

## ÉPURATION DE L'AZOTE DES LISIERS DE PORCS PAR NITRIFICATION ET DÉNITRIFICATION DANS UN PROCÉDÉ RUSTIQUE D'ÉPURATION DÉRIVÉ DES LITS BACTÉRIENS. (\*)

Y. COUTON(1), M. BOIRAN(1), C. DEVROE(1), L. SENEZ(1), J.C. GERMON(1),  
J.P. LEMIERE(2), J.C. COQUILLE(2).

(1) I.N.R.A., Laboratoire de Microbiologie des Sols  
17 rue sully, BV 1540, 21034 Dijon Cedex

(2) E.N.E.S.A.D.-E.N.I.T.A. de Dijon, Chaire de Machinisme et Génie Rural  
21 Boulevard O. de Serres, BP 48, 21802 Quétigny Cedex

Les systèmes de traitement par «infiltration-percolation» sur gravier peuvent prendre place dans des filières rustiques de traitement des lisiers excédentaires à la ferme.

Une étude sur colonnes de graviers calcaires aérés en laboratoire montre qu'on peut traiter la charge organique biodégradable résiduelle et nitrifier l'azote des lisiers partiellement stabilisés en bassin.

Après une phase d'installation et d'adaptation du biofilm, la nitrification de l'azote ammoniacal est complète lorsque la concentration initiale est de  $1 \text{ g.l}^{-1}$ ; l'activité nitrifiante atteinte est de  $86 \text{ g.m}^{-2}$  au sol  $\text{j}^{-1}$ . Pour de plus fortes concentrations ( $3,2 \text{ g.N.NH}_4.\text{l}^{-1}$ ) l'activité nitrifiante augmente et atteint  $258 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ ; cependant la charge résiduelle en azote ammoniacal reste importante :  $0,52 \text{ g.l}^{-1}$ .

Des incubations en fioles montrent que l'azote nitrifié peut être facilement dénitrifié dans les percolats avec l'apport de produits riches en carbone tels que les refus solides du tamisage du lisier ou la paille. La vitesse de dénitrification est proportionnelle à la quantité de produits carbonés apportée.

La mise en place d'un pilote à la ferme de  $50 \text{ m}^2$  de surface et contenant  $1,4 \text{ m}$  de hauteur de gravier, a permis la nitrification complète de  $52 \text{ g}$  d'azote  $\text{m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  pour un flux de  $60 \text{ l.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  de lisier. A des charges plus élevées ( $100 \text{ l.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ ) l'activité nitrifiante augmente à  $72 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  mais la nitrification de l'ammonium s'est avérée incomplète pendant cette phase initiale de fonctionnement.

### **Removal of nitrogen from liquid pig manure using a simple on-farm percolation-infiltration facility.**

On-farm percolation-infiltration treatment of porcine liquid manure can be done with simple low cost gravel facilities which remove both carbon and nitrogen.

A laboratory study with aerated columns containing limestone gravel demonstrated that residual BOD (Biological Oxygen Demand) and nitrogen in partially stabilized storage lagoon effluent can be effectively removed.

After an initial phase of biofilm development and adaptation, the nitrification rate reached  $86 \text{ g.m}^{-2}$  of gravel cross sectional  $\text{day}^{-1}$  when the initial ammonium-N concentration was  $1 \text{ g.l}^{-1}$ . This rate was sufficient to convert all of the ammonium to nitrate. At a higher feed concentration of  $3.2 \text{ g ammonium-N.l}^{-1}$ , the nitrification rate reached  $258 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  but the column effluent contained  $0.52 \text{ g.l}^{-1}$  residual ammonium-N.

Flask incubations with column-treated effluent showed that the nitrate produced was readily denitrified when pig manure solids were added as a carbon source. The rate of denitrification was proportional to the amount of carbon added.

An on-farm pilot scale ( $50 \text{ m}^2$  gravel surface area,  $1,4 \text{ m}$  depth) liquid manure treatment facility completely nitrified  $52 \text{ g nitrogen.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  with a through-put of  $60 \text{ l.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . At a higher input rate of  $100 \text{ l.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , the initial nitrification rate increased to  $72 \text{ g nitrogen.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  but was insufficient to remove all of the ammonium during this initial phase of running.

(\*) Ce travail a reçu un soutien financier du Conseil Régional de Bourgogne (Contrat n° 92051460) et de la Communauté Européenne (Contrat STEP n° CT90-0082)

## INTRODUCTION

Le développement et la concentration des élevages posent un grave problème d'élimination des effluents. L'épandage agricole reste une des meilleures solutions puisqu'il conduit à la valorisation des éléments fertilisants des lisiers mais les surfaces disponibles ne sont souvent plus suffisantes. Il est donc nécessaire de traiter les lisiers en excès et de réduire ou d'éliminer leur charge polluante et plus particulièrement les matières organiques et azotées.

À côté de possibles systèmes de traitements industriels en unités centralisées (COILLARD, 1990 ; HILBERTS, 1990 ; TEN HAVE, 1991) il y a place pour des filières plus rustiques qui pourraient être mises en oeuvre à la ferme. Ces filières peuvent associer plusieurs types de traitement : séparation de phases, lagunage aéré ou non, infiltration-percolation etc... Elles devraient répondre aux problèmes particuliers de l'élevage en tenant compte de sa taille, de sa situation et des possibilités de rejets dans le milieu naturel ou d'épandage sur terres agricoles. Leur coût doit être compatible avec les marges économiques des éleveurs.

Les bassins d'infiltration-percolation dérivés des lits bactériens, utilisés dans l'assainissement des petites collectivités pourraient s'inclure dans une filière rustique. Ce type de traitement qui se développe pour les eaux résiduaires urbaines (GUILLOTEAU et al, 1993 ; GUESSAB et al, 1993 ; IUNG, 1993) permet un abattement important de la charge organique mais l'élimination de l'azote y est faible et mal maîtrisée.

L'utilisation des lits d'infiltration-percolation pour les lisiers pose le problème particulier de leur fonctionnement avec des fortes charges organiques et azotées. Il importe de connaître les possibilités d'implantation et de développement des activités de nitrification et de dénitrification au sein du massif de percolation, pour tenter de maîtriser les conditions d'élimination de l'azote.

Un travail précédent, effectué sur des colonnes en laboratoire (COUTON et al, 1992 ; GERMON et al, 1993) a permis de maîtriser les risques de colmatage et de mettre en évidence l'existence de la nitrification malgré les fortes charges organiques. Il a conduit à définir les conditions de fonctionnement : granulométrie du support, aération artificielle, charges appliquées en accord avec une capacité d'aération de l'ordre de  $1 \text{ kg d'O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ . La dénitrification de l'azote des percolats n'est apparue possible qu'avec l'apport de carbone assimilable car la charge organique résiduelle est trop stable et ne peut servir de source de pouvoir réducteur à la microflore dénitrifiante.

Le travail présenté ici comporte trois parties :

- une étude sur colonnes de graviers en laboratoire qui a pour

but de montrer comment s'installe l'activité nitrifiante dans le massif de gravier, quelles sont les conditions d'adaptation de la microflore et les limites de son activité pour de fortes concentrations en azote ammoniacal.

- une étude en «batch» pour tester la possibilité de développer la dénitrification dans les percolats issus des colonnes précédentes, après apport de matière organique solide, récupérable à la ferme et pauvre en azote : paille et refus de tamisage. Elle devra permettre de caractériser les cinétiques de l'élimination de l'azote en fonction des quantités apportées.
- une étude sur un pilote d'infiltration-percolation à la ferme. La description de ce dispositif et les premiers résultats du démarrage de la nitrification sur ce pilote de  $50 \text{ m}^2$  recevant du lisier doivent permettre de vérifier en vraie grandeur les résultats obtenus en laboratoire. On cherchera ensuite à optimiser les conditions de fonctionnement (charges, aération).

## 1. MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 1.1. Étude sur colonnes de graviers en laboratoire

#### 1.1.1. Dispositif d'infiltration percolation (figure 1)

Figure 1 - Schéma de montage d'une colonne percolatrice

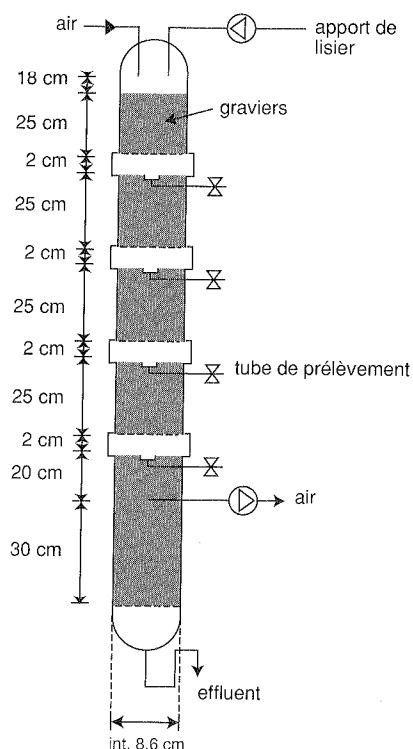


Tableau 1 - Composition chimique des graviers utilisés dans les colonnes percolatrices (exprimée en %).

	Perte au feu	Ca	Mg	K	Na	Fe	P	Al	Si	S
Gravier calcaire	42,8	38,3	0,26	0,05	0,02	0,41	0,02	0,19	0,60	0,04
Gravier siliceux	1,9	0,76	0,56	3,67	2,06	2,89	0,07	6,60	33,1	0,01

Le dispositif est constitué de 4 colonnes de P.V.C. de 58,1 cm<sup>2</sup> de section, remplies sur une hauteur de 1,5 m par du gravier de 3 à 7 mm de diamètre, constitué de matériaux à base de calcaire (2 colonnes) ou de silice (2 colonnes) dont la composition est donnée dans le tableau 1.

Les apports d'effluents liquides partiellement épurés sont réalisés à la surface supérieure des colonnes sur la base de 86 l.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup>. La percolation s'effectue en régime non saturé. Les colonnes placées à 20 ± 1°C, à l'obscurité, sont aérées pendant 5 mn 2 fois par heure par une aspiration d'air située à 1,20 m de la surface, entraînant un flux gazeux de 1,4 l.mn<sup>-1</sup> à cocourant du liquide. Des coupelles placées à 25, 50, 75 et 100 cm de la surface permettent le prélèvement d'échantillons de liquide percolant à travers la colonne.

**Tableau 2** - Composition moyenne du lisier utilisé (en g.l<sup>-1</sup>).

pH	Matière sèche (MS)	Matière en suspension (MES)	D.C.O. totale (D.C.O. t)	D.C.O. soluble (D.C.O.s)	N. Kjeldahl (NK)	N. Ammo. (N-NH <sub>4</sub> )	N. Nitrique (N-NO <sub>3</sub> )	P Total (P.t)
8,3	3,200	1,020	3,200	1,980	1,090	1,020	0	0,260

### 1.1.3. Conduite de l'essai

Au début de l'essai les colonnes sont mises en place avec du gravier lavé.

Dans une première phase de 180 jours elles reçoivent du lisier sans ajout d'azote (N-NH<sub>4</sub> = 1g.l<sup>-1</sup>). Les apports sont effectués de façon continue durant 50 jours puis en alternant des périodes de 2 semaines sans apport avec maintien de l'aération suivies de 2 semaines avec apports de liquide.

Dans une seconde phase elles reçoivent en continu du lisier enrichi de doses croissantes d'azote ammoniacal, durant 300 jours pour les colonnes calcaires et seulement 230 jours pour les colonnes siliceuses qui se sont alors colmatées.

## 1.2. Étude de la dénitrification de l'azote des percolats avec apport de matière organique

### 1.2.1. Lisier utilisé

Les lisiers stabilisés utilisés sont des percolats récupérés au bas de colonnes percolatrices identiques à celles décrites précédemment mais ayant fonctionné durant deux ans; elles ont reçu du lisier non complété en azote (tableau 3).

**Tableau 3** - Composition du percolat (en g.l<sup>-1</sup>).

D.C.O.	N-NO <sub>3</sub>	N-NO <sub>2</sub>	N-NH <sub>4</sub>
0,720	0,661	0,039	0,145

### 1.1.2. Lisier utilisé

Le lisier provient d'une porcherie de 3000 places avec naissage et engraissement; il est d'abord tamisé sur un tamis centrifuge à maille de 100 µm (Demoisy, 21200 Beaune); la charge organique initiale du lisier tombe ainsi de 50-60 g.l<sup>-1</sup> à 35-40 g.l<sup>-1</sup> après tamisage. Il est ensuite partiellement stabilisé par un séjour d'au moins trois mois dans un bassin peu profond où s'effectue une épuration importante de la DBO, une épuration moindre de l'azote et une dilution. La composition moyenne du lisier utilisé après ce prétraitement est donnée dans le tableau 2. Un ajout éventuel de chlorure d'ammonium (NH<sub>4</sub>Cl) permet de porter la concentration en azote ammoniacal jusqu'à 4 g.l<sup>-1</sup>.

### 1.2.2. Matière organique apportée

Deux types de substrats organiques solides, pauvres en azote, et récupérables sur l'exploitation agricole ont été utilisés : la paille et les refus de tamis récupérés après élimination de la phase liquide.

La paille de blé est séchée à l'air et coupée en brins de 1 cm. Le refus de tamis est le produit solide récupéré après passage du lisier brut sur le tamis centrifuge à mailles de 100 µm (tableau 4).

**Tableau 4** - Composition de la paille et du refus de tamis.

	Matière sèche % du produit	Carbone % de M.S.	Azote % de M.S.
Paille	93,6	43,6	0,36
Refus de tamis	30,8	44,8	0,96

### 1.2.3. Conduite de l'essai en «batch»

À 200 ml de percolat on ajoute des quantités de paille ou de refus de tamis telles que les rapports C apporté/N(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) sont portés à 3 ; 6 ; 12 et 24 pour la première et 1 ; 2 ; 4 ; 8 et 16 pour le second. Les fioles sont placées à 20 ± 1°C, sous atmosphère d'azote enrichie de 2% d'acétylène (C<sub>2</sub>H<sub>2</sub>) ; ce gaz inhibe la réduction de N<sub>2</sub>O en N<sub>2</sub> (Yoshinari et al, 1976) et la dénitrification peut être suivie par la mesure de N<sub>2</sub>O accumulé.

### 1.3. Étude sur pilote de percolation-infiltration à la ferme

#### 1.3.1. Description du pilote.

Le pilote est constitué d'une cuve rectangulaire étanche en maçonnerie de 50 m<sup>2</sup> de section intérieure et de 2 m de hauteur. Elle est remplie sur 1,4 m de graviers fins de 2 à 6 mm de

diamètre, qui reposent sur une couche de cailloux permettant ainsi l'écoulement des percolats sur le fond à double pente et leur récupération (tableau 5).

Le massif de gravier est aéré par une aspiration périodique à travers 14 drains situés à 1,20 m de la surface, qui assure un flux d'air à la surface de 3 cm.s<sup>-1</sup>.

**Tableau 5** - Composition chimique des graviers du pilote de percolation (exprimée en %).

Perte au feu	Ca	Mg	K	Na	Fe	P	Al	Si	S
23,1	23,0	0,24	1,3	0,46	0,82	0,07	1,87	16,1	0,04

Le lisier est le même que celui décrit dans la première partie. Il est apporté par aspersion en surface quelques minutes toutes les demi-heures. Les volumes apportés et percolés sont mesurés en continu. Il est tenu compte de la pluviométrie. La consommation d'énergie est totalisée.

#### 1.3.2. Conduite du fonctionnement.

Le massif de gravier a reçu du lisier durant 3 mois. Afin de rechercher à optimiser les volumes de liquide et d'air à apporter, différents régimes ont été appliqués :

- 1ère période (t = 0 à t = 21 jours) apport de 60 l.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> ; aération 5mn/30mn
- 2ème période (t = 21 à t = 37 jours) apport de 100 l.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> ; aération 5 mn/30mn
- 3ème période (t = 37 à t = 45 jours) apport de 80 l.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> ; aération 5mn/45mn
- 4ème période (t = 45 à t = 83 jours) apport de 70 l.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> ; aération 5mn/30mn

### 1.4. Analyses

L'azote total dans les lisiers et les percolats est déterminé après réduction des nitrates par la poudre de fer puis minéralisation selon la méthode Kjeldahl (GUIRAUD et FARDEAU, 1977) ; dans la paille et le refus de tamis il est déterminé sur analyseur Carlo Erba NA 1500.2 qui permet en même temps le dosage du carbone total organique.

Les dosages de l'azote minéral (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ; N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ; N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) sont réalisés sur autoanalyseur à flux continu Technicon selon les méthodes classiques (NICOLARDOT et al, 1986).

Les déterminations de la DCO sont faites par oxydation sulfochromique selon la méthode AFNOR T90.101.

Les concentrations en gaz (N<sub>2</sub>O et C<sub>2</sub>H<sub>2</sub>) dans l'atmosphère des fioles en incubation sont mesurées sur un chromatographe Girdel 3000 équipé d'un catharomètre.

La composition des graviers utilisés a été déterminée par le laboratoire d'Analyses des Sols de l'I.N.R.A. à Arras, après dissolution complète par HF ; le silicium (Si) et le soufre (S) sont dosés par fluorescence X.

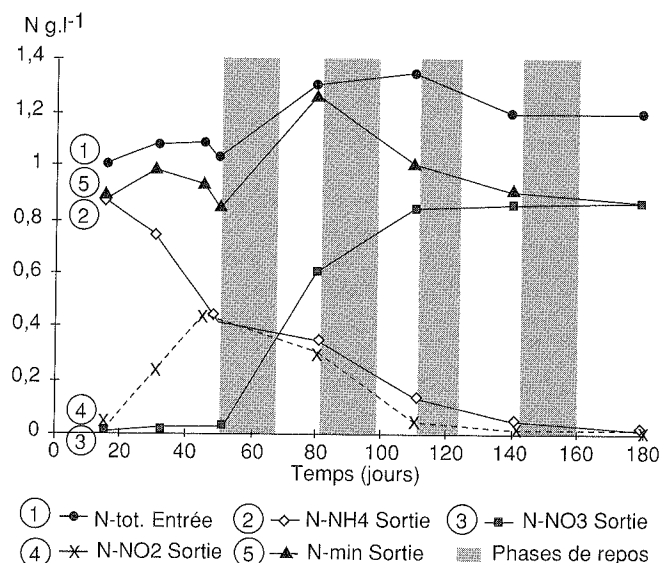
## 2. RÉSULTATS ET DISCUSSION

### 2.1. Étude sur colonnes de graviers en laboratoire

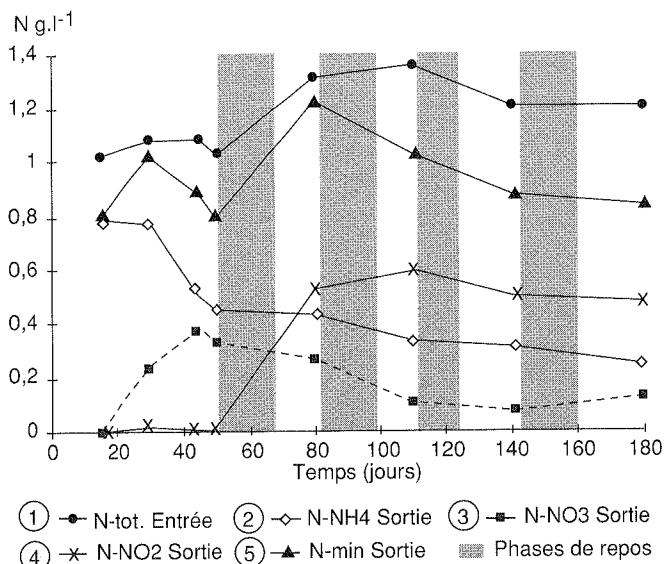
#### 2.1.1. Implantation de la microflore et de l'activité nitrifiante

Le suivi des différentes formes d'azote dans le lisier apporté et dans les percolats (figures 2 et 3) montre que la nitrification commence après deux semaines d'apport et jusqu'à la première phase d'arrêt les nitrites restent la seule forme d'azote oxydé ; le taux de transformation de l'ammonium est alors de 56 % sur graviers calcaires et 52 % sur graviers siliceux. La teneur en ammoniacque libre dans le lisier, calculée selon ANTHONISEN et al, (1976), est supérieure à 1 mg.l<sup>-1</sup>, et pourrait expliquer une possible inhibition de *Nitrobacter* et donc l'accumulation des nitrites non transformés en nitrates. Cependant la suite de la cinétique laisse davantage penser à une longue phase de latence préalable à la mise en place de la microflore nitrifiante.

**Figure 2** - Concentrations moyennes des différentes formes d'azote du lisier apporté et percolé dans les colonnes de graviers calcaires au cours de l'implantation et de l'évolution du biofilm



**Figure 3** - Concentrations moyennes des différentes formes d'azote du lisier apporté et percolé dans les colonnes de graviers siliceux au cours de l'implantation et de l'évolution du biofilm



Après la première période d'arrêt les nitrates apparaissent et la nitrification augmente progressivement au cours des cycles suivants mais de façons très différentes sur les deux types de support.

Lors du dernier cycle sur les graviers calcaires, la nitrification est complète et conduit au stade nitrate ; tout l'ammonium disparaît mais n'est pas retrouvé intégralement sous forme nitrique ; le défaut de bilan de 27,5 % est vraisemblablement le résultat d'une immobilisation d'azote organique par le biofilm microbien formé et de la nitrification suivie d'une dénitrification au sein même du massif.

Pour ce même dernier cycle, sur graviers siliceux, la nitrification est incomplète ; il reste de l'ammonium et des nitrites. La persistance de la forme nitreuse peut être favorable à une dénitrification plus rapide et plus économe en matière organique (Chen et al, 1991) et explique le défaut de bilan d'azote de 38 %.

### 2.1.2. Adaptation de la microflore à des concentrations croissantes d'azote ammoniacal

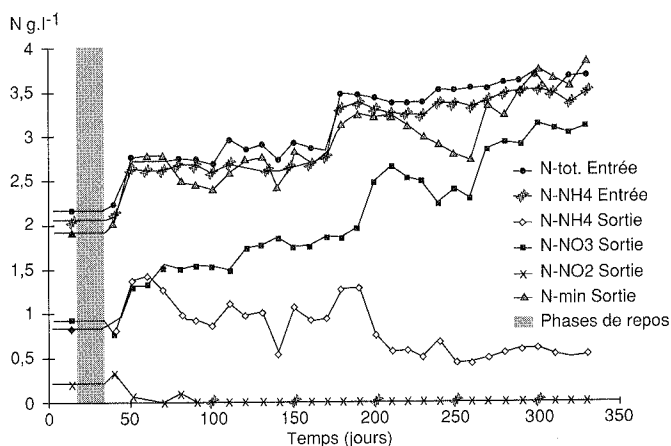
L'augmentation de la concentration en azote ammoniacal à 2 ; 2,6 et 3,2 g.l<sup>-1</sup> dans le lisier apporté sur les colonnes calcaires (figure 4) n'inhibe pas la nitrification malgré de fortes valeurs de NH<sub>3</sub> libre et on n'observe pas d'accumulation de nitrites.

L'explication du fonctionnement de la nitrification dans des conditions réputées défavorables pourrait être trouvée dans l'importance de la biomasse fixée présente et dans l'adaptation progressive aux conditions de milieu (FORD et al, 1980 ; CHEN et al, 1991). Il est à noter que nous n'avons pas trouvé de travaux mentionnant le fonctionnement de la nitrification à de telles concentrations en azote ammoniacal.

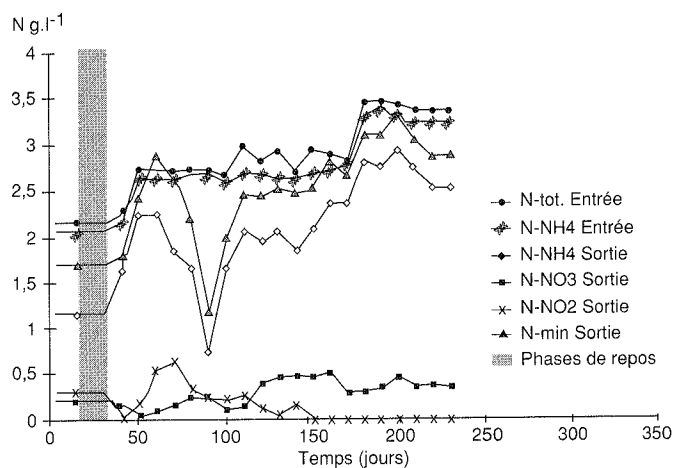
La capacité de nitrification du biofiltre est très importante et atteint 258 g.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> en régime stable (300<sup>e</sup> jour). Cependant les concentrations en azote ammoniacal résiduel restent élevées : 0,52 g.l<sup>-1</sup>.

Les colonnes de graviers siliceux ont une capacité de nitrification beaucoup plus faible (figure 5). L'azote nitrique dans les percolats ne représente jamais plus de 20 % de l'azote ammoniacal apporté à une concentration de 2,6 g.l<sup>-1</sup> ; ce pourcentage chute à 11 % pour la plus forte concentration apportée. Le défaut de réserve d'alcalinité du support explique la limite de la capacité de nitrification. Le colmatage intervenu au 230<sup>e</sup> jour et la faible nitrification feront écarter ce type de support au profit d'un gravier plus calcaire.

**Figure 4** - Évolution de la concentration moyenne des différentes formes d'azote dans les éluats recueillis à la base des colonnes de graviers calcaires à la suite de la percolation de lisiers contenant des concentrations croissantes d'azote ammoniacal



**Figure 5** - Évolution de la concentration moyenne des différentes formes d'azote dans les éluats recueillis à la base des colonnes de graviers siliceux à la suite de la percolation de lisiers contenant des concentrations croissantes d'azote ammoniacal



## 2.2. Dénitrification de l'azote des percolats avec apport de matière organique solide

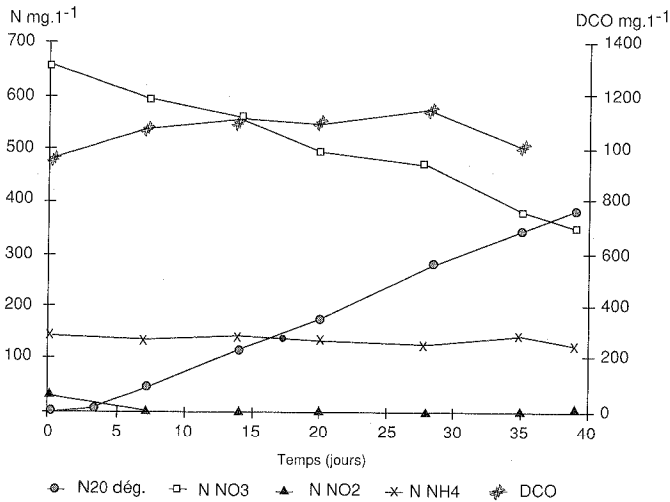
Les figures 6 et 7 montrent que l'azote des percolats peut parfaitement être éliminé après addition de paille ou de refus de tamis ; les nitrites disparaissent les premiers, il n'y a pas de réorganisation ni de libération d'ammonium à la différence d'autres milieux riches en carbone facilement utilisable (AKUNNA et al, 1993).

La dénitrification est plus rapide avec le refus de tamis qu'avec la paille pour des quantités de matière organique équivalentes. On constate par ailleurs que pour chacun des produits la vitesse de dénitrification est proportionnelle à la quantité de carbone apportée (figure 8).

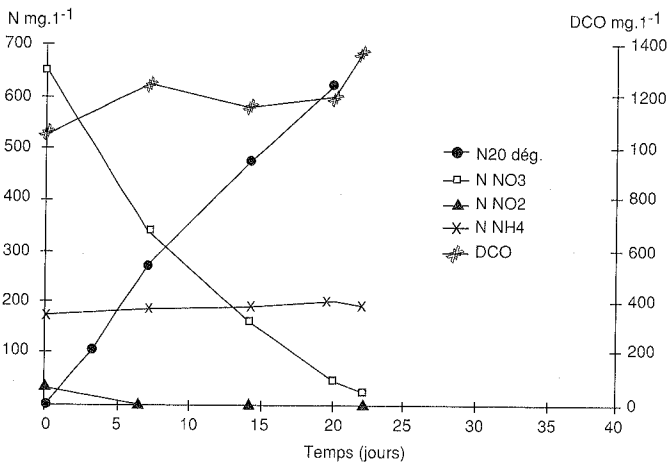
- pour la paille :  $V_1 = 1,506 + (1,84 \cdot 10^{-3}) C_1$  ( $r^2 = 0,992$ )
- pour le refus de tamis :  $V_2 = -2,8 + (7,58 \cdot 10^{-3}) C_2$  ( $r^2 = 0,976$ )

(V = vitesse de dénitrification en  $\text{mg N.l}^{-1}.\text{j}^{-1}$  et  $C_1$  et  $C_2$  = carbone apporté en  $\text{mg.C.l}^{-1}$ ).

**Figure 6** - Dénitrification de l'azote des percolats avec apports de  $4,08 \text{ g.l}^{-1}$  de carbone par la paille



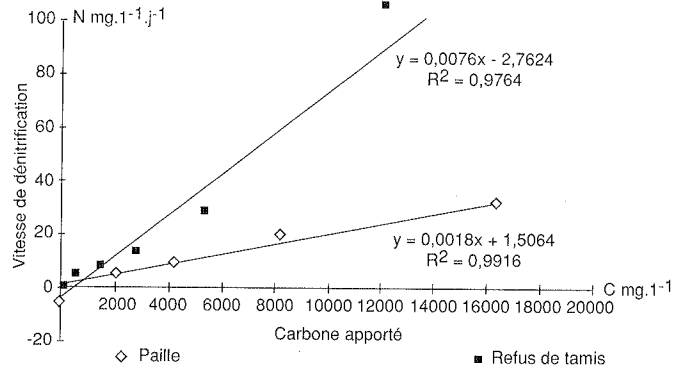
**Figure 7** - Dénitrification de l'azote des percolats avec apports de  $5,52 \text{ g.l}^{-1}$  de carbone par des refus de tamis



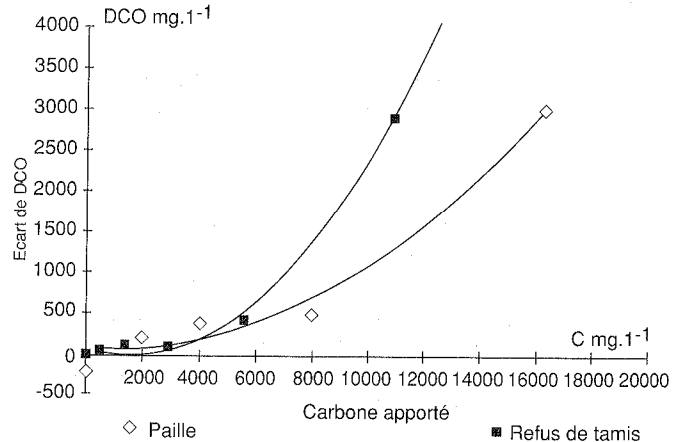
La DCO résiduelle varie très peu si la quantité de produit apporté reste inférieure à une valeur seuil qui varie avec le produit utilisé :  $8 \text{ g.l}^{-1}$  de carbone pour la paille et  $5 \text{ g.l}^{-1}$  pour le refus de tamis (figure 9).

Pour une quantité de nitrate donnée et une vitesse de dénitrification choisie l'ajustement des quantités de produit, paille ou refus de tamis, doit conduire à l'élimination totale de l'azote sans augmenter les charges organiques ou ammoniacales de l'effluent traité.

**Figure 8** - Vitesse de dénitrification dans les percolats en fonction des quantités de carbone apporté par la paille ou le refus de tamis. Les vitesses sont calculées sur 20 jours sauf pour la plus forte dose des refus de tamis (8 jours)

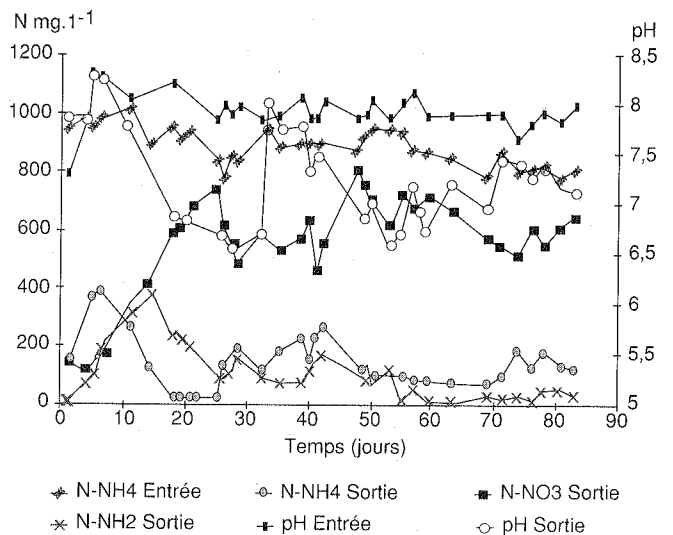


**Figure 9** - Écart de DCO dans les percolats en début et fin d'incubation en fonction des quantités de carbone apporté par la paille et le refus de tamis



**2.3. Mise en route d'un pilote de percolation-infiltration sur graviers à la ferme (figure 10)**

**Figure 10** - Évolution de la concentration des différentes formes d'azote et du pH dans le lisier apporté et les éluats recueillis à la base du massif de gravier du pilote à la ferme



L'activité nitrifiante commence très rapidement, dans les premiers jours de la mise en route ; les graviers utilisés l'année précédente dans une première expérimentation ont été mélangés aux graviers neufs et ont dû jouer un rôle d'inoculum dans le massif.

La concentration en ammonium dans le percolat diminue immédiatement et disparaît complètement après 18 jours ; une accumulation temporaire des nitrites est observée comme préalablement dans les colonnes et comme cela a été observé par ailleurs en milieu liquide (BLOUIN et al, 1990). La concentration en nitrates augmente durant toute cette période ; le pH des percolats diminue et reflète bien la mise en place de la nitrification : 54 g.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> d'azote ammoniacal sont nitrifiés durant la dernière semaine de cette période (15<sup>e</sup> au 21<sup>e</sup> jour), ce qui est du même ordre de grandeur que les performances obtenues dans une première expérimentation réalisée sur une installation de taille plus réduite (SENEZ, 1993).

Le passage d'un débit d'apport de 60 à 100 l.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> avec une même aération entraîne une augmentation de l'ammonium résiduel et une diminution temporaire des nitrates avant de revenir à une capacité de nitrification de 72 g.l<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>. Les nitrites après avoir diminué se maintiennent et fluctuent autour de 100 mg N.l<sup>-1</sup>. Le troisième régime choisi ramenant les volumes de lisier apporté à 80 l.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> et l'aération à 5 mn toutes les 45 mn n'apporte pas de résultats très différents.

Dans la quatrième phase, l'augmentation de l'aération permet une meilleure nitrification mais sans éliminer tout l'azote ammoniacal : il en reste en moyenne 100 mg.l<sup>-1</sup>.

L'élimination totale de l'azote ammoniacal n'a été obtenue que temporairement sur le massif de gravier et n'a pu être atteinte ensuite avec d'autres régimes d'apport et d'aération au cours de ces premiers mois de fonctionnement.

## CONCLUSIONS

Les études sur colonnes de laboratoire ont montré qu'il est possible d'obtenir la nitrification de l'azote des lisiers par percolation sur graviers calcaires aérés. L'activité nitrifiante n'est pas inhibée par la charge organique utilisée, ni par des concentrations en azote ammoniacal de 3,2 g.l<sup>-1</sup> ; après adaptation du biofilm elle atteint 258 g.N.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup>. Cependant pour les fortes charges la nitrification de l'ammonium n'est pas totale.

L'azote nitrifié dans les percolats peut être éliminé par dénitrification avec apport de paille ou de refus de tamis ; la vitesse de dénitrification est proportionnelle à la quantité de carbone apporté ; elle est plus grande avec le refus de tamis qu'avec la paille pour une même quantité de carbone total.

La mise en route à la ferme d'un pilote de nitrification sur massif de gravier aéré a permis une rapide nitrification de l'azote du lisier partiellement stabilisé en bassin peu profond ; cependant l'élimination de l'azote ammoniacal reste incomplète dans les conditions de fonctionnement testées au cours des 3 premiers mois de fonctionnement.

Il importe de mieux caractériser la microflore nitrifiante adaptée au milieu fortement chargé qu'est le lisier, d'apprécier la biomasse active fixée sur le gravier pour mieux définir les variations de l'activité nitrifiante en colonne de laboratoire et sur le pilote à la ferme. La connaissance des cinétiques de dénitrification peut conduire à leur optimisation pour de plus fortes charges.

La mise en place de cuves de dénitrification avec apport de refus de tamis à la ferme permettra d'apprécier les limites de la disponibilité du carbone à l'échelle d'un pilote.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AKUNNA J.C., BIZEAU C., MOLETTA R., 1992. Environ. Tech. 13, 825-836.
- ANTHONISEN A.C., LOEHR R.C., PRAKASAM T.B.S., SRINATH E.G., 1976. J. Wat. Poll. Control. Fed. 48, 835-850.
- BLOUIN M., BISAILLON J.G., BEAUDET R., ISHAQUEM, 1990. Can. J. Microbiol. 36, 273-278.
- CHEN S.K., JUAN C.K., CHEN S.S., 1991. Wat. Sci. Tech. 23, 1417-1425.
- COILLARD J. 1990. Courants. 4, 40-48.
- COUTON Y., GERMON J.C., BOIRAN, DEVROE C., 1992. Les Dossiers de la Cellule. Environnement INRA, 4, 190-195.
- FORD D.L., CHURCHWELL R.L., KOCHTICK J.W., 1980. J. Wat. Poll. Control. Fed. 52, 2726-2746.
- GERMON J.C., COUTON Y., BOIRAN, DEVROE C., 1993. Rapport du contrat de recherche, 92 051 460. Conseil Régional de Bourgogne, 14p.
- GUESSAB M., BIZE J., SCHWARTZBROD J., MAULA MORLOT M., NIVALT N., SCHWARTZBROD L., 1993. Wat. Sci. Tech. 27, 91-95.
- GUILLOTEAU J.A., LIENARD A., VACHON A., LESAVRE J., 1993. Wat. Sci. Tech. 27, 97-104.
- GUIRAUD G., FARDEAU J.C., 1977. Ann. Agron., 1977. 28, 329-333.
- HILBERTS I.B., 1990. In «Nitrates Agriculture Eau», 181-188. Paris 7-8 novembre 1990 Ed. R. Calvet, INRA Editions. 576 p.
- IUNG O., 1993. Thèse de doctorat. Sciences de l'Eau et Aménagement. Université des Sciences et Techniques du Languedoc ; Montpellier, 189 p.
- NICOLARDOT B., CHAUSSOD R., 1986. Rev. Ecol. Biol. Sol. 23, 3, 233-247.
- SENEZ L., 1993. DESS Université de Bourgogne, 50 p.
- TEN HAVE PJW, 1991. In : «Traitement and use of sewage sludge and liquide agriculture Wastes», 70-78. Ed. P. L'HERMITE. Elsevier Applied Sciences, London. 560 p.
- YOSHINARI T., KNOWLES R., 1976. Biochem. Biophys. Res. Commun. 69, 705-710.