais, évidemment, il existe un minimum en deçà duquel on va dégrader la performance du procédé. L'ennui, c'est que ce « minimum » n'est pas toujours apparent. Par exemple, pour le temps minimal nécessaire pour le brassage, on peut s'interroger sur l'intérêt de transférer des volumes « *rapidement et ponctuellement* » ou « *plus lentement et en continu* ». Cette analyse devient encore plus complexe si l'on considère l'option d'aération : on peut choisir un aérateur plus efficace (en kgO_2/kWh), par exemple de type fine bulles, mais sa capacité ($\text{kgO}_2/\text{m}^3 \cdot \text{h}$) n'est pas importante. La conséquence est un réacteur plus grand qui entraîne aussi un coût. Ainsi, on peut remarquer que l'optimisation du fonctionnement a également eu un effet sur le dimensionnement de l'installation.

La procédure d'optimisation peut donc s'appliquer à la conception de l'installation, pour adapter sa configuration. Par exemple, on se fixe pour objectif d'accélérer la digestion aérobie (et donc, de réduire le volume du réacteur). Le principe pertinent est que les cinétiques d'un réacteur en continu (et qui a la forme d'une seule cuve bien mélangée) sont restreintes par la faible concentration de substrat réactif. C'est la théorie bien établie d'un tel système qui est caractérisée par une analyse du contenu qui rassemble celle de l'effluent *traité* plutôt que celle de l'influent. Pour franchir cette limitation, on peut proposer de remplacer le réacteur par *deux* cuves plus petites. L'effluent qui sort du premier aura une composition intermédiaire et la concentration des produits réactifs à la sortie (et également dans la cuve elle-même) sera donc plus importante que celle d'un système qui ne comprend qu'une seule cuve. Ainsi l'activité de la première partie du processus est accélérée. Les cinétiques de la deuxième cuve sont déterminées encore une fois par la composition finale de l'effluent, et donc elles rassemblent celles du

système d'une seule cuve. Le système constitué de deux réacteurs en série semble plus efficace, mais la difficulté qui se présente maintenant est que l'activité microbienne dans le premier réacteur sera plus intensive et qu'elle pourra conduire à une efficacité d'aération réduite.

6.2 Questions à étudier sur le plan scientifique

On peut diviser les objectifs de recherche en deux rubriques : (a) le contrôle et (b) l'optimisation du procédé. L'activité de recherche sur le sujet a également conduit à la modélisation de ces deux sous-ensembles simultanément. Les questions de recherche qui se posent sont :

- Comment peut-on mesurer en continu la concentration d'influent ?
- La conception d'un système qui peut réagir aux variations quotidiennes du volume de lisier à traiter peut-il maintenir une bonne qualité de l'effluent traité ?
- L'aération rapide ou lente : à la suite d'une analyse globale, laquelle représente la meilleure stratégie pour le traitement du lisier ?
- Est-ce que l'option d'un seul réacteur en continu représente la meilleure stratégie pour le traitement aérobie ?

6.3 Publication 8 : suivi en continu d'une installation de traitement aérobie à la ferme : contrôle et optimisation

BURTON (Colin), SNEATH (R.W), « Continuous farm scale aeration plant for reducing offensive odours from piggery slurry: control and optimization », *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1995, vol. 60, p. 271-279

Un système a été conçu pour effectuer un traitement efficace du lisier provenant d'une exploitation porcine malgré une concentration de l'influent variable. L'objectif était de traiter suffisamment le lisier pour rendre possible une période de stockage de 25 jours avant la réapparition des odeurs désagréables (indiquée par une concentration d'acide gras volatils de 0,23 kg/m³). La concentration de l'influent a été déduite du poids de refus produit lors du tamisage, en amont de l'étape d'aération. Ainsi, la concentration moyenne de lisier tamisé (qui est gardé dans la cuve d'alimentation) est mesurée plusieurs fois par jour. Le temps de séjour nécessaire est lié à la concentration de matière organique (exprimée en DCO). Ce chiffre est calculé par le modèle de Williams et al (1989) et ensuite par une procédure d'intégration. Ainsi, le débit d'alimentation du réacteur aérobie est révisé pour tenir compte de la concentration du lisier brut. Des échantillons de lisier traité ont été prélevés et stockés pendant 25 jours

pour vérifier le développement d'une concentration d'acides gras volatils suffisamment proche de l'objectif.

Pendant la période d'observation d'un mois, le lisier le plus fortement concentré nécessitait un traitement de 4 jours. En l'absence d'un système de contrôle, on aurait été obligé de respecter cette condition pour s'assurer que tout le lisier traité remplisse le critère de traitement fixé au départ. Cependant, 2 jours ont suffi pendant la moitié de la période caractérisée pour un lisier plus dilué. La réduction de la consommation d'énergie obtenue a été estimée à environ 25 %.

6.4 Publication 9 : traitement aérobic en continu du lisier de porc : essais portant sur une durée d'aération prolongée et procédé en deux étapes

BURTON (Colin), FARRENT (J.W), « Continuous aerobic treatment of pig slurry: evaluation of the long treatment time and two stage process options », *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1998, vol. 69, p. 159-168)

Le traitement d'un temps de séjour de 20 jours s'avère être beaucoup plus efficace que celui de 2 jours, qui a été effectué en même temps, et alimenté par le même lisier de porc. La réduction de la teneur en matière organique (en DCO) était de 43 % par rapport à 30 % pour le traitement court. De plus, la consommation d'énergie par le traitement de longue durée était moins importante que celle de l'aérateur intensif du système court : on attribue ce fait à une meilleure efficacité (kgO_2/kWh) grâce à l'aérateur à bulles fines. Cependant, la réduction d'intensité impliquée par l'aération prolongée ($\text{kgO}_2/\text{m}^3.\text{h}$) a entraîné une agitation insuffisante dans le réacteur utilisé pour le traitement de 20 jours. Un mélangeur a donc dû être installé pour éviter l'accumulation de boue dans ce réacteur.

Contrairement à toute attente, on a noté une perte de 12 % d'azote (sous forme d'émission de protoxyde d'azote) dans chaque système. La variation de la concentration du gaz émis par le réacteur utilisé pour le traitement de durée courte a été plus importante qu'on ne l'avait pressenti. En effet, elle était inattendue compte-tenu du temps de séjour de 2 jours, ce qui est normalement insuffisant pour le processus de nitrification.

L'option d'un traitement de 20 jours après une première étape (un prétraitement) de 2 jours a réduit la teneur en DCO par 40 % également. Par conséquent, l'étape de prétraitement n'a rien apportée au fonctionnement du réacteur de 20 jours. En effet, ce dernier ne pouvait pas digérer plus de substrat. Ce sont plutôt les temps de séjour utilisés qui restreignent l'efficacité de la digestion. Ainsi, l'hypothèse qu'un traitement en deux (ou plusieurs) étapes soit plus efficace que celui effectué dans une seule cuve

est rejetée.

6.5 Publication 10 : modéliser l'efficacité d'un système de traitement aérobie en continu du lisier de porc pour une installation dans un état non stabilisé

BURTON (Colin), « Modelling the performance of a non-steady state continuous aeration plant for the treatment of pig slurry », *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1994, vol. 59, p. 253-262.

L'objectif est de mettre en relation la qualité du lisier aéré avec celle du lisier brut qui sert de substrat au système. Sa concentration varie mais le traitement aérobie est stabilisé (temps de séjour fixe) excepté pour le contrôle du débit d'air qui est nécessaire pour maintenir un niveau d'oxygène constant. Deux modèles ont été créés pour prédire la qualité de l'effluent (indiqué par la concentration en DCO). L'estimation de la température du réacteur est aussi requise comme paramètre intermédiaire pour suivre les cinétiques. Le premier modèle a été construit sur le principe selon lequel on estime les paramètres moyens qui sont ensuite utilisés dans les corrélations adaptées à un système stable : [cette approche a servi de système de contrôle pour une autre étude présentée ci-dessus en section 6.4]. Le deuxième modèle s'appuie sur une analyse plus fondamentale. On considère l'avancement d'un système par des incréments de temps courts et ainsi on estime l'effet cumulatif d'une croissance (ou d'une décroissance) d'activité microbienne. Pour les deux modèles, la température du réacteur est prédite par un bilan énergétique.

Les constantes pour les deux modèles étaient déterminées par les données provenant de plusieurs essais effectués au niveau pilote pendant une année. On a réalisé une validation avec les résultats d'autres études sur le même pilote l'année suivante. Le premier modèle a suivi assez fidèlement l'évolution réelle de la concentration de DCO mais, souvent, il a surestimé la valeur dans le lisier traité par un écart de 10 à 20 %. En revanche, il a tendance à sous-estimer la température du réacteur. Le deuxième modèle, malgré sa plus grande complexité, n'a pas mieux fonctionné. Les erreurs étaient du même ordre mais, cette fois, la tendance a été de sous-estimer la DCO et de surestimer la température. Il s'est avéré plus sensible, moins robuste et a eu tendance à réagir de façon excessive à certaines perturbations du système.

RESULTATS – PARTIE D

Contrôle et optimisation du processus de traitement aérobie

Control and optimisation of the aerobic treatment process

6.1 Introduction : paramètres liés à l'optimisation

Les chapitres précédents concernent les recherches scientifiques liées aux techniques d'aération pour le traitement des effluents d'origine animale en réponse aux objectifs environnementaux. Afin de compléter l'analyse, cette partie présente les recherches menées sur le contrôle et l'optimisation de ce procédé d'épuration.

Conception d'une installation

Après avoir identifié *la technique* pertinente pour répondre aux enjeux environnementaux (par exemple la réduction des nutriments ou des émissions gazeuses), on peut s'interroger sur l'incidence du matériel sur l'efficacité du traitement. Il s'agit notamment du choix des pompes, aérateurs, brasseurs, tuyaux, additifs chimiques et tous les autres éléments nécessaires au fonctionnement de l'installation. Il faut choisir le matériel qui répond le mieux aux spécifications définies. De le cadre d'une étude faisabilité, il est souvent nécessaire d'ajuster les premiers calculs afin d'être au plus près des performances réelles. On devrait également considérer les conséquences du choix de certains équipements : par exemple, il peut être nécessaire d'ajouter d'autres éléments tels qu'un coupe-mousse dans le cas d'aérateurs puissants. De plus, des opérations de maintenance supplémentaires doivent être prises en compte. Le dimensionnement, puis les calculs financiers doivent ensuite être effectués afin de compléter la conception de l'installation.

À propos de l'optimisation de l'installation, l'objectif global est de rendre possible le meilleur fonctionnement du système. En effet, on cherche à maximiser la performance du système et ses points forts, mais sans compromis sur les contraintes de traitement. Il est très rare qu'un traitement soit rentable et bien souvent il s'agit plutôt de minimiser les coûts. Par conséquent, la définition du meilleur fonctionnement du système correspond à l'option la moins coûteuse. Afin d'évaluer tous les éléments d'un procédé, il faut vérifier si :

- toutes les conditions du traitement sont remplies,
- tous les coûts sont inclus dans une démarche d'analyse globale,
- la qualité de l'installation est respectée en termes de fiabilité et de durabilité.

Cette démarche s'applique surtout lors de l'évaluation d'une installation existante, mais elle doit être menée également lors de la conception du système.

Instrumentation

Il convient tout d'abord de définir quelques termes pour structurer ce chapitre. Le premier terme est *l'instrumentation* : ce concept est défini comme l'assemblage de sondes et de contrôles servant à collecter l'information sur l'équipement et l'effluent traité. On peut répartir ces mesures en différentes catégories : (a) l'environnement de l'effluent (la température, le potentiel redox, le pH...), (b) l'état des matériels (le fonctionnement, la vitesse, le sens des vannes....) et (c) l'état de l'effluent (le débit, le niveau dans les cuves, la pression....). Un appareillage de contrôle regroupe souvent les interrupteurs, les relais, l'enregistreur des données et les systèmes de contrôle (de plus en plus centralisés par un ordinateur). L'exemple d'un pilote automatisé est montré en Figure 6.

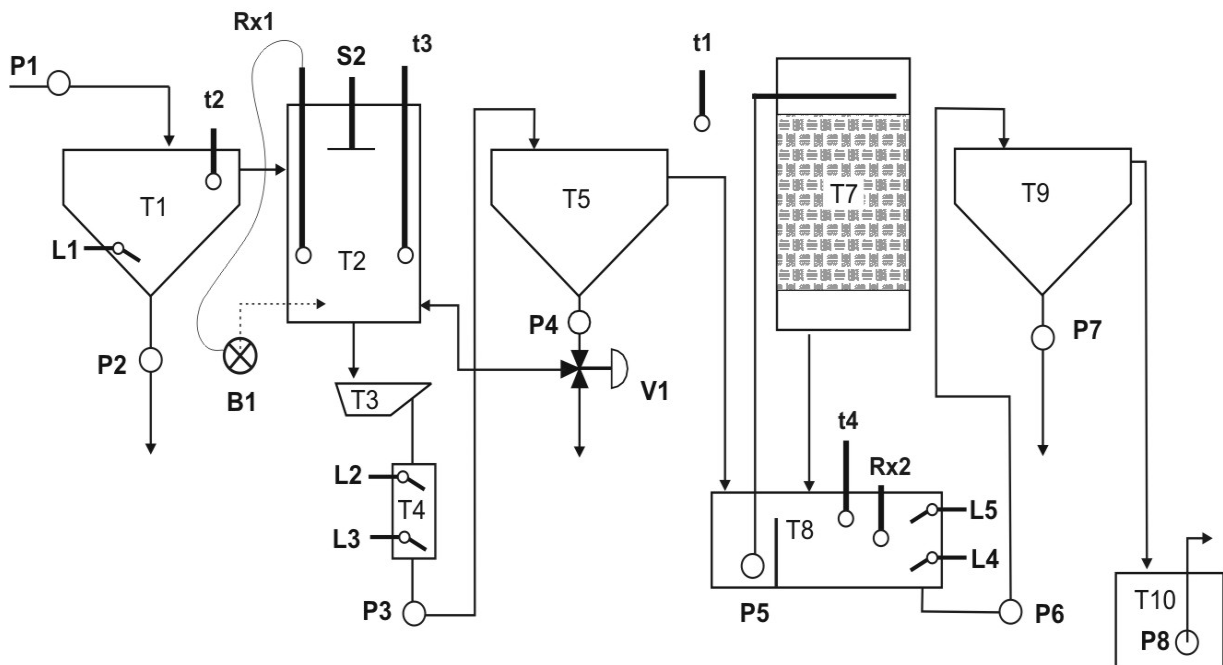


Figure 6 : l'instrumentation d'un pilote pour le traitement aérobie de l'eau usée provenant d'une exploitation de vaches. Légende : P – pompe ; T – cuve ; B – compresseur d'air ; L – sonde à niveau ; V – vanne motorisée ; Rx – sonde à l'oxygène-réduction potentiel (ORP) ; t – sonde thermique. (Burton et Farrent, 1996 ; Burton et al, 1996).

Contrôles

Dans le contexte d'une installation pour le traitement d'eaux usées, le terme *contrôle* est défini comme la façon d'utiliser les informations collectées pour remplir trois aspects du bon fonctionnement du système. En premier lieu, il s'agit d'enregistrer les données de l'installation afin d'assurer un suivi correct du système (soit la vérification du bon fonctionnement comme prévu par la conception, soit l'évaluation de l'efficacité du système). L'analyse de ces données permet la gestion globale de l'installation. Deuxièmement, l'application de contrôle a parfois pour objectif d'optimiser le fonctionnement de l'installation : cet aspect est discuté dans la section suivante. Troisièmement, le contrôle sert à réagir aux perturbations éventuelles : l'objectif consiste à garder un système stable.

En ce qui concerne une installation de traitement aérobique classique, il existe cinq circuits de contrôle éventuels :

- le niveau d'aération ;
- le contrôle de la pompe d'alimentation ;
- le contrôle de mousse ;
- l'action en cas de dysfonctionnement du matériel ;
- la réponse au changement du débit et/ou de la concentration de l'influent.

Le circuit pour l'aération est bien étudié et plusieurs options existent pour mettre en relation l'oxygène dissous (ou l'ORP) avec le système d'aération. Souvent, il suffit de restreindre l'environnement aérobique entre deux bornes, ce qui produit un cycle d'hystérésis.

La pompe d'alimentation détermine le temps de séjour : si ce paramètre est fixe, cette pompe peut fonctionner en continu sans contrôle. Sinon, et pour les autres pompes, il faut que le système de contrôle maintienne le niveau d'influent requis et tienne compte également des versements ponctuels.

La détection de la surproduction de mousse lors de l'aération n'est pas suffisamment fiable : l'option la plus sûre consiste à coupler les périodes d'aération avec le fonctionnement d'un coupe-mousse. Par ailleurs, il y a plusieurs options si un élément tombe en panne, mais la priorité est de protéger l'installation et d'éviter une fuite d'effluent.

C'est le dernier point de la liste des circuits ci-dessus qui représente le plus grand défi : comment réagir à la variation de production de lisier d'une exploitation ? Dans une certaine mesure, on peut minimiser les effets quotidiens d'une ferme (le nettoyage d'un bâtiment par exemple) par l'installation d'un

volume tampon suffisant. Cependant, il y a aussi les activités saisonnières et/ou irrégulières inhérentes à la gestion normale d'une ferme qui font varier ponctuellement le volume et la composition du lisier produit. Le défi consiste donc à estimer la concentration d'influent afin de maintenir la qualité de traitement malgré une alimentation variable.

Optimisation du procédé

Le terme *optimisation* est le principe qui s'applique lors de la conception et du fonctionnement de l'installation et qui conduit à maximiser ou à minimiser un paramètre en fonction des autres, qui sont eux-mêmes variables. Quelquefois, la définition de ce terme est remplacée par un objectif, tel que « le plus performant » ou « le coût le moins élevé ». Même s'il existe des exemples qui suivent ce genre de modèle simplifié, on est le plus souvent confronté à un éventail de facteurs qui influencent le paramètre d'intérêt. L'ensemble du système est interdépendant.

La réduction de la consommation d'électricité au minimum en est un exemple : la solution est de réduire le temps de fonctionnement des moteurs mais, évidemment, il existe un minimum en deçà duquel on va dégrader la performance du procédé. L'ennui, c'est que ce « minimum » n'est pas toujours apparent. Par exemple, pour le temps minimal nécessaire pour le brassage, on peut s'interroger sur l'intérêt de transférer des volumes « *rapidement et ponctuellement* » ou « *plus lentement et en continu* ». Cette analyse devient encore plus complexe si l'on considère l'option d'aération : on peut choisir un aérateur plus efficace (en kgO_2/kWh), par exemple de type fine bulles, mais sa capacité ($\text{kgO}_2/\text{m}^3 \cdot \text{h}$) n'est pas importante. La conséquence est un réacteur plus grand qui entraîne aussi un coût. Ainsi, on peut remarquer que l'optimisation du fonctionnement a également eu un effet sur le dimensionnement de l'installation.

La procédure d'optimisation peut donc s'appliquer à la conception de l'installation, pour adapter sa configuration. Par exemple, on se fixe pour objectif d'accélérer la digestion aérobie (et donc, de réduire le volume du réacteur). Le principe pertinent est que les cinétiques d'un réacteur en continu (et qui a la forme d'une seule cuve bien mélangée) sont restreintes par la faible concentration de substrat réactif. C'est la théorie bien établie d'un tel système qui est caractérisée par une analyse du contenu qui rassemble celle de l'effluent *traité* plutôt que celle de l'influent. Pour franchir cette limitation, on peut proposer de remplacer le réacteur par *deux* cuves plus petites. L'effluent qui sort du premier aura une composition intermédiaire et la concentration des produits réactifs à la sortie (et également dans la cuve elle-même) sera donc plus importante que celle d'un système qui ne comprend qu'une seule cuve. Ainsi l'activité de la première partie du processus est accélérée. Les cinétiques de la deuxième cuve sont déterminées encore une fois par la composition finale de l'effluent, et donc elles rassemblent celles du

système d'une seule cuve. Le système constitué de deux réacteurs en série semble plus efficace, mais la difficulté qui se présente maintenant est que l'activité microbienne dans le premier réacteur sera plus intensive et qu'elle pourra conduire à une efficacité d'aération réduite.

6.2 Questions à étudier sur le plan scientifique

On peut diviser les objectifs de recherche en deux rubriques : (a) le contrôle et (b) l'optimisation du procédé. L'activité de recherche sur le sujet a également conduit à la modélisation de ces deux sous-ensembles simultanément. Les questions de recherche qui se posent sont :

- Comment peut-on mesurer en continu la concentration d'influent ?
- La conception d'un système qui peut réagir aux variations quotidiennes du volume de lisier à traiter peut-il maintenir une bonne qualité de l'effluent traité ?
- L'aération rapide ou lente : à la suite d'une analyse globale, laquelle représente la meilleure stratégie pour le traitement du lisier ?
- Est-ce que l'option d'un seul réacteur en continu représente la meilleure stratégie pour le traitement aérobie ?

6.3 Publication 8 : suivi en continu d'une installation de traitement aérobie à la ferme : contrôle et optimisation

BURTON (Colin), SNEATH (R.W), « Continuous farm scale aeration plant for reducing offensive odours from piggery slurry: control and optimization », *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1995, vol. 60, p. 271-279

Un système a été conçu pour effectuer un traitement efficace du lisier provenant d'une exploitation porcine malgré une concentration de l'influent variable. L'objectif était de traiter suffisamment le lisier pour rendre possible une période de stockage de 25 jours avant la réapparition des odeurs désagréables (indiquée par une concentration d'acide gras volatils de 0,23 kg/m³). La concentration de l'influent a été déduite du poids de refus produit lors du tamisage, en amont de l'étape d'aération. Ainsi, la concentration moyenne de lisier tamisé (qui est gardé dans la cuve d'alimentation) est mesurée plusieurs fois par jour. Le temps de séjour nécessaire est lié à la concentration de matière organique (exprimée en DCO). Ce chiffre est calculé par le modèle de Williams et al (1989) et ensuite par une procédure d'intégration. Ainsi, le débit d'alimentation du réacteur aérobie est révisé pour tenir compte de la concentration du lisier brut. Des échantillons de lisier traité ont été prélevés et stockés pendant 25 jours

pour vérifier le développement d'une concentration d'acides gras volatils suffisamment proche de l'objectif.

Pendant la période d'observation d'un mois, le lisier le plus fortement concentré nécessitait un traitement de 4 jours. En l'absence d'un système de contrôle, on aurait été obligé de respecter cette condition pour s'assurer que tout le lisier traité remplisse le critère de traitement fixé au départ. Cependant, 2 jours ont suffi pendant la moitié de la période caractérisée pour un lisier plus dilué. La réduction de la consommation d'énergie obtenue a été estimée à environ 25 %.

6.4 Publication 9 : traitement aérobic en continu du lisier de porc : essais portant sur une durée d'aération prolongée et procédé en deux étapes

BURTON (Colin), FARRENT (J.W), « Continuous aerobic treatment of pig slurry: evaluation of the long treatment time and two stage process options », *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1998, vol. 69, p. 159-168)

Le traitement d'un temps de séjour de 20 jours s'avère être beaucoup plus efficace que celui de 2 jours, qui a été effectué en même temps, et alimenté par le même lisier de porc. La réduction de la teneur en matière organique (en DCO) était de 43 % par rapport à 30 % pour le traitement court. De plus, la consommation d'énergie par le traitement de longue durée était moins importante que celle de l'aérateur intensif du système court : on attribue ce fait à une meilleure efficacité (kgO_2/kWh) grâce à l'aérateur à bulles fines. Cependant, la réduction d'intensité impliquée par l'aération prolongée ($\text{kgO}_2/\text{m}^3.\text{h}$) a entraîné une agitation insuffisante dans le réacteur utilisé pour le traitement de 20 jours. Un mélangeur a donc dû être installé pour éviter l'accumulation de boue dans ce réacteur.

Contrairement à toute attente, on a noté une perte de 12 % d'azote (sous forme d'émission de protoxyde d'azote) dans chaque système. La variation de la concentration du gaz émis par le réacteur utilisé pour le traitement de durée courte a été plus importante qu'on ne l'avait pressenti. En effet, elle était inattendue compte-tenu du temps de séjour de 2 jours, ce qui est normalement insuffisant pour le processus de nitrification.

L'option d'un traitement de 20 jours après une première étape (un prétraitement) de 2 jours a réduit la teneur en DCO par 40 % également. Par conséquent, l'étape de prétraitement n'a rien apportée au fonctionnement du réacteur de 20 jours. En effet, ce dernier ne pouvait pas digérer plus de substrat. Ce sont plutôt les temps de séjour utilisés qui restreignent l'efficacité de la digestion. Ainsi, l'hypothèse qu'un traitement en deux (ou plusieurs) étapes soit plus efficace que celui effectué dans une seule cuve

est rejetée.

6.5 Publication 10 : modéliser l'efficacité d'un système de traitement aérobie en continu du lisier de porc pour une installation dans un état non stabilisé

BURTON (Colin), « Modelling the performance of a non-steady state continuous aeration plant for the treatment of pig slurry », *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1994, vol. 59, p. 253-262.

L'objectif est de mettre en relation la qualité du lisier aéré avec celle du lisier brut qui sert de substrat au système. Sa concentration varie mais le traitement aérobie est stabilisé (temps de séjour fixe) excepté pour le contrôle du débit d'air qui est nécessaire pour maintenir un niveau d'oxygène constant. Deux modèles ont été créés pour prédire la qualité de l'effluent (indiqué par la concentration en DCO). L'estimation de la température du réacteur est aussi requise comme paramètre intermédiaire pour suivre les cinétiques. Le premier modèle a été construit sur le principe selon lequel on estime les paramètres moyens qui sont ensuite utilisés dans les corrélations adaptées à un système stable : [cette approche a servi de système de contrôle pour une autre étude présentée ci-dessus en section 6.4]. Le deuxième modèle s'appuie sur une analyse plus fondamentale. On considère l'avancement d'un système par des incréments de temps courts et ainsi on estime l'effet cumulatif d'une croissance (ou d'une décroissance) d'activité microbienne. Pour les deux modèles, la température du réacteur est prédite par un bilan énergétique.

Les constantes pour les deux modèles étaient déterminées par les données provenant de plusieurs essais effectués au niveau pilote pendant une année. On a réalisé une validation avec les résultats d'autres études sur le même pilote l'année suivante. Le premier modèle a suivi assez fidèlement l'évolution réelle de la concentration de DCO mais, souvent, il a surestimé la valeur dans le lisier traité par un écart de 10 à 20 %. En revanche, il a tendance à sous-estimer la température du réacteur. Le deuxième modèle, malgré sa plus grande complexité, n'a pas mieux fonctionné. Les erreurs étaient du même ordre mais, cette fois, la tendance a été de sous-estimer la DCO et de surestimer la température. Il s'est avéré plus sensible, moins robuste et a eu tendance à réagir de façon excessive à certaines perturbations du système.

DISCUSSION ET PERSPECTIVES

Nouvelles exigences et application future de l'aération

DISCUSSION ET PERSPECTIVES

Nouvelles exigences et application future de l'aération

New demands and the use of aeration in the future

7.1 Application actuelle de la technologie aérobie

Répartition des systèmes de traitement en Europe

Au cours de l'année 1997, une étude a été menée en Angleterre sur l'utilisation des technologies de traitement du lisier dans les élevages (Burton, 1997). Parmi des milliers d'exploitations, seule une centaine a été considérée comme traitant ses effluents. Toutefois, les traitements se limitaient essentiellement à des procédés physiques tels que le tamisage, destinés à améliorer la manutention des effluents avant épandage. Moins d'une dizaine d'installations aérobies a été répertoriée et la plupart d'entre-elles visait une réduction d'odeur et/ou un lisier plus facile à gérer. Pourtant, dans leur rapport soumis au ministère de l'Agriculture deux ans auparavant, Burton et Cumby (1995) avaient insisté sur le rôle positif du traitement biologique dans la protection de l'environnement. Les résultats de l'enquête menée en 1997 étaient donc inattendus et décevants.

Une situation similaire a été rapportée dans les autres pays européens. Ainsi, l'étude « MATRESA », réalisée entre 2000 et 2003 par une trentaine d'experts européens, a montré que malgré la possibilité d'utiliser des traitements aérobies, ceux-ci étaient très peu répandus (Burton et Turner, 2003). Une autre enquête, réalisée en Europe en 2006, a confirmé le faible nombre d'exploitations traitant les effluents d'origine animale hormis les systèmes mis en place pour traiter physiquement les effluents (Loyon et al, 2008). Lorsqu'il était utilisé, le traitement aérobie était limité à quelques installations localisées en Bretagne (France), en Belgique et aux Pays Bas. Par contre, les digesteurs anaérobies, conçus pour produire de l'énergie renouvelable et qui bénéficient de subventions de la part des États, sont beaucoup plus répandus en Europe que le traitement aérobie (Burton et Turner, 2003). La Bretagne constitue une exception puisque cette région possède plus de 300 stations d'épuration qui traitent annuellement par procédé aérobie 2 millions de m³ de lisier, soit 10 % de la production régionale (Levasseur, et Le Maire, 2006). Dans le cas particulier de la Bretagne, qui présente des zones en excédent structurel (ZES) où il subsiste un fort excédent d'azote, l'objectif des traitements aérobies est d'éliminer l'azote (par nitrification/dénitrification) pour répondre aux contraintes fixées par la directive Nitrates 91/676/EEC.

Le traitement aérobie des effluents d'élevage comprend également le compostage, qui est utilisé pour la valorisation des déchets solides.

Facteurs susceptibles d'augmenter l'utilisation de l'aération

Depuis longtemps, l'aération représente l'étape principale du traitement des eaux usées industrielles et urbaines. La technologie est bien connue et il existe aujourd'hui des milliers de stations d'épuration utilisant ce système partout en Europe. Il était donc prévisible que cette technologie soit également appliquée aux effluents d'élevages, même si son utilisation dans le domaine agricole suscite des questionnements. On peut citer, à titre d'exemple, les points suivants :

- les exploitations agricoles sont des entreprises privées qui ne bénéficient que rarement d'aides financières de l'État (au même titre que les stations d'épurations urbaines) ;
- la production des effluents d'élevages et leur traitement ne représentent qu'un faible pourcentage de la valeur des produits issus de l'exploitation ;
- pour les petites et moyennes exploitations, même un système de traitement basique est souvent trop onéreux par rapport au financement disponible.

Le traitement n'est que très rarement gratuit et rentable. Même la production de biogaz n'est pas très intéressante sans subvention. La seule exception est peut être le compostage, mais sa rentabilité s'appuie fortement sur le développement d'un marché local pour les produits compostés. De plus, ce type de traitement convient mieux aux systèmes qui produisent les fumiers, tandis que les lisiers représentent la fraction majeure des déchets animaux produits. Le coût d'un traitement aérobie est compris entre 2 et 10 euros/m³, sachant que l'engraissement d'un porc pesant entre 70 et 100 kg produit environ 1 m³ de lisier à 5 % de matière sèche (Chambers et al, 2001). Même si le coût du traitement varie en fonction du système utilisé ainsi que de la méthode de calcul employée (Burton, 1992, Burton et Turner, 2003), il représente un pourcentage important de la valeur de porc produit (jusqu'à 15 %). Si la filière de traitement est mal gérée, elle peut rendre l'élevage non rentable. L'efficacité du fonctionnement d'un élevage peut néanmoins être améliorée en optimisant par exemple le transport et l'épandage du lisier grâce à la mise en place d'un tamisage.

Il est rare qu'un système de traitement soit installé en l'absence d'une pression réglementaire et/ou d'une subvention, ce qui implique alors des enjeux politique. Le développement du traitement aérobie découle majoritairement d'une stratégie qui vise à obtenir un équilibre en termes de nutriments, l'objectif étant d'éliminer l'excédent de nutriments, à l'exemple du plan d'action des Préfectures de Bretagne (réalisé 2002). Il existe donc des textes réglementaires qui limitent l'application du phosphore et de

l'azote. Toutefois, la diminution de la concentration de ces deux nutriments dans le lisier n'implique pas systématiquement l'utilisation du traitement aérobique, qui ne représente qu'une méthode parmi d'autres techniques (Burton et al, 2007a). Aux Pays-Bas, la réglementation *Mineral Bookkeeping* (Bilan matière de nutriments) (Ondersteijn et al, 2002) est très stricte et demande de calculer, d'une part, la production de nutriments et, d'autre part leur élimination (et/ou les volumes exportés sous forme de lisier ou de ses sous-produits). L'application de ce texte contraint l'éleveur à payer un forfait pour chaque kilo de phosphore ou d'azote qui dépasse le bilan calculé. Dans ce cas, le traitement aérobique du lisier paraît être une option intéressante pour diminuer le coût engendré par l'excédent de nutriments.

Les effluents d'élevages peuvent être également concernés par des réglementations qui visent la protection de l'environnement contre les pollutions. Il existe ainsi plusieurs directives européennes :

- IPPC **96/61/EC** ;
- Mise en décharge des déchets **1999/31/EC** ;
- Utilisation des boues d'épuration en agriculture **86/278/EEC** ;
- Déchets **2006/12/EC** ;
- Protection des eaux souterraines contre la pollution **80/68/EEC** et **2006/118/CE** ;
- Règlement sur les sous-produits animaux (RSPA) **1774/2002**.

Ces textes réglementaires ne précisent pas le traitement à mettre en place pour limiter la pollution et ils ne demandent donc pas d'utiliser spécifiquement le traitement aérobique. Seule la directive IPPC prescrit l'application des « Meilleures Techniques Disponibles » (« MTD » ou « BAT »). La directive propose des filières de traitements qui sont regroupées dans un dossier appelé « BREF » (European Commission, 2003), remis à jour régulièrement. L'aération est citée dans ce dossier mais n'est pas actuellement certifiée comme MTD.

7.2 Rôle éventuel de l'aération pour l'abattement des pathogènes

La question de l'hygiène

Jusqu'à la fin des années 70, la gestion des effluents d'élevage dépendait des contraintes associées aux pratiques agricoles telles que le stockage, la manutention, l'épandage et la production de biogaz. Au cours des années 80, l'objectif était plutôt la réduction des mauvaises odeurs puis, dans les années 90, la diminution des émissions gazeuses et des pollutions susceptibles de détériorer la qualité de l'environnement. La prise en compte de l'aspect sanitaire s'est développée plus récemment, au début de ce millénaire.

L'intérêt porté aux pratiques agricoles, aux odeurs et à la protection de l'environnement est toujours d'actualité mais l'aspect sanitaire, en raison notamment des crises sanitaires subies par le secteur agroalimentaire, est devenu une problématique émergente qui préoccupe les politiques. Cela s'est traduit, par exemple, par l'élaboration de nouvelles réglementations telles que celles liés aux sous-produits animaux (Commission Européenne, 1774/2002) qui visent surtout à protéger le public des micro-organismes pathogènes. Il existe aussi des réglementations qui interdisent l'épandage de certains effluents sur des cultures vulnérables et d'autres textes réglementaires qui protègent les eaux potables contre les risques de contamination (Burton et al, 2007b).

Il est devenu nécessaire de considérer l'impact global de la filière élevage sur l'environnement (depuis la production des animaux jusqu'aux effluents) avant de proposer des solutions permettant de limiter les pollutions émises par ce type d'activités.

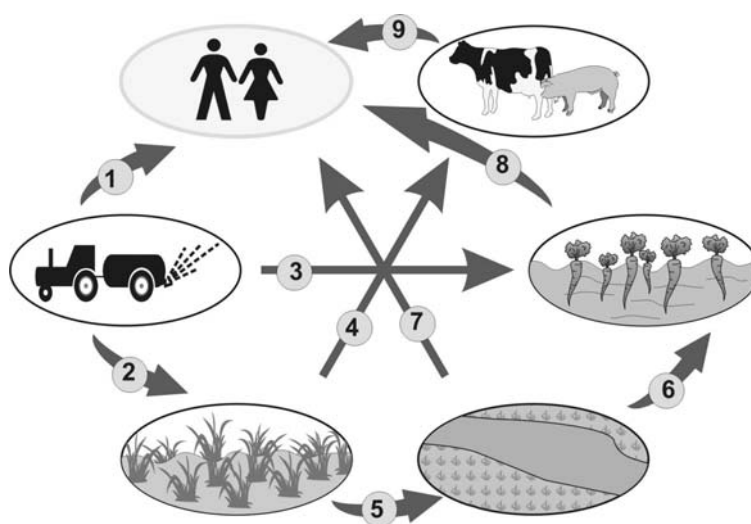


Figure 7 : le rôle des effluents d'origine animale dans la propagation éventuelle de pathogènes : 1 – les risques hygiéniques directs ; 2 – la contamination des pâturages et 3 - des cultures ; 4 – l'infection des animaux ; 5 – la contamination des eaux ; 6 – la propagation aux cultures par les eaux contaminées ; 7, 8, et 9 – les risques humains causés par des eaux, des légumes ou de la viande contaminés.

Les activités associées à la production de nourriture peuvent être réparties en six domaines, dont les liens sont présentés par la Figure 7 : le cheptel, les pâturages, les cultures, la gestion et l'épandage d'effluents, les eaux de surface et la population humaine. Il est difficile de quantifier les risques et les prévalences associés à chaque domaine comme l'ont souligné Stacey et al, (2007). Cependant, il est clair que chaque domaine peut influencer sur les autres. Ainsi, tout texte réglementaire spécifique à un domaine peut donc facilement conduire à perturber les autres. Par exemple, si l'on restreint l'épandage pour éviter la dissémination des pathogènes sur les cultures vulnérables, il deviendra de plus en plus

difficile de trouver suffisamment de terrain pour résorber tous les nutriments présents dans les effluents. Il s'en suit un excédent de nutriments qui peut conduire à une pollution éventuelle de l'environnement si les effluents sont mal gérés.

L'aspect sanitaire des effluents d'élevage peut être abordé selon deux stratégies :

1. l'élimination totale d'un pathogène spécifique en réponse à une épidémie telle que la fièvre aphteuse ;
2. la réduction, mais sans élimination complète, des germes pathogènes susceptibles d'être présents dans le lisier.

La première situation est la plus exigeante mais elle ne s'applique que rarement pendant les épidémies. La deuxième stratégie vise plutôt l'amélioration de la protection globale du système agroalimentaire. Lorsqu'elle est appliquée en permanence sur des effluents d'élevages présentant un risque important de dissémination des germes pathogènes (élevages dits à « haut risque »), il est nécessaire de développer des systèmes de traitement durables et économiquement viables. Parmi les systèmes susceptibles de limiter le nombre de germes pathogènes, on peut citer les traitements thermophiles et, dans une moindre mesure, le traitement aérobie.

Rôle de l'oxygène par rapport à l'assainissement

Malgré les nombreuses études consacrées à l'impact des traitements aérobies sur la réduction de bactéries spécifiques (Burton et Turner, 2003) il reste difficile d'évaluer l'effet de l'oxygène, notamment lorsqu'il est associé à une augmentation de la température. On pourrait s'attendre à un effet dû à l'exposition à l'oxygène, étant donné que de nombreux pathogènes ne subsistent pas dans un environnement aérobie. Cette particularité a été observée par la mesure des temps de survie des bactéries trouvées dans les lisiers d'élevages. Dans leur étude bibliographique, Burton et Turner (2003) rapportent que la persistance des bactéries d'origine intestinale est plus élevée lors du stockage anaérobie que lorsque le lisier est incorporé directement dans le sol en condition aérobie. Hill et al (2002) ont observé un abattement de 2 à 3 unités \log_{10} de différents micro-organismes dans du lisier de porc traité par un bio-filtre en aérobiose à des températures comprises entre 17 et 32 °C. Ils ont attribué cette diminution importante des concentrations en germes à la présence d'oxygène.

Rôle de la température

L'impact de la température sur l'élimination des micro-organismes pathogènes dans les déchets

organiques est bien identifié. C'est d'ailleurs en s'appuyant sur l'effet inhibiteur de la température que Juteau (2006) justifie le choix de l'utilisation de températures thermophiles dans les traitements des effluents. Ahmed *et al* (1997) rapportent une élimination efficace de plusieurs germes pathogènes dans des bio-solides séchés à des températures de 50 à 57 °C. Dans sa revue sur la contamination de *E. coli* VTEC dans le fumier de bovin, Duffy (2003) rapporte qu'il est possible d'éliminer cette bactérie pathogène grâce à la chaleur. Arvanitoyannis *et al* (2006), qui ont réalisé une étude sur la gestion des déchets d'une laiterie, parviennent à une conclusion similaire. L'effet progressif de la température est également bien documenté, y compris aux températures modérées de 40 à 60 °C qui sont assez élevées pour détruire les micro-organismes spécifiques en cours du compostage, à condition qu'elles soient maintenues suffisamment longtemps. À titre d'exemple, selon Suarez *et al* (2003), une température de 45 °C appliquée pendant au moins 10 jours permet d'éliminer les champignons présents dans des déchets horticoles compostés. Toutefois, au-delà de 70 °C, la température ralentit l'activité microbiologique et si l'on souhaite maintenir une température supérieure à 70 °C, il est nécessaire d'apporter une source de chaleur externe. Au-dessus de 80 °C, il y a une stérilisation plutôt physique, avec de moins en moins d'organismes capables de survivre même sur des périodes relativement courtes de 10 ou 20 minutes.

Le couple température-durée comme critère de traitement

Les nombreux travaux publiés sur la survie des micro-organismes pathogènes dans les effluents d'élevage montrent que plus la température est élevée, plus la durée d'exposition est courte, ce qui conduit à proposer différents couples « durée-température ». Elorrieta *et al* (2003) ont ainsi observé l'effet équivalent d'une heure à 60 °C et de 15 minutes à 70 °C sur deux souches de bactéries phytopathogènes dans un système de compostage. Hess *et al* (2004) ont défini une unité « degré-jour » en conditions de compostage et ont proposé 180 degré-jours pour l'élimination d'*E. coli* O157. Ces résultats sont aussi en accord avec les données de Lung *et al* (2001), qui n'ont détecté aucun *E. coli* O157 dans des fumiers de bovins compostés après 3 jours à 45 °C (soient 135 « degré-jours »). Le règlement européen 1174/2002 a fixé un couple durée-température de 60 °C pendant 1 heure. Cependant, même si des limites ont été fixées, le couple durée-température n'est qu'une approximation qui peut surestimer la persistance des micro-organismes pathogènes à de faibles températures et la sous-estimer à des températures élevées.

Utilisation des traitements aérobies thermophiles

En constatant qu'une digestion aérobie est exothermique et qu'il suffit de bien isoler un réacteur pour créer un système thermophile à 55 °C+. Burton *et Farrent* (1995) ont conçu un système de traitement

aérobie thermophile qu'ils ont comparé à un système mésophile non isolé (à 18 °C). Le temps de séjour de l'effluent était de 5 jours. La digestion des carbohydrates estimée par l'analyse de la DCO n'a pas présenté de différence significative entre les deux systèmes. Toutefois, le réacteur thermophile s'est avéré plus difficile à mettre en œuvre dans la mesure où il a nécessité d'augmenter fortement le débit d'air pour assurer un transfert d'oxygène équivalent à celui obtenu à 18 °C. Cela a conduit à un épuisement de l'ammoniac en l'absence de nitrification, qui ne pouvait pas se réaliser à 55 °C. La présence d'une forte teneur en ammoniac libre dans le réacteur thermophile associée à une température de 55 °C a permis d'obtenir une forte réduction des micro-organismes pathogènes mais le coût, en termes d'énergie supplémentaire pour l'aération et d'émissions d'ammoniac, rend ce système difficilement exploitable. Selon Burton et Farrent (1995), pour qu'un système de traitement aérobie puisse être économiquement rentable, la température ne doit pas dépasser 40 °C. Par contre, la digestion thermophile reste une option intéressante si elle est associée à un traitement anaérobie qui ne demande pas d'apport en oxygène et dont les émissions gazeuses ne partent pas directement dans l'atmosphère (Oechsner et Ruprich, 1989).

CONCLUSIONS

CONCLUSIONS

Conclusions

1. En principe, l'aération représente le seul moyen d'éliminer l'ammoniac sous forme de N_2 , sans conséquences négatives. Elle est également la solution la plus efficace pour éliminer la charge organique ainsi que les odeurs désagréables. De même que la digestion anaérobie, le traitement aérobie facilite la décantation des effluents et donc l'élimination du phosphore. Cependant, les cinétiques aérobies sont plus rapides que celles de la digestion anaérobie. Grâce à la présence d'oxygène et à la production de chaleur, l'aération permet d'augmenter l'abattement des micro-organismes pathogènes. Actuellement, les systèmes aérobies ne sont pas utilisés dans l'objectif d'éliminer le risque sanitaire mais il est probable que, dans le futur, cette filière soit valorisée également grâce à sa capacité d'élimination des germes pathogènes.
2. Il existe plusieurs technologies et matériels disponibles pour aérer l'effluent. En termes de $kg\ O_2$ transféré par kWh d'électricité consommé, les plus efficaces sont les systèmes à fines bulles. Cependant, à l'exception des systèmes ayant un temps de séjour supérieur à 20 jours, ce type d'aérateur n'est pas très adapté aux lisiers en raison de sa faible capacité d'oxygénation ($kgO_2/m^3.h$). De plus, le lisier, qui est une matrice très chargée en matières organiques, nécessite une agitation suffisamment forte pour éviter une décantation des matières en suspension dans le réacteur.
3. L'environnement aérobie permet d'éliminer une partie des odeurs grâce au mécanisme d'oxydation qui convertit la majorité des composés responsables des mauvaises odeurs en sous-produits, tels que le dioxyde de carbone et l'eau. Un traitement aérobie d'un jour est déjà suffisant pour éliminer les odeurs issues des déjections animales mais le stockage de l'effluent pendant plusieurs semaines nécessite un traitement plus poussé, d'une durée minimale de 5 à 6 jours. Le traitement aérobie, dont les cinétiques de dégradation sont plus rapides que celles de la digestion anaérobie, permet l'élimination totale de la teneur en DBO_5 grâce à un apport spécifique en oxygène.
4. Le mécanisme de nitrification (suivi d'une phase anoxique pendant laquelle se réalise la dénitrification) peut entraîner des émissions importantes de protoxyde d'azote, gaz très polluant, associé à l'effet de serre et à la destruction de la couche d'ozone dans la stratosphère. Le N_2O peut aussi être émis lorsque la nitrification est incomplète ou lorsque le temps de séjour est

inférieur à 3 jours, ce qui limite la multiplication des bactéries nitrifiantes autotrophes à croissance lente (à l'exemple de Nitrosomonas). Il est possible de limiter au minimum les émissions de N₂O en réduisant la durée des périodes d'aération en alternance avec des périodes anoxies. Il a en effet été montré qu'une forte aération ne diminuait pas nécessairement la production de protoxyde d'azote.

5. L'aération ne peut éliminer ni le phosphore, ni les métaux lourds. Cependant, elle facilite la décantation par la digestion des éléments chimiques qui interviennent dans les processus de stabilisation des matières en suspension. La plupart des métaux lourds sont ainsi concentrés avec le phosphore dans les boues décantées.
6. Le traitement aérobique est particulièrement intéressant lorsque l'objectif est de réduire la charge organique ou la teneur en azote des effluents. Lorsque l'objectif est clairement défini, il est possible de comparer plusieurs systèmes entre eux (ou plusieurs façons de gérer un même système) et donc d'optimiser la filière. Ainsi, il est possible de minimiser de coût de cette filière en fonction (i) du contrôle du fonctionnement, (ii) de la conception du procédé, et (iii) du choix du matériel.

Si un élevage produit un lisier dont le volume et/ou la composition sont variables, le coût de fonctionnement peut être réduit par le contrôle du système de traitement : l'objectif est d'éviter un « sur-traitement » lorsque l'effluent est dilué. La concentration en matière organique peut être estimée par la masse de refus produite après le tamisage.

La composition de l'effluent dans un réacteur en continu, (qui est constitué d'une seule cuve bien agitée), ressemble à celle de l'effluent qui en sort. Par conséquent, l'activité microbiologique est restreinte par une faible concentration du substrat. Néanmoins, il est exclu d'améliorer l'efficacité de ce système en divisant le réacteur en deux parties. L'hypothèse était de permettre une activité plus importante dans la première cuve grâce à une concentration du substrat élevée. Cependant, cet avantage est minime par rapport aux coûts d'un système plus complexe.

Il est possible d'améliorer l'efficacité des systèmes d'aération en augmentant les temps de séjours dans les réacteurs. Cependant, ces temps de séjours de plus de 20 jours nécessitent (i) l'utilisation de cuves ayant un volume beaucoup plus important et (ii) l'installation d'un système de brassage puissant pour éviter le dépôt des boues au fond du bassin.

7. Le traitement aérobie, couramment utilisé pour la dépollution des eaux urbaines, reste une filière de traitement marginale pour les effluents d'élevages, principalement en raison de son coût qui reste trop élevé pour la majorité des éleveurs. Si l'on considère l'enjeu environnemental et si l'on souhaite maintenir l'équilibre du système agricole, le traitement des effluents d'élevages paraît pourtant indispensable, qu'il s'agisse d'un système d'aération ou de l'une des autres technologies actuellement disponibles. Il est cependant difficile d'envisager de développer les systèmes d'aération sans subvention et/ou sans réglementation stipulant leur utilisation. Si les travaux scientifiques menés par les microbiologistes confirment l'effet hygiénisant de l'aération sur les germes pathogènes, la prise en compte de l'aspect sanitaire devrait inciter les éleveurs à utiliser préférentiellement le traitement aérobie.

Références

Références

- Allen, A.G.; Jarvis, S.C.; Headon, D.M.** (1996) Nitrous oxide emissions from soils due to inputs of nitrogen from excreta return by livestock on grazed grassland in the U.K. *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 28, Issues 4-5, April-May 1996, Pages 597- 607
- Ahmed, A.U. , Sorensen, D.L.** (1997) Autoheating and pathogen destruction during storage of dewatered biosolids with minimal mixing. *Water Environment Research*. Vol. 69, Issue 1, January 1997, Pages 81-94
- Arvanitoyannis, I.S. , Giakoundis, A** (2006) Current strategies for dairy waste management: A review. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*. Vol. 46, Issue 5, 1 June 2006, 379-390
- Boiran, B.; Couton, Y. ; Germon, J.C.** (1996) Nitrification and denitrification of liquid lagoon piggery waste in a biofilm infiltration-percolation aerated system (BIPAS) reactor. *Bioresource Technology*, Volume 55, Issue 1, January 1996, Pages 63-77
- Burton, C.H.** (1992) A review of the strategies in the aerobic treatment of pig slurry: purpose, theory and method. *Journal of Agricultural Engineering Research* 1992, **53**: 248-271
- Burton, C.H.; Cumby, T.R.** (1995) A review of aerobic treatment as an effective farm method in the management of pig and other livestock wastes. Contract report no. CR708/96/0134 (to MAFF). September 1995, Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford
- Burton, C.H.; Farrent, J.W.** (1995) Evaluation of thermophilic aerobic treatment as a pollution abatement process. Proceedings of the 7th International Symposium on Agricultural and Food Processing Wastes, Chicago, USA, 18-20 June 1995 ASAE 34-43
- Burton, C.H.; Farrent, J.W.** (1996) Operating manual for dirty water treatment plant. Contract report no. CR693/36/8338 (to ADAS). January 1996, Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford, R.U.
- Burton, C.H.; Farrent, J.W; Cumby, T.R.** (1996) Treatment of dirty water from dairy farms: interim report of pilot scale trials at Silsoe Research Institute. Contract report no. CR/713/96/8338 (to ADAS). April 1996, Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford R.U.
- Burton, C.H.** (1997) Review of the application of aerobic technology on UK Farms. Rapport finale du projet WA0635 effectué pour le Ministre de l'Agriculture Britannique (MAFF). Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford R.U.
- Burton, C.H.; Turner, C** (2003) Manure management - treatment strategies for sustainable agriculture; second edition. Publié par Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford, R.U. 2003. 490 pages. ISBN : 0 9531282 6 1
- Burton, C.H.; Jaouen, V.; Martinez, J.** (2007a). Traitement des effluents d'élevage des petites et moyennes exploitations - guide technique à l'usage des concepteurs, bureaux d'études et exploitants. Editions Quae, Paris. 44 pages
- Burton, C.H. ; Pourcher, A.M.; De Guardia, A.** (2007b) Amélioration des techniques de transformation des produits organiques solides issues des élevages de procs et destinés au marché. Rapport d'étude fait pour l'association IF2O (Interprofession des fertilisants organiques de l'Ouest). Cemagref, Rennes, novembre 2007 183 pages.
- Chambers, B; Nicholson, R.J.; Smith, K.; Pain, B.; Cumby, T.R.; Scotford, I.M.** (1997) Managing

Livestock Manures: booklet 1 - making better use of livestock manures on agricultural land. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Rural and Marine Environment Division, Room 142, Nobel House, 17, Smith Square, London SW1P 3JR

Christensen, S (1983) Nitrous oxide emission from a soil under permanent grass: Seasonal and diurnal fluctuations as influenced by manuring and fertilization *Soil Biology and Biochemistry*. Volume 15, Issue 5, 1983, Pages 531-536

Commission Européenne (2002) Regulation (EC) no 1774/2002 of the European Parliament and of the Council – 3 October 2002 (*Les règlements des sous-produits animaux*) : Annexe V, chapitre 111 : « Processing methods ».

Cumby, T.R. (1987a) A review of slurry aeration: 1. Factors affecting oxygen transfer. *Journal of Agricultural Engineering Research* 1987, **36**: 141-156.

Cumby, T.R. (1987b) A review of slurry aeration 2. Mixing and foam control. *Journal of Agricultural Engineering Research*. Volume 36, Issue 3, March 1987, Pages 157-174

Duffy, G. (2003) Verocytotoxic Escherichia coli in animal faeces, manures and slurries. *Journal of Applied Microbiology Symposium Supplement*. Vol. 94, Issue 32, 2003, Pages 94S-103S

Elorrieta, M.A., Suárez-Estrella, F., López, M.J., Vargas-García, M.C., Moreno, J. (2003) Survival of phytopathogenic bacteria during waste composting. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 96, Issue 1-3, June 2003, 141-146

European Commission (2003) Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) : Reference Document (BREF) on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. Commission Européenne, juillet 2003

Evans, M.R.; Smith, M.P.W.; Deans, E.A.; Svoboda, I.F.; Thacker, F.E. (1986) Nitrogen and aerobic treatment of slurry. *Agricultural Wastes* 1986. 15: 205-213.

Firestone, M.K.; Davidson, E.A. (1989). Microbial basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere (M.O.Andreae, D.S.Schimel - eds.) John Wiley and Sons Ltd / S Bernhard. Dahlem Konferenzen. 1989.

Greator, J.; Burton, C.H. (1995) Measurement of microbially evolved di-nitrogen gas from aerobically treated pig slurry. I Chem E Research Event, University of Edingburgh, 5-6 January 1995

Institut de l'Élevage, ITAVI, ITCF, ITP. (2001) Fertiliser avec les engrais de ferme, 2001, 104 p. ISBN 2 86492 441 2

Hill, V.R., Kantardjieff, A., Sobsey, M.D., Westerman, P.W. (2002) Reduction of enteric microbes in flushed swine wastewater treated by a biological aerated filter and UV irradiation. *Water Environment Research* Vol. 74, Issue 1, 2002, 91-99

Juteau P. (2006) Review of the use of aerobic thermophilic bioprocesses for the treatment of swine waste. *Livestock Science*. Vol. 102, Issue 3, July 2006, 187-196

Kawashima, H.; Bazin, M.J.; Lynch, J.M. (1996) Global N₂O balance and nitrogen fertilizer Ecological Modelling, Volume 87, Issues 1-3, June 1996, Pages 51-57

Levasseur, P.; Le Maire, N. (2006) Etat des lieux du traitement des lisiers de porc en Franc. L'Institut Technique du Porc. *Techni Porc* Vol 29, (1) 2006.

Loyon, L.; Burton, C.H.; Guiziou, F (2008) Intensive livestock farming systems in use across Europe – a review of the current situation relating to IPPC based on recent data gathered by questionnaire. (Rapport finale de Tache 3 du projet européen: “*Best available techniques for European Intensive Livestock Farming – Support for the implementation of the IPPC directive*”. A Specific Support Action under the 6th Framework Programme on Research, Technological Development and Demonstration). Novembre 2008 - Cemagref, Groupement de Rennes, Avenue de Cucillé, 35044 RENNES, France.

Lung, A.J., Lin, C.-M., Kim, J.M., Marshall, M.R., Nordstedt, R., Thompson, N.P., Wei, C.I. (2001) Destruction of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella* Enteritidis in cow manure composting. *Journal of Food Protection* .Vol. 64, Issue 9, 2001, 1309-1314

McCroory, D.F.; Hobbs, P.J. (2001) Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes : a review. *Journal of Environmental Quality*, Volume 30, no.2, March-April 2001.

Monod, J (1949) The growth of bacterial cultures. *Annual Review of Microbiology* 1949 3 : 371 –394

Oechsner, H.; Ruprich, W. (1989). Aero-thermophile Behandlung von Flüssigmist (Thermophilic aerobic treatment of slurry). *Landtechnik* 1989. 44(9): 328-330.

Ondersteijn, C.J.M.; Beldmanb, A.C.G.; Daatselaar, C.H.G.; Giesena, G.W. J.; Huirne, R.B.M. (2002) The Dutch Mineral Accounting System and the European Nitrate Directive: implications for N and P management and farm performance. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 92, Issues 2-3, November 2002, Pages 283-296

O'Neill, D.H.; Phillips, V.R. (1992) A review of the control of odour nuisance from intensive livestock buildings. 3. Properties of the odorous substances found in livestock wastes or in the air around them. *Journal of Agricultural Engineering Research* 1992, 53: 23-50

Pahl, O.; Burton, C.H.; Biddlestone, J. (1997) N₂O emission from redox controlled aerobic treatment of pig slurry. *Proceedings from the International Symposium - Ammonia and odour control from animal production facilities* (Voermans, J.A.N. and Montenay, G.J. eds) 6-10 October 1997, Vinkeloord, The Netherlands. NVIL 93-99

Pain, B.F.; Hephherd, R.Q.; Pittman, R.J. (1978) Factors affecting the performances of four slurry separating machines. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 23, Issue 3, September 1978, 231-242

Pain, B.F.; Misselbrook, T.H.; Clarkson, C.R. (1990a) Odour and ammonia emissions following the spreading of anaerobically-digested pig slurry on grassland. *Biological Wastes* 1990. 34: 259-267.

Pain, B.F.; Phillips, V.R.; Clarkson, C.R.; Misselbrook, T.H.; Rees, Y.J.; Farrent, J. W. (1990b) Odour and ammonia emissions following the spreading of aerobically treated pig slurry on grassland. *Biological Wastes* 1990, 34: 149-160.

Prefecture de la Region Bretagne (2002) Plan d'action pour un développement pérenne de l'agriculture et de l'agroalimentaire et pour la reconquête de la qualité de l'eau en Bretagne, 2002, 103 pages.

Stacey, K.F.; Parsons, D.A.; Christiansen, K.H.; Burton, C.H. (2007) Assessing the effect of interventions on the risk of cattle and sheep carrying *Escherichia coli* O157:H7 to the abattoir using a stochastic model of the transmission of *E.coli* O157:H7 on the farm. *Preventive Veterinary Medicine*, 79 (2007) 32-45

Steinfeld, H.; Gerber, P.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; De Haan, C. (2006) *Livestock's, long shadow – environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (Livestock Environment and Development, LEAD). ISBN 978-92-5-105571-7. FAO, Rome (2006). 90 pages.

Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., Elorrieta, M.A., López, M.J., Moreno, J. (2003) Temperature effect on *Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis* survival during horticultural waste composting. *Journal of Applied Microbiology* Vol. 94, Issue 3, 2003, 475-482

Texier, C.; Rocher, P.; Turpin, O. (2004) Les fumiers de porc sur litière de paille accumulée composition, production et rejets entre le sevrage et l'abattage. *Techni-Porc* vol 27, N°1 2004.

Turner C.; Williams S.M.; Burton, C.H.; Farrent, J.W.; Wilkinson, P.J. (1998) Laboratory scale inactivation of pig viruses in pig slurry and a design of a pilot plant for thermal inactivation. *Water Science & Technology* **38** 79-86

Williams, A.G. (1984) Indicators of piggery slurry odour offensiveness. *Agricultural Wastes* 1984. **10**: 15-36.

Williams, A.G.; Shaw, M.; Selviah, C.M. and Cumby, R.J. (1989). The oxygen requirements for deodorising and stabilising pig slurry by aerobic treatment. *Journal of Agricultural Engineering Research* **43**: 291-311.

ANNEXES

Annexe 1

Curriculum vitae de Colin H Burton

Annexe 2

Liste complète des publications de Colin H Burton de 1990 à 2010

Annexe 1

CURRICULUM VITAE DE COLIN H BURTON

Né le 26 août 1958 Nationalité anglaise Marié, quatre enfants

Adresse personnelle :

La Tremblais,
Bazouges-sous-Hédé,
35630 HEDE France
+33 (0) 299.69.85.72
colin.burton@orange.fr

Adresse professionnelle :

Cemagref – Groupement de Rennes
17, avenue de Cucillé,
35 044 RENNES Cedex France
+33 (0) 223.48.21.28
colin.burton@cemagref.fr

- | | |
|-------------|--|
| 1988 | Obtention du statut de « Chartered Engineer » C.Eng. |
| 1988 | Accession au statut de membre de l' <i>Institute of Chemical Engineers</i> (accordé sur thèse professionnelle) M.I.Chem.E. |
| 1980 - 1981 | Diplôme de <i>Master</i> en génie chimique (formation + mémoire) : University of Bradford, Bradford, R.U. – résultat : MSc |
| 1976 - 1980 | Formation universitaire en génie chimique : University of Bradford, Bradford, Royaume Uni – résultat : BTech (2-1 hons) * |
| 1969 - 1976 | Collège et lycée – <i>The Bessemer School</i> , Hitchin, Royaume Uni : A-levels (niveau baccalauréat S) – mathématiques, physique, chimie. |

J'ai obtenu le diplôme de « BTech : ingénieur en génie chimique » au niveau 2-1 (hons) en 1980, après avoir suivi une formation de 4 ans lors de laquelle j'ai effectué plusieurs stages en industrie. J'ai prolongé ma formation jusqu'au niveau « Master » à la même faculté, en suivant un programme universitaire de 9 mois d'études et de 6 mois de recherche, qui s'est achevé fin 1981. Pour être reconnu, l'ingénieur anglais doit s'inscrire à l'institut officiel lié à son métier (l'*Institute of Chemical Engineers*) en soumettant une thèse professionnelle après un minimum de 5 ans d'expérience pertinente. Je m'y suis inscrit en 1988 et j'ai ensuite obtenu le diplôme de « M.I.Chem.E ». Ma candidature a ensuite été présentée auprès de l'« *Engineering Council* », qui m'a accordé le statut de « *Chartered Engineer* », soit le titre « C.Eng ».

* Le système britannique permet aux examinateurs d'accorder des « honours », comparables aux mentions en France. L'ordre de valeur croissant est : 3, 2-2, 2-1 et 1.

Synthèse des travaux professionnels

Depuis 2005	Cemagref – Groupement de Rennes (unité de recherche GERE : Gestion environnementale et traitement biologique des déchets), Rennes, France <i>Chercheur de haut niveau</i>
1989 – 2005	Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford, Royaume Uni <i>Responsable des projets</i> : (i) Environmental Group et (ii) Heat and Mass Flow Group
1985 - 1989	APV Baker, Confectionery and Snack, Peterborough, Royaume Uni – <i>Ingénieur de recherche</i> : développement des filières de production
1982 - 1985	Tate and Lyle, Group Research and Development, Reading, Royaume Uni – <i>Ingénieur de recherche</i>

Tate & Lyle : 1982-1985

Une fois diplômé, j'ai commencé par travailler comme ingénieur génie chimique dans l'entreprise privée Tate & Lyle (Groupe de recherche), dont l'activité principale était la production de sucre. Je travaillais au sein d'une petite équipe d'une dizaine d'ingénieurs et scientifiques. Mes projets principaux étaient : (a) les « nouveaux produits » et notamment les essais sur un pilote, et (b) les projets de l'usine qui répondent à des demandes spécifiques au sens d'un appui technique. Cependant, l'essentiel de mon temps a été consacré à l'élaboration d'un nouveau produit (fructose solide), de l'étude fondamentale au laboratoire jusqu'à la construction d'un nouveau pilote. Le processus comprenait les étapes suivantes : évaporation, cristallisation (avec et sans alcool), solidification, réduction/broyage et séchage. J'étais responsable de l'ensemble du projet de conception du processus, de la construction et de la mise en service du pilote, de la planification des manips, du traitement des résultats, des bilans énergétique et de matière, et des calculs de prix de revient.

APV Baker : 1985 - 1989

Mon changement de carrière vers l'entreprise privée d'ingénierie APV Baker m'a entraîné dans un véritable environnement de production et m'a fourni l'expérience nécessaire pour obtenir le titre de « *Chartered Engineer* ». APV Baker fabrique les équipements de processus pour l'industrie alimentaire. Mon poste était celui d'ingénieur supérieur du développement, responsable de tous les produits et des processus du secteur d'activité de la confiserie. Le travail consistait à développer des filières de production et/ou des produits alimentaires (spécifiés par les clients), à présenter du matériel (aux clients) et à conduire des études relatives à la machinerie et aux autres produits vendus par

l'entreprise. Par exemple, j'ai planifié les travaux au niveau d'un pilote : le but était de concevoir et/ou de présenter le système de production pour le produit spécifié par le client. S'agissant des démonstrations, le but était plutôt d'amener le client à acheter. Mes activités de recherche étaient plus souvent liées aux principes de fonctionnement de l'équipement ou de compréhension des aspects chimiques des aliments communs utilisés dans le processus (sucre, amidon, gelée, etc.)

Silsoe Research Institute : 1989 - 2005

Après huit ans passés dans le secteur privé des produits alimentaires, j'ai accepté une offre comme « chef de projet » au Silsoe Research Institute (SRI) vers la fin de 1989. Connu sous le nom de « AFRC Engineering », mon nouvel employeur était principalement un centre de recherche de l'ingénierie agroalimentaire, placé sous la direction de l'agence du BBSRC (*Biotechnology and Biological Sciences Research Council*). Le centre était financé par le gouvernement mais les fonds pour la recherche provenaient de plusieurs sources. Les recherches menées étaient de type appliqué, surtout au niveau de mon département qui était principalement axé sur la gestion des effluents animaux. J'étais chargé d'écrire les propositions, de chercher les fonds nécessaires et de les gérer. De plus, je devais jouer le rôle d'expert/consultant. Mes responsabilités se sont élargies pour aboutir à un portefeuille de 5 à 10 projets, d'une valeur de 250 000 euros par an. La gestion s'est également étendue aux agents du projet (chercheurs et techniciens), aux étudiants (y compris des doctorants) et aux visiteurs. Par ailleurs, je comptais parmi mes activités la promotion de l'Institut : la diffusion de la science, l'enseignement et la participation aux comités de lecture, ainsi que l'examen des thèses et des projets. Plus tard, mes responsabilités de consultant se sont étendues à la prestation commerciale (jusqu'à 20 % de mon temps). Ainsi, j'ai créé des liens dans le secteur alimentaire, surtout en matière de gestion des déchets et de respect des réglementations imposées surtout par la directive, IPPC.

Le besoin de publier m'a conduit de plus en plus à participer aux conférences internationales et à m'associer à des équipes étrangères. C'est au cours d'un stage de 3 mois que j'ai découvert le Cemagref où, 13 ans plus tard, j'allais trouver mon quatrième emploi. En conséquence, on m'a confié plusieurs projets internationaux y compris la gestion d'un groupe de spécialistes provenant de 28 centres de recherches Européens, qui a abouti à la publication MATRESA : un ouvrage important sur la gestion des effluents animaux à travers l'Europe. Un autre projet financé par le Banque Mondiale, d'une valeur de 7 millions d'euros, m'a amené à collaborer avec un groupe d'experts travaillant sur une meilleure gestion des déchets des élevages dans les pays du Sud-Est asiatique, au travers d'expertises appliquées lors de plusieurs missions de 2 à 4 semaines sur place.

Cemagref, groupement de Rennes : 2005 - 2010

À la fermeture de l'Institut en 2005, on m'a invité à poursuivre des recherches similaires au Cemagref (groupement de Rennes), qui était un partenaire de longue date du SRI. La nature de mon travail est donc dans la continuité de mon ancien emploi : l'élaboration de propositions de projets sur le traitement des déchets animaux pour réduire leur impact sur l'environnement et la gestion de ces projets. Évidemment, en tant qu'anglophone, j'ai le devoir d'assister mes collègues en matière de diffusion des résultats de leurs recherches (surtout par le biais de publications) et je représente le Cemagref pour les projets européens. Au présent, je veux développer les travaux de recherche ciblés sur les aspects hygiéniques de la gestion des effluents. L'étude d'un traitement thermique est un thème de recherche qui m'occupe particulièrement à l'heure actuelle.

Synthèse de mes activités de recherche

Mes projets de recherches et mes sujets de spécialités

Les travaux de recherche que je mène depuis 20 ans ont permis la mise en œuvre de 30 projets, et notamment leur financement, allant de 5 à 750 000 euros, pour des durées comprises entre 3 et 48 mois. J'ai coordonné 20 projets pour lesquels j'étais responsable des chercheurs, techniciens, thésards et stagiaires. Mes travaux de recherche sont fondés sur la gestion des effluents, notamment d'origine agricole. Ils se répartissent en quatre axes : (a) l'optimisation des traitements appliqués aux lisiers de porc permettant de réduire leur impact sur l'environnement, (b) la quantification et l'élimination des émissions gazeuses et des odeurs émises par l'agriculture, (c) les aspects sanitaires des effluents des filières agro-alimentaires et (d) la stratégie globale de la gestion des effluents.

Mes compétences et mes domaines d'expertise

Mes activités de recherche concernent plusieurs thématiques qui représentent divers domaines d'expertise, mais l'ensemble se rapporte à la thématique centrale de la gestion et du traitement des effluents. En termes de temps consacré aux activités et de nombre de publications, c'est le traitement des effluents qui est selon moi ma principale compétence. Au fond, je reste un ingénieur qualifié pour la conception, le dimensionnement et le fonctionnement des processus et des équipements. J'ai effectué des essais à petite et à grande échelle pour toutes les options de traitement existantes. En parallèle, j'ai développé les techniques nécessaires pour permettre le suivi et l'analyse des essais en pilotes : le traitement des données, les protocoles pour l'échantillonnage, l'analyse au laboratoire et la modélisation.

Il existe un nombre de projets divers, regroupés sous le nom de « stratégie », dont l'objet est plutôt théorique qu'appliqué. Ces activités comprennent celles fondées sur la modélisation et d'autres liées à la réglementation. Les modélisations incluent les modèles prédictifs de processus (mécanique et

empirique) et, plus généralement, les méthodes d'évaluation (analyse de cycle de la vie et analyse des risques). Je ne revendique pas une telle expertise, mais plutôt une connaissance grâce à ma participation à divers projets aux côtés d'experts en la matière. C'est au cours des dernières années que les réglementations et les politiques (y compris les directives européennes) sont devenues (a) un important outil de réduction des pollutions et (b) un moyen d'évaluation majeur des options de traitement. Nombre de mes projets ont eu l'un ou l'autre de ces objectifs comme finalité principale.

Le facteur hygiène prend une importance grandissante dans mes projets. Je ne suis pas microbiologiste : mon rôle est de répondre aux besoins du projet par la collaboration avec ce genre de spécialistes. Néanmoins, il me faut une compréhension minimale du sujet car il détermine de plus en plus les politiques du traitement. Je peux grouper mes expériences sous deux rubriques : (i) les études de la contamination croisée (souvent due aux aérosols) et (ii) les traitements des effluents pour éliminer les risques associés aux pathogènes. Je peux y ajouter une troisième rubrique, à savoir le traitement uniforme et fiable *des déchets solides* pour réduire les risques microbiologiques. L'objectif est un traitement tel que le compostage, mais bien réglé, afin de permettre aux agriculteurs de transporter les produits et d'effectuer l'épandage sans risque.

Depuis 2000, je me concentre sur les émissions gazeuses de la gestion des déjections animales, en particulier l'ammoniac, mais aussi, dans une moindre mesure, le protoxyde d'azote et les poussières. Souvent, ces études se chevauchent avec les actions nécessaires pour répondre à la Directive IPPC (96/61/EC). Mes projets ciblent surtout le développement et l'application de protocoles de mesures pour les systèmes ouverts (par exemple, les bâtiments ventilés naturellement). Les méthodologies incluent l'application de laser et de tubes « FERM ».

Finalement, j'arrive au sujet des mauvaises odeurs, qui ont fortement influencé les politiques de la gestion des déchets animaux au cours des années 80 et 90. Le problème de l'odeur subsiste, en dépit d'autres risques de pollutions beaucoup plus graves. Cependant, de nos jours, il est souvent associé à un risque de santé (fortement discuté). Fondées sur six ans de recherche, mes connaissances sur le sujet portent également sur les méthodes de traitement, au-delà de la mesure et de l'évaluation des odeurs (pour rendre possible un suivi et une analyse scientifique d'un processus). Les traitements consistent soit en une action à la source (par exemple, l'aération des effluents), soit en un biofiltre pour les gaz de ventilation des bâtiments d'élevage.

L'encadrement des doctorants

James GRETOREX (octobre 1992 – 1995) University of Birmingham, School of Chemical Engineering – encadrement universitaire : Prof J. Biddlestone. « Measurement of microbially

evolved N₂ from aerobically treated pig slurry »

Ole PAHL (octobre 1995 – 1998) University of Birmingham, School of Chemical Engineering –
encadrement universitaire : Prof J. Biddlestone « The source and abatement of nitrous oxide
emissions produced from the aerobic treatment of pig slurry to remove surplus nitrogen »

Charles CUNAUT (novembre 2008 en cours) École Doctorale Sciences de la Matière, Université
Rennes 1 « Développement d'un procédé de traitement thermique d'effluents destinés à
l'épandage ou au recyclage, application au lisier porcin »

Invitations comme examinateur externe

- 2000 Examineur externe de thèse : Christopher STOCKS (doctorant). University of Birmingham, Royaume Uni : soutenance de la thèse le 4 septembre 2000.
- 2000 Examineur externe du projet : « Subcage collection and disposal of wastes from freshwater cage production of trout » LINK Aquaculture Programme (durée de 3 ans – 600 000 euros : coordonné par l'Université de Stirling, Écosse)
- 2002 Examineur externe de thèse : Daniel McCRORY (doctorant). University of Exeter, Royaume Uni : soutenance de la thèse le 19 juillet 2002.
- 2006 Examineur externe de thèse : Mark BUTLER (doctorant). Université de Cranfield, Royaume Uni : soutenance de la thèse le 18 septembre 2006. Participant à la demande du Pr. Simon Judd, le directeur de la thèse.

Annexe 2

LISTE COMPLETE DES PUBLICATIONS DE COLIN H BURTON : 1990 - 2009

Ouvrages, CD-ROM's et chapitre des ouvrages

- PARFAIT, G.; **BURTON, C.H.**; MARTINEZ, J. (editors) (1996) Animal Manures and Environment in Europe. (In French and English) Ingénieries EAT numéro spéciale, Cemagref, Antony, Paris. Dec 1996
- BURTON, C.H.** (editor) (1997) Manure management - treatment strategies for sustainable agriculture Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford, UK. 196 pages
- HARGREAVES, A.; WATHES, C.; BRUMM, M.; TORRISON, J.; AHERNE, F.; EISENMENGER, M.; DEEN, J.; **BURTON, C.H.**; CUMBY T.R. (2003) Nursery Management Managing the Growing/Finishing Pig. CD-ROM - SUS Multimedia Publications Pty. Ltd. West Melbourne, VIC 3051 Australia
- HARGREAVES, A.; FEDER, F.; WATHES, C.; BRUMM, M.; BARCELO, J.; PLUSKE, J.; MOHR, M.; DRITZ, S.; TOKACH, T.; **BURTON, C.H.**; CUMBY, T.R. (2003) Managing the Nursery Pig. CD-ROM - SUS Multimedia Publications Pty. Ltd. West Melbourne, VIC 3051 Australia
- BURTON, C.H.**; TURNER, C. (2003) Manure management - treatment strategies for sustainable agriculture; second edition Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford, UK. 490 pages.
- BURTON, C.H.**; CUMBY, T.R.; TINKER, D.B.(2004) Waste management and pollution. In: Poultry meat processing and quality. (Editor, G Mead) Chapter 18. Woodhead Publishing Ltd. Cambridge UK 388 pages.
- TINKER, D. B.; **BURTON, C.H.**; ALLEN, V. M. (2005) Catching, transport and lairage of live poultry. In: Food safety control in the poultry industry (Editor, G. Mead) Chapter 10. Woodhead Publishing Ltd Cambridge UK. 561 pages.
- BURTON, C.H.** (2006) Manure management and treatment; an overview of the options. Book chapter in : Livestock production and society (Editors, R Geers and F Madec). Wageningen Academic Publishers, The Netherlands. 307 pages.
- BURTON, C.H.**; JAOUEN, V.; MARTINEZ, J. (2007). Traitement des effluents d'élevage des petites et moyennes exploitations - guide technique à l'usage des concepteurs, bureaux d'études et exploitants. Editions Quae, Paris. 44 pages
- BURTON, C.H.**; TINKER, D. B. (2008) Water and energy management in poultry processing. Chapter 30 The handbook of water and energy management in food processing (Editeurs: R Smith, J Klemeš and J-K Kim). Woodhead Publishing Ltd Cambridge UK. 1029 pages.
- BURTON, C.H.** (2009) New challenges to protect health and food quality when managing manures from intensive animal production intensive animal production (pages 71-85) Book chapter in : Sustainable animal production : the challenges and potential developments for professional farming (Editors : A Aland and F Madec). Wageningen Academic Publishers, The Netherlands. 496 pages.
- MENZI, H.; OENEMA, O.; **BURTON, C.H.**; SHIPIN, O, GERBER, P.; ROBINSON, T.; FRANCESCHINI, G. (2010) Impacts of intensive livestock production and manure management on the environment. In : Steinfeld H., Schneider F., Neville L. and Mooney H., 2009. Livestock in a Changing Landscape, Volume 1 Drivers, Consequences, and Responses. Island Press, 139-163

Publications avec comité de lecture

- SNEATH, R.W.; **BURTON, C.H.**; WILLIAMS, A.G. (1992) Continuous aerobic treatment of piggery slurry for odour control scaled up to a farm-size unit. *Journal of Agricultural Engineering Research* 1992, **53**: 81-92
- BURTON, C.H.** (1992) A review of the strategies in the aerobic treatment of pig slurry: purpose, theory and method. *Journal of Agricultural Engineering Research* 1992, **53**: 248-271
- BURTON, C.H.**; SNEATH, R.W.; FARRENT, J.F. (1993) Emissions of nitrogen oxide gases during aerobic treatment of animal slurries. *Bioresource Technology* 1993, **45**: 233-235
- BURTON, C.H.** (1994) Modelling the performance of a non-steady state continuous aeration plant for the treatment of pig slurry. *Journal of Agricultural Engineering Research* 1994; **59**: 253-262
- MARTINEZ, J.; **BURTON, C.H.**; SNEATH, R.W.; FARRENT, J.W. (1995) A study of the potential contribution of sedimentation to aerobic treatment processes for pig slurry. *Journal of Agricultural Engineering Research* 1995, **61**: 87-96
- BURTON, C.H.**; SNEATH, R.W. (1995) Continuous farm scale aeration plant for reducing offensive odours from piggery slurry: control and optimization. *Journal of Agricultural Engineering Research* 1995, **60**: 271-279
- SCOTFORD, I.M.; **BURTON, C.H.**; PHILLIPS, V.R. (1996) Minimum-cost biofilters for reducing odours and other ariel emissions from livestock buildings. Part 2: a model to analyse the influence of design parameters on annual costs. *Journal of Agricultural Engineering Research* 1996, **64**, 155-164
- QUEENAN, K.; **BURTON, C.H.**; BECHIR, C. (1996) Development of a centrifuge-based procedure to analyse agricultural effluents for total and volatile suspended solids. *Bioresource Technology*. 1996 **57** 259-263.
- BURTON, C.H.** (1996) Processing strategies for farm livestock slurries to minimize pollution and to maximize nutrient utilization - an EU collaboration. In: *Ingénieries EAT - Animal Manures and Environment in Europe*. (Editors; G Parfait, C H Burton, J Martinez) Cemagref (Antony, Paris) Dec 1996 5-10.
- LEGG, B.J.; PHILLIPS, V.R.; CUMBY, T.R.; **BURTON, C.H.**; MILLER, P.C.H. (1997) Farming; closing the cycle. *Phil Trans. Royal Society, London. A.* 1997 **355**, 1321-1334
- TURNER, C.; **BURTON, C.H.** (1997) The inactivation of viruses in pig slurries: a review. *Bioresource Technology* 1997 **61** 9-20
- BURTON, C.H.**; FARRENT, J.W. (1998) Continuous aerobic treatment of pig slurry; evaluation of the long treatment time and two stage process options. *Journal of Agricultural Engineering Research* **69** 159-168
- BELINE, F.; MARTINEZ, J.M.; **BURTON, C.H.** (1998) Traitement aérobie du lisier de porcs. Synthèse bibliographique, bases théoriques et techniques. (Aerobic treatment of pig slurry; a review of theory and techniques) *Vecteur Environnement*. **Vol 31** no.2 May 1998
- BURTON, C.H.** SNEATH, R.W.; MISSELBROOK, T. H.; PAIN, B. F. (1998) The effect of farmscale aerobic treatment of piggery slurry on odour concentration, intensity and offensiveness. *Journal of Agricultural Engineering Research* **71** 203-211
- TURNER C.; WILLIAMS S.M.; **BURTON, C.H.**; FARRENT, J.W.; WILKINSON, P.J. (1998) Laboratory scale inactivation of pig viruses in pig slurry and a design of a pilot plant for thermal inactivation. *Water Science & Technology* **38** 79-86
- TURNER C.; WILLIAMS S.M.; **BURTON, C.H.**; CUMBY, T.R.; WILKINSON, P.J.; FARRENT, J.W. (1999) Pilot scale thermal treatment of pig slurry for the inactivation of animal virus pathogens. *Journal of Environmental Science and Health Vol B34* (6), 989 -1007 1999
- MEAD, G.C.; ALLEN, V.M.; **BURTON, C.H.**; CORRY, J.E.L. (2000) Microbial cross contamination during air

- chilling of poultry. *British Poultry Science* 41: 158-162
- ALLEN, V.M.; CORRY, J.E.L.; **BURTON, C.H.**; WHYTE, R.T.; MEAD, G.C. (2000) Hygiene aspects of modern poultry chilling. *International Journal of Food Microbiology*, 58 (2000) 39-48
- ALLEN, V. M.; **BURTON, C.H.**; CORRY, J.E.L.; G.C.MEAD, G.M. (2000) A model rig to investigate hygiene aspects of air chilling of poultry carcasses. *British Poultry Science* (2000) **41**:575-583
- PAHL, O. P.; **BURTON, C. H.**; DUNN, W; BIDDLESTONE, A. J. (2001) The source and abatement of nitrous oxide emissions produced from the aerobic treatment of pig slurry to remove surplus nitrogen. *Environmental Technology*, Vol 22, 941-950
- HUTCHINSON, M.L.; GITTENS, J.; WALKER, A.; MOORE, A.; **BURTON, C.H.**; SPARKS, N. (2003) Washing table eggs: a review of the scientific and engineering issues. *World Poultry Science Journal* **59** 233-247.
- HUTCHINSON, M.L.; GITTINS, J.; WALKER, A.; SPARKS, N.; HUMPHREY, T.J.; **BURTON, C.H.**; MOORE, A. (2004) An assessment of the microbiological risks involved with egg washing under commercial conditions. *Journal of Food Protection*, Vol 67 No. 1 pages 4-11.
- STACEY, K.F.; PARSONS, D.A.; CHRISTIANSEN, K.H.; **BURTON, C.H.** (2007) Assessing the effect of interventions on the risk of cattle and sheep carrying *Escherichia coli* O157:H7 to the abattoir using a stochastic model of the transmission of *E.coli* O157:H7 on the farm. *Preventive Veterinary Medicine*, 79 (2007) 32-45
- BURTON, C.H.** (2007) The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. *Livestock Science* 112 (2007) 208-216.
- PETERSON, S.O.; SOMMER, S.G.; BELINE, F.; **BURTON, C.H.**; DACH, J.; DOURMAD, J.Y.; LEIP, A.; MISSELBROOK, T.; NICHOLSON, F.; POULSEN, H.D.; PROVOLO, G.; SORENSEN, P.; VINNERAS, B.; WEISKE, A.; BERNAL, M.P.; BOHM, R.; JUHASZ, C.; MIHELIC, R. (2007) Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. *Livestock Science* 112, (2007) 180-191.
- ALLEN, V.M.; WHYTE, R.T.; **BURTON, C.H.**; TINKER, D.B.; HARRIS, J.A.; LOVELL, R.D.L.; ATTERBURY, R.J. (2008) Effect of ultrasonic treatment during the cleaning on the microbiological condition of poultry transport crates. *British Poultry Science*, Vol 49, Number 4 (July 2008) pp. 423-428
- ALLEN, V.M.; **BURTON, C.H.**; WILKINSON, D.J.; WHYTE, R.T.; HARRIS, J.A, HOWELL, M. TINKER, D.B. (2008) Evaluation of the performance of different cleaning treatments in reducing microbial contamination of poultry transport crates. *British Poultry Science*, Vol 49, Number 3 (May 2008) pp. 233-240
- BURTON, C.H.**; MARTINEZ, J. (2008) Contrasting the management of livestock manures in Europe with the practice in Asia : what lessons can be learnt ? *Outlook on Agriculture*, Vol 37, No.3, 2008 pp 195-201.
- BURTON, C.H.**; (2009) Reconciling the new demands for food protection with environmental needs in the management of livestock wastes. *Bioresource Technology* 100 (2009) 5399-5405
- MARTINEZ, J.; DABERT, P.; BARRINGTON, S.; **BURTON, C.** (2009) Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety and sustainability. *Bioresource Technology* 100 (2009) 5527-5536

Revue sans comité de lecture – communications à congrès

- SNEATH, R.W.; **BURTON, C.H.**; WILLIAMS, A.G. (1990) The performance of a farm scale aerobic treatment plant for reducing the odours from piggery slurry. *Proceedings of the 6th International Symposium on Agricultural and Food Processing Wastes*, Chicago, USA, 17-18 December, 1990 ASAE 460-469.
- WILLIAMS, D.W.; CUMBY, T.R.; PHILLIPS, R.; **BURTON, C.H.** (1991) Anaerobic versus aerobic treatment of pig slurry for odour control. *ASAE Paper* (91-6005), St Joseph, Michigan, USA. *American Society of*

Agricultural Engineers.

- BURTON, C.H.** (1992) Modelling the performance of a non-steady state continuous aeration plant for the treatment of pig slurry. The 22nd Meeting of the AFRC Modellers' Group, Royal Society, London, 10 April 1992. Abstract published in: *Journal of Agricultural Science, Cambridge* (1992), 119, 137-141.
- BURTON, C.H.**; SNEATH, R.W. (1992) Farm scale aeration plant for reducing offensive odours from piggery slurry. *Proc. of the Ag.Eng '92 Agricultural Engineering International Conference, Uppsala, Sweden, 1-4 June 1992.*
- CUMBY, T.R.; KAY, R.M.; **BURTON, C.H.**; SNEATH, R.W. (1992) A comparison of large-scale batch and continuous aerobic treatment processes for pig slurry. *Proceedings of the Ag.Eng '92 Agricultural Engineering International Conference, Uppsala, Sweden, 1-4 June 1992.*
- BURTON, C.H.**; SNEATH, R.W.; FARRENT, J.F. (1993) The effects of continuous aerobic treatments on the fate of the nitrogen component in piggery slurry. *Proceedings of the International Congress on Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences, Wageningen 8-11 June 1993*
- MARTINEZ, J.; **BURTON, C.H.**; SNEATH, R.W.; FARRENT, J.W. (1994) A study of the potential contribution of sedimentation to aerobic treatment processes for pig slurry. *XII CIGR World Congress and Ag.Eng'94, 29 Aug - 1 Sept 1994, Milan, Italy*
- GREATOREX, J.; **BURTON, C.H.** (1995) Measurement of microbially evolved di-nitrogen gas from aerobically treated pig slurry. *I Chem E Research Event, University of Edingburgh, 5-6 January 1995*
- BURTON, C.H.**; FARRENT, J.W. (1995) Evaluation of thermophilic aerobic treatment as a pollution abatement process. *Proceedings of the 7th International Symposium on Agricultural and Food Processing Wastes, Chicago, USA, 18-20 June 1995 ASAE 34-43*
- BURTON, C.H.** (1996) An overview of the problems of livestock manure in the EU and the methods of dealing with it. *Proceedings of the Manure Management Symposium, March 20-21, 1996, Winnipeg, Canada. p27-38*
- NICHOLSON, R.J.; **BURTON, C.H.**; FARRENT, J.W. (1996) Alternative treatment methods for dilute effluents. *Proceedings of the FAO workshop on animal waste management - Godollo, Hungary 9-11 October 1996.*
- PAHL, O.; **BURTON, C.H.**; BIDDLESTONE, J. (1997) N₂O emission from redox controlled aerobic treatment of pig slurry. *Proceedings from the International Symposium - Ammonia and odour control from animal production facilities (Voermans, J.A.N. and Montenay, G.J. eds) 6-10 October 1997, Vinkeloord, The Netherlands. NVIL 93-99*
- MARTINEZ J.; **BURTON C.H.** (1997) Processing strategies for farm livestock slurries to minimize pollution and to maximize nutrient utilization: a European prospective. In: *Proceedings of Workshop "Environmentally friendly management of farm animal waste, T Matsunaba (ed) 1997 p169-179.*
- TURNER C.; WILLIAMS S.M.; FARRENT, J.W.; **BURTON, C.H.**; WILKINSON, P.J. (1998) Laboratory scale inactivation of pig viruses in pig slurry and a design of a pilot plant for thermal inactivation. *Proceedings of the IAWQ Conference, Vancouver, March 1998*
- BECK, J.; **BURTON, C. H.** (1998) Manure treatment techniques in Europe; results of an EU concerted action. *Proceedings of Animal Production Systems and the Environment, Iowa State University, Des Moines USA July 19-22, 1998.*
- BECK, J.; **BURTON, C. H.** (1998) Manure treatment techniques in Europe; results of an EU concerted action. Paper no 98-E-019 *Proceedings from the Ag.Eng '98 International conference on agricultural engineering. Oslo. August 24-27 1998*
- BURTON, C.H.** (1998) Processing strategies for organic wastes. *8th international conference of the European Cooperative Research Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial residues in*

Agriculture (RAMIRAN) Rennes 26-29 May 1998

- BURTON, C. H.** (1999) Stratégies de traitement des effluents d'élevage. Une collaboration européenne [Processing strategies for farm livestock slurries. An EU collaboration] Proceedings of the conference: Comment concilier production porcine et protection de l'environnement [How to reconcile pig production and environmental protection], Paris, France, 3 March 1999 p9-20. Cemagref, Paris, France.
- BURTON, C. H.;** PHILLIPS, V. R.; WATHES, C. M. (2000) A broiler industry perspective on environmental quality: strategies to reduce the impact. XXI World's Poultry Congress, Montréal, Canada August 20-24, 2000.
- BURTON, C. H.** (2001) Dealing with livestock manures: livestock strategies. In: Proceedings of the 5th Curso de Ingeniería Ambiental - Aplicación Agrícola de Residuos Orgánicos (Agricultural use of organic wastes) - J. Boixadera and M Rosa-Teira (eds) Univeristat de Lleida, Spain, April 2001.
- BURTON, C. H.** (2001) Dealing with livestock manures: water management strategies for waste minimization, conservation, recycling and treatment. In: Proceedings of the 5th Curso de Ingeniería Ambiental - Aplicación Agrícola de Residuos Orgánicos (Agricultural use of organic wastes) - J. Boixadera and M Rosa-Teira (eds) Univeristat de Lleida, Spain, April 2001.
- BURTON, C. H.;** SNEATH, R.W. (2001) The measurement and control of offensive odours. In: Proceedings of the 5th Curso de Ingeniería Ambiental - Aplicación Agrícola de Residuos Orgánicos (Agricultural use of organic wastes) - J. Boixadera and M Rosa-Teira (eds) Univeristat de Lleida, Spain, April 2001.
- CUMBY, T. R.; **BURTON, C. H.;** SIMS, B. G.; DEL TORO, A.(2002) El Manejo de Desechos en Granjas Pecuarias (Waste management on livestock farms). Paper submitted for publication in AGROCULTURA, Jalisco, Mexico (May 2002)
- BURTON, C.H** (2002) The effect of biological treatment on greenhouse gas emissions and on other environmental impacts from livestock wastes National Conference on Agricultural Nutrients and Their Impact on Rural Water Quality, Waterloo, Ontario, Canada - April 28-30, 2002
- MARTINEZ, J.; **BURTON, C.H** (2003) Manure management and treatment: an overview of the European situation. 11th international congress in animal hygiene, Mexico, MEX, 23-27 February 2003
- BURTON, C.H.;** TURNER, C. (2004) The MATRESA project – treatment strategies for livestock manure for sustainable livestock agriculture. Conference: Animal production in Europe : the way forward in a changing world "In-between" congress of the International Society for Animal Hygiene (ISAH) 11th - 13th, October 2004, St Malo, France
- MARTINEZ, J. ; PILAR BERNAL, M. ; PINTO, C. ; **BURTON, C.H.** (2004) Environmental impacts of animal production: a review of manure issues in Europe. 3er Seminario internacional en reproducción animal y producción de leche y carne, Xochimilco, MEX, 26-27 February 2004
- BURTON, C.H** (2004) The MATRESA project - a review of livestock manure management and treatment across Europe. Conference: Living with livestock – environment and change, October 5-7, 2004 - Canad Inns Polo Park, Winnipeg, Manitoba, Canada.
- MARTINEZ, J.; **BURTON, C.H.** (2006) Manure Management and Treatment in Europe : a review on environmental, technological and policy perspectives. In proceedings of the Chimatra – International Conference on Agricultural Wastes 21-23 March 2006, Putrajaya, Malaysia.
- BURTON, C.H** (2006) Book reviews on "Manure Management - Treatment Strategies for Sustainable Agriculture" Livestock science, vol. 102, n° 3, p. 256-257
- BURTON, C.H** (2006) The contribution of separation technologies to the management of livestock manure. Proceedings of the 12th international conference of the European Cooperative Research Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial residues in Agriculture (RAMIRAN) Aarhus, Denmark, Sept, 2006.

- BURTON, C.H.**; MISSELBROOK, T.H.; WELCH, D.C.; HAMPSON, C. (2007) Monitoring ammonia emissions from cattle houses using Ferm tubes. In: proceedings of the International Conference on Ammonia in Agriculture, Policy, Science, Control and Implementation – 19-21 March 2007, Ede The Netherlands. Edited by G.J. Monteny and E. Hartung. Wageningen Academic Publishers, The Netherlands.
- BURTON, C.H** (2007) New challenges for environmental protection in terms of intensive animal production. In proceedings of the 13th International Congress in Animal Hygiene, (ISAH) Tartu, Estonia, 17-21 June 2007.
- MARTINEZ, J. ; **BURTON, C.H.** ; MALLARD, P. (2007) Production, transformation and utilization of organic fertilisers (manures, compost, organic by-products) : what is the scope for their future use ? 16th International Symposium of the International Scientific Centre of Fertilizers (CIEC), Mineral versus organic fertilization conflict or synergism ? Ghent, BEL, 16-19 September 2007
- MARTINEZ, J. ; **BURTON, C.H.** ; MALLARD, P. (2008) Environmental technological and policy perspectives for animal manure and organic fertilisers management and utilisation in Europe. 5^o Seminario Internacional en Reproducción Animal y Producción de Leche y Carne. Mexico, 25-36 February 2008. p210-221.
- BURTON, C.H** (2008) New challenges for environmental quality in modern intensive livestock production. Livestock Waste Treatment Systems of the Future: a challenge to environmental quality, food safety, and sustainability OECD CRP International Workshop, Florence, South Carolina, USA April 2-4, 2008
- MARTINEZ, J. ; **BURTON, C.H.** (2008) Manure management and treatment in Europe : a review on environmental, technological and policy perspectives. Congreso Español de Gestión Integral de Deyecciones Ganaderas, Barcelona, SP, 16-18 April 2008 p257-272.
- BURTON, C.H.**; MENZI, H.; THORNE P.J.; GERBER, P. (2008) A computer based expert system to support the selection and implementation of sustainable livestock waste management across South East Asia. 13th RAMIRAN International Conference. Potential for simple technology solutions in organic manure management. 11th – 14th June 2008, Albena, Bulgaria.
- GERBER, P.; MENZI, H.; **BURTON, C.H.**; CARSJENS, G.J.; CHOI, H. L; CHALERMPAO N.; THORNE P.J.; WAGNER, H.; STEINFELD, H. Providing technical assistance for sustainable livestock waste management in South East Asia. 13th RAMIRAN International Conference. Potential for simple technology solutions in organic manure management. 11th – 14th June 2008, Albena, Bulgaria.
- POURCHER, A.M. ; **BURTON, C.H.**; ZIEBAL, C.; DE GUARDIA, A. Impact of temperature-time combinations on enteric bacteria in separated pig manures. 13th RAMIRAN International Conference. Potential for simple technology solutions in organic manure management. 11th – 14th June 2008, Albena, Bulgaria.
- BURTON, C.H** (2008) Treatment of livestock wastes as a means to reduce the risks from pathogens in subsequent land application. Invited speaker and member of the International Scientific Committee. The Third International Meeting on Environmental Biotechnology and Engineering Palma de Mallorca, Spain, 21-25 September 2008

La production porcine entraîne des conséquences nuisibles pour l'environnement dont certaines sont bien identifiées, comme les émissions d'ammoniac et de gaz à effet de serre ou la pollution des eaux. Plusieurs filières de traitement ont été proposées pour limiter les pollutions émises par les effluents d'élevages. Parmi celles-ci, le traitement aérobique, couramment utilisé pour la dépollution des eaux urbaines, est une filière intéressante à explorer. L'objectif de cette étude est d'évaluer la pertinence de l'utilisation de la digestion aérobique lorsqu'elle est appliquée au traitement du lisier de porc. On a donc cherché à déterminer dans quelles conditions il était approprié d'appliquer ce type de traitement au secteur de l'élevage.

Le travail de thèse est fondé sur les recherches effectuées par l'auteur de 1990 à 2005 au *Silsoe Research Institute*, centre de recherche situé à Bedford, au Royaume Uni, et, depuis 2005, au sein de l'unité GERE du Cemagref de Rennes. Dix publications ont été sélectionnées pour illustrer ces travaux, dont neuf avec comité de lecture. La 10^e publication est extraite d'un livre de référence édité par l'auteur.

L'aération représente le traitement le plus efficace pour éliminer la charge organique ainsi que les odeurs désagréables. L'oxydation convertit en effet la majeure partie des composés responsables des odeurs nauséabondes en sous-produits non odoriférants tels que le dioxyde de carbone et l'eau. Un traitement aérobique appliqué pendant un jour est déjà suffisant pour éliminer les odeurs issues des déjections animales mais le stockage de l'effluent pendant plusieurs semaines nécessite un traitement plus poussé d'une durée minimale de 5 à 6 jours. Le traitement aérobique, dont les cinétiques de dégradation sont plus rapides que celles de la digestion anaérobique, permet l'élimination totale de la teneur en demande biologique en oxygène sur cinq jours (DBO_5) grâce à un apport spécifique en oxygène. La chaleur libérée et la présence d'oxygène peuvent conduire à une élimination rapide de certains pathogènes. Le traitement aérobique des effluents permet d'éliminer l'ammoniac sous forme de N_2 grâce à l'alternance de phases aérobiques et anoxiques. Cependant, le mécanisme de nitrification/dénitrification peut entraîner des émissions importantes de N_2O , gaz associé à l'effet de serre et à la destruction de la couche d'ozone. Le N_2O peut aussi être libéré lorsque la nitrification est incomplète ou lorsque le temps de séjour est inférieur à 3 jours ce qui limite la multiplication des bactéries nitrifiantes autotrophes à croissance lente (à l'exemple de *Nitrosomonas*). Le traitement aérobique facilite la décantation et ainsi l'élimination du phosphore et des métaux lourds insolubles.

Malgré son efficacité, l'aération reste une filière de traitement marginale pour les effluents d'élevage, principalement en raison de son coût. Elle est pourtant particulièrement intéressante lorsque l'objectif est de réduire la charge organique ou la teneur en azote des effluents. Lorsque l'objectif est clairement identifié, il est possible de comparer plusieurs systèmes entre eux (ou plusieurs façons de gérer un même système) et donc d'optimiser la filière. Cependant, en l'absence de subventions, même avec un coût réduit, cette filière de traitement reste trop onéreuse pour la majorité des éleveurs.

Mots clés : *effluents d'origine animale, traitement aérobique, abattement des pollutions, émissions, analyse du système.*
